



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Beregning av næringsstoffavrenning, inkludert kilderegnskap, i utvalgte vannområder i vannregion Vest-Viken

Vannområdene Eikeren, Drammenselva, Simoa, Lierelva, Tyrifjorden Randsfjorden, Hallingdal, Valdres og Numedalslågen

NIBIO RAPPORT | VOL. 11 | NR. 2 | 2025



Anastasija Isidorova, Sigrun H. Kværnø, Franziska K. Fischer, Stein Turtumøygard, Frank Miller, Marianne Bechmann, Anja C. Winger
Divisjon for miljø og naturresurser

TITTEL/TITLE

Beregning av næringsstoffavrenning, inkludert kilderegnskap, i utvalgte vannområder i vannregion Vest-Viken - Vannområdene Eikeren, Drammenselva, Simoa, Lierelva, Tyrifjorden Randsfjorden, Hallingdal, Valdres og Numedalslågen

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Anastasija Isidorova, Sigrun H. Kværnø, Franziska K. Fischer, Stein Turtumøygard, Frank Miller, Marianne Bechmann, Anja C. Winger

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
10.01.2025	11/2/2025	Åpen	53373	23/00426
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03639-5	2464-1162	154	0	

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Oppdragsgiver

Viken fylkeskommune/Buskerud
fylkeskommune

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Kontaktperson

Helene Gabestad/Tonje Rundbråten

STIKKORD/KEYWORDS:

Vannforurensing, nitrogen, fosfor, partikler,
avløp, jordbruk, kilderegnskap, tiltak i
landbruket

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Jord, arealbruk, vannkvalitet

SAMMENDRAG/SUMMARY:

I denne rapporten er det gjennomført et kilderegnskap for næringsstofftilførsler i deler av vannregion Vest-Viken. Inkludert i beregningene er vannområdene Eikeren, Drammenselva, Simoa, Lierelva, Tyrifjorden, Randsfjorden, Hallingdal, Valdres og Numedalslågen. Ulike kilder til avrenning av fosfor og nitrogen er kvantifisert, og det er også beregnet effekter av ulike jordbrukstiltak. Regionen er delt opp i vannområder og disse er igjen delt opp i tiltaksområder. Beregningene er gjort pr tiltaksområde ved hjelp av modellene Agricat3, AGRITIL-P, AGRITIL-N og WebGIS Avløp. Resultatene fra analysen viser at den største kilden til tilførsler av både totalfosfor (41%) og totalnitrogen (39%) i regionen er jordbruket. De 10 tiltaksområdene med høyest fosfortap hadde store arealer i høyere erosjonsrisikoklasse og høy til svært høy fosforstatus i jord. I syv av disse var det stor andel erosjonsutsatte kulturer som potet og grønnsaker. Tiltaksområdene med lite tap hadde stor andel grasareal. Skog og utmark er også en betydelig kilde, som skyldes at det er store skog- og utmarksområder i regionen, men dette er hovedsakelig naturlig avrenning som bidrar lite til eutrofieringsproblematikken. Sammenlignet med jordbruk bidrar avløp totalt for regionen noe mindre til næringsstofftilførsler, men er naturlig nok også mer konsentrert i tett befolkede områder. Resultatene antyder at det er et betydelig potensial for å redusere tapene av både fosfor og nitrogen fra jordbruksarealene i regionen gjennom ulike tiltak. Effekten av tiltakene varierer mellom

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

områdene og mellom ulike typer tiltak, mens beste effekten (opptil 80% reduksjon i totalfosfortap) oppnås av kombinasjon av simulerte tiltak for totalfosfor (stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, redusert P_{AL}). For nitrogen var fangvekst på alt kornareal det mest effektive simulerte tiltaket (opptil 30% reduksjon i nitrogentapet). Jordbruks- og avløpssektoren må bidra med tiltak der det er nødvendig, med hensyn til total belastning, økologisk tilstand og miljømål i de enkelte vannforekomstene, men her er det kun tiltak i jordbrukssektoren som er modellert.

LAND/COUNTRY: Norge
FYLKE/COUNTY: Akershus
KOMMUNE/MUNICIPALITY: Ås
STED/LOKALITET: Ås

GODKJENT /APPROVED



THOMAS HARTNIK

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



ANJA CELINE WINGER



Forord

Etter oppdrag fra Viken fylkeskommune og senere Buskerud fylkeskommune, etter oppløsning av Viken, har NIBIO utført beregninger av næringsstoffavrenning for 9 vannområder i Vannregion Vest-Viken. De ni områdene er vannområdene Eikeren, Drammenselva, Simoa, Lierelva, Tyrifjorden Randsfjorden, Hallingdal, Valdres og Numedalslågen

Oppdraget omfatter oppsett av kilderegnskap med beregning av fosfor- og nitrogentilførseler ved hjelp av modellene Agricat 3, AGRITIL-P, AGRITIL-N og WebGis Avløp.

Prosjektleder ved NIBIO har vært Anja Celine Winger og Anastasija Isidorova. Anastasija og Sigrun H. Kværnø har hatt ansvaret for beregning av jord- og fosfortap fra jordbruksareal, samt fosfor- og nitrogentap fra annen arealbruk. Franziska Fischer og Marianne Bechmann har hatt ansvaret for beregning av nitrogentap fra jordbruksareal. Frank Miller og Stein Turtumøygard har hatt ansvaret for å beregne avrenning fra spredt og kommunalt avløp.

Prosjektet inkluderer et forprosjekt hvor vannområdene ble delt inn i nedbørfeltbaserte tiltaksområder tilpasset formålet, og et underveis-prosjekt. Underveis i prosjektet benyttet vi en tredjepart Ambita Infoland for å beregne antall personer knyttet til ledningsnett i de ulike tiltaksområdene og koble adresser på separate avløpsanlegg med punkter kartet, da dette var krevende for kommunen å fremskaffe informasjon om. Øvrige avløpsdata har vi fått av kommunene med areal i de aktuelle vannområdene.

Vi takker for oppdraget, og for fint samarbeid med de ni vannområdene, vannregionen og de tilhørende kommunene.

Ås, 08.01.2025

Anja C. Winger

Innhold

1	Innledning.....	8
1.1	Bakgrunn for prosjektet.....	8
1.2	Mål for prosjektet.....	9
2	Materialer og metoder	10
2.1	Områdebeskrivelse.....	10
2.2	Inndeling i geografiske enheter (tiltaksområder).....	10
2.3	Beregning av fosfor- og nitrogentilførsler	11
2.3.1	Beregning av tilførsler fra privat og kommunalt avløp	11
2.3.2	Beregning av fosfortilførsler fra jordbruk	13
2.3.3	Beregning av nitrogentilførsler fra jordbruk	17
2.3.4	Beregning av fosfor- og nitrogentilførsler fra andre kilder	18
2.4	Usikkerheter i resultatene	19
3	Resultater for hele regionen	22
3.1	Kilderegnskap fosfor	22
3.2	Kilderegnskap nitrogen.....	23
4	Resultater for vannområde Drammenselva	26
4.1	Om vannområdet	26
4.2	Kilderegnskap for fosfor	27
4.3	Kilderegnskap for nitrogen	29
4.4	Tilførsler fra privat avløp	30
4.5	Tilførsler fra kommunalt avløp	30
4.6	Tilførsler fra jordbruk	31
4.7	Tilførsler fra andre kilder	32
4.8	Tiltakseffekter på jordbruksavrenning	33
4.8.1	Tiltak mot jord- og fosfortap	33
4.8.2	Tiltak mot nitrogentap	36
4.9	Oppsummering	37
5	Resultater for vannområde Eikeren	39
5.1	Om vannområdet	39
5.2	Kilderegnskap for fosfor	40
5.3	Kilderegnskap for nitrogen	41
5.4	Tilførsler fra privat avløp	43
5.5	Tilførsler fra kommunalt avløp	43
5.6	Tilførsler fra jordbruk	44
5.7	Tilførsler fra andre kilder	45
5.8	Tiltakseffekter på jordbruksavrenning	46
5.8.1	Tiltak mot jord- og fosfortap	46
5.8.2	Tiltak mot nitrogentap	49
5.9	Oppsummering	50
6	Resultater for vannområde Hallingdal	52
6.1	Om vannområdet	52

6.2	Kilderegnskap for fosfor	53
6.3	Kilderegnskap for nitrogen	55
6.4	Tilførsler fra privat avløp	56
6.5	Tilførsler fra kommunalt avløp	56
6.6	Tilførsler fra jordbruk	57
6.7	Tilførsler fra andre kilder	59
6.8	Tiltakseffekter på jordbruksavrenning	60
6.8.1	Tiltak mot jord- og fosfortap	60
6.8.2	Tiltak mot nitrogentap	63
6.9	Oppsummering	64
7	Resultater for vannområde Lierelva	66
7.1	Om vannområdet	66
7.2	Kilderegnskap for fosfor	67
7.3	Kilderegnskap for nitrogen	68
7.4	Tilførsler fra privat avløp	69
7.5	Tilførsler fra kommunalt avløp	69
7.6	Tilførsler fra jordbruk	70
7.7	Tilførsler fra andre kilder	71
7.8	Tiltakseffekter på jordbruksavrenning	71
7.8.1	Tiltak mot jord- og fosfortap	71
7.8.2	Tiltak mot nitrogentap	73
7.9	Oppsummering	74
8	Resultater for vannområde Numedalslågen	76
8.1	Om vannområdet	76
8.2	Kilderegnskap for fosfor	78
8.3	Kilderegnskap for nitrogen	80
8.4	Tilførsler fra privat avløp	82
8.5	Tilførsler fra kommunalt avløp	82
8.6	Tilførsler fra jordbruk	83
8.7	Tilførsler fra andre kilder	86
8.8	Tiltakseffekter på jordbruksavrenning	86
8.8.1	Tiltak mot jord- og fosfortap	87
8.8.2	Tiltak mot nitrogentap	91
8.9	Oppsummering	93
9	Resultater for vannområde Randsfjorden	94
9.1	Om vannområdet	94
9.2	Kilderegnskap for fosfor	97
9.3	Kilderegnskap for nitrogen	98
9.4	Tilførsler fra privat avløp	100
9.5	Tilførsler fra kommunalt avløp	101
9.6	Tilførsler fra jordbruk	101
9.7	Tilførsler fra andre kilder	103
9.8	Tiltakseffekter på jordbruksavrenning	104
9.8.1	Tiltak mot jord- og fosfortap	104
9.8.2	Tiltak mot nitrogentap	108
9.9	Oppsummering	110

10 Resultater for vannområde Simoa	111
10.1 Om vannområdet	111
10.2 Kilderegnskap for fosfor	112
10.3 Kilderegnskap for nitrogen	113
10.4 Tilførsler fra privat avløp	114
10.5 Tilførsler fra kommunalt avløp	115
10.6 Tilførsler fra jordbruk	115
10.7 Tilførsler fra andre kilder	116
10.8 Tiltakseffekter på jordbruksavrenning	117
10.8.1 Tiltak mot jord- og fosfortap	117
10.8.2 Tiltak mot nitrogentap	119
10.9 Oppsummering	120
11 Resultater for vannområde Tyrifjorden	121
11.1 Om vannområdet	121
11.2 Kilderegnskap for fosfor	123
11.3 Kilderegnskap for nitrogen	125
11.4 Tilførsler fra privat avløp	126
11.5 Tilførsler fra kommunalt avløp	127
11.6 Tilførsler fra jordbruk	127
11.7 Tilførsler fra andre kilder	130
11.8 Tiltakseffekter på jordbruksavrenning	131
11.8.1 Tiltak mot jord- og fosfortap	131
11.8.2 Tiltak mot nitrogentap	135
11.9 Oppsummering	136
12 Resultater for vannområde Valdres	138
12.1 Om vannområdet	138
12.2 Kilderegnskap for fosfor	139
12.3 Kilderegnskap for nitrogen	141
12.4 Tilførsler fra privat avløp	142
12.5 Tilførsler fra kommunalt avløp	143
12.6 Tilførsler fra jordbruk	143
12.7 Tilførsler fra andre kilder	145
12.8 Tiltakseffekter på jordbruksavrenning	146
12.8.1 Tiltak mot jord- og fosfortap	146
12.8.2 Tiltak mot nitrogentap	149
12.9 Oppsummering	150
13 Konklusjon	152
14 Referanser	153

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for prosjektet

Tilførsler av næringsstoffer som fosfor og nitrogen til vann og vassdrag er en naturlig del av kretsløpet, og en viktig kilde til næring i nærliggende og lavendeliggende arealer. Men, når arealene benyttes til skogsdrift, matproduksjon, vei, industri og annen urbanstruktur, endres denne næringsbalansen og tilførsler av jordpartikler og næringsstoffer kan øke. Økte tilførsler av fosfor og nitrogen til overflatevann, fører til eutrofiering (overgjødning) og dårlig vannkvalitet i bekker, elver, innsjøer og havområder. Overvåkingsdata fra norske innsjøer viser at det er moderat, dårlig eller svært dårlig økologisk tilstand i 40-50% av innsjøene i vannregionene på Østlandet (Solheim m.fl. 2022). I Oslofjorden er det konstatert overkonsentrasjon av nitrogen etter mange år med økte nitrogentilførsler fra denne regionen (Staalstrøm m.fl. 2022). Næringsstoffene tilføres via diffus avrenning fra alle slags arealer, både naturlige og antropogent påvirkede, og fra punktutslipp fra f.eks. industri og avløp. Jordbruk og avløp er ofte de største tilførselskildene.

Mens overvåking av vannkvalitet i form av konsentrasjoner av partikler, fosfor og nitrogen gir en indikasjon på økologisk tilstand i vannforekomster som prøvetas, og til en viss grad også størrelsesorden på tilførsler til disse vannforekomstene, må det modellberegninger til for å framskaffe tilsvarende informasjon der det ikke gjøres målinger. Modellberegninger kan også brukes til å vurdere bidrag fra ulike kilder og effekter av mulige tiltak. På nasjonal skala gjøres årlige beregninger av tilførsler fra ulike kilder med TEOTIL-modellen (Sample m.fl. 2024). På mindre skala er mer detaljerte data, og modeller tilpasset dette, nødvendig. En slik modell er Agricat2 (Kværnø m.fl. 2014a), som har vært brukt sammen med andre metoder til beregning av tilførsler, kilderegnskap og tiltakseffekter i mange områder, f.eks. i store deler av Glomma vannregion (Kværnø m.fl. 2014b) og i de delene av Vest-Viken vannregion som omfatter Vestfold og Telemark (Krzeminska m.fl. 2019). I resten av Vest-Viken vannregion har slike analyser ikke vært gjort, med unntak av i deler av Randsfjorden vannområde (Bechmann m.fl. 2022).

NIBIO har følgelig fått i oppdrag av Viken (nå Buskerud) Fylkeskommune å beregne næringsstofftap fra ulike kilder, samt effekter av jordbrukstiltak, for de delene av Vest-Viken der slike beregninger ikke har vært gjort tidligere (Figur 1.1). Det inkluderer vannområdene Drammenselva, Eikeren, Hallingdal, Lierelva, Randsfjorden, Simoa, Tyrifjorden og Valdres og Numedalslågen.

Området rapporten dekker, er på 23 114 km² og utgjør 6% av Norges areal. Det strekker seg fra fjell til fjord, med varierende vannkvalitet og belastninger i de ulike delene. I nord og vest er det mye fjell og skog og relativt sparsomt befolket, mens i den sørøstlige delen er det tettere befolket og mye jordbruksproduksjon. Vannforekomster med moderat eller dårligere økologisk tilstand forekommer i alle vannområdene.



Figur 1.1 Kart over området som inngår i beregningene, inkludert grenser for vannområdene.

1.2 Mål for prosjektet

Målet med dette arbeidet har vært å beregne tilførsler av fosfor og nitrogen fra ulike kilder til vannforekomstene vannområdene Eikerén, Drammenselva, Simoa, Lierelva, Tyrifjorden Randsfjorden, Hallingdal, Valdres og Numedalslågen (Figur 1.1), og sammenstille resultatene av disse beregningene i en samlet rapport. Vannforekomstene påvirkes av mange ulike faktorer, hvorav arealavrenning av næringsstoffer er en av de viktigste påvirkningene. Næringsstoffavrenningen skyldes ulike påvirkninger og kommer fra flere kilder. To av disse kildene er avrenning fra skog og utmark, og fra vann (her benevnt som vanddeposisjon). Disse kildene kan være store om disse arealene er store. Disse kildene er med for å vise også de naturlige tilførslene, og slik skille disse fra de menneskeskapte kildene. Disse kildene kan være store, men konsentrasjonene er lave og de bidrar i liten grad til eutrofiering. Deler av tilførslene fra jordbruk må også regnes som naturlig bakgrunnsavrenning, men hvor mye dette utgjør av total tilførsel fra jordbruksarealene, er ikke beregnet i dette prosjektet.

Av praktiske årsaker, beskrevet under metodekapittelet, deles vannområdene opp i mindre enheter, såkalte «tiltaksområder». I tiltaksområdene beregnes tilførslene fra de ulike kildene, samt mulighet for å redusere avrenning fra jordbruket gjennom ulike tiltaksscenarioer. Målet med dette er at det skal være enklere å sette inn «rett tiltak på rett plass». Slik vil analysen forbedre tiltakshaveres muligheter for å gjøre nettopp dette og dermed ha større mulighet for å oppnå god vannkvalitet i de ulike vannforekomstene innen fristen, slik det er målsatt i de regionale vannforvaltningsplanene.

Oppdraget inkluderer ikke en vurdering av avlastning (hvor mye tilførslene må reduseres med for å nå målet for økologisk status) eller anbefalinger til tiltaksgjennomføring, men det er gjort beregninger av tiltakseffekter knyttet mot jordbruksdriften. Resultatene fra disse beregningene blir beskrevet for hvert tiltaksområde og gir forvaltningen et grunnlag for å vurdere effekten av ulike tiltak i de ulike tiltaksområdene.

2 Materialer og metoder

I denne rapporten presenteres beregnede verdier for tap av jordpartikler, fosfor og nitrogen fra ulike forurensningskilder i alle vannområdene i Drammensvassdraget, samt i vannområde Numedalslågen. Beregningene er gjort med ulike modeller og koeffisientbaserte metoder, basert på et datagrunnlag som består av offentlig tilgjengelige kart og registerdata samt et utvalg data som ligger i NIBIOs interne databaser. Datagrunnlag, modeller og koeffisienter er beskrevet i større detalj i avsnittene under.

2.1 Områdebeskrivelse

De delen av vannregion Vest-Viken rapporten dekker (Figur 1.1) er det totalt 58% skog og myr, 12% åpen fastmark som fjell o.l. og 7% innsjøer/ferskvann (Tabell 2.1). Dyrka mark (fulldyrka og overflatedyrka jord) utgjør 3,7% av arealet, som tilsvarer totalt 853 653 daa, mens innmarksbeite forekommer på 0,7% av arealet. Bebyggelse og samferdsel forekommer på 1,6% av arealet. Arealbruk er ikke kartlagt på om lag 16% av arealet, på disse arealene er det hovedsakelig fjell og skog.

Tabell 2.1 Arealfordeling (%) mellom ulike arealtyper for hele området ifølge NIBIOs arealressurskart AR5.

Arealtype	Areal, %
11 Bebygd	1,1 %
12 Samferdsel	0,5 %
21 Fulldyrka jord	3,6 %
22 Overflatedyrka jord	0,1 %
23 Innmarksbeite	0,7 %
30 Skog	51,8 %
50 Åpen fastmark	12,3 %
60 Myr	5,9 %
70 Snø/isbre	0,0 %
81 Ferskvann	7,4 %
82 Hav	0,3 %
99 Ikke kartlagt	16,3 %

Klimaet i området strekker seg fra kystklima med milde vintre og svale somre i sørøst til fjellklima med kaldere vintre og somre i nord og vest. I de kystnære sørlige delene er normal årstemperatur 7 grader Celsius mens i fjellområdene er årsgjennomsnitt under null grader.

Store deler av regionen ligger over marin grense, og domineres av morene- og forvittringsjord, humusdekke, blokkhav og bart fjell. I dalførene er det ofte elve- og breelvavsetninger. Jordartene over marin grense er hovedsakelig sand, leittleire eller silt. Under marin grense dominerer marine havavsetninger, hovedsakelig leirjord, men med innslag av grovere strandavsetninger og morenejord (sand, silt og leittleire), innsjø- og elveavsetninger (silt og sand).

Jordbruket i regionen varierer med klima, terreng og jordsmonn, med hovedvekt på grasproduksjon i de nordlige og vestlige delene, og økende kornproduksjon mot sørøst. I enkelte områder er det også betydelig produksjon av potet og grønnsaker, og/eller frukt og bær.

2.2 Inndeling i geografiske enheter (tiltaksområder)

Beregningsmodellene kan brukes på ulike skalaer, avhengig av formålet med beregningene og av detaljeringsgraden i grunnlagsdataene. I dette prosjektet var det ønskelig å framskaffe resultater for

hvert enkelt vannområde, men også for «tiltaksområdene». For inndeling av vannområdene i tiltaksområder, ble kart over nasjonal hydrografisk inndeling av vassdrag i Norge ([REGINE; datasett fra NVE](#)) og kart over vannforekomster ([datasett fra Miljødirektoratet](#)) brukt som utgangspunkt. REGINE-enheter med noenlunde lik påvirkning og økologisk tilstand ble slått sammen for å lage representative tiltaksområder med naturlig avgrensning (nedbørsfelt). Noen tiltaksområder ble inndelt langs fylkesgrensen etter forespørsel av vannområdene. I de fleste tilfellene (med noen få unntak) ble det sørget for at det var minst 4-5000 daa dyrka mark innenfor hvert tiltaksområde, ettersom små arealer kan medføre høy usikkerhet i resultatene fra modellene. Det resulterte i totalt 86 tiltaksområder fordelt på de ni vannområdene. Inndelingen i tiltaksområder ble godkjent av vannområdene før beregningene ble gjennomført.

2.3 Beregning av fosfor- og nitrogentilførsler

Rapporten presenterer beregnede tilførsler av jordpartikler og næringsstoffer i alle de 86 tiltaksområdene i regionen. Med tilførsler menes her tap fra ulike areal typer (jordbruk, utmark, bebyggelse, samferdsel), renseanlegg og avløpsnett til såkalt første-ordens resipient, dvs. nærmeste bekk, elv eller innsjø. Tilførslene som er beregnet for de enkelte tiltaksområdene inkluderer ikke tilførsler fra tiltaksområder som ligger oppstrøms. Det er ikke beregnet retensjon i vann, dvs. tilbakeholdelse av jordpartikler og næringsstoffer gjennom prosesser som sedimentasjon, opptak i vannlevende organismer e.l.

Nitrogen (N) og fosfor (P) opptrer i ulike former, og dette gjenspeiles i beregningene. Totalnitrogen (TN) inkluderer nitrat-nitrogen og andre uspesifiserte nitrogenforbindelser (ammonium og organisk nitrogen), men kun totalnitrogen rapporteres her. Totalfosfor (TP) inkluderer partikkelbundet fosfor og løst fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$). I rapporten rapporteres totalfosfor og løst fosfat. Benevnelsene «fosfor» og «nitrogen» er også brukt i rapporten, og referer da til totalfosfor og totalnitrogen, eller til grunnstoffene mer generelt. Forkortelsene N, P, TN, TP, og $\text{PO}_4\text{-P}$ er hovedsakelig kun brukt i benevninger, formler, figurer og tabeller. Tap av jordpartikler, N- og P-forbindelser fra landarealene til vann angis som total mengde i kg eller tonn, eller som mengde per arealenhet i kg/dekar eller g/dekar.

I dette prosjektet er det satt likhetstegn mellom beregnet løst fosfat og biotilgjengelig fosfor. Biotilgjengelig fosfor består av løst fosfat samt en del av det partikkelbundne fosforet (Øgaard m.fl. 2012). Avhengig av oppholdstiden i innsjøen og algenes evne til å trekke ut fosfor av partiklene vil en større eller mindre del av det partikkelbundne fosforet være tilgjengelig for algevekst. Det er usikkert hvor mye av det partikkelbundne fosforet som på lang sikt vil kunne bli tilgjengelig for algene. Beregningen av løst fosfat inkluderer fosfat som er løst ut fra partikler, mens beregningen av partikkelbundet fosfor ekskluderer fosfat som er løst ut fra partikler.

Fosforinnhold i jord angis som lettløselig (plantetilgjengelig) fosfor (P-AL), i mg P/100 g jord.

2.3.1 Beregning av tilførsler fra privat og kommunalt avløp

2.3.1.1 Privat avløp

Fosfor- og nitrogentilførsler fra privat avløp (dette inkluderer husstander med private avløpsanlegg som ikke er koblet på det kommunale avløpsnettet) er beregnet for hvert anlegg på grunnlag av anleggets type, alder, bygningstype og avstand til resipient. Tiltaksområde og resipientavstand er beregnet ved GIS-kobling av koordinater mot digitale kart over vannforekomster og tiltaksområder. For alle de ca. 47.000 anleggene er utslipp av totalfosfor og totalnitrogen til resipient beregnet med avløpsmodellen WebGIS avløp (Turtumøygard og Hensel, 2021). Kvaliteten på mottatte data er varierende, og datagrunnlaget noe mangelfullt.

Ettersom avløpsdata registreres hos den enkelte kommune, er denne typen beregninger avhengig av at kommunen fremskaffer de nødvendige data om avløpsanleggene. Ikke alle kommuner har hatt denne

oversikten, og noen kommuner har ikke hatt anledning til å fremskaffe den. Datakvaliteten er derfor i noen tilfeller noe begrenset og vi har gjort noen forenklinger.

Vi har benyttet følgende data for utslippsberegninger fra privat avløp:

- Anleggstype (1-14 (Turtumøygard og Hensel, 2021))
- Anleggsår
- Bygningstype (bolig eller hytte)
- Antall husstander eller personer
- Koordinater eller Kommunenummer/Gnr/Bnr

For store deler av datamaterialet mangler nøyaktig stedfesting. Dette er nødvendig for å plassere anlegget i riktig tiltaksområde og beregne avstand til resipient. For anlegg som bare har en gateadresse (ca. 7 600 anlegg), er jobben med å koble inn koordinatene gjort av Ambita Infoland på oppdrag for NIBIO (gjelder kommunene Flå, Gol, Hemsedal, Nesbyen, Nore og Uvdal og Ål). For ca. 1 200 anlegg, som ikke lot seg koble vha. gateadresse, har vi brukt samme koordinater som antatt nærmeste koordinatfestede anlegg. Dette er en usikker metode, og vi anbefaler at de berørte kommunene foretar en mer nøyaktig kartlegging av sine private avløpsanlegg.

Anleggsåret mangler for mange av anleggene, og for disse har vi anslått 1990. Det er et pessimistisk anslag som antagelig vil gi litt for høye utslippstall.

Der bygningstype mangler, har vi anslått helårsbolig. For fritidsboliger har vi antatt en gjennomsnittlig årlig brukstid på 4 måneder. Næringsbygg, verkstedbygninger, fabrikker og grendehus er kodet som boliger, fordi vi antar det mest pessimistiske alternativet, dvs. stor belastning i perioder.

For anlegg som mangler opplysninger om antall personer, har vi benyttet en gjennomsnittsverdi på 2,4 personer pr husstand.

2.3.1.2 Kommunalt avløp

Lekkasjer fra avløpsnett beregner NIBIO og lekkasjer fra avløpsrenseanlegg henter NIBIO inn fra SSB eller via vannområdene dersom det mangler informasjon om anleggene hos SSB. Beskrivelse av de ulike delene følger under.

Lekkasjer fra kommunalt avløpsnett

Lekkasjer fra kommunalt avløpsnett er beregnet på grunnlag av data om ledningsnett og antall tilknyttede personer.

For å få knyttet lekkasjer fra avløpsnett til rett tiltaksområde, trenger vi informasjon om hvor mange personer som er knyttet til nettet i de enkelte tiltaksområdene. Det har vært krevende for mange kommuner å beregne dette. Ambita Infoland har gjort en forenklet beregning av antall husstander innenfor en avstand på 200 meter fra avløpsledningene, i de kommunene der dette var nødvendig (gjelder kommunene Asker, Drammen, Lier, Øvre Eiker, Modum, Flå, Nesbyen, Gol, Hemsedal, Ål, Hol, Sigdal, Nordre Land, Sør-Aurdal, Nord-Aurdal, Vestre Slidre, Vang, Holmestrand, Sandefjord og Larvik). Vi velger så å anta at disse husstandene er tilknyttet. Dette er usikkert, og kvaliteten kan forbedres betydelig i en fremtidig beregning, dersom kommunene kan fremskaffe mer presise tall for antall tilknyttede personer pr tiltaksområde. For områder der vi kun har husstander er følgende metode benyttet

- Vi har beregnet antall tilknyttede personer som 2,4 pr bolig og 0,8 pr fritidsbolig.
- For hver person er det antatt en gjennomsnittlig tilførsel på 0,66 kg TP/år og 4,4 kg TN/år.
- Fra oppdragsgiver har vi mottatt digitale kart over kommunale avløpsnett med data om anleggsår.

Der anleggsåret ikke er oppgitt, har vi konservativt antatt at dette er eldre enn 1970. Andel av ledningsnett bygget før 1970 er gjennomsnittlig ca. 37%, og varierer fra ca. 10% (Numedalslågen) til ca. 63% (Simoa).

For ledningsnett bygget før 1970 har vi benyttet en gjennomsnittlig årlig lekkasje på 6%. For nyere avløpsledninger benyttes 3% lekkasje. Lekkasje beregnes utfra den totale fosfor- og nitrogen-tilførselen til ledningsnett. Lekkasje av totalfosfor pr år beregnes derved som:

$$P \text{ Lekkasje } \left(\frac{\text{kg P}}{\text{år}} \right) = \frac{P \text{ tilførsel } \left(\frac{\text{kg P}}{\text{år}} \right) * \left(\frac{\text{Andel ledningsnett bygget før 1970}}{100} * 0,06 + \left(100 - \frac{\text{Andel ledningsnett bygget før 1970}}{100} \right) * 0,03 \right)}{100} \quad \text{Formel 1}$$

Lekkasje av totalnitrogen pr år beregnes som:

$$N \text{ Lekkasje } \left(\frac{\text{kg N}}{\text{år}} \right) = \frac{N \text{ tilførsel } \left(\frac{\text{kg N}}{\text{år}} \right) * \left(\frac{\text{Andel ledningsnett bygget før 1970}}{100} * 0,06 + \left(100 - \frac{\text{Andel ledningsnett bygget før 1970}}{100} \right) * 0,03 \right)}{100} \quad \text{Formel 2}$$

Tilførselene til ledningsnett (totalfosfor- og totalnitrogen-tilførsel) beregnes som:

$$P \text{ tilførsel } \left(\frac{\text{kg P}}{\text{år}} \right) = 0,66 * (\text{Antall boliger} * 2,4 + \text{Antall hytter} * 0,8) \quad \text{Formel 3}$$

$$N \text{ tilførsel } \left(\frac{\text{kg N}}{\text{år}} \right) = 4,4 * (\text{Antall boliger} * 2,4 + \text{Antall hytter} * 0,8) \quad \text{Formel 4}$$

Der et sammenhengende avløpsnett strekker seg over flere tiltaksområder, fordeler vi lekkasjene i forhold til lengden på ledningsnett innen det enkelte tiltaksområde. Dette gir noe usikkerhet i beregningene.

Vi vet lite om hvor lekkasjene befinner seg, og har derfor antatt verste alternativ, dvs. at lekkasjene går direkte til resipienten uten rensing i terrenget.

Utslipp fra kommunale renseanlegg.

Vi har mottatt navn på 103 kommunale renseanlegg i de berørte vannområdene. For 95 av disse er utslipp av TP og TN hentet fra SSB¹, resten har vi hentet inn via vannområdelederne. SSB statistikken inkluderer overløp i anleggene og lekkasjer fra anlegget og er beregnet til 5% av innløpsmengden.

Renseanleggene ble tildelt et tiltaksområde hvor utslippspunktet til renseanlegget ligger. Utslipp av TP og TN ble summert per tiltaksområde.

Overløp

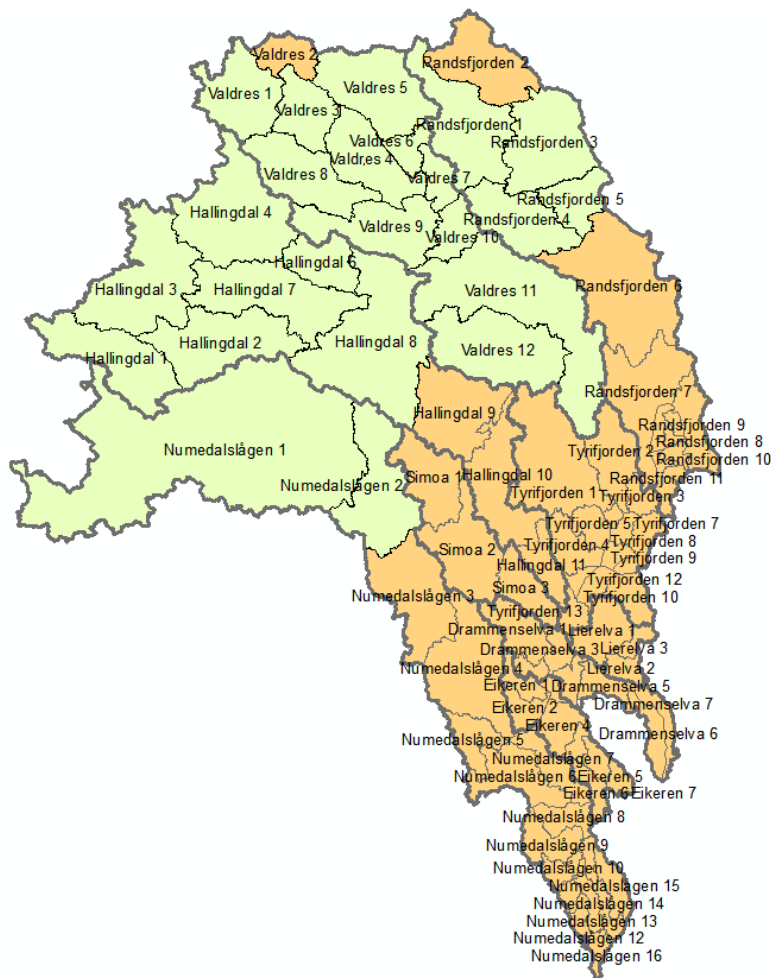
Vi har ikke hentet inn tall fra kommunen for å beregne utslipp fra overløp. Dersom vannområdene har tall på dette, kan det legges til våre beregninger.

2.3.2 Beregning av fosfortilførsler fra jordbruk

Fosfortap fra jordbruksarealene er beregnet med modellene Agricat 3 (Kværnø m.fl., upubl.) og AGRITIL-P (Kværnø m.fl., 2024). Dette er enkle, empiriske modeller som er utviklet ved NIBIO. Modellene beregner tap av jordpartikler, partikkelbundet fosfor og løst fosfat fra jordbruksareal. Begge modellene bygger på modellen Agricat 2 (Kværnø m.fl. 2014a), og skiller seg hovedsakelig i hvor detaljerte inputdata som brukes i modellene. Agricat 3 krever mer detaljerte inputdata enn AGRITIL-P. I dette prosjektet er Agricat 3 brukt i tiltaksområder der dekningsgrad av jordsmonnkart er god (>70 %), og AGRITIL-P er brukt i resten av tiltaksområdene (de fleste tiltaksområdene i Hallingdal og

¹ <https://www.ssb.no/statbank/table/05280/>

Valdres, samt noen tiltaksområder i Randsfjorden og Numedalslågen), som har en dekningsgrad av jordsmonnkart på mindre enn 30 % av jordbruksarealet (Figur 2.1).



Figur 2.1 Tiltaksområdene som modellene er brukt i. I de oransje områdene er Agricat 3 brukt, mens i de grønne områdene er AGRITIL-P brukt.

2.3.2.1 Jordtap og partikkelbundet fosfor (PP)

Agricat 3 og AGRITIL-P beregner jordtapet med utgangspunkt i kart over erosjonsrisiko ved høstpløying, modifisert gjennom empiriske formler («jordarbeidings-faktorer») for å representere effekten av aktuell drift (vekst og jordarbeiding). Erosjonsprosesser som er representert i modellene, er jordtap gjennom drengrofter, flate-/tynnsjiktrosjon, rilleerosjon og drågerosjon. Jordtapet modifiseres videre ved retensjon (tilbakeholdelse) i en eventuell grasdekt kantsone, retensjon og reduksjon pga. grasdekte vannveier i dråg, og deretter ved retensjon i en eventuell fangdam. Modellen tar hensyn til samspillseffekter mellom ulike tiltak. Jordarbeidingsfaktorene og retensjonsprosentene beregnes utfra empiriske formler basert på målinger i hovedsakelig norske feltforsøk.

Tap av partikkelbundet fosfor beregnes utfra jordtapet og fosforinnhold på jordpartiklene. Fosforinnholdet beregnes vha. empiriske formler utfra fosforstatus i jord (P-AL) og jordart, og tar hensyn til at fosforinnholdet er høyere på de minste jordpartiklene. Beregningene gjøres for små enheter (kartflater) med unike egenskaper, og resultatene summeres deretter for å representere større enheter, i dette tilfellet først vannforekomster, så tiltaksområder. I Agricat 3 er flatene i jordsmonnkartet brukt som beregningsenheter, og egenskaper som jordartsklasse, og tall for erosjonsrisiko i kg/daa brukes slik det foreligger for flaten. Ett enkelt tiltaksområde kan da inneholde hundrevis av beregningsenheter. I AGRITIL-P er alle flater med samme erosjonsrisiko

slått sammen for hver REGINE-enheter, og representert ved arealveid gjennomsnittlig erosjonsrisiko i kg/daa og fordeling av jordartklasser i %. Da vil det være maksimalt én til fire beregningsenheter i hver REGINE-enhet. Resultatene fra REGINE-enhetene summeres opp for hvert tiltaksområde.

Beregninger gjort i AGRITIL-P inkluderer også tap av jordpartikler og fosfor fra beitearealer, mens dette ikke er tilfelle for beregninger gjort i Agricat 3. For tiltaksområdene der Agricat 3 er brukt, er tap fra beite beregnet med samme metode som for andre kilder (se avsnitt 2.2.4), for alt areal som er klassifisert som arealtype 23 (innmarksbeite) i AR5-kartet, med en fosfortapskoeffisient på 15 g TP/daa, hvorav 50 % er antatt å være løst fosfat (biotilgjengelig).

Agricat 3 og AGRITIL-P beregner *ikke* retensjon av partikler og fosfor (sedimentasjon av partikler og partikkelbundet fosfor, opptak av løst fosfat i vannlevende organismer etc.) i bekker og innsjøer. Dette er en viktig begrensning, og betyr at resultatet fra modellen representerer tilførsler til nærmeste bekk, elv eller innsjø.

I tiltaksanalyser kjøres først modellene for to referansesituasjoner: 1) faktisk/aktuell drift for arealene et gitt år, og 2) høstpløying på alt kornareal og på resten av arealet som i punkt 1). Deretter beregner modellene fosfortap for utvalgte «scenarier», som kan representere enkelttiltak eller kombinasjoner av tiltak. I dette prosjektet er året **2020** valgt som referanseår for faktisk drift og tilførselsberegninger. Effekter av tiltaksgjennomføringen viser endringer i forhold til referansesituasjon med høstpløying på alt kornareal. Se ellers avsnitt for 2.3.2.3 for beskrivelse av tiltaksscenarioer som er beregnet i dette prosjektet.

Modellene bruker en rekke kart og tabeller som grunnlag (inputdata) for beregningene. I dette prosjektet er det brukt følgende datakilder som input til Agricat 3:

- **Tiltaksområder** (NIBIO, via NVEs nedbørfeltkart REGINE): Kartet er utarbeidet i forprosjekt «Del 1 - Utforming av nedbørfeltgrenser til bruk ved beregning av jordbruksavrenning med Agricat 2 i Drammensvassdraget», i samråd med vannområdene. REGINE-enheter er slått sammen til «tiltaksområder» med betydelig jordbruksareal (>4000 daa i de fleste tiltaksområdene) (se avsnitt 2.2).
- **Jordsmonnkart** (NIBIO, versjon fra august 2023): Kart med klasseverdier for teksturklasse og bakkeplanering.
- **Flateerosjonskart** (NIBIO, versjon fra august 2023): Kart over flater inndelt i fire erosjonsrisikoklasser, der erosjonsrisiko refererer til prosessene flate- og rilleerosjon gitt høstpløying til vårkorn og ingen andre tiltak gjennomført på arealet. I databasen bak dette kartet foreligger verdier for erosjonsrisiko i kg/daa (levert av NIBIOs Divisjon for kart og statistikk, ved E.S.F. Heggem), og disse brukes som input i modellene.
- **Drågerosjonskart** (NIBIO, versjon fra august 2023): Kart over linjer i terrenget der det på gjennomsnittlig basis er risiko for drågerosjon, gitt høstpløying til vårkorn og ingen andre tiltak gjennomført på arealet. For hvert tiltaksområde er antall meter med «dråglinjer» på areal med en hellingsgrad høyere enn 2 %, summert opp, og dette brukes som input i modellene.
- **Forenklet jordsmonns- og erosjonsrisikokart** (NIBIO): Der dekningen av jordsmonnkart er lav (<30 %), er det brukt inputdata for teksturklasse og flateerosjon som allerede ligger inne i AGRITIL-P. Dette datasettet er utviklet av Barneveld (upubl.), og beskrevet av Kværnø m.fl. (2024). Drågerosjon er ikke beregnet for disse arealene.
- **Eiendomskart teig** (Kartverket, Matrikkeldata, versjon fra juni 2023). Kart med flater som representerer grunneiendommer, med tilhørende informasjon om eiendommens matrikkelnummer (kommune-, gårds- og bruksnummer). Kartet brukes for å identifisere hvilke

eiendommer som ligger i hvilke tiltaksområder, og utfra dette kan tiltaksområdenes vekstfordeling og beregningsenhetenes P-AL bestemmes.

- **Arealressurskart AR5** (NIBIO, versjon fra 2023): Kartet viser flater med arealtypeklasser. Klassene 21, 22 og 23 representerer hhv. fulldyrka jord, overflatedyrka jord og beite, og er brukt til å 1) oppskalere jord- og fosfortap der det er ufullstendig (70 – 99 %) dekning av jordsmonnkart og 2) koble inn P-AL-data der det mangler jordsmonnkart.
- **P-AL** (NIBIOs database Jorddatabanken): Verdier for P-AL foreligger for eiendommer, representert ved kommune-, gårds- og bruksnummer. Det er usikkert om dataene er registrert på eiendommenes hovednummer eller matrikelnummer, på leid eller eid jord. Dataene er forsøkt koblet til matrikelnummeret, og dersom dette ikke har ført fram, til hovednummeret. Der data mangler, brukes gjennomsnitt for nedbørfeltet. Det foreligger kun data t.o.m. 2016. I AGRITIL-P ligger inputdata for aktuelle REGINE-felt allerede inne, men P-AL som her er basert på fordeling per kommune, er i dette prosjektet erstattet med P-AL-data koblet direkte til tiltaksområdene via eiendomskartet.
- **Vekstfordeling** (Landbruksdirektoratets Søknad om produksjonstilskudd og data.norge.no, 2020): Areal av ulike vekster på hver eiendom foreligger i NIBIOs database med produksjonstilskuddsdata importert fra data.norge.no, på landbrukseiendommens hovednummer. Vekstfordelingen kan således kobles til riktig tiltaksområde via eiendomskartet med grunneiendommens matrikelnummer, tabell over hvilke grunneiendommer som hører til hvilke landbrukseiendommer og tabell med oversikt over jordleieforhold. I AGRITIL-P ligger inputdata for aktuelle REGINE-felt allerede inne, men vekstfordelingen som her er basert på fordeling per kommune, er erstattet med vekstfordeling koblet direkte til tiltaksområdene via eiendomskartet.
- **RMP-tiltak** (Landbruksdirektoratets eStil/RMP, 2020): Kart med flater og linjer som viser hvor gårdbrukerne har søkt om RMP-tilskudd, innhentes årlig av NIBIO. Flatene inkluderer jordarbeidingstiltak, fangvekster og gras på erosjons- og flomutsatt areal. Linjene inkluderer grasdekte vannveier i åker, grasdekte kantsoner i åker og grasstripe i åker.
- **Driftskategorier** (Landbruksdirektoratets Søknad om produksjonstilskudd og eStil/RMP kombinert, 2020): Vekstfordeling og RMP-tiltak er kombinert på følgende måte: Arealfordeling av de fem driftskategoriene stubb (= ingen jordarbeiding om høsten, direktesådd høstkorn og fangvekst), høstpløying (høstpløyd vårkorn og høstpløyd høstkorn), potet/grønnsaker, gras (fulldyrka og overflatedyrka eng) og «annet» (frukt, bær, m.fl.), er gjort i henhold til faktisk beliggenhet for driftskategorien stubb, ettersom dette er kartfestet i e-Stil, og i henhold til prosentvis arealfordeling innenfor tiltaksområdet for resten av driftskategoriene, ettersom disse ikke er kartfestet. Det innebærer at 1) på areal med kartfestet drift, er modellen kun kjørt med kartfestet drift (stubb) og resultatene for jord- og fosfortap brukes direkte, og 2) på resterende areal kjøres modellen for alle driftskategorier unntatt stubb, og deretter beregnes et arealveid (jf. prosentvis fordeling av driftskategoriene) gjennomsnitt av resultatene for jord- og fosfortap. Grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier er også lagt der de er kartfestet jf. e-Stil. Det er regnet med 6 m bredde på grasdekte kantsoner og vannveier, jf. krav i RMP.
- **Kart over vannlinjer og vannflater** (NVEs elvenettskart og innsjøkart): Disse kartene er brukt til å definere areal som påvirkes av grasdekte kantsoner. Tilførende areal til grasdekt kantsoner er satt lik kartfigurer i jordsmonnkartet som berører en 50-meterssone fra vannlinjer og vannflater.
- **Fangdammer** (lokale data): Beregning av effekt av fangdammer er inkludert i kun ett tiltaksområde i Tyrifjorden (Tyrifjorden 8). Informasjon om disse fangdammene er levert av Ellen Margrethe Stabursvik (Tyrifjorden vannområdekoordinator, pers. medd). Det fins fangdammer også i andre tiltaksområder, men NIBIO har ikke mottatt informasjon om disse, og har dermed ikke kunnet beregne effekten av dem.

2.3.2.2 Løst fosfat og biotilgjengelig fosfor

Tap av løst fosfat beregnes i Agricat 3 og AGRITIL-P, med en empirisk regresjonsmodell som er utviklet basert på data fra norske nedbørfelt, småfelt og ruteforsøk (Kværnø m.fl., 2024). Beregningen dekker tap av løst fosfat fra jord (løst ut fra jordprofilet og løst ut fra løsrevne partikler), plantemateriale (utfrysing), og husdyrgjødsel (direktetap ved nedbørsepisoder). Følgende input-data er brukt i modellen:

- Tall for total **årsavrenning** i normalperioden 1961-1990 er hentet fra NVEs avrenningskart. Modellen bruker gjennomsnittlig avrenning per tiltaksområde som input.
- Tall for totalt **jordtap** per tiltaksområde, fra jordtapsberegningene i Agricat 3 og AGRITIL-P – se avsnitt 2.2.2.1.
- Tall for **P-AL** per tiltaksområde, samme datagrunnlag som i avsnitt 2.2.2.1.

Metoden for beregning av løst fosfat er utviklet basert på data fra felt der jordbruksarealet i all hovedsak er kunstig drenert. I områder der kunstig drenering ikke er utbredt, kan tapene av løst fosfat være overestimert.

2.3.2.3 Effekter av jordbrukstiltak på fosfortap

Effekter av jordbrukstiltak er beregnet i modellene Agricat 3 og AGRITIL-P. For partikkelbundet fosfor og løst fosfat er det beregnet effekter av følgende tiltak:

SC 0: Faktisk drift 2020

SC 1: Alt kornareal høstpløyd

SC 2: Stubb på kornareal i klasse 3-4

SC 3: Stubb på kornareal i klasse 2-4

SC 4: Stubb på kornareal i klasse 1-4

SC 5: Grasdekte kantsoner i åpen åker langs alle elver og innsjøer

SC 6: Grasdekte vannveier i åpen åker

SC 7: P-AL > 10 reduseres til 10 på alt areal

SC 8: P-AL > 7 reduseres til 7 på alt areal

SC 9: Kombinasjon av SC 4, 5, 6, 8

SC 10: Eksisterende fangdammer (kun for tiltaksområdet Tyrifjorden 8)

For områdene der det mangler eller er dårlig dekning av jordsmonnkart, er scenariene 2, 3, 5 og 6 ikke beregnet, og scenario 9 kombinerer her følgelig kun scenario 4 og 8.

Hensikten med scenario 10 er å isolere effekten av fangdammer som allerede er anlagt i det aktuelle tiltaksområdet, ikke å beregne effekt av nye fangdammer.

2.3.3 Beregning av nitrogentilførsler fra jordbruk

N-tilførsel fra jordbruk ble estimert med AGRITIL-N (Kværnø m.fl., 2024), en empirisk modell basert på data fra jord- og vannovervåkningsprogram JOVA. Modellen bruker følgende data:

- Total årlig avrenning (data fra NVE),
- Gjennomsnittlig lufttemperatur i månedene mai til august (data fra Meteorologisk Institutt),
- Nitrogenbalanse i gjennomsnitt for de to siste årene (2019-2020) (data fra Landbruksdirektoratets Søknad om produksjonstilskudd, Mattilsynet og Statistisk Sentralbyrå),

- Andel av jordbruksarealet med leir- og siltjord og med organisk jord (data fra NIBIOs jordsmonnkart),
- Andel av jordbruksarealet som det dyrkes eng på (data fra Landbruksdirektoratets Søknad om produksjonstilskudd),
- Andel av jordbruksarealet med overvintring i stubb, dvs. ingen jordarbeiding om høsten eller direktesådd høstkorn (data fra Landbruksdirektoratets eStil/RMP),
- Andel av jordbruksarealet med fangvekst (data fra Landbruksdirektoratets eStil/RMP).

For å se effekt av jordbruksdrift uavhengig av årlige variasjoner i vær- og avrenningsforhold, ble det brukt et 30-års gjennomsnitt for total årlig avrenning og for temperaturen i mai til august. Tapene ble beregnet for forskjellige scenarier. Resultater fra modellen representerer tilførsler til nærmeste bekk, elv eller innsjø.

2.3.3.1 Effekter av jordbrukstiltak på nitrogentap

For nitrogen er det beregnet fem forskjellige scenarier. **Grunnleggende scenario** er basert på jordbruksdrift som dokumentert for 2020. **Scenario 1** forutsetter at alt kornareal er høstpløyd, med kun vårkorn på kornarealene, og at det ikke er sådd fangvekster. **Scenario 2** forutsetter at alt kornareal overvintrer i stubb, og ingen fangvekster. **Scenario 3** forutsetter at det i stedet for korn blir dyrket gras på halvparten av kornarealet, uten pløying av grasarealene og med høstpløying på resterende kornareal. Selv om dette i teorien også kan ha en effekt på nitrogenbalansen, er det ikke tatt høyde for i beregningen. **Scenario 4** forutsetter at det dyrkes vårkorn med fangvekst på alt kornarealet.

2.3.4 Beregning av fosfor- og nitrogentilførsler fra andre kilder

Fosfortilførsler fra andre kilder enn jordbruk og avløp er beregnet ved å multiplisere en koeffisient (Kværnø m.fl., 2014b; Bechmann m.fl., 2016; Skaalsveen m.fl.2022a;2022b) med arealet av den aktuelle arealtypen:

$$P\text{-tap (kg)} = P\text{-koeff (g/daa)} \times \text{Areal (daa)}/1000 \text{ (g/kg)} \quad \text{Formel 5}$$

$$N\text{-tap (kg)} = N\text{-koeff (g/daa)} \times \text{Areal (daa)}/1000 \text{ (g/kg)} \quad \text{Formel 6}$$

Arealet av arealtypene avledes fra arealressurskart AR5.

Disse tallene representerer summen av antropogene og naturlige tilførsler. Kildene omfatter:

- «Vanndeposisjon»: Deposisjon av fosfor og nitrogen fra regnvær og støvavsetninger direkte på vannflater.
- «Skog og utmark (bakgrunnsavrenning)»: Avrenning fra skog og annen utmark som åpen fastmark/fjell og myr.
- «Samferdsel og bebyggelse»: Avrenning fra veier, industriområder, bebyggelse o.l.

Nitrogentilførsler fra samferdsel og bebyggelse ble beregnet utfra gjennomsnittlig avrenning i tiltaksområdene, andel tette flater for ulike areal typer og nitrogenkonsentrasjon (Tabell 2.2) (Saunes og Åstebøl 2014). Bebygde arealer ble fordelt i sentrumsområder, industriområder, kontor og enebolig. Arealene for ulike områdene ble beregnet med hjelp av kommuneplaner og AR5-kart. Arealer markert som bebyggelse i AR5-kart, men som ikke tilhørte noen av overnevnte kategoriene i kommuneplanene, ble kategorisert som enebolig.

Tabell 2.2 Oversikt over type arealer, andel tette flater og konsentrasjoner av næringsstoff, som ble brukt for beregning av nitrogen tilførsler fra samferdsel og bebyggelse (fra Saunes og Åstebøl 2014).

Type areal	Andel tette flater i arealtype	Andel deltakende tette flater	TN konsentrasjon (mg/L)
Vei	1	1	2,4
Sentrumsområder	0,8	0,9	1,9
Kontor	0,8	0,9	1,5
Industriområder	0,8	0,9	1,8
Eneboliger	0,2	0,55	1,4

For arealtypene skog og åpen fastmark ble det brukt ulike koeffisienter for P-tap for areal på marin leire og areal på andre løsmasser (Tabell 2.3). Areal av skog og fastmark på ulike løsmasser beregnes ved å koble sammen AR5-kartet med NGUs løsmassekart.

Biotilgjengelig P beregnes som P-tapet multiplisert med andel biotilgjengelig P (BioP):

$$BioP\text{-tap} = P\text{-tap (kg)} \times BioP\text{-koeff (-)}$$

Formel 7

Tabell 2.3 Koeffisienter for N og P per arealbrukstype (Arealtype) og løsmasstype (JORDART).

Forklaring	Arealtype	JORDART	P-koeff (g/daa)	BioP-koeff (-)	N-koeff (g/daa)
Bebyggd	11	-	7,5	0,33	-
Samferdsel	12	-	7,5	0,33	-
Fulldyrka jord*	21	-	-	-	-
Overflatedyrka jord*	22	-	-	-	-
Innmarksbeite**	23	-	15	0,5	-
Skog	30	40, 41, 43	11	0,1	150
Skog	30	resten	6	0,1	150
Åpen fastmark	50	40, 41, 43	11	0,1	150
Åpen fastmark	50	resten	5	0,1	150
Myr	60	-	8	0,1	150
Ferskvann	81	-	16	0,5	700

*N- og P-tap beregnes i Agricat 3, AGRITIL-P og AGRITIL-N (skiller ikke mellom arealtype 21 og 22). ** N-tap beregnes i AGRITIL-N. P-tap på areal med dårlig dekning av jordsmonn kart beregnes i AGRITIL-P, for resten av arealet brukes koeffisienten i tabellen.

2.4 Usikkerheter i resultatene

Følgende informasjon bør man ha i bakhodet når resultatene leses, tolkes og brukes:

Kvalitet på inputdata begrenser kvalitet på modellresultat. Noen viktige faktorer er:

- Erosjonsrisiko: Denne bestemmes av underliggende modell, som påvirkes av egne usikkerheter knyttet til formelverk og inputdata. Det er høyere usikkerhet knyttet til områder med lav dekning av jordsmonn kart, der en forenklet tilnærming er brukt for å beregne erosjonsrisiko.
- Drågerosjon vs. flateerosjon: Beregning av drågerosjon er basert på et begrenset kunnskaps- og datagrunnlag, og gir usikre resultater. Det må forventes en viss «glidende overgang» mellom flateerosjonskart og drågerosjonskart pga. terskelverdier som er satt i modellen for å skille de to prosessene. Det betyr at effekt av grasdekt vannvei i dråg kan være noe overestimert. I noen av tiltaksområdene er drågerosjon ikke regnet med i total erosjon pga. manglende inputdata.

- Fosforstatus i jord (P-AL): Verdiene er beregnet ut fra en lang tidsserie med data for å oppnå best mulig romlig dekning av data. Data er ikke tilgjengelige etter 2016. Dersom P-AL har endret seg i senere år, kan resultatene være påvirket av dette. Dataanalyser indikerer at dette ikke utgjør noen stor usikkerhet på nedbørfelt-/ tiltaksområdeskala. Romlig stedfesting av P-AL-data er også til dels usikker.
- Jordtype: Jordsmonnkartet gir gode data for jordart/teksturklasse. Der det ikke er jordsmonnkartlagt, er teksturklasse bestemt utfra løsmassekartet, og det er større risiko for at dette avviker fra virkelig teksturklasse enn det som er tilfelle med det offisielle jordsmonnkartet (selv om det også her kan forekomme avvik).
- Avrenning: Avrenning er basert på tall fra NVE, beregnet i HBV-modellen, som påvirkes av egne usikkerheter knyttet til formelverk og inputdata.
- Jordbruksdrift: RMP-tiltakene er stedfestet i kart, og bidrar således lite til usikkerhet i resultatene. Vekstfordeling for øvrig er mer usikker, ettersom den ikke kan stedfestes på samme måte, kun ned på eiendom og selv da med usikkert resultat. Det er valgt å bruke vekstfordeling per tiltaksområde (se avsnitt 2.2) i stedet for vekstfordeling per eiendom, ettersom analyser viser at det ikke blir særlig stor forskjell på de to tilnærmingene (Kværnø og Krzeminska, 2023).
- Gjødsling og avling: N-balansen i N-modellen beregnes utfra data for gjødsling og avling. Tilgjengeligheten av data for disse faktorene er begrenset, spesielt for avlinger og mineralgjødsling – slike data foreligger kun per fylke eller i noen tilfeller på enda grovere skala. Det gir usikre N-balanser på nedbørfeltskala.
- Avløpsdata: Datagrunnlaget som foreligger er dels ufullstendig eller mangelfullt, og en rekke antakelser og forenklinger har blitt gjort pga. dette.

Modellene representerer en forenkling av virkeligheten. Prosessene er enten framstilt på en forenklet måte, eller ikke tatt høyde for.

- Jordbruksdrift: Det er variabelt hvor god dokumentasjon som foreligger for effekter av ulike vekster, jordarbeiding og andre tiltak på avrenning. Noe er godt dokumentert gjennom overvåking og en rekke målretta forsøk, mens annet er knapt dokumentert i det hele tatt. Særlig for potet og grønnsaker er det mangelfull dokumentasjon, og resultatene for områder med mye areal med disse produksjonene vil være usikre. Generelt gjelder at alle beregnede effekter er «generelle» eller «gjennomsnittlige». Ulike lokale forhold mht. klima, terreng og jordsmonn vil kunne gi en del variasjon i effekter. Effektene kan også variere mellom år, avhengig av vær- og avrenningsforhold.
- Drenering: Modellene for tap av N og PO₄-P forutsetter at mesteparten av jordbruksarealet er kunstig drenert. Der dette ikke er tilfelle, vil tap av disse elementene antakelig være overestimert. I erosjonsrisikokartet ligger jordsmonnets klassifiserte naturlige dreneringsstatus til grunn for beregning av jordtap (og i modellen for P-tap derfor også partikkelbundet P) gjennom grøftesystemene. Noen steder vil dette kunne gi overestimert tap av partikler og P, andre steder underestimert.
- Konnektivitet og tilførende areal: Modellene beregner ikke konnektivitet i landskapet. Modellen bygger på en antakelse om at summen av tap fra alle beregningsenheter representerer tilførsler til nærmeste resipient, uavhengig av hvor langt unna resipienten arealene er. På areal med mye kunstig drenering, gir dette liten usikkerhet i beregnet N-tap, ettersom N hovedsakelig tapes gjennom grøftene. Usikkerheten er større for P-tap, der overflateavrenning er en viktigere prosess. Jord- og P-tapsmodellene er kalibrert på en slik måte at det kan antas at resultatene likevel er ganske representative. Relatert til konnektivitet

er også konseptet «tilførende areal», dvs. hvor stor del av arealet som har avrenning til et bestemt punkt, f.eks. en elvestrekning, en nedløpskum eller en kantsone. Dette lar seg ikke enkelt kvantifisere, så dette behandles på en meget forenklet måte og gir dermed en del usikkerhet mht. f.eks. effekt av grasdekte kantsoner.

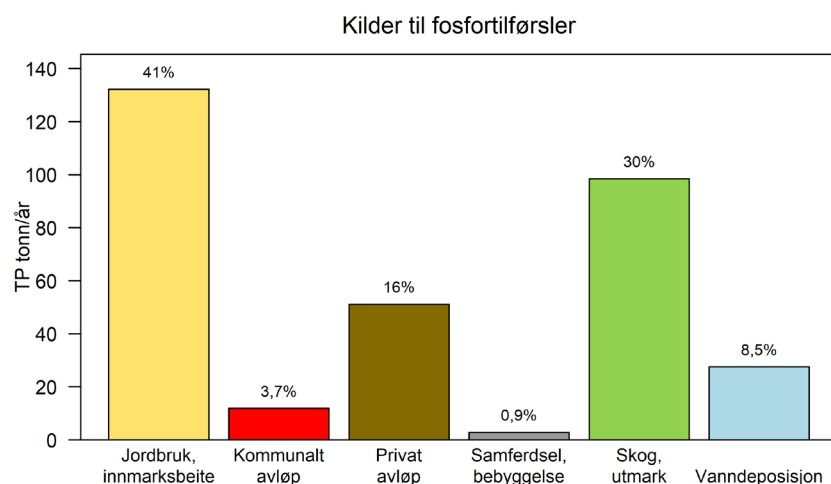
- Retensjon: Modellene beregner ikke retensjon (tilbakeholdelse) i vann, resultatene representerer tilførsel til nærmeste bekk, elv eller innsjø, uten påvirkning av prosesser på større skala, herunder retensjon i innsjøer. Summen av de beregnede tilførslene er derfor ikke sammenliknbar med hva som måles i vassdrag med flere sidevassdrag, eller ved utløpet av innsjøer.
- Representativitet: Jordbruksmodellene er tilpasset og evaluert basert på tilgjengelige måledata. For områder som skiller seg vesentlig fra de områdene måledataene kommer fra, kan det være høyere usikkert i resultatene. Modellene forventes å være stort sett representative for det aktuelle området i dette prosjektet.
- Andre kilder: For de kildene der kart og enkle koeffisienter er brukt til å beregne tilførsler, er usikkerhet knyttet til begge disse datakildene. Flere av koeffisientene stammer fra eldre datasett/rapporter, og det er usikkert hvor representative de er for dagens forhold og for de enkelte områdene. F.eks. tar koeffisientene for skog og myr ikke noe spesielt hensyn til variasjoner i de naturlige egenskapene til disse arealtypene, eller ulik grad av menneskelig påvirkning som drenering, hogst o.l. En del av usikkerhetene ved beregning av utslipp fra avløp er allerede nevnt i metodebeskrivelsen for denne kilden.

3 Resultater for hele regionen

Resultater fra tilførselsberegninger og kilderegnskap av totalfosfor og totalnitrogen for hele regionen er presentert i de påfølgende avsnittene. Deretter beskrives hvert vannområde for seg, og de ulike kildekategoriene privat avløp, kommunalt avløp, jordbruk og andre kilder blir beskrevet i større detalj. Hvert delkapittel avsluttes med en gjennomgang av beregnet effekt av de ulike scenariene for tiltak på jordbruksareal, beskrevet i avsnitt 2.3.2.3 og avsnitt 2.3.3.1.

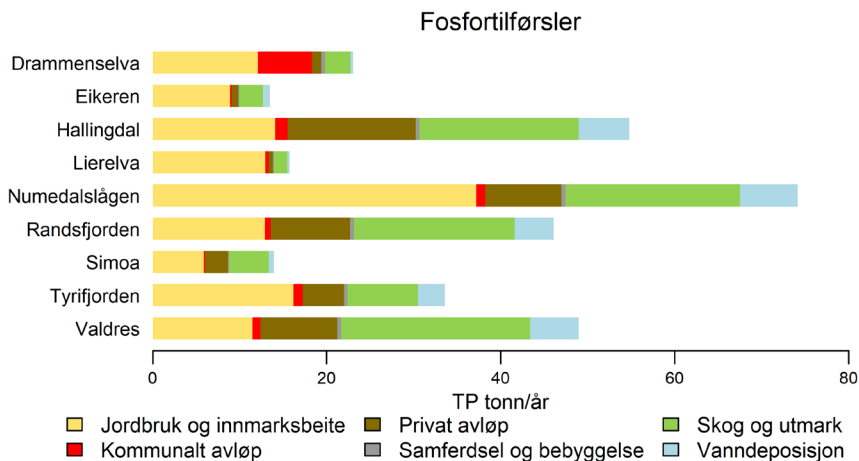
3.1 Kilderegnskap fosfor

Basert på modellberegningene var de største kildene til tilførsler av totalfosfor i hele regionen jordbruk inkludert innmarksbeite (41%) og skog og utmark (30%), mens privat avløp bidro med 16% og kommunalt avløp med 4% (Figur 3.1).



Figur 3.1 Totale tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeposisjon).

Av Figur 3.2 og Tabell 3.1, kan vi se at det er Numedalslågen som bidrar med den største mengden totalfosfor (ca. 74 tonn/år), etterfulgt Hallingdal (ca. 55 tonn/år), Valdres (ca. 49 tonn/år) og Randsfjorden (ca. 46 tonn/år). Dette er også de områdene med størst areal og en stor del av tilførslene kommer fra skog og utmark og vann. Om vi ser på jordbruk og innmarksbeite skiller Numedalslågen seg ut med et betydelig større bidrag enn de øvrige (Numedalslågen ca. 37 tonn/år etterfulgt av Hallingdal med ca. 14 tonn/år). Drammenselva vannområde har det største bidraget fra kommunalt avløp (6,2 tonn/år), mens Hallingdal har de største tilførslene fra privat avløp (14,7 tonn/år), men også Numedalslågen, Randsfjorden og Valdres har relativt store tilførsler fra privat avløp (hhv. 8,8, 9,1, 8,9 tonn/år).



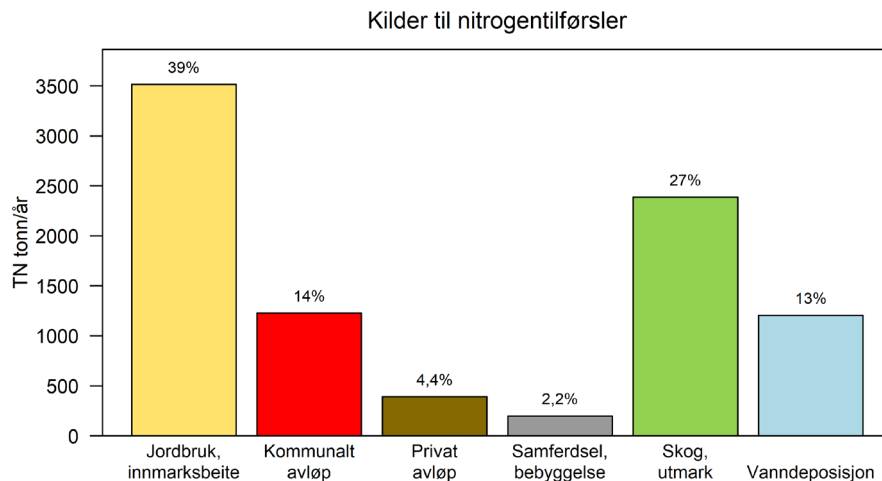
Figur 3.2 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) fra ulike kilder i alle vannområdene.

Tabell 3.1 Tilførsler av totalfosfor (kg TP/år) fra ulike kilder i alle vannområdene.

Vannområde	Jordbruk, innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeposisjon
Drammenselva	12 104	6 222	1 082	392	2 933	319
Eikeren	8 890	208	753	123	2 712	805
Hallingdal	14 067	1 448	14 717	419	18 298	5 801
Lierelva	12 968	375	478	92	1 590	230
Numedalslågen	37 195	1 013	8 751	500	20 045	6 620
Randsfjorden	12 934	663	9 089	454	18 464	4 504
Simoa	5 893	129	2 656	97	4 566	577
Tyrifjorden	16 174	1 054	4 775	370	8 122	3 089
Valdres	11 454	940	8 850	401	21 728	5 574

3.2 Kilderegnskap nitrogen

Basert på våre beregninger er de største kildene til tilførsler av totalnitrogen i hele området jordbruk og innmarksbeite (39%) og skog og utmark (27%), samt vanndeposisjon (13%), mens privat avløp bidrar med 4% og kommunalt avløp med 14% (Figur 3.3).

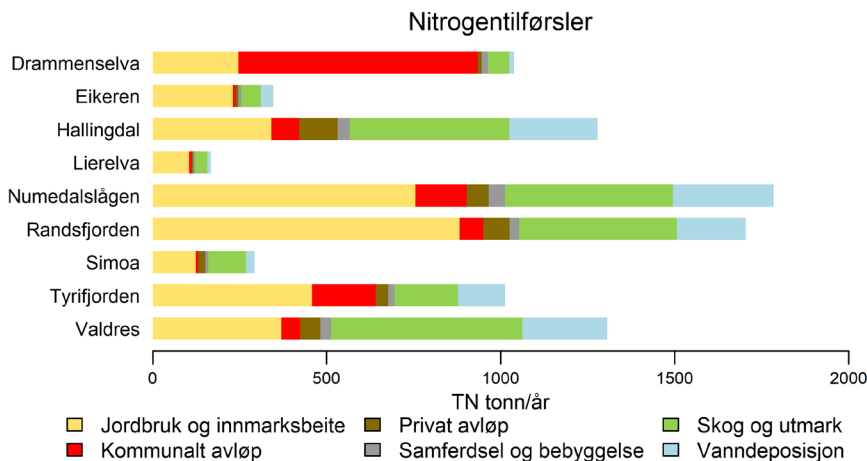


Figur 3.3 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeposisjon).

Figur 3.4 og Tabell 3.2 viser at Numedalslågen og Randsfjorden bidrar med de største mengdene av totalnitrogen (hhv. 1782 og 1704 tonn/år), etterfulgt Hallingdal (1279 tonn/år), og Valdres (1305 tonn/år). Også for totalnitrogen kommer en stor del av tilførslene fra skog og utmark og deposisjon, med unntak av i vannområdene Drammenselva og Eikeren. For Drammenselva er det beregnet at størsteparten av tilførslene kommer fra kommunalt avløp (688 av 1038 tonn N/år)

Om vi ser på jordbruk og innmarksbeite er det Randsfjorden (883 tonn/år) og Numedalslågen (755 tonn/år) som har de største tilførslene. Vannområdene Simoa, Lierelva og Eikeren har de minste tilførslene (hhv. 124, 105, 231 tonn N/år).

Det er relativt mindre tilførsler fra privat avløp av totalnitrogen enn av totalfosfor. For totalnitrogen som for totalfosfor, er det de store vannområdene i nord som bidrar med de største tilførselsene fra privat avløp.



Figur 3.4 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) fra ulike kilder i alle vannområdene.

Tabell 3.2 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) fra ulike kilder i alle vannområdene.

Vannområde	Jordbruk, innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeposisjon
Drammenselva	246	688	11	18	61	14
Eikeren	231	6,7	9,2	7,8	57	35
Hallingdal	342	79	111	35	458	254
Lierelva	105	6,4	5,3	6,0	35	10
Numedalslågen	755	147	63	47	482	290
Randsfjorden	883	67	76	28	453	197
Simoa	124	7,0	20	8	108	25
Tyrifjorden	457	184	36	18	183	135
Valdres	370	54	58	30	550	244

4 Resultater for vannområde Drammenselva

4.1 Om vannområdet

Vannområde Drammenselva (649 km²) strekker seg hovedsakelig gjennom deler av kommunene Flesberg, Øvre Eiker, Drammen og Asker, men har også noe areal i Sigdal, Modum, Lier og Holmestrand. Gjennom vannområdet renner Drammenselva/Dramselva, som dannes ved utløpet av Tyrifjorden ved Vikersund og munner ut i Drammensfjorden. Ved Tyrifjorden løper også Hallingdalsvassdraget sammen med Drammenselva. Underveis løper Simoa, Vestfosselva og flere andre sideelver inn i Drammenselva.

Næringsstofftilførsler er beregnet for syv tiltaksområder (Figur 4.1): Drammenselva 1 (Bingselva), Drammenselva 2 (Honselva), Drammenselva 3 (Drammenselva fra Tyrifjorden og nesten fram til Vestfosselva), Drammenselva 4 (Krokstadelva og Drammenselva fra Vestfosselva), Drammenselva 5 (Drammenselva fra Krokstadelva til Drammensfjorden), Drammenselva 6 (Drammensfjorden vest) og Drammenselva 7 (Drammensfjorden øst).

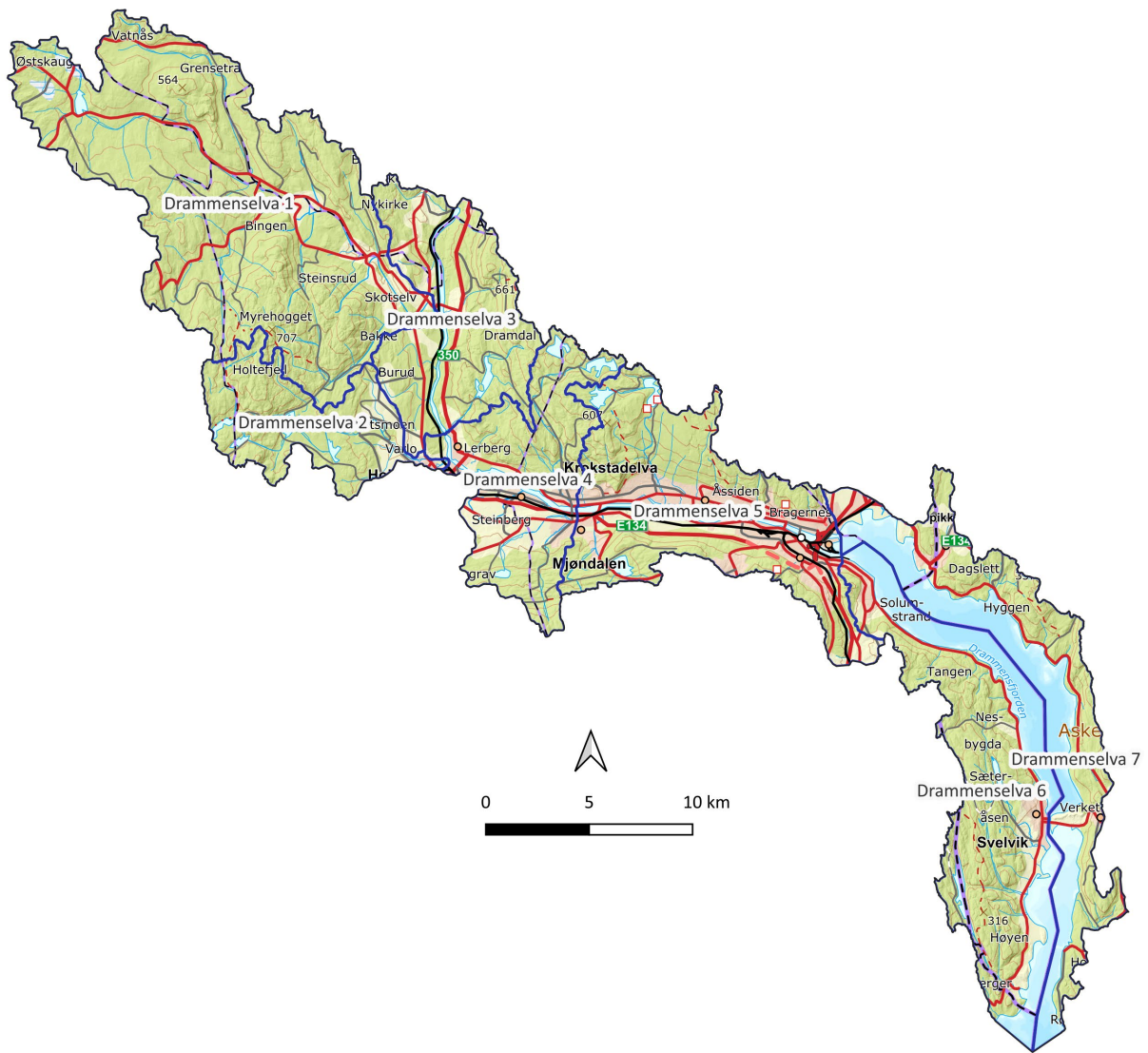
Landarealene i alle tiltaksområdene er dominert av skog (Tabell 4.1). Det er mest jordbruksareal (rundt 20%) i tiltaksområdene Drammenselva 3 og 4, og mest bebyggelse og samferdsel i Drammenselva 5 (til sammen ca. 25%) og Drammenselva 4 (12%). Tettstedet Drammen (inkl. Mjøndalen, Krokstadelva, Solbergelva, Konnerud og Tangen), med Drammen by, strekker seg gjennom fire tiltaksområder (Drammenselva 4-7). Andre tettsteder i vannområdet er Nesbygda, Svelvik, Berger, Klokkarstua og Hyggen i øst, og Skotselv i nordøst. Det største tiltaksområdet, Drammenselva 1 (187 km²), har minst jordbruksareal (5%) og bebyggelse (0,7%), og mest skog (87%).

Utmarksarealene i vannområdet domineres av bart fjell med innslag av morene, forvittringsjord og torvavsetninger. Det er en del antropogene masser (fyllmasser o.l.) i forbindelse med tettsteder og industriområder. Jordbruksarealet ligger hovedsakelig under marin grense, med et jordsmonn dominert av leirholdige marine avsetninger og mer grovkornede strand- og elveavsetninger.

Det dyrkes korn på ca. 60 % av jordbruksarealet i vannområdet, og gras på ca. 30 % av arealet. I tillegg er det til sammen omtrent 5 % med frukt og bær, og 5 % med potet og grønnsaker.

Tabell 4.1 Arealbruk i tiltaksområdene i Drammenselva vannområde (%) (fra NIBIOs AR5-kart).

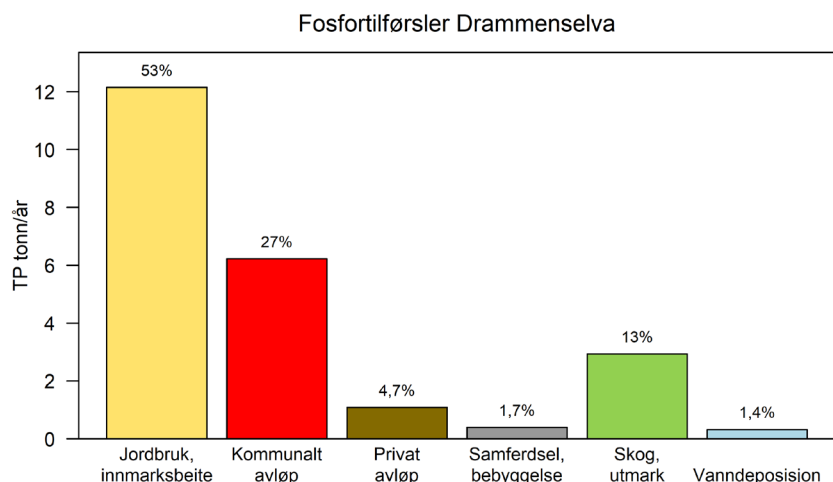
Tiltaksområde	Bebyggelse	Samferdsel	Dyrka mark	Innmarks-beite	Skog	Åpen fastmark	Myr	Ferskvann	Hav	Areal km ²
Drammenselva 1	0,7	0,5	4,5	0,6	87	0,8	4,0	1,6		187
Drammenselva 2	1,5	0,5	11	0,5	75	2,2	4,2	5,2		44
Drammenselva 3	2,9	1,1	20	1,2	68	2,0	0,7	4,7		66
Drammenselva 4	10	1,9	18	0,3	61	2,1	1,1	5,9		64
Drammenselva 5	21	3,9	6,5	0,3	59	2,6	1,1	5,8	0,0	98
Drammenselva 6	6,1	1,0	5,1	0,5	54	1,5	1,0	2,0	29	101
Drammenselva 7	7,4	1,4	7,2	0,4	39	2,8	0,2	0,1	42	86



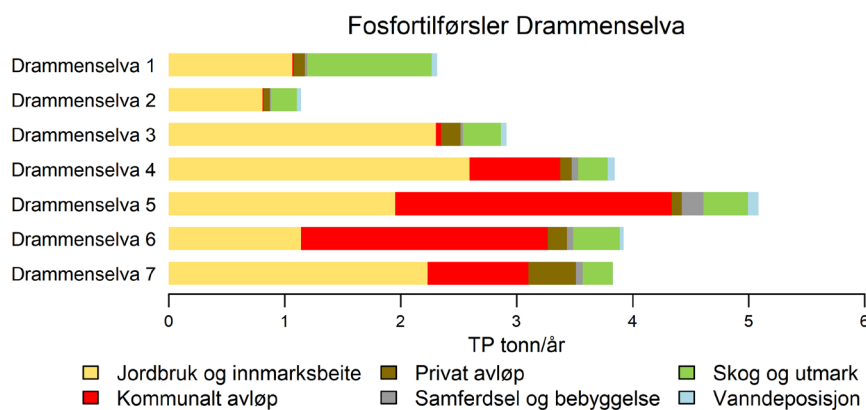
Figur 4.1 Tiltaksområdene i vannområde Drammenselva

4.2 Kilderegnskap for fosfor

I vannområde Drammenselva var de største kildene til tilførsler av totalfosfor jordbruk og innmarksbeite (53%) og kommunalt avløp (27%), mens skog og utmark bidro med 13% og privat avløp med 5% (Figur 4.2).



Figur 4.2 Totale tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) i vannområde Drammenselva fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeponisjon).



Figur 4.3 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Drammenselva.

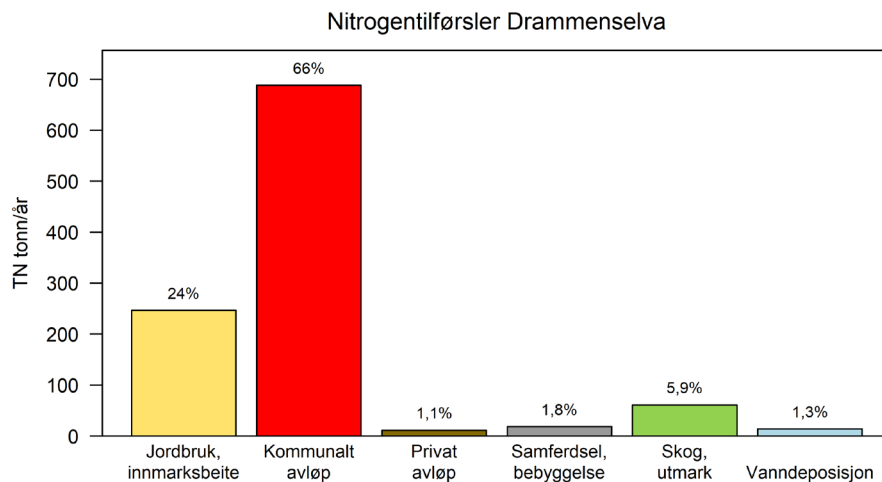
I Drammenselva vannområde kom størst andel av tilførslene av totalfosfor fra jordbruk i tiltaksområdene Drammenselva 2 (71% av de totale fosfortilførslene), Drammenselva 3 (79%), Drammenselva 4 (68%) og Drammenselva 7 (58%) (Tabell 4.2 og Figur 4.3), pga. stor andel jordbruksareal (Drammenselva 2-4) og/eller stor utbredelse av spesielt erosjonsutsatte kulturer (grønnsak og potet) (Drammenselva 7). I Drammenselva 5 og 6 kom det meste av fosfortilførselene fra kommunalt avløp (hhv. 47% og 54%), som skyldes utslipp fra renseanlegg for Drammens kommunalnett i disse tiltaksområdene. Bidrag fra privat avløp var høyest i Drammenselva 7 (11%).

Tabell 4.2 Tilførsler av totalfosfor (kg/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Drammenselva.

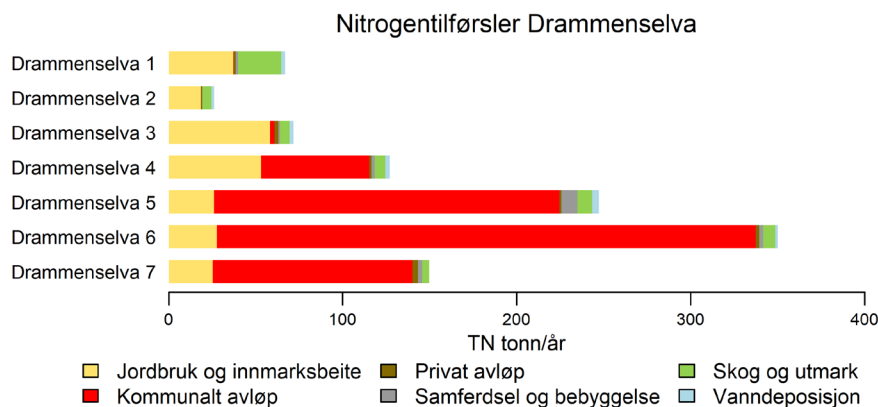
Tiltaksområde	Jordbruk, innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeponisjon
Drammenselva 1	1 066	15	95	17	1 074	48
Drammenselva 2	810	7,5	57	7	225	37
Drammenselva 3	2 305	43	168	20	327	49
Drammenselva 4	2 595	780	100	55	253	60
Drammenselva 5	1 954	2 384	87	183	387	90
Drammenselva 6	1 142	2 125	166	54	402	32
Drammenselva 7	2 233	868	409	56	263	2
Totalt	12 104	6 222	1 082	392	2 933	319

4.3 Kilderegnskap for nitrogen

I vannområde Drammenselva var de største kildene til tilførsel av totalnitrogen kommunalt avløp (66%) og jordbruk og innmarksbeite (24%), mens skog og utmark bidro med 6%, samferdsel og bebyggelse med 2% og privat avløp med 1% (Figur 4.4).



Figur 4.4 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) i vannområde Drammenselva fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeposisjon).



Figur 4.5 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Drammenselva.

I tiltaksområde Drammenselva 6 kom den største andelen av nitrogentilførslene fra kommunalt avløp (88% av de totale tilførslene). Kommunalt avløp var også største kilde til nitrogentilførsler i Drammenselva 5 (80%) og Drammenselva 7 (77%). (Figur 4.5 og Tabell 4.3). Størsteparten av totalnitrogenet kom fra jordbruk i tiltaksområdene Drammenselva 1 (56%), 2 (70%) og 3 (82%).

Tabell 4.3 Tilførsler av totalnitrogen (kg TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Drammenselva.

Tiltaksområde	Jordbruk, innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeposisjon
Drammenselva 1	37 239	100	1 190	1 372	24 919	2 112
Drammenselva 2	18 476	50	631	243	5 224	1 610
Drammenselva 3	58 410	2 434	2 168	920	5 563	2 159
Drammenselva 4	53 072	62 241	1 237	1 888	5 950	2 626
Drammenselva 5	25 992	198 560	1 122	9 200	8 487	3 941
Drammenselva 6	27 716	309 596	2 088	2 336	6 879	1 408
Drammenselva 7	25 372	114 780	2 999	2 465	3 962	83
Totalt	246 277	687 760	11 435	18 425	60 984	13 940

4.4 Tilførsler fra privat avløp

I vannområde Drammenselva hadde tiltaksområde Drammenselva 7 de største utslippene av totalfosfor (409 kg per år) og totalnitrogen (3 tonn per år) (Tabell 4.4) fra privat avløp, etterfulgt av tiltaksområdene Drammenselva 3 og Drammenselva 6, som begge hadde et totalfosforutslipp på nesten 170 kg per år og totalnitrogenutslipp på ca. 2,1 tonn per år. Totalt utslipp fra privat avløp i Vannområdet Drammenselva utgjorde 1,1 tonn totalfosfor per år og 11 tonn totalnitrogen per år.

Tabell 4.4 Utslipp av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra privat avløp for tiltaksområdene og for hele vannområde Drammenselva.

Tiltaksområde	Utslipp kg TP/år	Utslipp kg TN/år
Drammenselva 1	95	1 190
Drammenselva 2	57	631
Drammenselva 3	168	2 168
Drammenselva 4	100	1 237
Drammenselva 5	87	1 122
Drammenselva 6	166	2 088
Drammenselva 7	409	2 999

4.5 Tilførsler fra kommunalt avløp

Utslipp av totalfosfor fra kommunalt avløp var høyest i tiltaksområde Drammenselva 5 (2,4 tonn per år), etterfulgt av Drammenselva 6 (2,1 tonn per år) (Tabell 4.5). Utslipp av totalnitrogen var høyest i tiltaksområde Drammenselva 6 (310 tonn per år), etterfulgt av Drammenselva 5 (199 tonn per år). I tiltaksområde Drammenselva 5 er det betydelig lekkasje av totalfosfor og totalnitrogen fra det kommunale avløpsnett. Drammen by ligger i dette tiltaksområdet (21% av arealet er bebyggelse) og det er utslipp fra de kommunale renseanleggene Mjøndalen og Muusøya avløpsanlegg. I Drammenselva 6 er det utslipp fra Solumstrand avløpsanlegg som står for den største andelen av tilførsler fra kommunalt avløp.

Tabell 4.5 Lekkasje av totalfosfor (P) og totalnitrogen (TN) fra kommunalt avløpsnett per tiltaksområde, utslipp av TP og TN fra kommunale renseanlegg, og totale tilførsler fra kommunalt avløp.

Tiltaksområde	Lekkasje kg TP/år	Lekkasje kg TN/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TP/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TN/år	Sum tilførsel kg TP/år	Sum tilførsel kg TN/år
Drammenselva 1	15	100			15	100
Drammenselva 2	7,5	50			7,5	50
Drammenselva 3	29	193	14	2 241	43	2 434
Drammenselva 4	327	2 171	453	60 069	780	62 241
Drammenselva 5	1 309	8 689	1 074	189 870	2 384	198 560
Drammenselva 6	480	3 184	1 645	306 412	2 125	309 596
Drammenselva 7	159	1 057	709	113 723	868	114 780

4.6 Tilførsler fra jordbruk

Jord- og fosfortap fra jordbruksarealene henger sammen med erosjonsrisiko, drift og fosforstatus i jord (P-AL) på arealene (Tabell 4.6 og Tabell 4.7). Lav erosjonsrisiko og avrenning, drift som medfører at jorda ikke jordarbeides om høsten (gras, stubb) og lav P-AL gir redusert risiko for jord- og fosfortap sammenliknet med høyere erosjonsrisiko og avrenning, jordarbeiding om høsten (høstpløying, potet og grønnsaker) og høyere P-AL. Nitrogentapene henger sammen med driften, der korndyrking med overvintring i stubb, fangvekst og grasdyrking gir redusert risiko for nitrogentap. Avrenningsmengde (overflate- og grøfteavrenning, se også avsnitt 2.3.2.2) og jordtype har også betydelig effekt på beregnet nitrogentap, med høyere tap der det er mye vannavrenning og lette jordarter (sand, lettleire). Nitrogenoverskudd i jorda (N-balanse, dvs. N tatt opp i avling minus N tilført med gjødsel) har også noe betydning, men N-balansen er høyst usikker pga. lav romlig oppløsning på dataene som trengs for å beregne den.

Tabell 4.6 Andel av jordbruksareal med leir- og siltjord, og organisk jord, og andel av jordbruksareal med stor og svært stor erosjonsrisiko (ER 3-4) *, og gjennomsnittsverdier for risiko for flate- og drågerosjon (ERK) **, årsavrenning og fosforstatus i jord (P-AL).

Tiltaksområde	Leirjord + siltjord (%)	Organisk jord (%)	ER 3-4 (%)	ERK (kg SS/daa/år)	Avrenning (mm/år)	P-AL (mg/100 g)
Drammenselva 1	54	4	6	65	454	10
Drammenselva 2	71	0	6	59	438	11
Drammenselva 3	61	1	6	100	412	11
Drammenselva 4	60	1	5	105	428	11
Drammenselva 5	76	0	21	83	449	16
Drammenselva 6	59	0	32	134	558	14
Drammenselva 7	75	1	27	102	451	13

* Jf. erosjonsrisikoklassene i NIBIOs erosjonsrisikokart, som inkluderer flate- og rilleerosjon, samt jordtap gjennom drenerør.
 ** «Erosjonsrisiko» som inkluderer både flate-, rille- og drågerosjon, samt jordtap gjennom drenerør. * og ** gjelder under forutsetning om vårkorn med høstpløying på alt areal.

Tabell 4.7 Arealfordeling av jordbruksvekster fordelt på hovedkategoriene eng, frukt og bær, vårkorn og oljevekster med overvintring i stubb, vårkorn og oljevekster med jordbearbeiding om høsten, grønnsaker og potet, og fangvekst*.

Tiltaksområde	Eng (%)	Frukt og bær (%)	Stubb (%)	Jordarbeiding høst (%)	Grønnsaker og potet (%)	Fangvekst (%)
Drammenselva 1	58	1	7	35	0	0
Drammenselva 2	28	0	23	47	1	9
Drammenselva 3	36	2	16	47	0	1
Drammenselva 4	15	0	12	67	6	1
Drammenselva 5	22	0	24	48	5	3
Drammenselva 6	35	38	1	26	0	0
Drammenselva 7	28	6	7	42	17	1

* Fangvekst vil i hovedsak forekomme på samme areal som der det er stubb, men kan også forekomme på potet- og grønnsaksareal.

I tiltaksområdene i vannområde Drammenselva lå jordtap pr arealenhet på mellom 54 og 207 kg/daa (Tabell 4.8), og tap av totalfosfor på mellom 110 og 340 g/daa. I middel for hele vannområdet utgjorde løst fosfat ca. 20% av totalfosfor, og partikkelbundet fosfor ca. 80% av totalfosfor. Løst fosfat er direkte biotilgjengelig for vannlevende organismer, mens partikkelbundet fosfor kan løses ut i vann på sikt. Jord- og fosfortapet var lavest i Drammenselva 1, med nest lavest erosjonsrisiko av tiltaksområdene, laveste P-AL og høy andel eng. Jord- og fosfortap var høyest i Drammenselva 7, pga. mye areal med høstpløying til korn, potet og grønnsaker, og høy P-AL.

Tap av totalnitrogen per arealenhet var mellom 3,5 og 4,9 kg/daa/år i tiltaksområdene. Nitrogentapet var høyest i Drammenselva 6, pga. høyere avrenning og mer areal med lette jordarter enn i de andre tiltaksområdene, og dessuten lite dekning av stubb og fangvekster (Tabell 4.6). Nest høyeste nivå ble beregnet for Drammenselva 4, der det var lav dekning av både gras, stubb og fangvekster, samt høy N-balanse. Nitrogentapet var lavest i Drammenselva 2, pga. god dekning av fangvekster, forholdsvis god dekning av stubb, og høy andel leir- og siltjord.

Tabell 4.8 Beregnet tap av jordpartikler (SS), totalfosfor (TP), løst fosfat (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra jordbruksareal i tiltaksområdene i vannområde Drammenselva, for året 2020.

Tiltaksområde	SS tonn/år	SS kg/daa	TP kg/år	TP g/daa	PO ₄ -P kg/år	PO ₄ -P g/daa	TN kg/år	TN kg/daa
Drammenselva 1	452	54	1 066	112	257	27	37 239	3,9
Drammenselva 2	358	71	810	155	147	28	18 476	3,5
Drammenselva 3	1 100	86	2 305	167	481	35	58 410	4,2
Drammenselva 4	1 501	134	2 595	227	400	35	53 072	4,6
Drammenselva 5	835	133	1 954	297	351	53	25 992	4,0
Drammenselva 6	522	100	1 142	201	258	46	27 716	4,9
Drammenselva 7	1 272	207	2 233	342	327	50	25 372	3,9

4.7 Tilførsler fra andre kilder

Tilførsler fra arealer i kategorien «andre kilder» kommer i hovedsak fra skog og utmark (skog, myr og fjell). I hele vannområdet bidro «andre kilder» med 16% av tilførslene av totalfosfor og 9% av tilførslene av totalnitrogen. Det var beregnet høyest tilførsel av totalfosfor og totalnitrogen fra disse kildene i Drammenselva 1 (48 % av totale tilførsler av totalfosfor og 42% av totale tilførsler av totalnitrogen i tiltaksområdet), som skyldes at 87% av arealet er skog. Tilførsel av løst fosfat (som er direkte biotilgjengelig) var høyest i Drammenselva 5 (Tabell 4.9). Dette skyldes at det i dette

tiltaksområdet er store tilførsler av biotilgjengelig fosfor fra tette flater (samferdsel og bebyggelse). Drammen by ligger i dette tiltaksområdet (Figur 4.1 og Tabell 4.1). I tiltaksområdet Drammenselva 5, kom ca. halvparten av nitrogentilførslene fra bebyggelse og samferdsel, mens i de andre tiltaksområdene var skog og utmark den største kilden (Tabell 4.9).

Tabell 4.9 Utslipp av totalfosfor (TP), løst fosfat (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra andre kilder i Drammenselva vannområde.

Tiltaksområde	Samferdsel og bebyggelse			Skog og utmark		
	kg TP/år	kg PO ₄ -P/år	kg TN/år	kg TP/år	kg PO ₄ -P/år	kg TN/år
Drammenselva 1	17	5,6	1 372	1 074	107	24 919
Drammenselva 2	6,7	2,2	243	225	23	5 224
Drammenselva 3	20	6,5	920	327	33	5 563
Drammenselva 4	55	18	1 888	253	25	5 950
Drammenselva 5	183	61	9 200	387	39	8 487
Drammenselva 6	54	18	2 336	402	40	6 879
Drammenselva 7	56	19	2 465	263	26	3 962

4.8 Tiltakseffekter på jordbruksavrenning

Det er beregnet effekter av ulike scenarier med tiltak for å redusere tap av jordpartikler, fosfor og nitrogen fra jordbruksareal. Sammenlikningsgrunnlaget er vekstfordeling slik den var i 2020, med høstpløying på alt kornareal. Dette gir et bilde av maksimal forventet effekt av tiltakene, forutsatt gjeldende vekstfordeling. I enkeltår (her representert ved 2020) og i de enkelte tiltaksområdene, vil deler av tiltakseffekten allerede være tatt ut, avhengig av hvor stor tiltaksgjennomføring det har vært. Dette reflekteres i scenario 0 «faktisk drift».

4.8.1 Tiltak mot jord- og fosfortap

For jord- og fosfortap ble det beregnet effekter av ni ulike scenarier – åtte med enkelttiltak, og ett med kombinasjon av flere tiltak. Resultatene er vist i Figur 4.6. Herunder omtales kun tiltakseffektene for totalfosfor. Effekten på jordpartikler er som vist i Figur 4.6, høyere enn effekten på totalfosfor, som skyldes anrikning av fosfor på partiklene (anrikning øker med avtakende jordtap). Alle tiltakene har effekt på både partikkelbundet fosfor og løst fosfat (direkte biotilgjengelig fosfor).

Scenario 2-4, stubb på kornareal, innebærer at areal med korn, oljevekster og andre ettårige vekster (unntatt potet og grønnsaker) ikke blir pløyd eller harvet om høsten, og halmstubben blir stående. Høstkorn og andre høstsådde vekster forutsettes direktesådd, mens der det skal dyrkes vårkorn eller andre vårsådde vekster, blir det pløyd og/eller harvet først til våren, evt. direktesådd om våren. På denne måten blir jorda minst mulig forstyrret og mest mulig beskyttet mot avrenning og erosjon utenom vekstsesongen. Scenario 2 forutsetter at tiltaket kun gjennomføres der det er høyest erosjonsrisiko (erosjonsrisikoklasse 3-4). I Drammenselva 1-4 ga dette scenariet en reduksjon i totalfosfortap på ca. 7-10 % sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. Effekten var relativt lav i disse tiltaksområdene ettersom kun 5-6% av jordbruksarealet har stor til svært stor erosjonsrisiko. Dermed vil det fortsatt være et stort areal som jordarbeides om høsten og i sum bidrar med betydelig jord- og fosfortap. I Drammenselva 5-7 er det større andel areal i erosjonsrisikoklasse 3-4 (21-32%), og her ble da også effekten av tiltaket høyere, over 20 % reduksjon i totalfosfortap. Jo større areal tiltaket omfatter, jo større blir effekten. Å utvide tiltaket til å gjelde også i erosjonsrisikoklasse 2 (scenario 3) eller alt kornareal (scenario 4), ga derfor økt tiltakseffekt sammenliknet med scenario 2. Scenario 4 ga 40-50 % reduksjon i totalfosfortap sammenliknet med om alt kornareal var høstpløyd. I Drammenselva 7 var det stor andel areal med potet og grønnsaker (17 %) i 2020. Også i Drammenselva 4 og 5 var det også en del potet- og grønnsaksareal. Potet- og

grønnsaksproduksjon kan ha særlig høye fosfortap pga. at disse kulturene er enda mer erosjonsutsatte enn høstpløyd kornareal, og jorda er ofte ekstra fosforrik pga. kraftig fosforgjødsling. Disse arealene ble ikke berørt av tiltakene i scenario 2-4.

Grasdekke er enda mer effektivt enn stubb i å hindre erosjon, men grasdekke som tiltak må begrenses arealmessig for å opprettholde produksjon av matvekster som korn, potet og grønnsaker. Scenario 5 og 6 representerer aktuelle grastiltak på alt areal med åpen åker (korn/oljevekster, potet og grønnsaker):

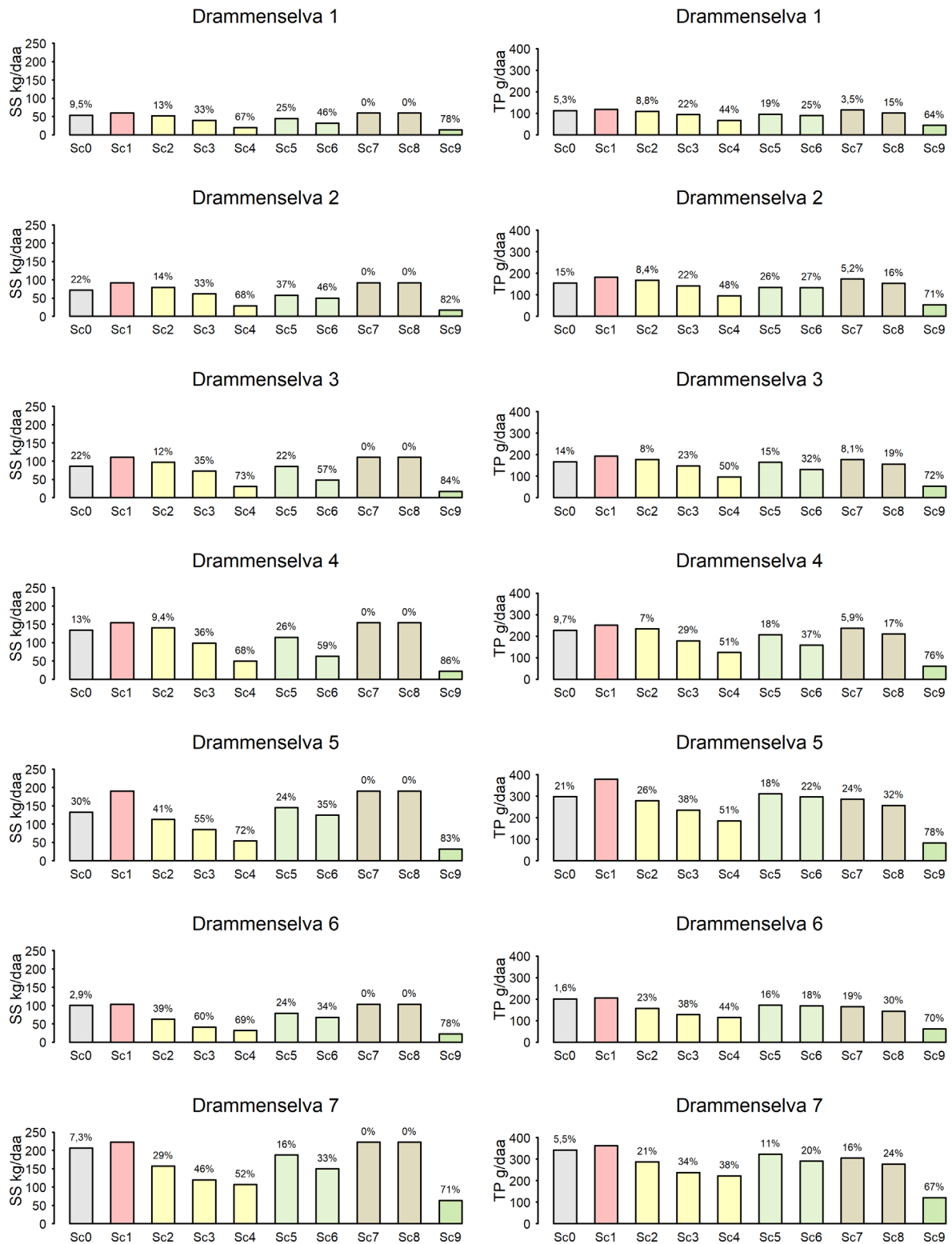
Grasdekte kantsoner i åker (scenario 5, seks meter bred kantsoner) anlegges langs alle elver og innsjøer. Tiltakets viktigste effekt er å bremse overflateavrenning og fremme infiltrasjon av vann i jorda, slik at jordpartikler og partikkelbundne næringsstoffer fanges opp og i mindre grad når fram til åpent vann. Tiltaket har ingen effekt på partikler som tapes gjennom grøftesystemene. Effekten av tiltaket ble beregnet til mellom 11 og 26% reduksjon i totalfosfortap i tiltaksområdene, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte kantsoner. Tiltakseffekten er usikker bl.a. fordi det på denne skalaen er vanskelig å definere nøyaktig hvor stort areal som blir påvirket av grasdekte kantsoner.

Grasdekte vannveier i åker (scenario 6) anlegges i såkalte «dråg», forsenkninger i terrenget der overflateavrenning kan samle seg og grave i jorda med potensielt stor kraft. Effekten av dette tiltaket ble beregnet til mellom 18 og 37% for tiltaksområdene, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte vannveier. Denne tiltakseffekten er usikker, ettersom kvantifisering av drågerosjon er vanskelig pga. begrenset datagrunnlag. Effekten er spesielt usikker på potet- og grønnsaksareal, der tiltaket også kan være praktisk vanskelig å gjennomføre.

Reduksjon av fosforstatus i jord, P-AL (scenario 7 og 8), reduserer tap av partikkelbundet fosfor og direkte tap av løst fosfat fra jordprofilen. Dette oppnås først og fremst gjennom redusert gjødsling med fosfor, som på lengre sikt vil få ned fosforinnholdet i jorda. Her ble det valgt å beregne effekt av å redusere P-AL til 10 eller 7 mg/100 g, på areal der disse nivåene er overskredet. Den minste reduksjonen i P-AL (scenario 7) ga 4-24 % reduksjon i totalfosfortap i tiltaksområdene, sammenliknet med totalfosfortapet ved dagens P-AL-nivå. Reduksjonen var høyest i Drammenselva 5-7, som i utgangspunktet hadde høyere gjennomsnittlig P-AL (13-16 mg/100 g) enn Drammenselva 1-4 (10-11 mg/100 g). Å redusere P-AL ytterligere (scenario 8), ga enda bedre effekt, 15-19% i Drammenselva 1-4 og 24-32% i Drammenselva 5-7.

En kombinasjon av tiltak vil være enda mer effektivt enn enkelttiltakene som er beskrevet over. I scenario 9 ble det beregnet effekt av å kombinere stubb på alt kornareal, grastiltak på alt åpenåkerareal, og P-AL redusert til 7 mg/100 g på alt areal der P-AL var høyere enn dette nivået. Effekten av dette var mellom 64 og 78% reduksjon i totalfosfortap, sammenliknet med om ingen tiltak hadde vært gjennomført.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. Totalfosfortapet for denne situasjonen var 2-21% lavere enn scenariet der alt kornareal var høstpløyd og ingen andre tiltak gjennomført. Forskjellen mellom scenario 0 og 1 var størst i Drammenselva 5. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det burde være et stort potensial for å redusere totalfosfortapene fra jordbruksareal i alle tiltaksområdene. Potet- og grønnsaksarealene utgjør en ekstra utfordring der utbredelsen av disse produksjonene er betydelig. Aktuelle tiltak på disse arealene er, i tillegg til det som er beregnet her, f.eks. fangvekster i tidligkulturer av potet og grønnsaker, og jorddekke. Fangvekster er også aktuelt på kornareal.



Figur 4.6 Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Drammenselva vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.

4.8.2 Tiltak mot nitrogentap

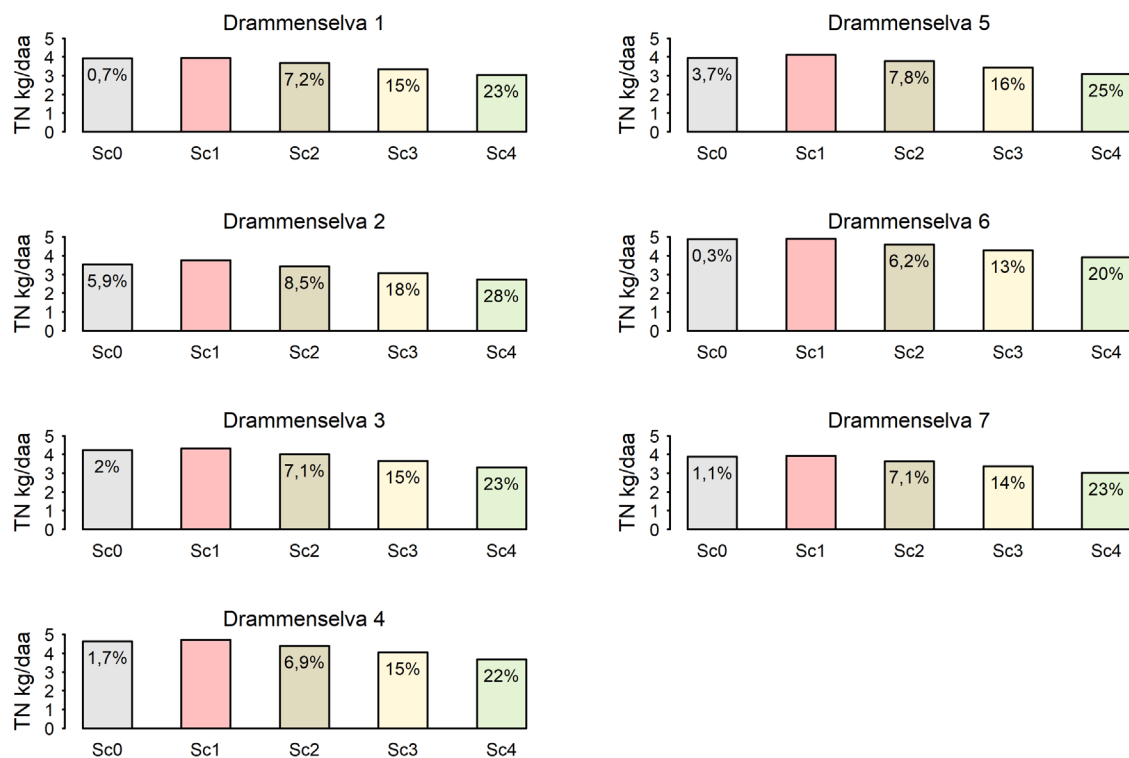
For nitrogentap ble det beregnet effekter av fire ulike scenarier med tiltak. Resultatene er vist i Figur 4.7.

Scenario 2 representerer en situasjon med stubb på alt kornarealet. Når jord forstyrres og brytes opp ved jordarbeiding, øker nitrogenomsetningen i jorda. Når jordarbeidingen utsettes til våren, vil jorda ligge uforstyrret over en lengre periode, og risiko for frigjøring og utvasking av nitrogen reduseres. Beregnet effekt av scenariet var mellom 6 og 9 % reduksjon i totalnitrogentap for de ulike tiltaksområdene, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd.

Scenario 3 innebærer at halvparten av kornarealet legges om til eng. Dette gir samme fordel som å utsette jordarbeiding til våren, ved at jorda ikke forstyrres om høsten, men i tillegg kan graset ta opp nitrogen utover høsten, og reduserer slik nitrogenoverskuddet som ellers kan tapes ved utvasking. Den beregnede effekten var 13-18 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. En så omfattende omlegging av kornproduksjon til eng, vil naturlig nok ha negativ effekt på matkornproduksjon, ettersom korn erstattes med gras.

Scenario 4 innebærer at det dyrkes fangvekst på alt kornarealet. I likhet med gras, vil fangveksten kunne ta opp nitrogen fra jorda utenom vekstsesongen. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten. Beregnet effekt av tiltaket var 20-28 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten, og den beregnede tiltakseffekten vil kunne være for høy i områder der klima eller andre forhold medfører lite potensiale for dyrking av fangvekst. Fangvekst er også et tiltak som er aktuelt i tidligkulturer av potet og grønnsaker. Det kunne gitt en positiv effekt særlig i Drammenselva 7, 4 og 5, avhengig av utbredelsen av tidligkulturer. I seine kulturer vil ikke fangvekster kunne utvikle seg tilstrekkelig til å ha betydningsfull effekt.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. I fem av tiltaksområdene var totalnitrogentapet som var beregnet for 2020 ganske likt som for scenario 1 med alt kornareal var høstpløyd. I Drammenselva 5 og 2 var det en litt større forskjell mellom scenario 0 og 1, med henholdsvis ca. 4 og 6% lavere totalnitrogentap ved faktisk drift 2020 enn ved høstpløying av alt kornareal. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det er et potensiale for å redusere totalnitrogentapene fra jordbruksareal i alle tiltaksområdene mer enn det tiltaksgjennomføringen i 2020 har bidratt til.



Figur 4.7 Totalnitrogentap (kg TN/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 4 scenarier for tiltaksområdene i Drammenselva vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2: stubb på alt kornareal; Sc3: eng i stedet for korn på 50 % av kornarealet; Sc4: fangvekst på alt kornareal.

4.9 Oppsummering

I vannområde Drammenselva var tilførsel av totalfosfor beregnet for året 2020 ca. 23 tonn og tilførsel av totalnitrogen 1039 tonn. I alle de syv tiltaksområdene bidro jordbruk og avløp med til sammen ca. 70-95% tilførslene av totalfosfor og totalnitrogen, med unntak av i Drammenselva 1, der bidraget var rundt 50%. For totalfosfor var jordbruk en viktigere kilde enn avløp i Drammenselva 1-4 og 7, og motsatt i Drammenselva 5 og 6. For totalnitrogen var jordbruk viktigere enn avløp i Drammenselva 1-3 og motsatt i Drammenselva 4-7.

Internt i avløpssektoren var tilførsler fra privat avløp største kilde i Drammenselva 1 og 3 for både totalnitrogen og totalfosfor, samt Drammenselva 2 for totalfosfor. Kommunalt avløp var største kilde til totalfosfor og totalnitrogen i Drammenselva 4-7, og også for totalnitrogen i Drammenselva 2. Over 95% av nitrogentilførslene fra kommunalt avløp skyldtes utslipp fra renseanlegg, mens for totalfosfor varierte andelen som skyldtes utslipp fra renseanlegg mellom ca. 45 og 80%, mens resten skyldtes lekkasjer fra avløpsnett. Tilførsler fra overløp var ikke inkludert i beregningene.

Fosfor- og nitrogentap fra jordbruksareal var et resultat av ulike faktorer knyttet til klima, terreng, jordsmonn og jordbruksdrift. Erosjonsrisiko var betydelig i flere av tiltaksområdene, med særlig mye areal i høyere erosjonsrisikoklasser i Drammenselva 5-7. Fosforstatus i jord var høy til svært høy, med høyest verdier i Drammenselva 5-7. Det var relativt mye åker (>70% av dyrka mark) i Drammenselva 2, 4, 5 og 7. I 2020 var det registrert ingen jordarbeiding om høsten på 4-33% av kornarealet i tiltaksområdene. Tap av totalfosfor per arealenhet jordbruksareal varierte mellom ca. 110 og 340 g/daa, og totalnitrogen mellom 3,5 og 5 kg/daa.

Beregnete effekter av jordbrukstiltak varierte mellom ulike tiltak og mellom tiltaksområder. Sammenliknet med høstpløying på alt kornareal, og fosforstatus i jord som i 2020, ble det for totalfosfor beregnet 64-78% reduksjon i totalfosfortap ved å kombinere ingen jordarbeiding om høsten

på alt kornareal, grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier i åpen åker, og redusert fosforstatus i jord, og 20-28% reduksjon i tap av totalnitrogen ved å dyrke fangvekst på alt kornareal (forutsatt god utvikling av fangvekstene). Beregnet effekt av tiltaksgjennomføringen i 2020 var inntil 21% reduksjon i tap av totalfosfor og inntil 6% reduksjon i tap av totalnitrogen, sammenliknet med høstpløying på alt kornareal. Det antyder at det er betydelig potensiale for å redusere både fosfor- og nitrogentap fra jordbruksarealene.

5 Resultater for vannområde Eikeren

5.1 Om vannområdet

Vannområde Eikeren (532 km²) omfatter areal hovedsakelig i kommunene Øvre Eiker og Holmestrand, samt noe areal i Flesberg, Kongsberg, Tønsberg, Drammen og Larvik. Vassdraget renner fra Lianelva og starten på Vestfosselva i sør, og løper sammen med Drammenselva i nord. Vestfosselva renner på denne strekningen gjennom flere innsjøer: Hillestadvannet, Haugestadvannet, Bergsvannet, Eikeren og Fiskumvannet. Fra nord kommer Dørja og Fiskumelva inn i Fiskumvannet.

Næringsstofftilførsler er beregnet for 8 tiltaksområder (Figur 5.1): Eikeren 1 (Dørja), Eikeren 2 (Fiskumelva og Fiskumvannet), Eikeren 3 (Vestfosselva til samløp med Drammenselva), Eikeren 4 (Eikeren fra fylkesgrensa til Fiskumelva), Eikeren 5 (Bergsvannet, Haugestadvannet og Kopstadelva), Eikeren 6 (Lianelva), Eikeren 7 (Hillestadvannet) og Eikeren 8 (Eikeren fra utløp av Bergsvannet til fylkesgrensa).

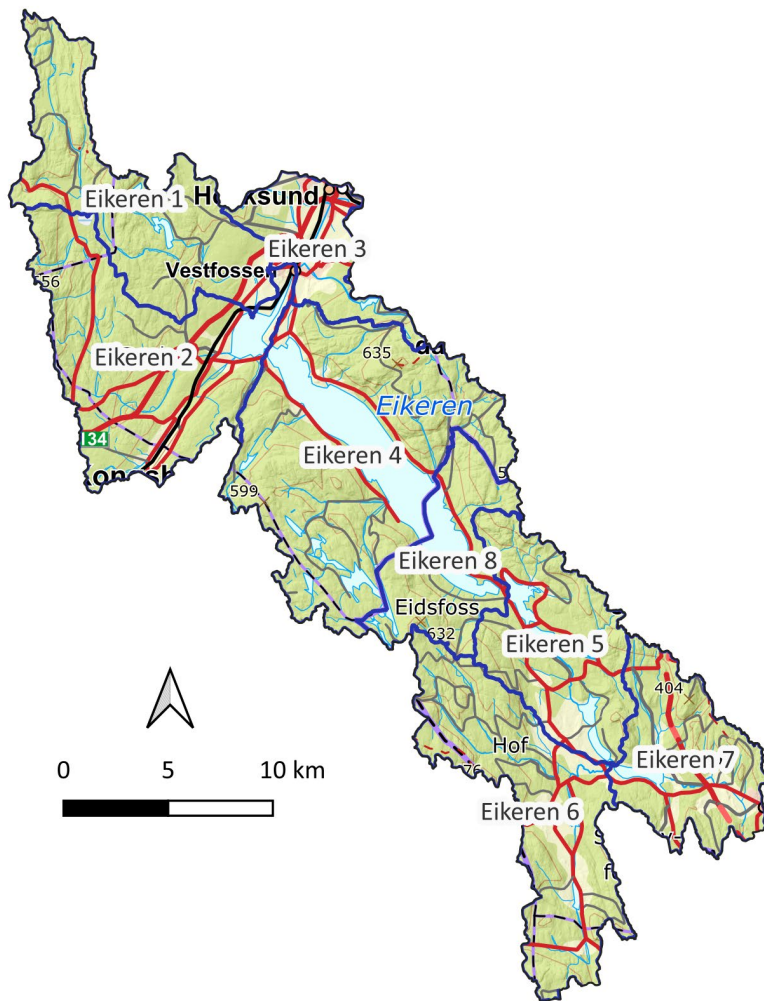
Alle tiltaksområdene er dominert av skog (Tabell 5.1). Det er mest dyrka mark (36%) og bebyggelse (13%) i tiltaksområde Eikeren 3, som er det minste tiltaksområdet (30 km²). I Eikeren 3 ligger tettstedene Vestfossen, Ormåsen og deler av Drammen (Hokksund). Andre tettsteder i vannområdet er Gullhaug (Eikeren 7), Sundbyfoss (Eikeren 6 og 7), Hof (Eikeren 5 og 6) og Darbu (Eikeren 2). Det største tiltaksområdet, Eikeren 4 (125 km²), har minst dyrka mark (2,3%) og bebyggelse (0,4%), og mest skog (85%) og ferskvann (21%).

Omtrent halvparten av vannområdet dekket av bart fjell, mye av det i den nordlige delen. Øvrig utmarksareal preges av morene- og forvittringsjord. Dyrka mark ligger hovedsakelig under marin grense, på de leirholdige marine avsetningene rundt Fiskumvannet og langs Vestfosselva i nord, spredt langs Eikeren, og i de sørlige tiltaksområdene Eikeren 5-7. Det er også en del sammenhengende dyrka mark i dalføret som strekker seg fra Fiskumvannet og sørvestover gjennom tiltaksområdet Eikeren 2, her dominerer sandholdig morene og forvittringsjord.

På dyrka mark er det mest kornproduksjon (71 % av arealet med dyrka mark). Eng utgjør 26 % av arealet med dyrka mark, frukt og bær 3 % og potet og grønnsaker 1 %.

Tabell 5.1 Arealbruk i tiltaksområdene i Eikeren vannområde (%) (fra NIBIOs AR5-kart).

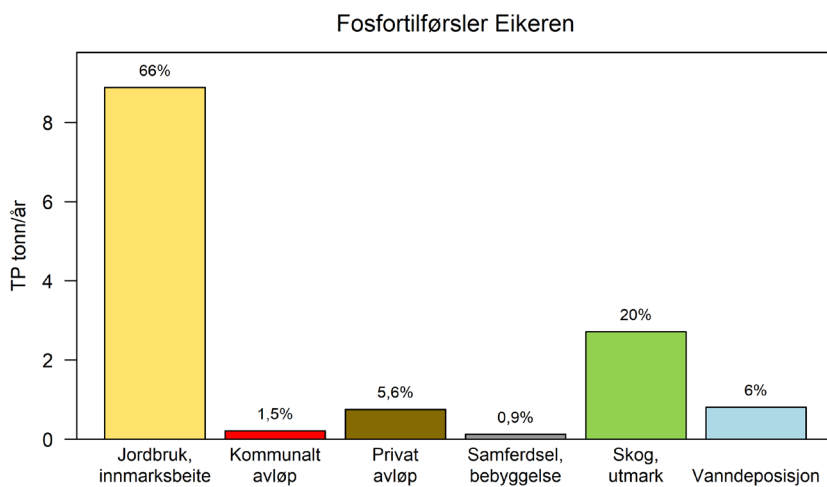
Tiltaksområde	Bebyggelse	Samferdsel	Dyrka mark	Innmarksbeite	Skog	Åpen fastmark	Myr	Ferskvann	Areal km ²
Eikeren 1	0.5	0.5	3.9	0.2	85	0.5	5.1	3.9	70
Eikeren 2	2.3	1.0	8.6	0.6	78	2.0	2.5	5.3	89
Eikeren 3	13	2.3	36	1.0	42	3.3	0.7	1.6	30
Eikeren 4	0.4	0.4	2.3	0.0	74	0.4	2.3	21	125
Eikeren 5	2.8	1.0	11	0.2	74	1.3	0.7	9.0	56
Eikeren 6	1.7	1.0	12	0.4	81	1.0	1.4	1.5	75
Eikeren 7	3.5	1.5	16	0.5	72	1.8	1.1	4.0	48
Eikeren 8	1.1	0.5	1.0	0.0	74	0.3	1.3	22	40



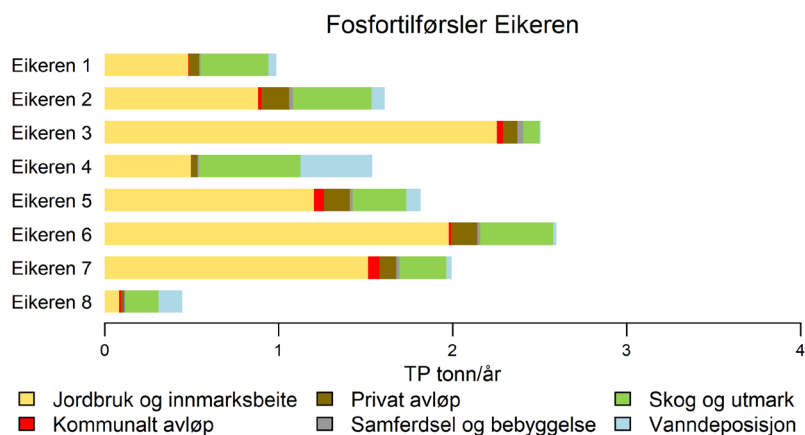
Figur 5.1 Tiltaksområdene i vannområde Eikeren

5.2 Kilderegnskap for fosfor

I Eikeren vannområde var jordbruk (66%) og skog og utmark (20%) de største kildene til fosfortilførsler (Figur 5.2).



Figur 5.2 Tilførsler av totalfosfor i vannområde Eikeren fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanddeposisjon).



Figur 5.3 Tilførsler av totalfosfor (tonn/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Eikeren.

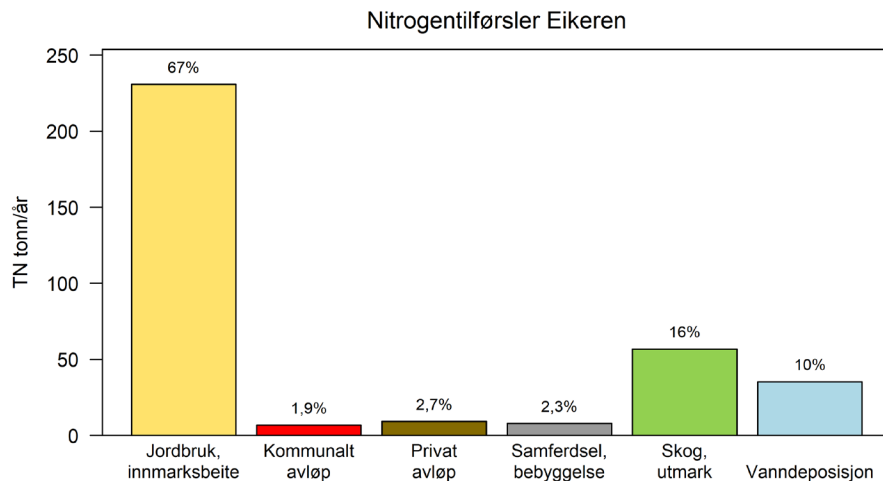
I Eikeren vannområde kom størst andel av tilførslene av totalfosfor fra jordbruk i tiltaksområdene Eikeren 1 (49% av de totale fosfortilførslene), 2 (55%), 3 (90%), 5 (66%), 6 (76%) og 7 (76%) (Figur 5.3 og Tabell 5.2). Tiltaksområde Eikeren 3 hadde den største andel av tilførsler av totalfosfor fra jordbruk (90%) pga. stor andel jordbruksareal (37%, Tabell 5.1). I tiltaksområdene Eikeren 4 og 8 var skog og utmark den største kilden til totalfosfor. Bidrag fra privat avløp var høyest i Eikeren 2 (10%).

Tabell 5.2 Tilførsler av totalfosfor (kg/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Eikeren.

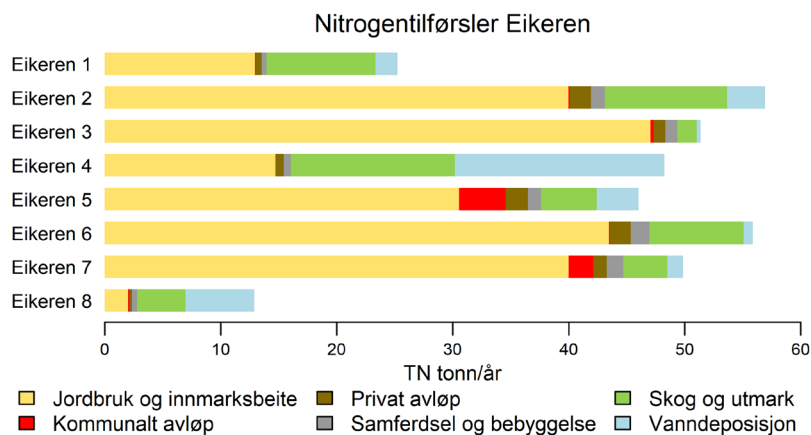
Tiltaksområde	Jordbruk, innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeponisjon
Eikeren 1	482	3,0	60	5,3	393	44
Eikeren 2	883	17	160	22	451	75
Eikeren 3	2 253	36	82	34	93	7,5
Eikeren 4	494	0,9	40	7,0	584	413
Eikeren 5	1 202	60	147	16	309	81
Eikeren 6	1 979	12	151	15	421	18
Eikeren 7	1 514	66	96	18	269	31
Eikeren 8	83	3,0	17	5,0	192	136
Totalt	8 890	208	753	123	2 712	805

5.3 Kilderegnskap for nitrogen

I Eikeren vannområde var de største kildene til tilførsler av totalnitrogen jordbruk (67%) og skog og utmark (16%) (Figur 5.4), etterfulgt av vanndeponisjon (10%), privat avløp (2,7%), samferdsel og bebyggelse (2,3%) og kommunalt avløp (1,9%).



Figur 5.4 Tilførsler av totalnitrogen i vannområde Eikeren fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeposisjon).



Figur 5.5 Tilførsler av totalnitrogen (tonn/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Eikeren.

I alle tiltaksområdene unntatt Eikeren 4 og 8 var jordbruk den største kilden til totalnitrogenet (Figur 5.5 og Tabell 5.3). I tiltaksområde Eikeren 3, som også var det tiltaksområdet med mest dyrka mark (37%, Tabell 5.1), bidro jordbruk med 92% av de totale nitrogentilførslene, mens privat avløp bidro med 2% og samferdsel og bebyggelse med 2%. Kommunalt avløp var en viktig kilde til nitrogentilførsler i Eikeren 5 (9% av de totale nitrogentilførslene). Andel av nitrogentilførslene fra privat avløp var størst i Eikeren 5, der bidro privat avløp med 4% av de totale tilførslene.

Tabell 5.3 Tilførsler av totalnitrogen (kg/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Eikeren.

Tiltaksområde	Jordbruk og innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeposisjon
Eikeren 1	12 964	20	540	409	9 404	1 911
Eikeren 2	39 981	111	1 847	1 164	10 539	3 271
Eikeren 3	47 055	242	1 018	1 027	1 699	328
Eikeren 4	14 714	5,7	713	614	14 141	18 056
Eikeren 5	30 525	4 066	1 883	1 120	4 847	3 556
Eikeren 6	43 480	78	1 785	1 596	8 148	779
Eikeren 7	39 994	2 123	1 143	1 440	3 798	1 352
Eikeren 8	2 012	85	257	453	4 147	5 959
Totalt	230 725	6 730	9 186	7 822	56 722	35 211

5.4 Tilførsler fra privat avløp

I vannområde Eikeren hadde tiltaksområde Eikeren 2 de største utslippene fra privat avløp (160 kg totalfosfor per år og 1,9 tonn totalnitrogen per år), etterfulgt av Eikeren 5 og Eikeren 6, som begge hadde et totalfosforutslipp på ca. 150 kg per år og totalnitrogenutslipp på ca. 1,8 tonn per år (Tabell 5.4). Totalt utslipp fra privat avløp i vannområde Eikeren utgjorde 753 kg totalfosfor per år og 9 tonn totalnitrogen per år.

Tabell 5.4 Utslipp av totalfosfor (P) og totalnitrogen (N) fra privat avløp for tiltaksområdene i vannområdet Eikeren.

Tiltaksområde	Utslipp kg TP/år	Utslipp kg TN/år
Eikeren 1	60	540
Eikeren 2	160	1 847
Eikeren 3	82	1 018
Eikeren 4	40	713
Eikeren 5	147	1 883
Eikeren 6	151	1 785
Eikeren 7	96	1 143
Eikeren 8	17	257

5.5 Tilførsler fra kommunalt avløp

Utslipp av totalfosfor og totalnitrogen fra kommunalt avløp var høyest i tiltaksområde Eikeren 5 (60 kg totalfosfor per år og 4,1 tonn totalnitrogen per år). Dette er hovedsakelig forårsaket av utslipp fra kommunale renseanlegg (Eidsfoss og Vike renseanlegg) (Tabell 5.5). Nest størst bidrag kom fra tiltaksområdet Eikeren 7, her kom det meste av utslippet av totalfosfor og totalnitrogen fra lekkasjer i det kommunale avløpsnettet, samt utslipp fra Sundbyfoss renseanlegg. Dette utgjorde 66 kg totalfosfor og 2,1 tonn totalnitrogen per år.

Tabell 5.5 Lekkasje av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra kommunalt avløpsnett per tiltaksområde, utslipp av TP og TN fra kommunale renseanlegg, og totale tilførsler fra kommunalt avløp.

Tiltaksområde	Lekkasje kg TP/år	Lekkasje kg TN/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TP/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TN/år	Sum tilførsel kg TP/år	Sum tilførsel kg TN/år
Eikeren 1	3,0	20			3,0	20
Eikeren 2	17	111			17	111
Eikeren 3	36	242			36	242
Eikeren 4	0,9	5,7			0,9	5,7
Eikeren 5	31	202	30	3 863	60	4 066
Eikeren 6	12	78			12	78
Eikeren 7	54	359	12	1 764	66	2 123
Eikeren 8	13	85			13	85

5.6 Tilførsler fra jordbruk

Jord- og fosfortap fra jordbruksarealene henger sammen med erosjonsrisiko, drift og fosforstatus i jord (P-AL) på arealene (Tabell 5.6). Lav erosjonsrisiko og avrenning, drift som medfører at jorda ikke jordarbeides om høsten (gras, stubb) og lav P-AL gir redusert risiko for jord- og fosfortap sammenliknet med høyere erosjonsrisiko og avrenning, jordarbeiding om høsten (høstpløying, potet og grønnsaker) og høyere P-AL. Nitrogentapene henger sammen med driften, der korndyrking med overvintring i stubb, fangvekst og grasdyrking gir redusert risiko for nitrogentap. Avrenningsmengde (overflate- og grøfteavrenning, se også avsnitt 2.3.2.2) og jordtype har også betydelig effekt på beregnet nitrogentap, med høyere tap der det er mye vannavrenning og lette jordarter (sand, lettleire). Nitrogenoverskudd i jorda (N-balanse, dvs. N tatt opp i avling minus N tilført med gjødsel) har også noe betydning, men N-balansen er høyst usikker pga. lav romlig oppløsning på dataene som trengs for å beregne den.

Tabell 5.6 Andel av jordbruksareal med leir- og siltjord, og organisk jord, og andel av jordbruksareal med stor og svært stor erosjonsrisiko (ER 3-4) *, og gjennomsnittsverdier for risiko for flate- og drågerosjon (ERK) **, årsavrenning og fosforstatus i jord (P-AL).

Tiltaksområde	Leirjord + siltjord (%)	Organisk jord (%)	ER 3-4 (%)	ERK (kg SS/daa/år)	Avrenning (mm/år)	P-AL (mg/100 g)
Eikeren 1	51	2	5	99	505	9
Eikeren 2	36	4	2	54	481	10
Eikeren 3	62	0	4	80	390	12
Eikeren 4	45	0	2	98	513	12
Eikeren 5	70	1	4	62	554	10
Eikeren 6	76	4	21	91	673	9
Eikeren 7	62	9	8	70	621	11
Eikeren 8	73	2	0	70	532	11

* Jf. erosjonsrisikoklassene i NIBIOs erosjonsrisikokart, som inkluderer flate- og rilleerosjon, samt jordtap gjennom dreinsrør.
 ** «Erosjonsrisiko» som inkluderer både flate-, rille- og drågerosjon, samt jordtap gjennom dreinsrør. * og ** gjelder under forutsetning om vårkorn med høstpløying på alt areal.

Tabell 5.7 Arealfordeling av jordbruksvekster fordelt på hovedkategoriene eng, frukt og bær, vårkorn og oljevekster med overvintring i stubb, vårkorn og oljevekster med jordbearbeiding om høsten, grønnsaker og potet, og fangvekst*.

Tiltaksområde	Eng (%)	Frukt og bær (%)	Stubb (%)	Jordarbeiding høst (%)	Grønnsaker og potet (%)	Fangvekst (%)
Eikeren 1	16 %	0 %	28 %	56 %	0 %	0
Eikeren 2	40 %	8 %	17 %	34 %	0 %	2
Eikeren 3	23 %	1 %	6 %	69 %	1 %	0
Eikeren 4	22 %	16 %	22 %	39 %	0 %	6
Eikeren 5	23 %	0 %	32 %	44 %	1 %	4
Eikeren 6	24 %	0 %	36 %	40 %	0 %	2
Eikeren 7	28 %	0 %	26 %	45 %	1 %	0
Eikeren 8	43 %	0 %	0 %	57 %	0 %	7

* Fangvekst vil i hovedsak forekomme på samme areal som der det er stubb, men kan også forekomme på potet- og grønnsaksareal.

I tiltaksområdene i vannområde Eikeren lå jordtap pr arealenhet på mellom ca. 45 og 120 kg/daa (Tabell 5.8), og tap av totalfosfor på mellom ca. 100 og 380 g/daa. Løst fosfat utgjorde mellom 15 og 24% av totalfosfor, og partikkelbundet fosfor mellom 76 og 86%. Løst fosfat er direkte biotilgjengelig for vannlevende organismer, mens partikkelbundet fosfor kan løses ut i vann på sikt. Jord- og fosfortapet var lavest i Eikeren 2, med lavest erosjonsrisiko av tiltaksområdene og høy andel eng. Jord- og fosfortapet var høyest i Eikeren 3, pga. mye areal med høstpløying til korn (nesten 70%), og i Eikeren 6 pga. høy andel jordbruksareal klassifisert til stor til svært stor erosjonsrisiko (over 20%).

Tap av totalnitrogen per arealenhet var ganske likt for tiltaksområdene, stort sett ca. 4,8-5,0 kg/daa/år. Nitrogentapet var litt lavere i Eikeren 3 pga. lite avrenning (knappt 400 mm/år sammenliknet med 480-670 mm/år i de andre tiltaksområdene).

Tabell 5.8 Beregnet tap av jordpartikler (SS), totalfosfor (TP), løst fosfat (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra jordbruksareal i tiltaksområdene i vannområde Eikeren, for året 2020.

Tiltaksområde	SS tonn/år	SS kg/daa	TP kg/år	TP g/daa	PO ₄ -P kg/år	PO ₄ -P g/daa	TN kg/år	TN kg/daa
Eikeren 1	266	97	482	168	74	26	12 964	4,5
Eikeren 2	342	45	883	108	214	26	39 981	4,9
Eikeren 3	1 066	100	2 253	206	381	35	47 055	4,3
Eikeren 4	220	76	494	167	106	36	14 714	5,0
Eikeren 5	517	82	1 202	187	231	36	30 525	4,8
Eikeren 6	1 030	118	1 979	219	349	39	43 480	4,8
Eikeren 7	646	84	1 514	190	330	41	39 994	5,0
Eikeren 8	33	86	83	206	16	39	2 012	5,0

5.7 Tilførsler fra andre kilder

Tilførsler fra arealer i kategorien «andre kilder» kommer i hovedsak fra skog og utmark (skog, myr og fjell). I hele vannområdet bidro «andre kilder» med 26% av tilførslene av totalfosfor og 27% av tilførslene av totalnitrogen. Det var beregnet høyest andel av tilførsler av totalfosfor og totalnitrogen fra disse kildene i Eikeren 8 (74 % av totale tilførsler av totalfosfor og 78% av totale tilførsler av totalnitrogen i tiltaksområdet). Dette skyldes at 98% av arealet er naturlige arealer (skog, utmark og vann). Det største utslipp fra skog og utmark var i Eikeren 4 (Tabell 5.9), dette skyldes at Eikeren 4 er det største tiltaksområde (125 km²) med store arealer av skog og utmark. Tilførsel av løst fosfat (som er direkte biotilgjengelig) var også høyest i Eikeren 4 og skyldes naturlige tilførsler.

Tilførsler av totalfosfor og løst fosfat fra samferdsel og bebyggelse var høyest i Eikeren 3 (Tabell 5.9). Dette skyldes tilførsler fra tette flater på grunn av tettsteder som ligger i tiltaksområdet (Tabell 5.1 og Figur 5.1). Tilførsler fra totalnitrogen fra samferdsel og bebyggelse var høyest i Eikeren 6 (1,6 tonn per år)

Tabell 5.9 Utslipp av totalfosfor (TP), løst fosfat (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra andre kilder i Eikeren vannområde.

Tiltaksområde	Samferdsel og bebyggelse			Skog og utmark		
	TP kg/år	PO ₄ -P kg/år	TN kg/år	TP kg/år	PO ₄ -P kg/år	TN kg/år
Eikeren 1	5,3	1,7	409	393	39	9 404
Eikeren 2	22	7,4	1 164	451	45	10 539
Eikeren 3	34	11	1 027	93	9,3	1 699
Eikeren 4	7,0	2,3	614	584	58	14 141
Eikeren 5	16	5,2	1 120	309	31	4 847
Eikeren 6	15	5,0	1 596	421	42	8 148
Eikeren 7	18	6,0	1 440	269	27	3 798
Eikeren 8	5,0	1,6	453	192	19	4 147

5.8 Tiltakseffekter på jordbruksavrenning

Det er beregnet effekter av ulike scenarier med tiltak for å redusere tap av jordpartikler, fosfor og nitrogen fra jordbruksareal. Sammenlikningsgrunnlaget er vekstfordeling slik den var i 2020, med høstpløying på alt kornareal. Dette gir et bilde av maksimal forventet effekt av tiltakene, forutsatt gjeldende vekstfordeling. I enkeltår (her representert ved 2020) og i de enkelte tiltaksområdene, vil deler av tiltakseffekten allerede være tatt ut, avhengig av hvor stor tiltaksgjennomføring det har vært. Dette reflekteres i scenario 0 «faktisk drift».

5.8.1 Tiltak mot jord- og fosfortap

For jord- og fosfortap ble det beregnet effekter av ni ulike scenarier – åtte med enkelttiltak, og ett med kombinasjon av flere tiltak. Resultatene er vist i Figur 5.6. Herunder omtales kun tiltakseffektene for totalfosfor. Effekten på jordpartikler er som vist i Figur 5.6, høyere enn effekten på totalfosfor, som skyldes anrikning av fosfor på partiklene (anrikning øker med avtakende jordtap). Alle tiltakene har effekt på både partikkelbundet fosfor og løst fosfat (direkte biotilgjengelig fosfor).

Scenario 2-4, stubb på kornareal, innebærer at areal med korn, oljevekster og andre ettårige vekster (unntatt potet og grønnsaker) ikke blir pløyd eller harvet om høsten, og halmstubben blir stående. Høstkorn og andre høstsådde vekster forutsettes direktesådd, mens der det skal dyrkes vårkorn eller andre vårsådde vekster, blir det pløyd og/eller harvet først til våren, evt. direktesådd om våren. På denne måten blir jorda minst mulig forstyrret og mest mulig beskyttet mot avrenning og erosjon utenom vekstsesongen. Scenario 2 forutsetter at tiltaket kun gjennomføres der det er høyest erosjonsrisiko (erosjonsrisikoklasse 3-4). I de fleste tiltaksområdene ga dette scenariet en reduksjon i totalfosfortap på under 10 %, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. Effekten var relativt lav i disse tiltaksområdene ettersom 0-8 % av jordbruksarealet her har stor til svært stor erosjonsrisiko. Dermed vil det fortsatt være et stort areal som jordarbeides om høsten og i sum bidrar med betydelig jord- og fosfortap. I Eikeren 6 er det større andel areal i erosjonsrisikoklasse 3-4 (21%), og her ble da også effekten av tiltaket høyere, 21 % reduksjon i totalfosfortap. Jo større areal tiltaket omfatter, jo større blir effekten. Å utvide tiltaket til å gjelde også i erosjonsrisikoklasse 2 (scenario 3) eller alt kornareal (scenario 4), ga derfor økt tiltakseffekt sammenliknet med scenario 2. Scenario 4 ga 47-58 % reduksjon i totalfosfortap sammenliknet med om alt kornareal var høstpløyd.

Grasdekke er enda mer effektivt enn stubb i å hindre erosjon, men grasdekke som tiltak må begrenses arealmessig for å opprettholde produksjon av matvekster som korn, potet og grønnsaker. Scenario 5 og 6 representerer aktuelle grastiltak på alt areal med åpen åker (korn/oljevekster, potet og grønnsaker):

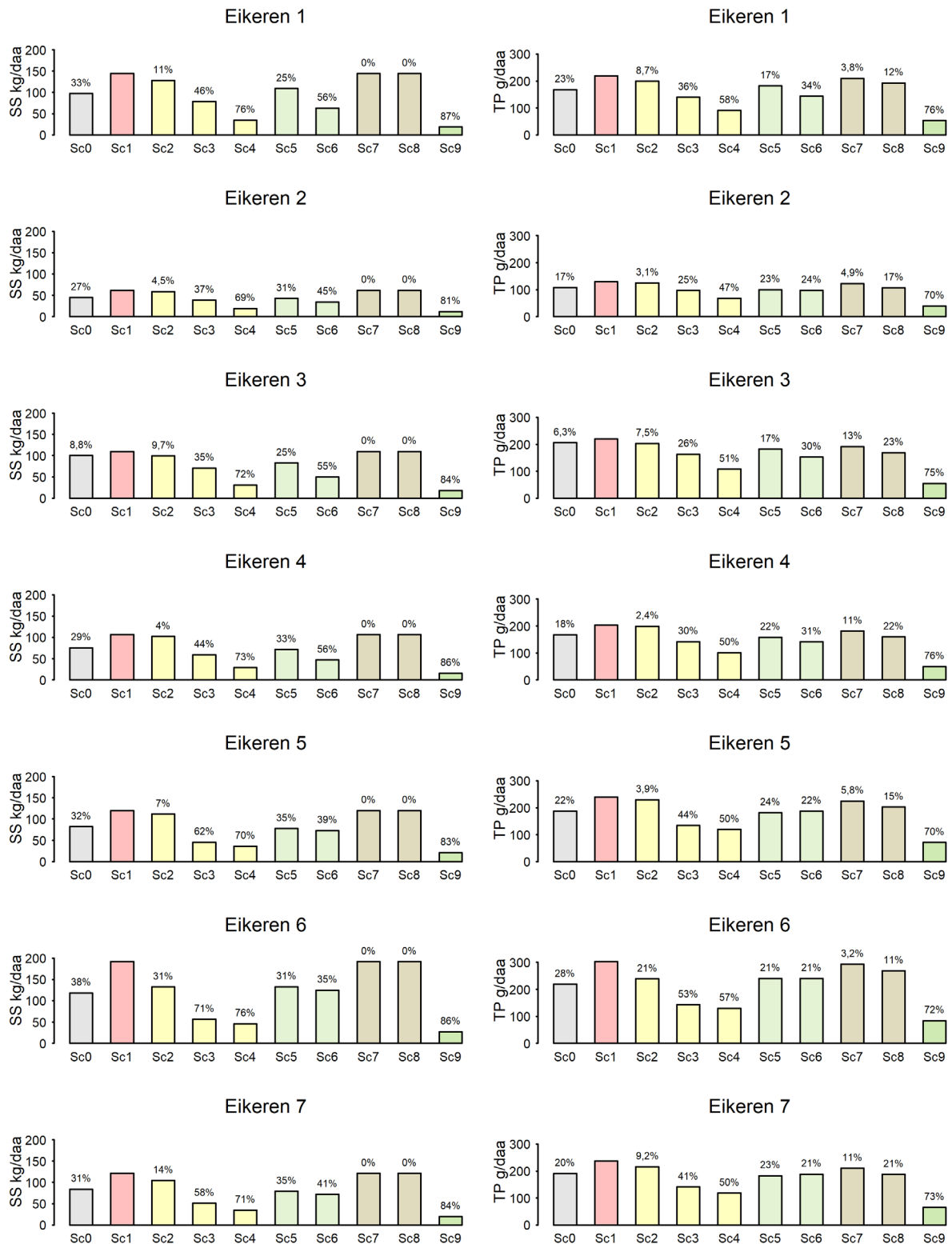
Grasdekte kantsoner i åker (scenario 5, seks meter bred kantsoner) anlegges langs alle elver og innsjøer. Tiltakets viktigste effekt er å bremse overflateavrenning og fremme infiltrasjon av vann i jorda, slik at jordpartikler og partikkelbundne næringsstoffer fanges opp og i mindre grad når fram til åpent vann. Tiltaket har ingen effekt på partikler som tapes gjennom grøftesystemene. Effekten av tiltaket ble beregnet til mellom 17 og 24% reduksjon i totalfosfortap i tiltaksområdene, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte kantsoner. Tiltakseffekten er usikker bl.a. fordi det på denne skalaen er vanskelig å definere nøyaktig hvor stort areal som blir påvirket av grasdekte kantsoner.

Grasdekte vannveier i åker (scenario 6) anlegges i såkalte «dråg», forsenkninger i terrenget der overflateavrenning kan samle seg og grave i jorda med potensielt stor kraft. Effekten av dette tiltaket ble beregnet til mellom 21 og 34% for tiltaksområdene, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte vannveier. Denne tiltakseffekten er usikker, ettersom kvantifisering av drågerosjon er vanskelig pga. begrenset datagrunnlag. Effekten er spesielt usikker på potet- og grønnsaksareal, der tiltaket også kan være praktisk vanskelig å gjennomføre.

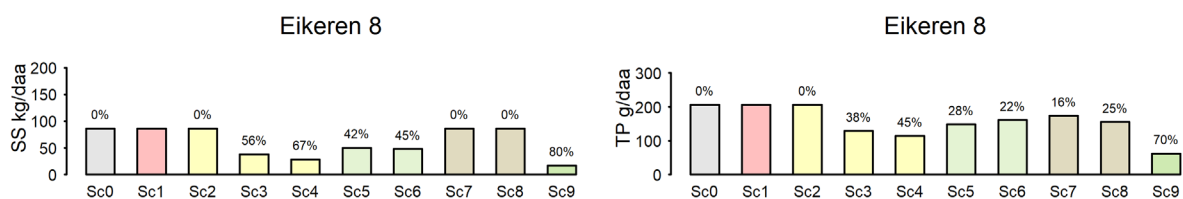
Reduksjon av fosforstatus i jord, P-AL (scenario 7 og 8), reduserer tap av partikkelbundet fosfor og direkte tap av løst fosfat fra jordprofilen. Dette oppnås først og fremst gjennom redusert gjødsling med fosfor, som på lengre sikt vil få ned fosforinnholdet i jorda. Her ble det valgt å beregne effekt av å redusere P-AL til 10 eller 7 mg/100 g, på areal der disse nivåene er overskredet. Den minste reduksjonen i P-AL (scenario 7) ga 3-16 % reduksjon i totalfosfortap i tiltaksområdene, sammenliknet med totalfosfortapet ved dagens P-AL-nivå. Reduksjonen var høyest i Eikeren 3, 4, 7 og 8, som i utgangspunktet hadde litt høyere gjennomsnittlig P-AL (11-12 mg/100 g) enn resten av tiltaksområdene (9-10 mg/100 g). Å redusere P-AL ytterligere (scenario 8), ga enda bedre effekt, 11-25% reduksjon i totalfosfor.

En kombinasjon av tiltak vil være enda mer effektivt enn enkelttiltakene som er beskrevet over. I scenario 9 ble det beregnet effekt av å kombinere stubb på alt kornareal, grastiltak på alt åpenåkerareal, og P-AL redusert til 7 mg/100 g på alt areal der P-AL var høyere enn dette nivået. Effekten av dette var mellom 70 og 76% reduksjon i totalfosfortap, sammenliknet med om ingen tiltak hadde vært gjennomført.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. Totalfosfortapet for denne situasjonen var 6-28% lavere enn scenariet der alt kornareal var høstpløyd og ingen andre tiltak gjennomført. Forskjellen mellom scenario 0 og 1 var størst i Eikeren 6, minst i Eikeren 3, og ellers rundt 20 %. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det burde være et stort potensial for å redusere totalfosfortapene fra jordbruksareal i alle tiltaksområdene.



Figur 5.6 Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Eikeren vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.



Figur 5.6 (fortsettelse). Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Eikeren vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenliknet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.

5.8.2 Tiltak mot nitrogen tap

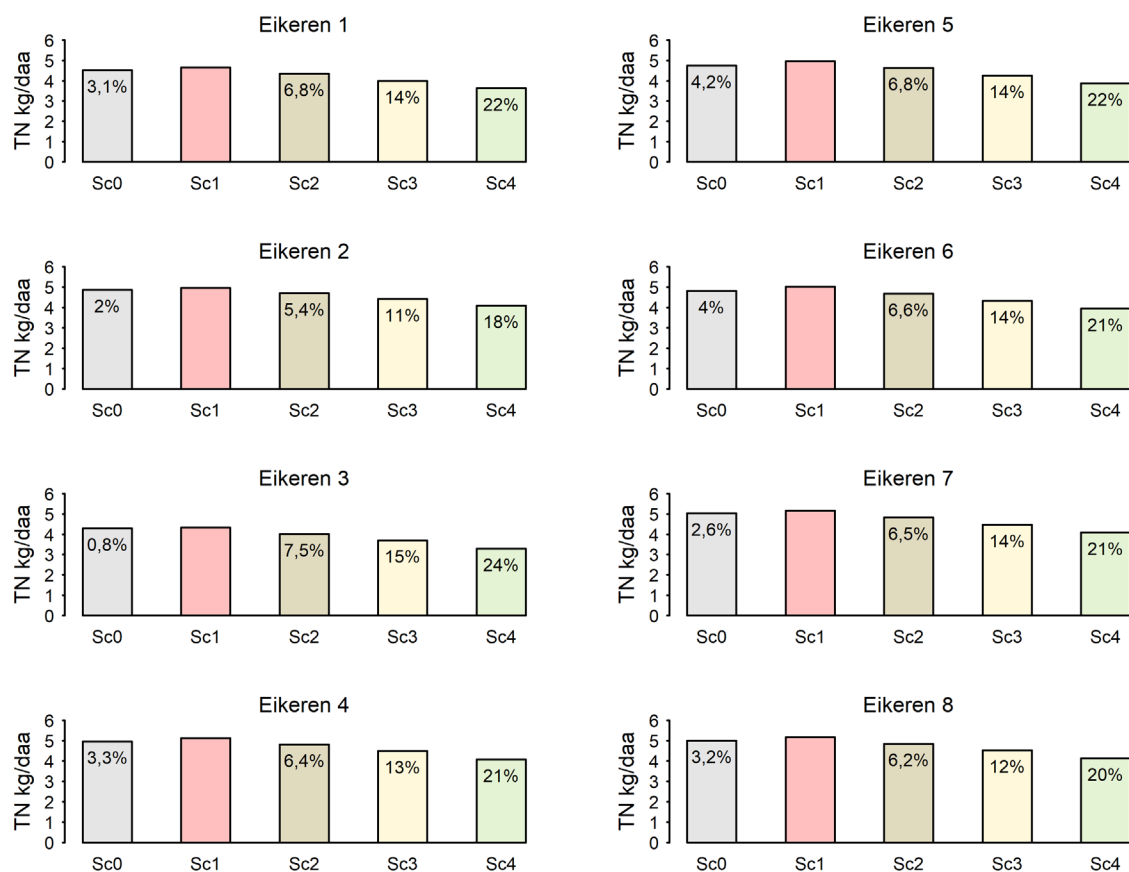
For nitrogen tap ble det beregnet effekter av fire ulike scenarier med tiltak. Resultatene er vist i Figur 5.7.

Scenario 2 representerer en situasjon med stubb på alt kornarealet. Når jord forstyrres og brytes opp ved jordarbeiding, øker nitrogenomsetningen i jorda. Når jordarbeidingen utsettes til våren, vil jorda ligge uforstyrret over en lengre periode, og risiko for frigjøring og utvasking av nitrogen reduseres. Beregnet effekt av scenariet var mellom 5 og 8 % reduksjon i totalnitrogentap for de ulike tiltaksområdene, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd.

Scenario 3 innebærer at halvparten av kornarealet legges om til eng. Dette gir samme fordel som å utsette jordarbeiding til våren, ved at jorda ikke forstyrres om høsten, men i tillegg kan graset ta opp nitrogen utover høsten, og reduserer slik nitrogenoverskuddet som ellers kan tapes ved utvasking. Den beregnede effekten var 11-15 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. En så omfattende omlegging av kornproduksjon til eng, vil naturlig nok ha negativ effekt på matkornproduksjon, ettersom korn erstattes med gras.

Scenario 4 innebærer at det dyrkes fangvekst på alt kornarealet. I likhet med gras, vil fangveksten kunne ta opp nitrogen fra jorda utenom vekstsesongen. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten. Beregnet effekt av tiltaket var 18-24 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten, og den beregnede tiltakseffekten vil kunne være for høy i områder der klima eller andre forhold medfører lite potensiale for dyrking av fangvekst. Fangvekst er også et tiltak som er aktuelt i tidligkulturer av potet og grønnsaker, der dette evt. blir dyrket. I seine kulturer vil ikke fangvekster kunne utvikle seg tilstrekkelig til å ha betydningsfull effekt.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. I alle tiltaksområdene var totalnitrogentapet som var beregnet for 2020, mindre enn 5 % lavere enn totalnitrogentapet beregnet i scenario 1 med alt kornareal var høstpløyd. Forskjellen var størst, ca. 4 %, i Eikeren 5 og 6. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det er et potensiale for å redusere totalnitrogentapene fra jordbruksareal i alle tiltaksområdene mer enn det tiltaksgjennomføringen i 2020 har bidratt til.



Figur 5.7 Totalnitrogentap (kg TN/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 4 scenarier for tiltaksområdene i Eikeren vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2: stubb på alt kornareal; Sc3: eng i stedet for korn på 50 % av kornarealet; Sc4: fangvekst på alt kornareal.

5.9 Oppsummering

I vannområde Eikeren var tilførsel av totalfosfor beregnet for året 2020 ca. 13 tonn og tilførsel av totalnitrogen 346 tonn. I alle tiltaksområdene unntatt Eikeren 4 og 8 bidro jordbruk og avløp til sammen ca. 55-95% tilførslene av totalfosfor og totalnitrogen. I Eikeren 4 og 8 var bidraget rundt 20-35%. Jordbruk var en viktigere kilde enn avløp i alle tiltaksområdene.

Internt i avløpssektoren var tilførsler fra privat avløp største kilde for både totalnitrogen og totalfosfor i de fleste tiltaksområdene. I Eikeren 5 og 7 utgjorde kommunalt avløp den største delen av nitrogentilførslene, som skyldes utslipp fra rensesanlegg. Tilførsler fra overløp var ikke inkludert i beregningene.

Fosfor- og nitrogentap fra jordbruksareal var et resultat av ulike faktorer knyttet til klima, terreng, jordsmonn og jordbruksdrift. Erosjonsrisiko var betydelig i flere av tiltaksområdene, med særlig mye areal i høyere erosjonsrisikoklasser i Eikeren 1, 4 og 6. Fosforstatus i jord var middels til høy, med høyest verdier i Eikeren 3 og 4. Det var relativt mye åpen åker (>70% av dyrka mark) i Eikeren 1 og 3-7. I 2020 var det registrert ingen jordarbeiding om høsten på kun 8-47% av kornarealet i tiltaksområdene Eikeren 2-8 og bare jordbearbeiding om høsten i Eikeren 1. Tap av totalfosfor per arealenhet jordbruksareal varierte mellom ca. 108 og 219 g/daa, og totalnitrogen mellom 4,3 og 5 kg/daa.

Beregnete effekter av jordbrukstiltak varierte mellom ulike tiltak og mellom tiltaksområder. Sammenliknet med høstpløying på alt kornareal, og fosforstatus i jord som i 2020, ble det for totalfosfor beregnet 70-76% reduksjon i totalfosfortap ved å kombinere ingen jordarbeiding om høsten

på alt kornareal, grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier i åpen åker, og redusert fosforstatus i jord, og 18-24% reduksjon i tap av totalnitrogen ved å dyrke fangvekst på alt kornareal (forutsatt god utvikling av fangvekstene). Beregnet effekt av tiltaksgjennomføringen i 2020 var inntil 28% reduksjon i tap av totalfosfor og inntil 4% reduksjon i tap av totalnitrogen, sammenliknet med høstpløying på alt kornareal. Det antyder at det er betydelig potensiale for å redusere både fosfor- og nitrogentap fra jordbruksarealene.

6 Resultater for vannområde Hallingdal

6.1 Om vannområdet

Vannområde Hallingdal (5 240 km²) omfatter areal hovedsakelig i kommunene Hol, Ål, Nesbyen, Hemsedal, Flå, Gol og Krødsherad, men det inngår også mindre areal fra randkommuner i Buskerud, Innlandet og Vestland. Hovedvassdraget i vannområdet er Hallingdalselva, som renner gjennom dalføret Hallingdal. Den har sin opprinnelse i innsjøene Ustevatnet og Strandavatnet i de vestlige fjellområdene. Fra nordøst kommer elva Hemsila inn i Hallingdalselva. Lenger ned i vassdraget har Hallingdalselva innløp i Krøderen. Ut fra Krøderen renner Snarumselva, som til slutt løper sammen med Drammenselva ved Åmot/Geithus.

Vannområdet er delt opp i 10 tiltaksområder (Figur 6.1):

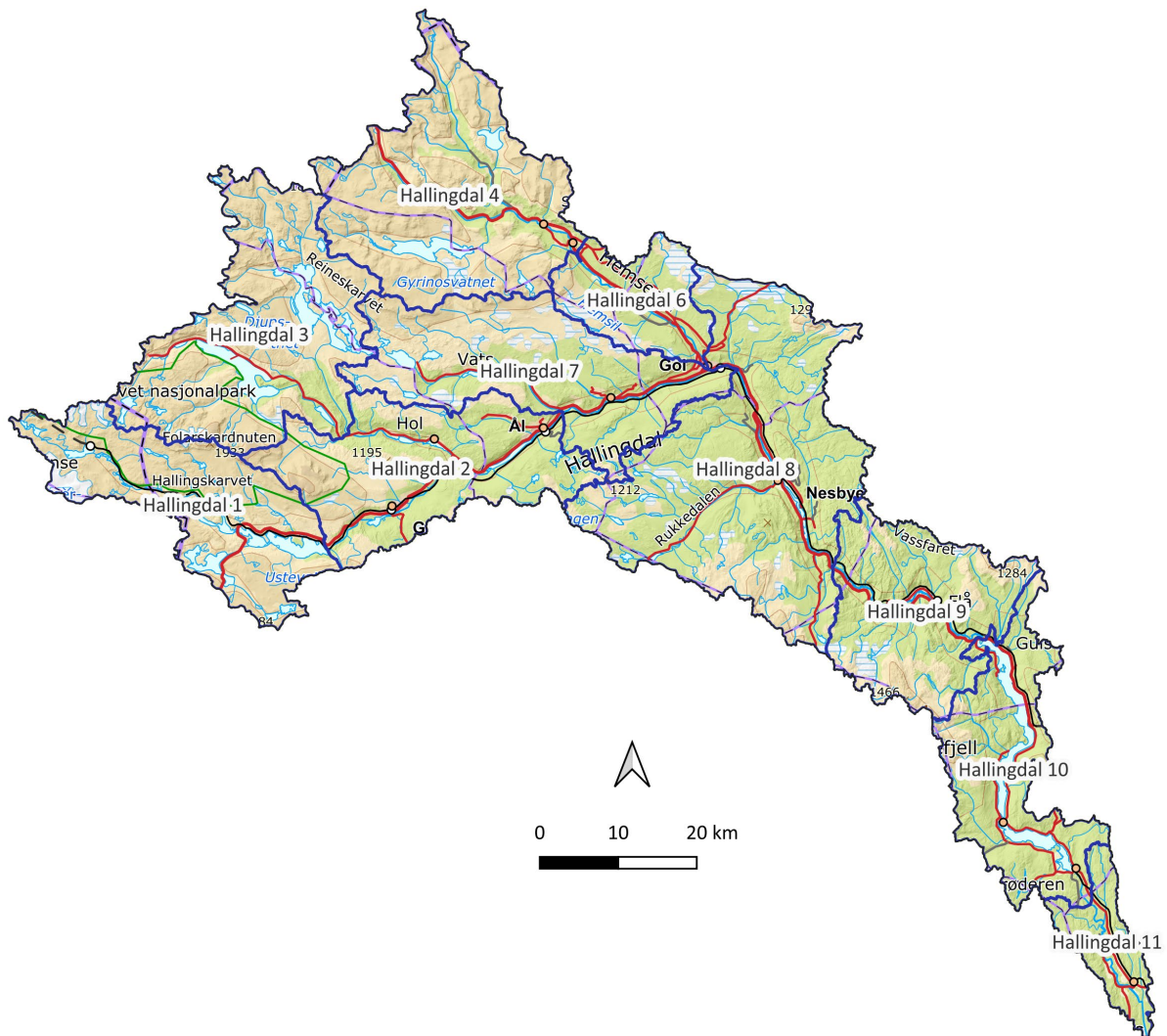
- Hallingdal 1: Grytå og Ørteråni til utløp av Ustevatnet
- Hallingdal 2: Hallingdalselva via Strandafjorden til Ål (samløp med Votna)
- Hallingdal 3: Åni via Strandavatnet og Urundi
- Hallingdal 4: Grøndøla, Lauvdøla/Flævatn og Hemsila til Svøo
- Hallingdal 6: Hemsila mellom Svøo og Gol
- Hallingdal 7: Hallingdalselva mellom Ål (samløp med Votna) og Gol (samløp med Hemsila)
- Hallingdal 8: Hallingdalselva fra Gol til samløp med Sævreelvi
- Hallingdal 9: Hallingdalselva fra samløp med Sævreelvi til innløp i Krøderen
- Hallingdal 10: Krøderen
- Hallingdal 11: Snarumselva

I alle tiltaksområdene er det størst andel areal med skog og fjell (Tabell 6.1). Andel jordbruksareal er stort sett lavere enn 3 %, men noe høyere i Hallingdal 11 (drøyt 10%), 6 og 7 (ca. 6% hver), og 2 (4%). Samferdsel og bebyggelse utgjorde ca. 2% i flere tiltaksområder (Hallingdal 2, 6, 7, 10 og 11), og mindre enn dette i resten av tiltaksområdene. Større tettsteder i vannområdet inkluderer Nesbyen, Gol, Ål, Hemsedal og Geilo.

Utmarksarealene domineres av morene, bart fjell og torvavsetninger, samt noe elve- og breelavsetninger. Jordbruksarealene ligger hovedsakelig på avsetninger av morene, elve- og breelavsetninger, samt på de leirholdige marine avsetningene under marin grense nederst i vassdraget (Hallingdal 11).

Tabell 6.1 Arealbruk i tiltaksområdene i Hallingdal vannområde (%) (fra NIBIOs AR5-kart).

Tiltaksområde	Bebyggelse	Samferdsel	Dyrka jord	Innmarksbeite	Skog	Åpen fastmark	Myr	Ferskvann	Ikke kartlagt	Areal km ²
Hallingdal 1	0,1	0,2	0,0	0,0	1,6	5,4	0,5	13	80	499
Hallingdal 2	1,5	0,6	2,3	1,9	44	26	7,5	4,6	12	551
Hallingdal 3	0,1	0,1	0,1	0,2	6,4	11	1,0	14	68	692
Hallingdal 4	0,4	0,2	1,2	0,6	11	10	1,4	5,8	69	712
Hallingdal 6	1,0	0,6	4,2	2,1	57	16	12	1,9	6,2	223
Hallingdal 7	1,0	0,5	3,2	2,6	42	29	9,4	4,3	8,7	583
Hallingdal 8	0,9	0,5	1,7	1,0	65	16	11	4,3	0,6	972
Hallingdal 9	0,3	0,5	1,3	0,2	59	10	5,5	3,0	20	455
Hallingdal 10	0,9	0,6	2,3	0,4	69	4,9	3,6	12	6,7	417
Hallingdal 11	1,2	0,8	9,5	1,0	80	1,0	2,7	3,3		135

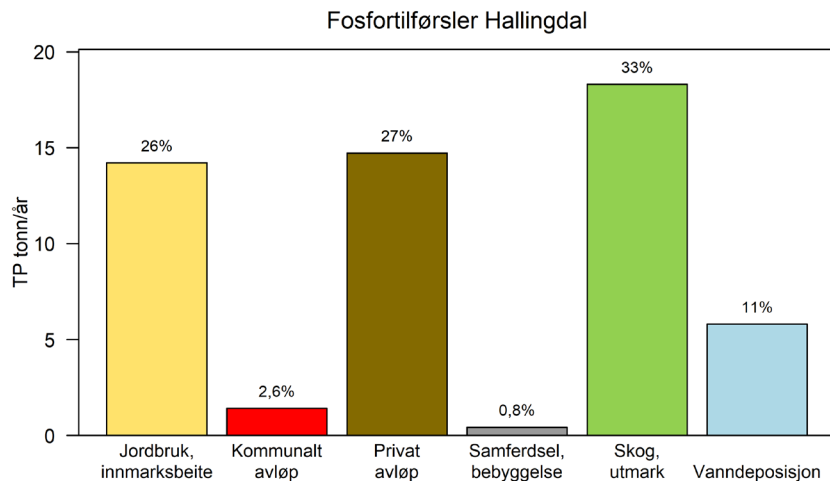


Figur 6.1 Tiltaksområdene i vannområde Hallingdal

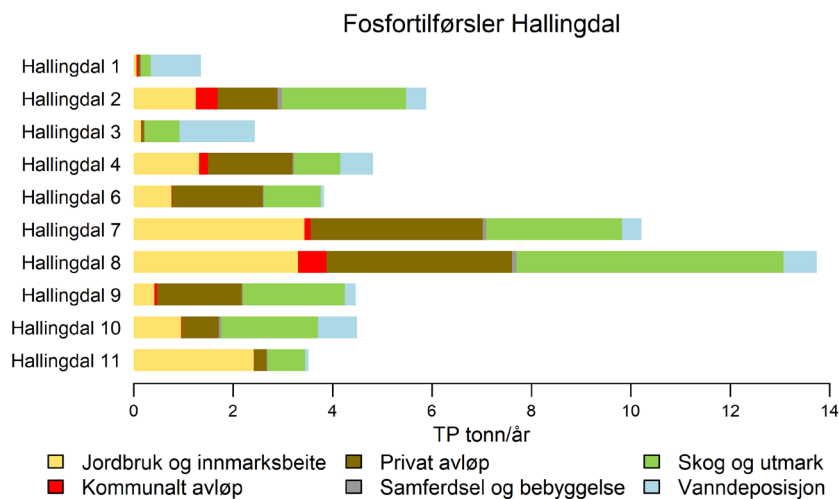
6.2 Kilderegnskap for fosfor

I Hallingdal vannområde var den største kilden til tilførsler av totalfosfor skog og utmark (33%). De største antropogene kilder var privat avløp (27%) og jordbruk (26%). Kommunalt avløp bidro med 2,6% (Figur 6.2).

I Hallingdal vannområde kom størst andel av tilførslene av totalfosfor fra jordbruk i tiltaksområde Hallingdal 11 (69% av de totale fosfortilførslene i tiltaksområdet). Dette skyldes at det er en stor andel dyrka mark (9,5%) i tiltaksområdet. Privat avløp var den største kilden til totalfosfor i tiltaksområdene Hallingdal 4 (35% av de totale fosfortilførslene), 6 (48%) og 9 (38%). I de andre tiltaksområdene bidro skog, utmark og vanndeposisjon til det meste av tilførslene av totalfosfor (Figur 6.3 og Tabell 6.2).



Figur 6.2 Tilførsler av totalfosfor (TP, tonn/år) i vannområde Hallingdal fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeponisjon).



Figur 6.3 Tilførsler av totalfosfor (TP, tonn/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Hallingdal.

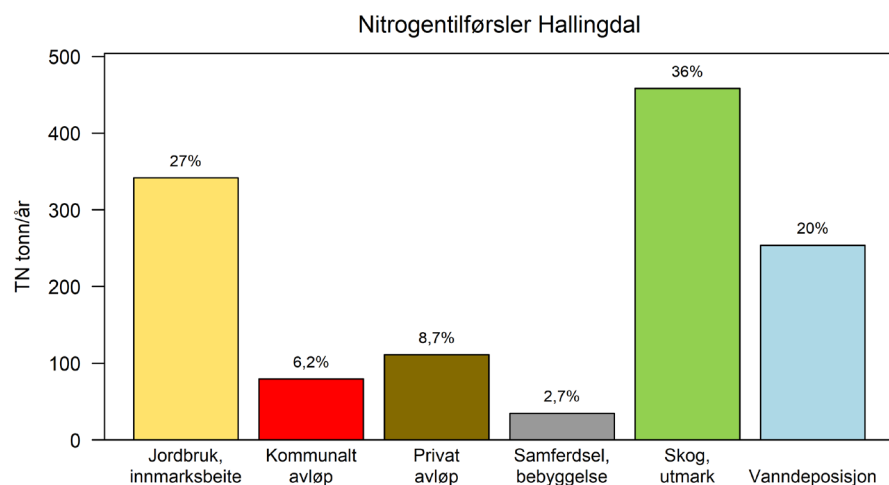
Tabell 6.2 Tilførsler av totalfosfor (kg/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Hallingdal.

Tiltaksområde	Jordbruk, innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeponisjon
Hallingdal 1	56	42	36	10	199	1 008
Hallingdal 2	1 249	439	1 206	86	2 500	404
Hallingdal 3	146	8,1	59	11	698	1 514
Hallingdal 4	1 317	180	1 704	30	920	661
Hallingdal 6	764	9,4	1 822	27	1 141	68
Hallingdal 7	3 434	125	3 463	65	2 734	398
Hallingdal 8	3 311	572	3 727	97	5 363	672
Hallingdal 9	415	56	1 705	26	2 044	219
Hallingdal 10	954	13	748	47	1 945	786
Hallingdal 11	2 422	4,9	247	21	754	71
Totalt	14 067	1 448	14 717	419	18 298	5 801

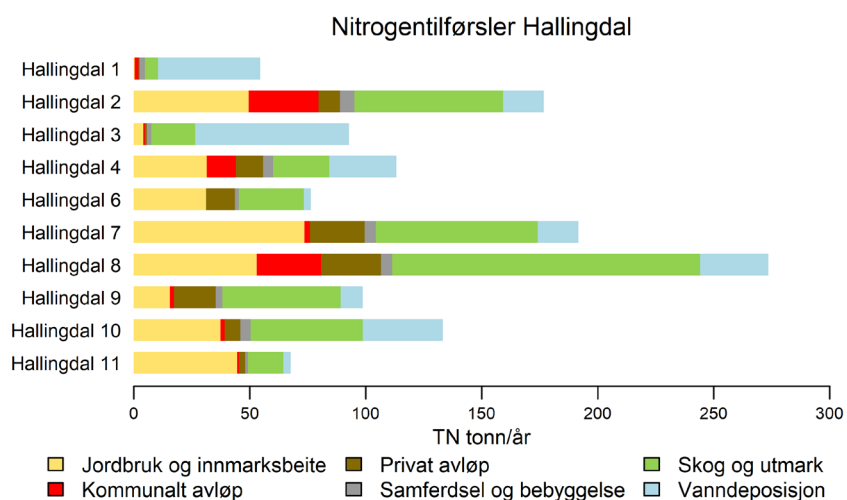
6.3 Kilderegnskap for nitrogen

I Hallingdal vannområde var skog og utmark den største kilden til tilførsler av totalnitrogen (36%) etterfulgt av jordbruk (27%), vanndeponisjon (20%), privat avløp (8,7%), kommunalt avløp (6,2%) og samferdsel og bebyggelse (2,7%) (Figur 6.4).

I tiltaksområde Hallingdal 11 kom den største andelen av nitrogentilførslene fra jordbruk (66% av de totale nitrogentilførslene) (Figur 6.5 og Tabell 6.3). Tilførslene av totalnitrogen fra jordbruk hadde også høyest andel i tiltaksområdene Hallingdal 6 (41%) og 7 (38%). Andel av tilførsler fra kommunalt avløp var høyest i tiltaksområde Hallingdal 2 (17%), og var også høyt i tiltaksområdene 4 og 8 (10% av de totale nitrogentilførslene i tiltaksområdet). Privat avløp bidro mest i tiltaksområde Hallingdal 9 (18% av de totale nitrogentilførslene i tiltaksområdet), 6 (16%) og 7 (12%).



Figur 6.4 Tilførsler av totalnitrogen (TN, tonn/år) i vannområde Hallingdal fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeponisjon).



Figur 6.5 Tilførsler av totalnitrogen (TN, tonn/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Hallingdal.

Tabell 6.3 Tilførsler av totalnitrogen (kg/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Hallingdal.

Tiltaksområde	Jordbruk og innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeposisjon
Hallingdal 1	495	1 597	495	2 338	5 530	44 105
Hallingdal 2	49 672	30 046	9 190	6 201	64 038	17 663
Hallingdal 3	4 159	798	698	1 937	19 003	66 231
Hallingdal 4	31 519	12 513	11 690	4 345	24 308	28 915
Hallingdal 6	31 214	62	12 299	1 687	28 104	2 965
Hallingdal 7	73 667	2 281	23 704	4 771	69 810	17 404
Hallingdal 8	53 009	27 856	25 722	4 821	132 734	29 418
Hallingdal 9	15 645	1 707	17 998	2 878	50 990	9 600
Hallingdal 10	37 531	1 686	6 746	4 490	48 386	34 391
Hallingdal 11	44 623	868	2 549	1 280	15 185	3 106
Hallingdal	341 534	79 413	111 092	34 748	458 088	253 797

6.4 Tilførsler fra privat avløp

I vannområde Hallingdal hadde tiltaksområde Hallingdal 8 de største utslippene av totalfosfor (3,7 tonn per år) og totalnitrogen (26 tonn per år) (Tabell 6.4), etterfulgt av tiltaksområde Hallingdal 7 (3,5 tonn totalfosfor per år og 24 tonn totalnitrogen per år). Utslippene fra privat avløp utgjorde ca. 15 tonn totalfosfor per år og 111 tonn totalnitrogen per år.

Tabell 6.4 Utslipp av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra privat avløp for tiltaksområdene i vannområde Hallingdal.

Tiltaksområde	Utslipp kg TP/år	Utslipp kg TN/år
Hallingdal 1	36	495
Hallingdal 2	1 206	9 190
Hallingdal 3	59	698
Hallingdal 4	1 704	11 690
Hallingdal 6	1 822	12 299
Hallingdal 7	3 463	23 704
Hallingdal 8	3 727	25 722
Hallingdal 9	1 705	17 998
Hallingdal 10	748	6 746
Hallingdal 11	247	2 549

6.5 Tilførsler fra kommunalt avløp

I Hallingdal vannområde var utslipp av totalfosfor og totalnitrogen fra lekkasjer fra kommunalt avløpsnett høyest i tiltaksområde Hallingdal 2 (233 kg totalfosfor per år og 1,5 tonn totalnitrogen per år), som også hadde høyeste utslipp av totalnitrogen fra kommunale renseanlegg (Geilo, Sundre, Hol og Hovet renseanlegg) (30 tonn totalnitrogen per år) (Tabell 6.5). Høyeste utslipp av totalfosfor fra kommunale renseanlegg (Gol og Nesbyen avløpsanlegg) kom i tiltaksområde Hallingdal 8 (572 kg totalfosfor per år). Hallingdal 8 hadde også betydelig lekkasje av totalnitrogen fra det kommunale avløpsnettet (1,2 tonn per år).

Tabell 6.5 Lekkasje av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra kommunalt avløpsnett per tiltaksområde, utslipp av TP og TN fra kommunale renseanlegg, og totale tilførsler fra kommunalt avløp.

Tiltaksområde	Lekkasje kg TP/år	Lekkasje kg TN/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TP/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TN/år	Sum tilførsel kg TP/år	Sum tilførsel kg TN/år
Hallingdal 1	31	204	11	1 393	42	1 597
Hallingdal 2	233	1 545	206	28 500	439	30 046
Hallingdal 3	6,5	43	1,6	754	8,1	798
Hallingdal 4	79	523	101	11 990	180	12 513
Hallingdal 6	9,4	62			9,4	62
Hallingdal 7	113	753	11	1 528	125	2 281
Hallingdal 8	185	1 227	387	26 629	572	27 856
Hallingdal 9	27	182	29	1 524	56	1 707
Hallingdal 10			13	1 686	13	1 686
Hallingdal 11			4,9	868	4,9	868

6.6 Tilførsler fra jordbruk

Jord- og fosfortap fra jordbruksarealene henger sammen med erosjonsrisiko, drift og fosforstatus i jord (P-AL) på arealene (Tabell 6.6 og Tabell 6.7). Lav erosjonsrisiko og avrenning, drift som medfører at jorda ikke jordarbeides om høsten (gras, stubb) og lav P-AL gir redusert risiko for jord- og fosfortap sammenliknet med høyere erosjonsrisiko og avrenning, jordarbeiding om høsten (høstpløying, potet og grønnsaker) og høyere P-AL. Nitrogentapene henger sammen med driften, der korndyrking med overvintring i stubb, fangvekst og grasdyrking gir redusert risiko for nitrogentap. Avrenningsmengde (overflate- og grøfteavrenning, se også avsnitt 2.3.2.2) og jordtype har også betydelig effekt på beregnet nitrogentap, med høyere tap der det er mye vannavrenning og lette jordarter (sand, lettleire). Nitrogenoverskudd i jorda (N-balanse, dvs. N tatt opp i avling minus N tilført med gjødsel) har også noe betydning, men N-balansen er høyst usikker pga. lav romlig oppløsning på dataene som trengs for å beregne den.

Jordtapet var under ca. 30 kg/daa/år i alle tiltaksområdene unntatt Hallingdal 11, der jordtapet var nesten 100 kg/daa/år (Tabell 6.8). De lave jordtapene skyldes at det stort sett er eng på jordbruksarealene, kombinert med en stort sett moderat «total» erosjonsrisiko. Det økte jordtapet i Hallingdal 11, som er det eneste tiltaksområdet under marin grense, kan tilskrives en høyere total erosjonsrisiko og en større andel av korn og oljevekster. I tillegg har området en betydelig andel av høstpløying, noe som også bidrar til jordtapet. Selv om jordtapet i tiltaksområdene stort sett var lavt, var tap av totalfosfor moderat til høyt (Tabell 6.8), hvilket henger sammen med at P-AL stort sett var høy til svært høy i alle tiltaksområdene (11-34 mg/100 g), unntatt Hallingdal 9 og 11, der P-AL var middels høy (8-9 mg/100 g). Hallingdal 1 utmerket seg med spesielt høyt tap av totalfosfor, pga. ekstremt høyt P-AL-nivå (34 mg/100 g). Hvorvidt dette er en realistisk middelerdi for tiltaksområdet, er tvilsomt, men bygger på de dataene som ved tidspunkt var tilgjengelig for beregningene. Tap av totalfosfor var nesten like høyt i Hallingdal 11 (170 g/daa/år), ettersom det her var stor andel korn og betydelig jordtap.

Tabell 6.6 Andel av jordbruksareal med leir- og siltjord, og organisk jord, og andel av jordbruksareal med stor og svært stor erosjonsrisiko (ER 3-4) *, og gjennomsnittsverdier for risiko for flate- og drågerosjon (ERK) **, årsavrenning og fosforstatus i jord (P-AL).

Tiltaksområde	Leirjord + siltjord (%)	Organisk jord (%)	ER 3-4 (%)	ERK (kg SS/daa/år)	Avrenning (mm/år)	P-AL (mg/100 g)
Hallingdal 1	0	0	0	15	683	34
Hallingdal 2	4	0	17	68	427	12
Hallingdal 3	0	0	22	60	617	13
Hallingdal 4	0	77	27	92	542	18
Hallingdal 6	0	0	6	50	378	14
Hallingdal 7	0	4	10	55	405	19
Hallingdal 8	22	5	8	49	308	16
Hallingdal 9	53	0	0	89	389	8
Hallingdal 10	45	1	3	47	422	11
Hallingdal 11	82	0	17	106	444	9

* Jf. erosjonsrisikoklassene i NIBIOs erosjonsrisikokart eller AGRITIL (Hallingdal 1-8), som inkluderer flate- og rilleerosjon, samt jordtap gjennom drensrør. ** «Erosjonsrisiko» som inkluderer både flate-, rille- og drågerosjon, samt jordtap gjennom drensrør. * og ** gjelder under forutsetning om vårkorn med høstpløying på alt areal.

Tabell 6.7 Arealfordeling av jordbruksvekster fordelt på hovedkategoriene eng, frukt og bær, vårkorn og oljevekster med overvintring i stubb, vårkorn og oljevekster med jordbearbeiding om høsten, grønnsaker og potet, og fangvekst*.

Tiltaksområde	Eng (%)	Frukt og bær (%)	Stubb (%)	Jordarbeiding høst (%)	Grønnsaker og potet (%)	Fangvekst (%)
Hallingdal 1	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Hallingdal 2	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Hallingdal 3	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Hallingdal 4	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Hallingdal 6	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Hallingdal 7	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Hallingdal 8	65 %	0 %	0 %	35 %	0 %	0 %
Hallingdal 9	71 %	0 %	6 %	23 %	0 %	4 %
Hallingdal 10	54 %	6 %	23 %	13 %	4 %	3 %
Hallingdal 11	36 %	1 %	26 %	38 %	0 %	2 %

* Fangvekst vil i hovedsak forekomme på samme areal som der det er stubb, men kan også forekomme på potet- og grønnsaksareal.

Høy P-AL forårsaker høyt tap av både løst fosfat og partikkelbundet fosfor. Løst fosfat utgjorde 16% av totalfosfor i det korndominerte tiltaksområdet Hallingdal 11, med middels P-AL, og opp til 59% i det grasdominerte Hallingdal 1 med den ekstremt høye P-AL-verdien kombinert med høy avrenningsmengde. For de andre tiltaksområdene utgjorde løst fosfat 27-51 % av totalfosfor. Løst fosfat er direkte biotilgjengelig for vannlevende organismer, mens partikkelbundet fosfor kan løses ut i vann på sikt.

Tap av totalnitrogen per arealenhet var mellom 1,7 og 3,1 kg/daa/år i tiltaksområdene (Tabell 6.8). Det var høyest i Hallingdal 10 og 11, pga. større andel åpen åker (korn, oljevekster, potet og grønnsaker) her enn i de andre tiltaksområdene (Tabell 6.6).

Tabell 6.8. Beregnet tap av jordpartikler (SS), totalfosfor (TP), løst fosfat (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra jordbruksareal i tiltaksområdene i vannområde Hallingdal, for året 2020.

Tiltaksområde	SS tonn/år	SS kg/daa	TP kg/år	TP g/daa	PO ₄ -P kg/år	PO ₄ -P g/daa	TN kg/år	TN kg/daa
Hallingdal 1	2,4	8,1	56	189	34	112	495	1,7
Hallingdal 2	221	10	1 249	55	547	24	49 672	2,2
Hallingdal 3	23	11	146	71	74	36	4 159	2,0
Hallingdal 4	128	10	1 317	103	609	48	31 519	2,5
Hallingdal 6	115	8,2	764	54	372	26	31 214	2,2
Hallingdal 7	306	9,1	3 434	103	1 523	46	73 667	2,2
Hallingdal 8	673	21	3 311	105	1 266	40	53 009	2,0
Hallingdal 9	190	33	415	62	115	17	15 645	2,3
Hallingdal 10	300	31	954	86	313	28	37 531	3,4
Hallingdal 11	1 227	96	2 422	171	389	27	44 623	3,1

6.7 Tilførsler fra andre kilder

Størst andel av tilførsler fra arealer i kategorien «andre kilder» kommer fra skog og utmark (skog, myr og fjell) og i noen tiltaksområder fra vann. I hele vannområdet bidro «andre kilder» med 45% av tilførslene av totalfosfor og 58% av tilførslene av totalnitrogen. Det var beregnet høyest tilførsel av totalfosfor og totalnitrogen fra disse kildene i Hallingdal 1 (90 % av totale tilførsler av totalfosfor og 95% av totale tilførsler av totalnitrogen i tiltaksområdet), som var hovedsakelig vanndeposisjon og skyldes at 63% av det kartlagte arealet er ferskvann (Tabell 6.9). Det største utslipp fra skog og utmark var i Hallingdal 8 (Tabell 6.9), og skyldes at Hallingdal 8 er det største tiltaksområdet (972 km²) med store arealer av skog og utmark (92% av det totale arealet). Tilførsel av løst fosfat (som er direkte biotilgjengelig) var også høyest i Hallingdal 8 og skyldes naturlige kilder.

Tilførsler av totalfosfor og løst fosfat fra samferdsel og bebyggelse var høyest i Hallingdal 8 (Tabell 6.9), men dette utgjør bare 2% av de totale fosfortilførslene i tiltaksområdet. Dette skyldes tilførsler fra tette flater fra tettsteder som ligger i tiltaksområdet (kap. 6.1). Tilførsler fra totalnitrogen fra samferdsel og bebyggelse var høyest i Hallingdal 2 (6,2 tonn per år).

Tabell 6.9 Utslipp av totalfosfor (TP), biotilgjengelig fosfor (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra andre kilder i Hallingdal vannområde.

Tiltaksområde	Samferdsel og bebyggelse			Skog og utmark		
	TP kg/år	PO ₄ -P kg/år	TN kg/år	TP kg/år	PO ₄ -P kg/år	TN kg/år
Hallingdal 1	9,9	3,3	2 338	199	20	5 530
Hallingdal 2	86	28	6 201	2 500	250	64 038
Hallingdal 3	11	3,6	1 937	698	70	19 003
Hallingdal 4	30	9,9	4 345	920	92	24 308
Hallingdal 6	27	8,8	1 687	1 141	114	28 104
Hallingdal 7	65	21	4 771	2 734	273	69 810
Hallingdal 8	97	32	4 821	5 363	536	132 734
Hallingdal 9	26	8,6	2 878	2 044	204	50 990
Hallingdal 10	47	16	4 490	1 945	194	48 386
Hallingdal 11	21	6,8	1 280	754	75	15 185

6.8 Tiltakseffekter på jordbruksavrenning

Det er beregnet effekter av ulike scenarier med tiltak for å redusere tap av jordpartikler, fosfor og nitrogen fra jordbruksareal. Sammenlikningsgrunnlaget er vekstfordeling slik den var i 2020, med høstpløying på alt kornareal. Dette gir et bilde av maksimal forventet effekt av tiltakene, forutsatt gjeldende vekstfordeling. I enkeltår (her representert ved 2020) og i de enkelte tiltaksområdene, vil deler av tiltakseffekten allerede være tatt ut, avhengig av hvor stor tiltaksgjennomføring det har vært. Dette reflekteres i scenario 0 «faktisk drift».

6.8.1 Tiltak mot jord- og fosfortap

For jord- og fosfortap ble det beregnet effekter av ni ulike scenarier i Hallingdal 9-11: åtte med enkelttiltak, og ett med kombinasjon av flere tiltak, og fem scenarier i resten av tiltaksområdene: fire med enkelttiltak og ett med kombinasjon av flere tiltak. Resultatene er vist i Figur 6.6. Herunder omtales kun tiltakseffektene for totalfosfor. Effekten på jordpartikler er som vist i Figur 6.6, høyere enn effekten på totalfosfor, som skyldes anrikning av fosfor på partiklene (anrikning øker med avtakende jordtap). Alle tiltakene har effekt på både partikkelbundet fosfor og løst fosfat (direkte biotilgjengelig fosfor).

Scenario 2-4, stubb på kornareal, innebærer at areal med korn, oljevekster og andre ettårige vekster (unntatt potet og grønnsaker) ikke blir pløyd eller harvet om høsten, og halmstubben blir stående. Høstkorn og andre høstsådde vekster forutsettes direktesådd (ikke så aktuelt i de fleste tiltaksområdene, men noe høstkorn er registrert i Hallingdal 10 og 11), mens der det skal dyrkes vårkorn eller andre vårsådde vekster, blir det pløyd og/eller harvet først til våren, evt. direktesådd om våren. På denne måten blir jorda minst mulig forstyrret og mest mulig beskyttet mot avrenning og erosjon utenom vekstsesongen. Scenario 2 forutsetter at tiltaket kun gjennomføres der det er høyest erosjonsrisiko (erosjonsrisikoklasse 3-4). Dette scenariet ble beregnet kun for Hallingdal 9-11. I Hallingdal 11 ga dette scenariet en reduksjon i totalfosfortap på 11%, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd, mens effekten i Hallingdal 10 var 4% og i Hallingdal 9 nesten 0%. Effekten gjenspeiler andel av jordbruksarealet med stor til svært stor erosjonsrisiko; denne andelen var høyest i Hallingdal 11 og lavest i Hallingdal 9. Der det er lite areal i høye erosjonsrisikoklasser, vil det fortsatt være et stort areal som jordarbeides om høsten og i sum bidrar med betydelig jord- og fosfortap. Jo større areal tiltaket omfatter, jo større blir effekten. Å utvide tiltaket til å gjelde også i erosjonsrisikoklasse 2 (scenario 3) eller alt kornareal (scenario 4), ga derfor økt tiltakseffekt sammenliknet med scenario 2. Scenario 4 ga 32-55 % reduksjon i totalfosfortap sammenliknet med om alt kornareal var høstpløyd i Hallingdal 9-11. Effekten av scenario 4 ble også beregnet for de andre tiltaksområdene, men effekten var liten pga. minimalt kornareal. I Hallingdal 8, med 35 % kornareal, var effekten imidlertid høyere, 27%.

Grasdekke er enda mer effektivt enn stubb i å hindre erosjon, men grasdekke som tiltak må begrenses arealmessig for å opprettholde produksjon av matvekster som korn, potet og grønnsaker. Scenario 5 og 6 representerer aktuelle grastiltak på alt areal med åpen åker (korn/oljevekster, potet og grønnsaker):

Grasdekke kantsoner i åker (scenario 5, seks meter bred kantsone) anlegges langs alle elver og innsjøer. Tiltakets viktigste effekt er å bremse overflateavrenning og fremme infiltrasjon av vann i jorda, slik at jordpartikler og partikkelbundne næringsstoffer fanges opp og i mindre grad når fram til åpent vann. Tiltaket har ingen effekt på partikler som tapes gjennom grøftesystemene. Effekten av tiltaket ble beregnet til mellom 11 og 24% reduksjon i totalfosfortap i Hallingdal 9-11, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekke kantsoner. Tiltakseffekten er usikker bl.a. fordi det på denne skalaen er vanskelig å definere nøyaktig hvor stort areal som blir påvirket av grasdekke kantsoner.

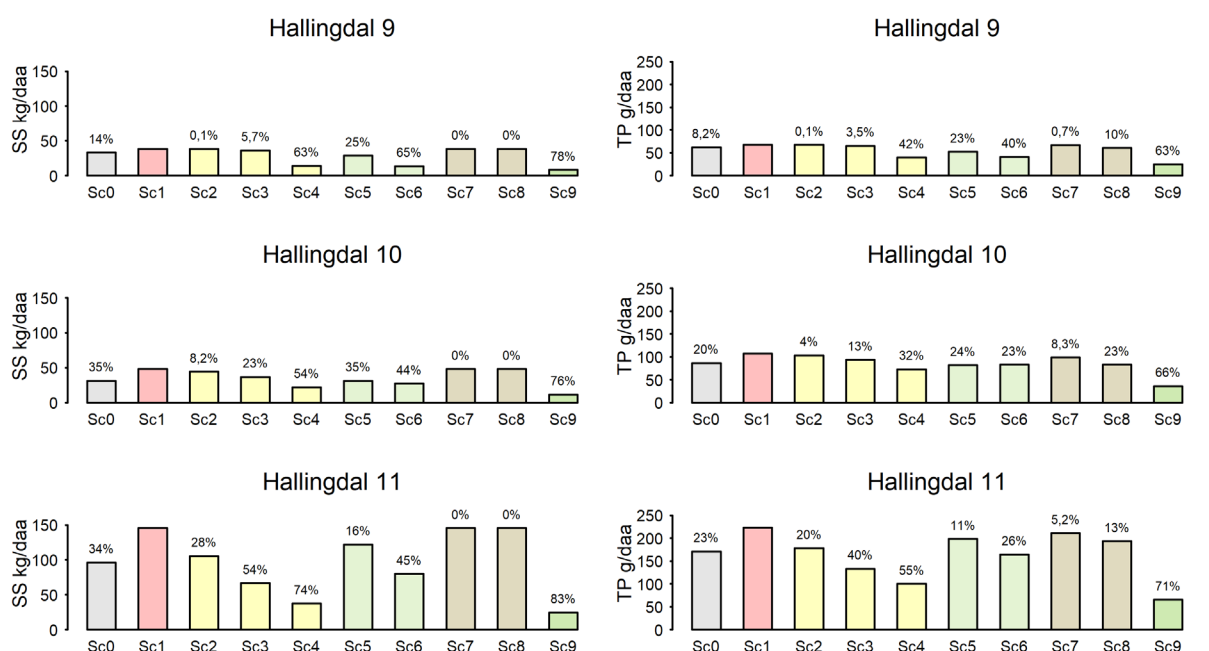
Grasdekke vannveier i åker (scenario 6) anlegges i såkalte «dråg», forsenkninger i terrenget der overflateavrenning kan samle seg og grave i jorda med potensielt stor kraft. Effekten av dette tiltaket

ble beregnet til mellom 23 og 40% i Hallingdal 9-11, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte vannveier. Denne tiltakseffekten er usikker, ettersom kvantifisering av drågerosjon er vanskelig pga. begrenset datagrunnlag. Effekten er spesielt usikker på potet- og grønnsaksareal, der tiltaket også kan være praktisk vanskelig å gjennomføre.

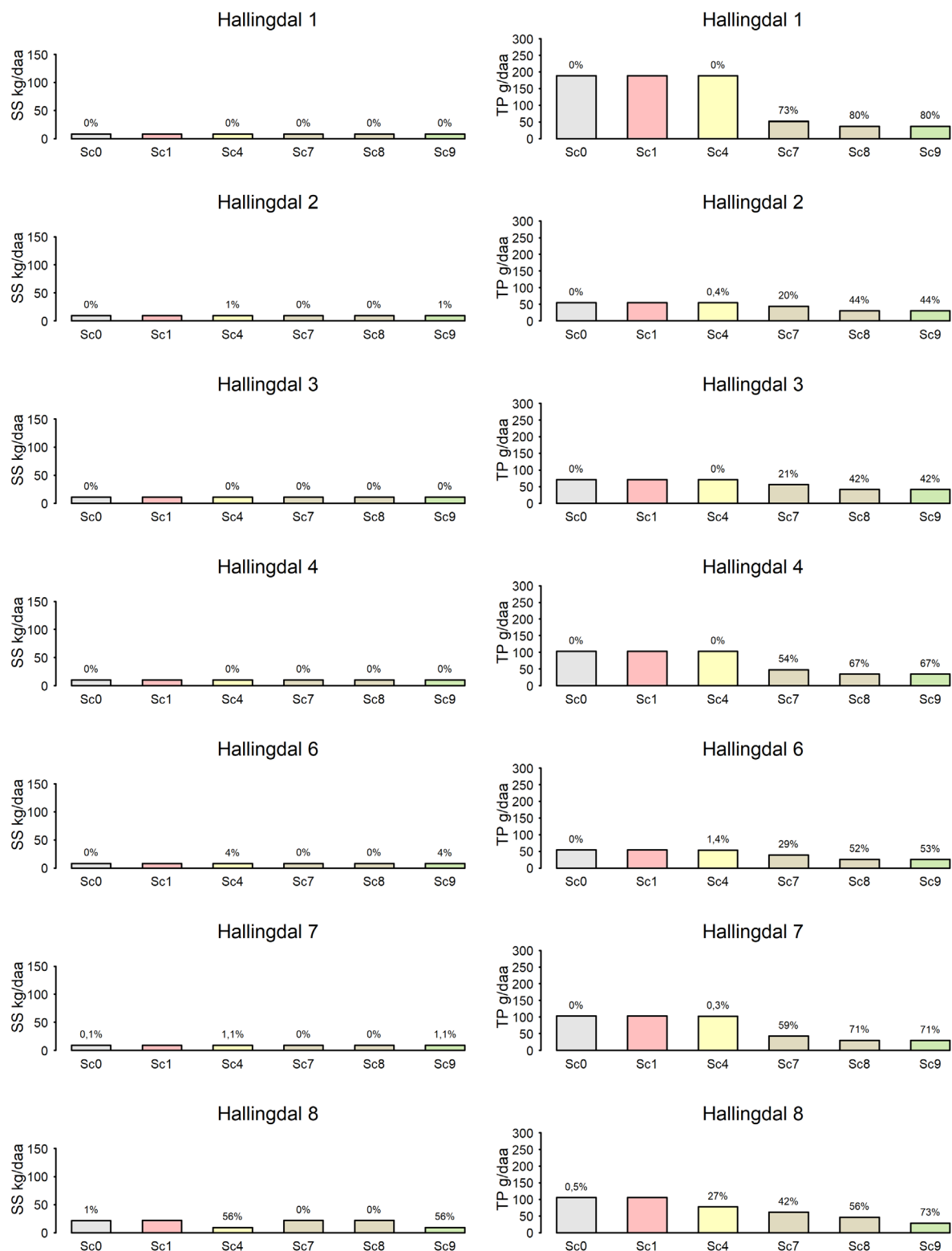
Reduksjon av fosforstatus i jord, P-AL (scenario 7 og 8), reduserer tap av partikkelbundet fosfor og direkte tap av løst fosfat fra jordprofilen. Dette oppnås først og fremst gjennom redusert gjødsling med fosfor, som på lengre sikt vil få ned fosforinnholdet i jorda. Her ble det valgt å beregne effekt av å redusere P-AL til 10 eller 7 mg/100 g, på areal der disse nivåene er overskredet. Tiltakseffekten ble beregnet for alle tiltaksområdene. Den minste reduksjonen i P-AL (scenario 7) ga 42-73 % reduksjon i totalfosfortap i tiltaksområdene som hadde høyest P-AL i utgangspunktet (>15 mg/100 g; Hallingdal 1, 4, 7 og 8), sammenliknet med totalfosfortapet ved dagens P-AL-nivå. Reduksjonen var 20-30 % i tiltaksområdene med P-AL 12-14 mg/100 g (Hallingdal 2, 3 og 6), og 1-8 % der P-AL var 8-11 mg/100 g (Hallingdal 9-11). Å redusere P-AL ytterligere (scenario 8), ga enda bedre effekt, for Hallingdal 9-11 mellom 10-23 % reduksjon i totalfosfor, for alle de andre 42-80 % reduksjon.

En kombinasjon av tiltak vil være enda mer effektivt enn enkelttiltakene som er beskrevet over. I scenario 9 ble det beregnet effekt av å kombinere stubb på alt kornareal, grastiltak på alt åpenåkerareal (kun i Hallingdal 9-11), og P-AL redusert til 7 mg/100 g på alt areal der P-AL var høyere enn dette nivået. Effekten av dette var mellom 42 og 80 % i Hallingdal 1-8, og 63-71 % i Hallingdal 9-11, sammenliknet med om ingen tiltak hadde vært gjennomført.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. I Hallingdal 9-11 var totalfosfortapet for denne situasjonen 8-23% lavere enn scenariet der alt kornareal var høstpløyd og ingen andre tiltak gjennomført, mens i de andre tiltaksområdene var det tilnærmet ingen forskjell mellom scenario 0 og 1. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det burde være et stort potensial for å redusere totalfosfortapene fra jordbruksareal i alle tiltaksområdene. I de grasdominerte tiltaksområdene må det fokuseres spesielt sterkt på å få ned P-AL-nivået i jorda, mens i tiltaksområder der korndyrking er viktigere, er tiltak mot erosjon viktig i tillegg til å redusere P-AL.



Figur 6.6 Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Hallingdal vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenliknet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.



Figur 6.6 (fortsettelse). Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 5 scenarier for tiltaksområdene i Hallingdal vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc4: stubb på alt kornareal; Sc7-Sc8: redusert P-AL -maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal og P-AL maks. 7 mg/100 g.

6.8.2 Tiltak mot nitrogentap

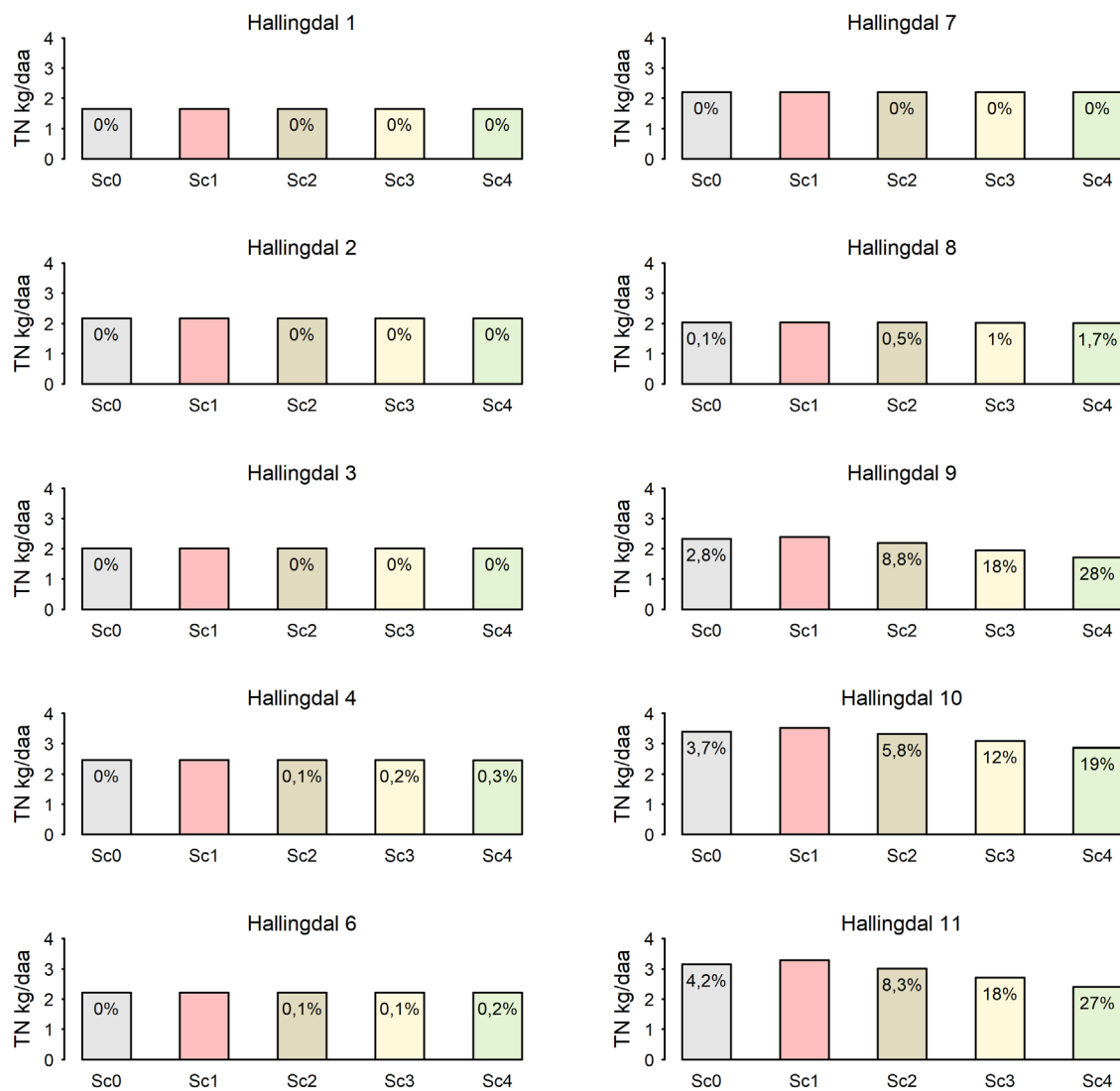
For nitrogentap ble det beregnet effekter av fire ulike scenarier med tiltak. Resultatene er vist i Figur 6.7. I tiltaksområdene Hallingdal 1-8, med stort sett svært lite kornareal, var det ingen til minimal effekt av tiltakene, ettersom tiltakene kun var aktuelle på kornareal.

Scenario 2 representerer en situasjon med stubb på alt kornarealet. Når jord forstyrres og brytes opp ved jordarbeiding, øker nitrogenomsetningen i jorda. Når jordarbeidingen utsettes til våren, vil jorda ligge uforstyrret over en lengre periode, og risiko for frigjøring og utvasking av nitrogen reduseres. Beregnet effekt av scenariet var mellom 6 og 9 % reduksjon i totalnitrogentap i Hallingdal 9-11, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd.

Scenario 3 innebærer at halvparten av kornarealet legges om til eng. Dette gir samme fordel som å utsette jordarbeiding til våren, ved at jorda ikke forstyrres om høsten, men i tillegg kan graset ta opp nitrogen utover høsten, og reduserer slik nitrogenoverskuddet som ellers kan tapes ved utvasking. Den beregnede effekten i Hallingdal 9-11 var 12-18 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. En så omfattende omlegging av kornproduksjon til eng, vil naturlig nok ha negativ effekt på matkornproduksjonen, ettersom korn erstattes med gras.

Scenario 4 innebærer at det dyrkes fangvekst på alt kornarealet. I likhet med gras, vil fangveksten kunne ta opp nitrogen fra jorda utenom vekstsesongen. Beregnet effekt av tiltaket i Hallingdal 9-11 var 19-28 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten, og den beregnede tiltakseffekten vil kunne være for høy i områder der klima eller andre forhold medfører lite potensiale for dyrking av fangvekst.

I Hallingdal 9-11 var totalnitrogentapet beregnet for 2020, 3-4 % lavere enn totalnitrogentapet beregnet i scenario 1 med alt kornareal høstpløyd. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det er et potensiale for å redusere totalnitrogentapene fra jordbruksareal i disse tre tiltaksområdene mer enn det tiltaksgjennomføringen i 2020 har bidratt til.



Figur 6.7 Totalnitrogentap (kg TN/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 4 scenarier for tiltaksområdene i Hallingdal vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2: stubb på alt kornareal; Sc3: eng i stedet for korn på 50 % av kornarealet; Sc4: fangvekst på alt kornareal.

6.9 Oppsummering

I vannområde Hallingdal var tilførsel av totalfosfor beregnet for året 2020 ca. 55 tonn og tilførsel av totalnitrogen 1 279 tonn. Jordbruk og avløp bidro med ca. 50% av fosfortilførslene og 40% av nitrogentilførslene for hele vannområdet. Bidrag av totalfosfor fra jordbruk og avløp varierte fra 4 % (Hallingdal 1) til 69% (Hallingdal 11), og av totalnitrogen fra 1% (Hallingdal 1) til 66% (Hallingdal 11). For totalfosfor var jordbruk en viktigere kilde enn avløp i Hallingdal 3, 10 og 11, og motsatt. For totalnitrogen var jordbruk viktigere enn avløp i alle tiltaksområdene unntatt Hallingdal 1, 8 og 9.

Internt i avløpssektoren var tilførsler fra kommunalt avløp største kilde for nitrogen i Hallingdal 1, 2 og 8 for totalnitrogen. Privat avløp var største kilde til totalfosfor og totalnitrogen i alle de andre tiltaksområdene. I gjennomsnitt skyldtes over 90% av nitrogentilførslene fra kommunalt avløp utslipp fra rensesanlegg. For totalfosfor kom ca. 50% av tilførslene fra rensesanlegg, mens resten skyldtes lekkasjer fra avløpsnett. Tilførsler fra overløp var ikke inkludert i beregningene.

Fosfor- og nitrogentap fra jordbruksareal var et resultat av ulike faktorer knyttet til klima, terreng, jordsmonn og jordbruksdrift. Erosjonsrisiko var betydelig i flere av tiltaksområdene, med særlig mye

areal i høyere erosjonsrisikoklasser i Hallingdal 4, 9 og 11. Fosforstatus i jord var middels til svært høy, med høyest verdier i Hallingdal 1. Det var relativt mye åpen åker (>60% av dyrka mark) i Hallingdal 11. I Hallingdal 1-7 var det 100% eng. I 2020 var det registrert ingen jordarbeiding om høsten på 21-64% av kornarealet i Hallingdal 9-11, mens i Hallingdal 8 var alt kornarealet jordarbeidet om høsten. Tap av totalfosfor per arealenhet jordbruksareal varierte mellom ca. 54 og 189 g/daa, og totalnitrogen mellom 1,7 og 3,4 kg/daa.

Beregnete effekter av jordbrukstiltak varierte mellom ulike tiltak og mellom tiltaksområder.

Sammenliknet med høstpløying på alt kornareal, og fosforstatus i jord som i 2020, ble det beregnet mellom 42 og 80% reduksjon i totalfosfortap ved å kombinere ingen jordarbeiding om høsten på alt kornareal, grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier i åpen åker, og redusert fosforstatus i jord, og 19-28% reduksjon i tap av totalnitrogen ved å dyrke fangvekst på alt kornareal i Hallingdal 9-11 (forutsatt god utvikling av fangvekstene). Beregnet effekt av tiltaksgjennomføringen i 2020 var svært variabel mht. reduksjon i tap av totalfosfor, og inntil 4% reduksjon i tap av totalnitrogen, sammenliknet med høstpløying på alt kornareal. Samlet antyder tallene at det er betydelig potensiale for å redusere både fosfor- og nitrogentap fra jordbruksarealene.

7 Resultater for vannområde Lierelva

7.1 Om vannområdet

Vannområde Lierelva (310 km²) strekker seg gjennom Lier og Modum kommuner, med litt areal også i Drammen, Øvre Eiker og Asker. Lierelva har sitt opphav i Finnemarka i nord, løper deretter sammen med elva Glitra fra vest, renner videre gjennom Lierdalen og munner ut i Drammensfjorden.

Næringsstofftilførsler er beregnet for 3 tiltaksområder (Figur 7.1): Lierelva 1 (Tverrelva og Lierelva til samløp med Glitra), Lierelva 3 (Gåsebekken og Lierelva til Egge) og Lierelva 2 (Lierelva fra Egge til utløp i Drammensfjorden).

I alle tiltaksområdene dominerer skog (Tabell 7.1). Det er mest dyrka mark (24%) og bebyggelse (10%) i tiltaksområde Lierelva 2. Her ligger tettsteder som Askgrenda, Tranby og deler av Drammen (Lierbyen) og Oslo (Lierskogen). Lierelva 3 har også mye dyrka mark (22%) og bebyggelse (3,3%).

På utmarksarealene i vannområdet dominerer morene, torvavsetninger og bart fjell, mens dyrka mark hovedsakelig ligger under marin grense, i Lierdalen, på leirholdige marine avsetninger og partier med mer grovkornede elve- og breelvavsetninger.

Lierelva har stor produksjon av grønnsaker og litt potet. Dette dyrkes på til sammen 21 % av arealet med dyrka mark. I tillegg dyrkes det gras på 40 % av arealet, korn på 33 %, og frukt og bær på 6 %.

Tabell 7.1 Arealbruk i tiltaksområdene i Lierelva vannområde (%) (fra NIBIOs AR5-kart).

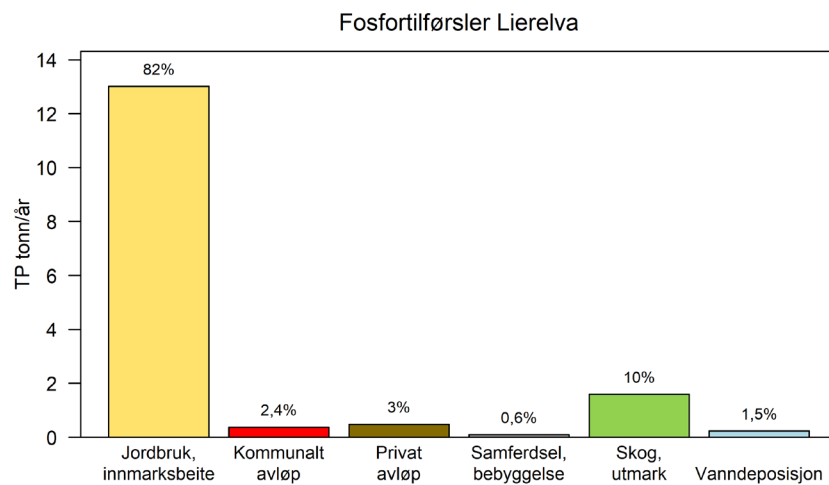
Tiltaksområde	Bebyggelse	Samferdsel	Dyrka mark	Innmarks-beite	Skog	Åpen fastmark	Myr	Ferskvann	Areal km ²
Lierelva 1	0,5	0,4	2,2	0,5	85	0,7	4,5	6,2	193
Lierelva 2	10	2,4	24	1,6	55	3,4	1,1	1,8	66
Lierelva 3	3,3	1,1	22	3,0	65	2,3	0,5	2,1	51



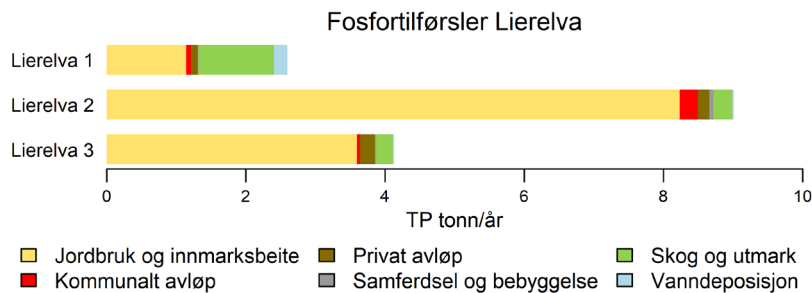
Figur 7.1 Tiltaksområdene i vannområde Lierelva.

7.2 Kilderegnskap for fosfor

I Lierelva vannområde var de største tilførselskildene av totalfosfor fra jordbruk (82%), skog og utmark (10%). 3% av tilførslene kom fra privat avløp og 2,4% fra kommunalt avløp (Figur 7.2).



Figur 7.2 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) i vannområde Lierelva fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeponisjon).



Figur 7.3 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Lierelva.

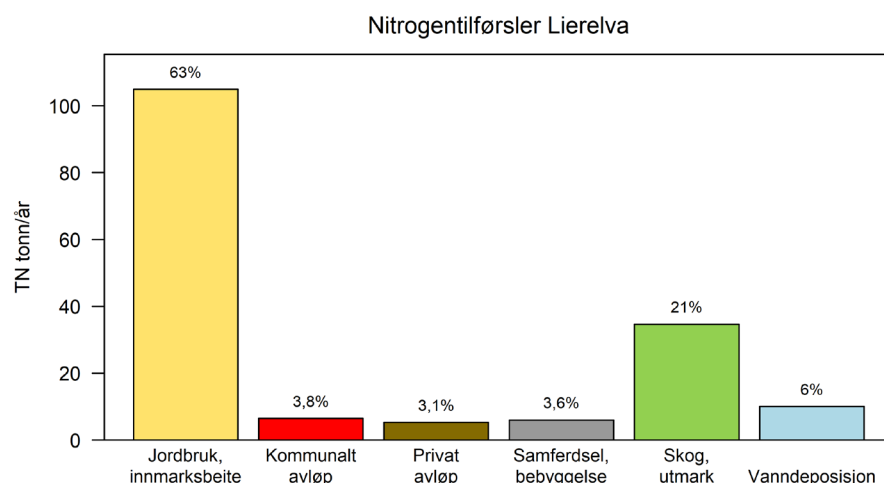
I alle tiltaksområde kom størst andel av fosfortilførsler fra jordbruk (44% av de totale fosfortilførslene i Lierelva 1, 91% i Lierelva 2 og 87% in Lierelva 3) (Figur 7.3 og Tabell 7.2), pga. stor andel av jordbruksareal i vannområdet, stor utbredelse av spesielt erosjonsutsatte kulturer (grønnsak og potet), grønnsaksproduksjon og høyt fosforinnhold i jord. Bidrag fra kommunalt avløp var høyest i Lierelva 2 (2,9%) pga. utslipp fra tettsteder i tiltaksområdet. Privat avløp bidro mest i tiltaksområde Lierelva 3 (5,2%).

Tabell 7.2 Tilførsler av totalfosfor (kg/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Lierelva.

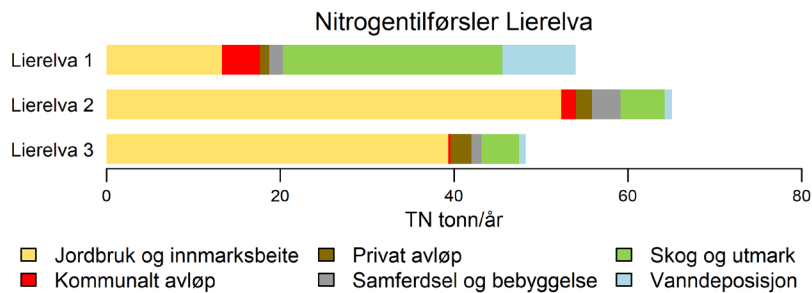
Tiltaksområde	Jordbruk, innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanddeposisjon
Lierelva 1	1 140	69	97	13	1 083	193
Lierelva 2	8 234	259	165	62	268	20
Lierelva 3	3 593	47	216	17	239	17
Totalt	12 968	375	478	92	1 590	230

7.3 Kilderegnskap for nitrogen

I vannområde Lierelva var de største kildene til nitrogentilførsler jordbruk (63%), skog og utmark (21%), mens vanddeposisjon med 6%, kommunalt avløp med 3,8%, samferdsel og bebyggelse med 3,6% og privat avløp med 3,1% utgjorde resten (Figur 7.4).



Figur 7.4 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) i vannområde Lierelva fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanddeposisjon).



Figur 7.5 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Lierelva.

I tiltaksområde Lierelva 1 kom mest av nitrogentilførsler fra skog og utmark (50% av de totale tilførslene), mens jordbruk bidro mest i Lierelva 2 (80%) og Lierelva 3 (82%) (Tabell 7.3). Utslipp fra kommunalt avløp var størst i Lierelva 1 (8% av de totale nitrogentilførslene), pga. tettsteder i tiltaksområde. Privat avløp bidro mest i Lierelva 3 (5%).

Tabell 7.3 Tilførsler av totalnitrogen (kg/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Lierelva.

Tiltaksområde	Jordbruk og innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanddeposisjon
Lierelva 1	13 288	4 406	1 027	1 580	25 255	8 429
Lierelva 2	52 323	1 718	1 840	3 267	5 067	855
Lierelva 3	39 307	310	2 393	1 133	4 309	762
Totalt	104 918	6 434	5 261	5 980	34 632	10 046

7.4 Tilførsler fra privat avløp

I Lierelva vannområde hadde tiltaksområde Lierelva 3 det største utslippet av totalfosfor (216 kg per år) og totalnitrogen (2,4 tonn per år), etterfulgt av Lierelva 2 (165 kg totalfosfor per år og 1,8 tonn totalnitrogen per år) (Tabell 7.4). Totalt utslipp fra privat avløp i Lierelva vannområde utgjorde 478 kg totalfosfor per år og 5,3 tonn totalnitrogen per år.

Tabell 7.4 Utslipp av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra privat avløp for tiltaksområdene i vannområde Lierelva.

Tiltaksområde	Utslipp kg TP/år	Utslipp kg TN/år
Lierelva 1	97	1 027
Lierelva 2	165	1 840
Lierelva 3	216	2 393

7.5 Tilførsler fra kommunalt avløp

I Lierelva vannområde kom det meste av totalfosforutslippet, fra kommunalt avløp, fra tiltaksområde Lierelva 2 (262 kg totalfosfor per år), men det mest av totalnitrogenutslippet, kom fra Lierelva 1 (4,4 tonn totalnitrogen per år) (Tabell 7.5). Lekkasje fra kommunalt avløpsnett bidro mest til utslippet av totalfosfor i Lierelva 2 (259 kg per år). Hoveddelen av utslippet av totalnitrogen i Lierelva vannområde kom fra tilførsler fra Sjøstad avløpsanlegg. Totalt bidro kommunalt avløp med 375 kg totalfosfor per år og 6,4 tonn totalnitrogen per år.

Tabell 7.5 Lekkasje av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra kommunalt avløpsnett per tiltaksområde, utslipp av totalfosfor og totalnitrogen fra kommunale rensesanlegg, og totale tilførsler fra kommunalt avløp.

Tiltaksområde	Lekkasje kg TP/år	Lekkasje kg TN/år	Utslipp fra kommunale rensesanlegg kg TP/år	Utslipp fra kommunale rensesanlegg kg TN/år	Sum tilførsel kg TP/år	Sum tilførsel kg TN/år
Lierelva 1	60	396	9,6	4 009	69	4406
Lierelva 2	259	1 718			259	1718
Lierelva 3	47	310			47	310

7.6 Tilførsler fra jordbruk

Jord- og fosfortap fra jordbruksarealene henger sammen med erosjonsrisiko, drift og fosforstatus i jord (P-AL) på arealene (Tabell 7.6 og Tabell 7.7). Lav erosjonsrisiko og avrenning, drift som medfører at jorda ikke jordarbeides om høsten (gras, stubb) og lav P-AL gir redusert risiko for jord- og fosfortap sammenliknet med høyere erosjonsrisiko og avrenning, jordarbeiding om høsten (høstpløying, potet og grønnsaker) og høyere P-AL. Nitrogentapene henger sammen med driften, der korndyrking med overvintring i stubb, fangvekst og grasdyrking gir redusert risiko for nitrogentap. Avrenningsmengde (overflate- og grøfteavrenning, se også avsnitt 2.3.2.2) og jordtype har også betydelig effekt på beregnet nitrogentap, med høyere tap der det er mye avrenning og lette jordarter (sand, lettleire). Nitrogenoverskudd i jorda (N-balanse, dvs. N tatt opp i avling minus N tilført med gjødsel) har også noe betydning, men N-balansen er høyst usikker pga. lav romlig oppløsning på dataene som trengs for å beregne den.

Tabell 7.6 Andel av jordbruksareal med leir- og siltjord, og organisk jord, og andel av jordbruksareal med stor og svært stor erosjonsrisiko (ER 3-4) *, og gjennomsnittsverdier for risiko for flate- og drågerosjon (ERK) **, årsavrenning og fosforstatus i jord (P-AL).

Tiltaksområde	Leirjord + siltjord (%)	Organisk jord (%)	ER 3-4 (%)	ERK (kg SS/daa/år)	Avrenning (mm/år)	P-AL (mg/100 g)
Lierelva 1	90	0	41	153	505	13
Lierelva 2	72	0	32	155	434	18
Lierelva 3	81	0	25	131	483	15

* Jf. erosjonsrisikoklassene i NIBIOs erosjonsrisikokart, som inkluderer flate- og rilleerosjon, samt jordtap gjennom drenerør.
 ** «Erosjonsrisiko» som inkluderer både flate-, rille- og drågerosjon, samt jordtap gjennom drenerør. * og ** gjelder under forutsetning om vårkorn med høstpløying på alt areal.

Tabell 7.7 Arealfordeling av jordbruksvekster fordelt på hovedkategoriene eng, frukt og bær, vårkorn og oljevekster med overvintring i stubb, vårkorn og oljevekster med jordbearbeiding om høsten, grønnsaker og potet, og fangvekst*.

Tiltaksområde	Eng %	Frukt og bær %	Stubb %	Jordarbeiding høst %	Grønnsaker og potet %	Fangvekst %
Lierelva 1	72 %	2 %	6 %	8 %	12 %	5 %
Lierelva 2	20 %	8 %	21 %	20 %	30 %	6 %
Lierelva 3	55 %	5 %	10 %	16 %	13 %	7 %

* Fangvekst vil i hovedsak forekomme på samme areal som der det er stubb, men kan også forekomme på potet- og grønnsaksareal.

I vannområdet var jordtap per arealenhet 85-230 kg/daa/år, mens tap av totalfosfor per arealenhet var 190-500 g/daa/år. Jord- og fosfortap var høyest i Lierelva 2, pga. høyest «total» erosjonsrisiko og P-AL-verdi her (P-AL = 18 mg/100 g er et svært høyt nivå), kombinert med størst andel jordarbeiding om høsten, hvorav en stor andel erosjonsutsatte kulturer som potet og grønnsaker (30 % av totalt areal med dyrka mark). I Lierelva 1 var det lavere jord- og fosfortap, til tross for like høy total erosjonsrisiko

og stor andel areal klassifisert med stor til svært stor erosjonsrisiko. Dette skyldes en stor andel eng (over 70 %) og også litt lavere P-AL (13 mg/100 g) enn i de to andre tiltaksområdene.

Tap av totalnitrogen i tiltaksområdene var 2,5-3,1 kg/daa/år, også dette høyest i Lierelva 2, der det var størst andel jordarbeiding om høsten og størst andel lette jordarter med høyere risiko for N-utvasking.

Tabell 7.8 Beregnet tap av jordpartikler (SS), totalfosfor (TP), løst fosfat (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra jordbruksareal i tiltaksområdene i vannområde Lierelva, for året 2020.

Tiltaksområde	SS tonn/år	SS kg/daa	TP kg/år	TP g/daa	PO ₄ -P kg/år	PO ₄ -P g/daa	TN kg/år	TN kg/daa
Lierelva 1	366	85	1 007	188	227	42	13 288	2,5
Lierelva 2	3 712	234	8 498	501	1 083	64	52 323	3,1
Lierelva 3	1 376	120	3 504	270	672	52	39 307	3,0

7.7 Tilførsler fra andre kilder

Størst andel av tilførsler fra arealer i kategorien «andre kilder» kommer fra skog og utmark (skog, myr og fjell). I hele vannområdet bidro «andre kilder» med 12% av tilførslene av totalfosfor og 30% av tilførslene av totalnitrogen. Det var beregnet høyest tilførsel av totalfosfor og totalnitrogen fra disse kildene i Lierelva 1 (50 % av totale tilførsler av totalfosfor og 70% av totale tilførsler av totalnitrogen i tiltaksområdet). Dette skyldes at det er mye skog i området (Tabell 7.1).

Tilførsler av totalfosfor og løst fosfat fra samferdsel og bebyggelse var høyest i Lierelva 2 (Tabell 7.10), men dette utgjør bare 3% av de totale fosfortilførslene i tiltaksområdet. Dette skyldes tilførsler fra tette flater, og skyldes tettsteder som ligger i tiltaksområdet (kap. 7.1). Tilførsler fra totalnitrogen fra samferdsel og bebyggelse var også høyest i Lierelva 2 (3,3 tonn per år).

Tabell 7.9 Utslipp av totalfosfor (TP), biotilgjengelig fosfor (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra andre kilder i Lierelva vannområde.

Tiltaksområde	Samferdsel og bebyggelse			Skog og utmark		
	TP kg/år	PO ₄ -P kg/år	TN kg/år	TP kg/år	PO ₄ -P kg/år	TN kg/år
Lierelva 1	13	4,5	1 580	1 083	108	25 255
Lierelva 2	62	20	3 267	268	27	5 067
Lierelva 3	17	5,7	1 133	239	24	4 309

7.8 Tiltakseffekter på jordbruksavrenning

Det er beregnet effekter av ulike scenarier med tiltak for å redusere tap av jordpartikler, fosfor og nitrogen fra jordbruksareal. Sammenlikningsgrunnlaget er vekstfordeling slik den var i 2020, med høstpløying på alt kornareal. Dette gir et bilde av maksimal forventet effekt av tiltakene, forutsatt gjeldende vekstfordeling. I enkeltår (her representert ved 2020) og i de enkelte tiltaksområdene, vil deler av tiltakseffekten allerede være tatt ut, avhengig av hvor stor tiltaksgjennomføring det har vært. Dette reflekteres i scenario 0 «faktisk drift».

7.8.1 Tiltak mot jord- og fosfortap

For jord- og fosfortap ble det beregnet effekter av ni ulike scenarier – åtte med enkelttiltak, og ett med kombinasjon av flere tiltak. Resultatene er vist i Figur 7.6. Herunder omtales kun tiltakseffektene for totalfosfor. Effekten på jordpartikler er som vist i Figur 7.6, høyere enn effekten på totalfosfor, som skyldes anrikning av fosfor på partiklene (anrikning øker med avtakende jordtap). Alle tiltakene har effekt på både partikkelbundet fosfor og løst fosfat (direkte biotilgjengelig fosfor).

Scenario 2-4, stubb på kornareal, innebærer at areal med korn, oljevekster og andre ettårige vekster (unntatt potet og grønnsaker) ikke blir pløyd eller harvet om høsten, og halmstubben blir stående. Høstkorn og andre høstsådde vekster forutsettes direktesådd, mens der det skal dyrkes vårkorn eller andre vårsådde vekster, blir det pløyd og/eller harvet først til våren, evt. direktesådd om våren. På denne måten blir jorda minst mulig forstyrret og mest mulig beskyttet mot avrenning og erosjon utenom vekstsesongen. Scenario 2 forutsetter at tiltaket kun gjennomføres der det er høyest erosjonsrisiko (erosjonsrisikoklasse 3-4). I Lierelva ga dette scenariet en reduksjon i totalfosfortap på ca. 7-18 % sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. Jo større areal tiltaket omfatter, jo større blir effekten. Å utvide tiltaket til å gjelde også i erosjonsrisikoklasse 2 (scenario 3) eller alt kornareal (scenario 4), ga derfor økt tiltakseffekt sammenliknet med scenario 2. Scenario 4 ga 16-31 % reduksjon i totalfosfortap sammenliknet med om alt kornareal var høstpløyd. I vannområdet var det en stor andel potet- og grønnsaksareal i 2020, spesielt i Lierelva 2. Potet- og grønnsaksproduksjon kan ha særlig høye fosfortap pga. at disse kulturene er enda mer erosjonsutsatte enn høstpløyd kornareal, og jorda er ofte ekstra fosforrik pga. betydelig fosforgjødsling. Disse arealene ble ikke berørt av tiltakene i scenario 2-4.

Grasdekke er enda mer effektivt enn stubb i å hindre erosjon, men grasdekke som tiltak må begrenses arealmessig for å opprettholde produksjon av matvekster som korn, potet og grønnsaker. Scenario 5 og 6 representerer aktuelle grastiltak på alt areal med åpen åker (korn/oljevekster, potet og grønnsaker):

Grasdekte kantsoner i åker (scenario 5, seks meter bred kantsone) anlegges langs alle elver og innsjøer. Tiltakets viktigste effekt er å bremse overflateavrenning og fremme infiltrasjon av vann i jorda, slik at jordpartikler og partikkelbundne næringsstoffer fanges opp og i mindre grad når fram til åpent vann. Tiltaket har ingen effekt på partikler som tapes gjennom grøftesystemene. Effekten av tiltaket ble beregnet til mellom 20 og 32% reduksjon i totalfosfortap i tiltaksområdene, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte kantsoner. Tiltakseffekten er usikker bl.a. fordi det på denne skalaen er vanskelig å definere nøyaktig hvor stort areal som blir påvirket av grasdekte kantsoner.

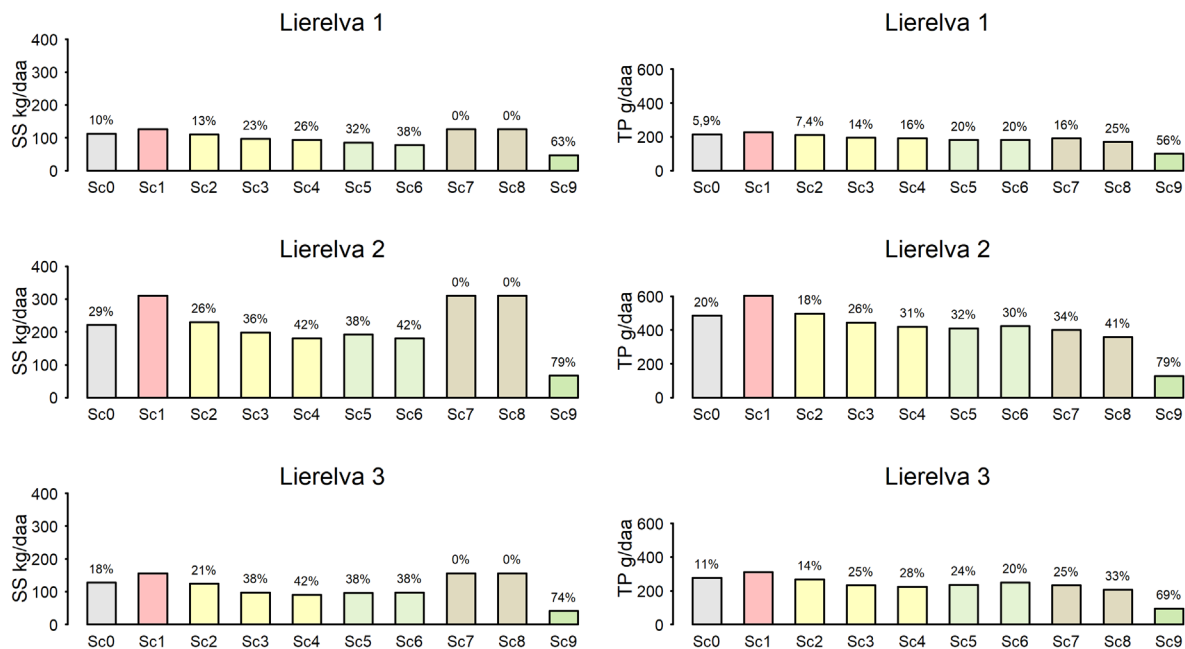
Grasdekte vannveier i åker (scenario 6) anlegges i såkalte «dråg», forsenkninger i terrenget der overflateavrenning kan samle seg og grave i jorda med potensielt stor kraft. Effekten av dette tiltaket ble beregnet til mellom 20 og 30% for tiltaksområdene, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte vannveier. Denne tiltakseffekten er usikker, ettersom kvantifisering av drågerosjon er vanskelig pga. begrenset datagrunnlag. Effekten er spesielt usikker på potet- og grønnsaksareal, der tiltaket også kan være praktisk vanskelig å gjennomføre.

Reduksjon av fosforstatus i jord, P-AL (scenario 7 og 8), reduserer tap av partikkelbundet fosfor og direkte tap av løst fosfat fra jordprofilen. Dette oppnås først og fremst gjennom redusert gjødsling med fosfor, som på lengre sikt vil få ned fosforinnholdet i jorda. Her ble det valgt å beregne effekt av å redusere P-AL til 10 eller 7 mg/100 g, på areal der disse nivåene er overskredet. Den minste reduksjonen i P-AL (scenario 7) ga 16-34 % reduksjon i totalfosfortap i tiltaksområdene, sammenliknet med totalfosfortapet ved dagens P-AL-nivå. Reduksjonen var høyest i Lierelva 2, som i utgangspunktet hadde høyere gjennomsnittlig P-AL (18 mg/100 g) enn Lierelva 1 og 3 (hhv. 13 og 15 mg/100 g). Å redusere P-AL ytterligere (scenario 8), ga enda bedre effekt, 25-41%.

En kombinasjon av tiltak vil være enda mer effektivt enn enkelttiltakene som er beskrevet over. I scenario 9 ble det beregnet effekt av å kombinere stubb på alt kornareal, grastiltak på åpenåkerareal, og P-AL redusert til 7 mg/100 g på alt areal der P-AL var høyere enn dette nivået. Effekten av dette var mellom 56 og 79% reduksjon i totalfosfortap, sammenliknet med om ingen tiltak hadde vært gjennomført, med størst prosentvis effekt i Lierelva 2.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. Totalfosfortapet for denne situasjonen var 6-20% lavere enn scenariet der alt kornareal var høstpløyd og ingen andre tiltak gjennomført. Forskjellen mellom scenario 0 og 1 var størst i Lierelva 2. Tiltakseffektene beregnet

for de andre scenariene viser at det burde være et stort potensial for å redusere totalfosfortapene fra jordbruksareal i alle tiltaksområdene. Potet- og grønnsaksarealene utgjør en ekstra utfordring. Aktuelle tiltak på disse arealene er, i tillegg til det som er beregnet her, f.eks. fangvekster i tidligkulturer av potet og grønnsaker, og jorddekke. Fangvekster er også aktuelt på kornareal.



Figur 7.6 Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Lierelva vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.

7.8.2 Tiltak mot nitrogenetap

For nitrogenetap ble det beregnet effekter av fire ulike scenarier med tiltak. Resultatene er vist i Figur 7-7.

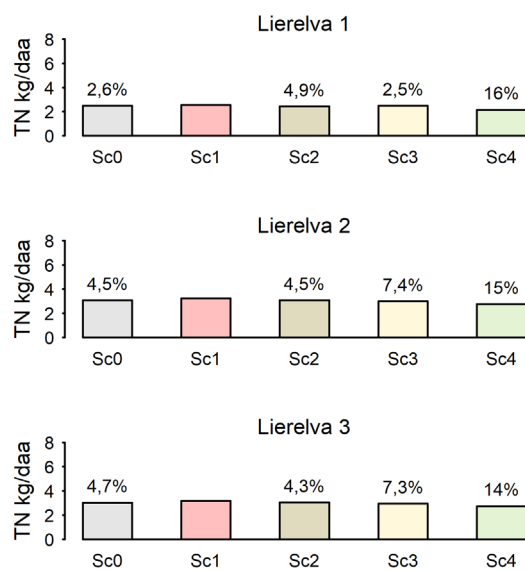
Scenario 2 representerer en situasjon med stubb på alt kornarealet. Når jord forstyrres og brytes opp ved jordarbeiding, øker nitrogenomsetningen i jorda. Når jordarbeidingen utsettes til våren, vil jorda ligge uforstyrret over en lengre periode, og risiko for frigjøring og utvasking av nitrogen reduseres. Beregnet effekt av scenariet var 4-5% reduksjon i totalnitrogenetap for de ulike tiltaksområdene, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd.

Scenario 3 innebærer at halvparten av kornarealet legges om til eng. Dette gir samme fordel som å utsette jordarbeiding til våren, ved at jorda ikke forstyrres om høsten, men i tillegg kan gras ta opp nitrogen utover høsten, og reduserer slik nitrogenoverskuddet som ellers kan tapes ved utvasking. Den beregnede effekten var 3-7% reduksjon i totalnitrogenetap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. En så omfattende omlegging av kornproduksjon til eng, vil naturlig nok ha negativ effekt på matkornproduksjonen, ettersom korn erstattes med gras.

Scenario 4 innebærer at det dyrkes fangvekst på alt kornarealet. I likhet med gras, vil fangveksten kunne ta opp nitrogen fra jorda utenom vekstsesongen. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten. Beregnet effekt av tiltaket var 14-16% reduksjon i totalnitrogenetap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten, og den beregnede tiltakseffekten vil kunne være for høy i områder der klima eller andre forhold medfører lite potensiale for dyrking av fangvekst. Fangvekst er også et tiltak som er

aktuelt i tidligkulturer av potet og grønnsaker. Det kunne gitt en positiv effekt i alle tiltaksområdene, særlig Lierelva 2, avhengig av utbredelsen av tidligkulturer. I seine kulturer vil ikke fangvekster kunne utvikle seg tilstrekkelig til å ha betydningsfull effekt.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. I alle tiltaksområdene var totalnitrogentapet som var beregnet for 2020 ganske likt som (inntil 5% lavere enn) for scenario 1 med alt kornareal var høstpløyd. Tiltakseffektene beregnet for scenario 4, med fangvekst på kornareal, viser at det er et potensiale for å redusere totalnitrogentapene fra jordbruksareal i alle tiltaksområdene mer enn det tiltaksgjennomføringen i 2020 har bidratt til.



Figur 7.7 Totalnitrogentap (kg TN/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 4 scenarier for tiltaksområdene i Lierelva vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2: stubb på alt kornareal; Sc3: eng i stedet for korn på 50 % av kornarealet; Sc4: fangvekst på alt kornareal.

7.9 Oppsummering

I vannområde Lierelva var tilførsel av totalfosfor beregnet for året 2020 ca. 16 tonn og tilførsel av totalnitrogen ca. 167 tonn. I Lierelva 2 og 3 bidro jordbruk og avløp med til sammen ca. 90% tilførslene av totalfosfor og totalnitrogen, mens i Lierelva 1 var bidraget for totalfosfor 50% og for totalnitrogen 30% fra disse kildene. Jordbruk var en viktigere kilde enn avløp i alle tiltaksområdene for både totalfosfor og totalnitrogen.

Internt i avløpssektoren var tilførsler fra privat avløp største kilde til totalfosfor i Lierelva 1 og 3, og for totalnitrogen i Lierelva 3. Over 90% av nitrogentilførslene fra kommunalt avløp i Lierelva 1 skyldtes utslipp fra renseanlegg. For totalfosfor var andelen som skyldtes utslipp fra renseanlegg ca. 14%, mens resten skyldtes lekkasjer fra avløpsnett. Lierelva 2 og 3 hadde ingen renseanlegg. Tilførsler fra overløp var ikke inkludert i beregningene.

Fosfor- og nitrogentap fra jordbruksareal var et resultat av ulike faktorer knyttet til klima, terreng, jordsmonn og jordbruksdrift. Erosjonsrisikoen var betydelig i alle tiltaksområdene, med mye areal i høyere erosjonsrisikoklasser. Fosforstatus i jord var høy til svært høy, med høyeste verdier i Lierelva 2, som hadde også mye åpen åker (>80% av dyrka mark), korndyrking og også mye potet og grønnsaker. I 2020 var det registrert ingen jordarbeiding om høsten på 38-51% av kornarealet i tiltaksområdene. Tap av totalfosfor per arealenhet jordbruksareal varierte mellom ca. 188 og 501 g/daa, og totalnitrogen mellom 2,5 og 3,1 kg/daa.

Beregnete effekter av jordbrukstiltak varierte mellom ulike tiltak og mellom tiltaksområder. Sammenliknet med høstpløying på alt kornareal, og fosforstatus i jord som i 2020, ble det for totalfosfor beregnet 56-79% reduksjon i totalfosfortap ved å kombinere ingen jordarbeiding om høsten på alt kornareal, grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier i åpen åker, og redusert fosforstatus i jord, og ca. 15% reduksjon i tap av totalnitrogen ved å dyrke fangvekst på alt kornareal (forutsatt god utvikling av fangvekstene). Beregnet effekt av tiltaksgjennomføringen i 2020 var inntil 20% reduksjon i tap av totalfosfor og inntil 5% reduksjon i tap av totalnitrogen, sammenliknet med høstpløying på alt kornareal. Det antyder at det er betydelig potensiale for å redusere både fosfor- og nitrogentap fra jordbruksarealene.

8 Resultater for vannområde Numedalslågen

8.1 Om vannområdet

Vannområde Numedalslågen (5 548 km²) består av hele nedslagsfeltet til Numedalslågen («Lågen») og Goksjøvassdraget. Kommunene med størst areal innenfor vannområdet er Nore og Uvdal, Rollag, Flesberg, Kongsberg, Larvik og Sandefjord. I tillegg er det litt areal i flere randkommuner som ligger i Vestland, Telemark, Buskerud og Vestfold fylker. Lågen har sitt opphav i nordvest, i innsjøen Nordmannslågen på Hardangervidda. En rekke andre elver har tilløp til Lågen fra nord, via flere store innsjøer. Lågen renner videre gjennom Numedal, til Kongsberg, og herfra videre sørover gjennom Lågendalen. Lågen renner ut i Larviksfjorden/ Skagerak ved Larvik by. Goksjøvassdraget i sørøst har tilløp til Numedalslågen via Storelva, Goksjø og Åsrumvannet.

Vannområde Numedalslågen er delt inn i 16 tiltaksområder (Figur 8.1):

- Numedalslågen 1: Samløp Lågen og Uvdalselvi
- Numedalslågen 2: Lågen fra samløp med Uvdalselvi til samløp med Vergja
- Numedalslågen 3: Lågen fra samløp med Vergja til samløp med Vrengja
- Numedalslågen 4: Lågen fra samløp med Vrengja til samløp med Kobberbergelva
- Numedalslågen 5: Kobberbergelva
- Numedalslågen 6: Lågen til samløp med Reineelva, bekkefelt vest
- Numedalslågen 7: Lågen til samløp med Reineelva/fylkesgrensa, bekkefelt øst
- Numedalslågen 8: Lågen fra fylkesgrensa til samløp Hærlandselva
- Numedalslågen 9: Lågen fra Hærlandselva til Dalelva
- Numedalslågen 10: Dalelva til Haugselva
- Numedalslågen 11: Lågen fra samløp med Haugselva til samløp med bekk fra Damtjern
- Numedalslågen 12: Lågen fra samløp med bekk fra Damtjern til samløp sør for Åsrumvatnet/Storelva
- Numedalslågen 13: Svartåa og Åsrumvatnet
- Numedalslågen 14: Goksjø og Skorgelva
- Numedalslågen 15: Storelva til innløp i Goksjø
- Numedalslågen 16: Lågen fra samløp med Storelva til utløp i Larkviksfjorden

I den nordlige delen av vannområdet (Numedalslågen 1-5) er det mye fjell og skog, og lite dyrka mark (Tabell 8.1). I dalførene og de sørlige delene av vannområdet er det mer jordbruk og bebyggelse, men også disse områdene domineres av skog og utmark. Det er mest dyrka mark (23%) i Numedalslågen 15, men også mye (over 10 %) i Numedalslågen 10-12, 14 og 16. Numedalslågen 16 er tiltaksområdet med mest bebyggelse (11%) i vannområdet – her ligger deler av tettstedet Larvik, med Larvik by. Tettstedet Kongsberg ligger i Numedalslågen 4-5.

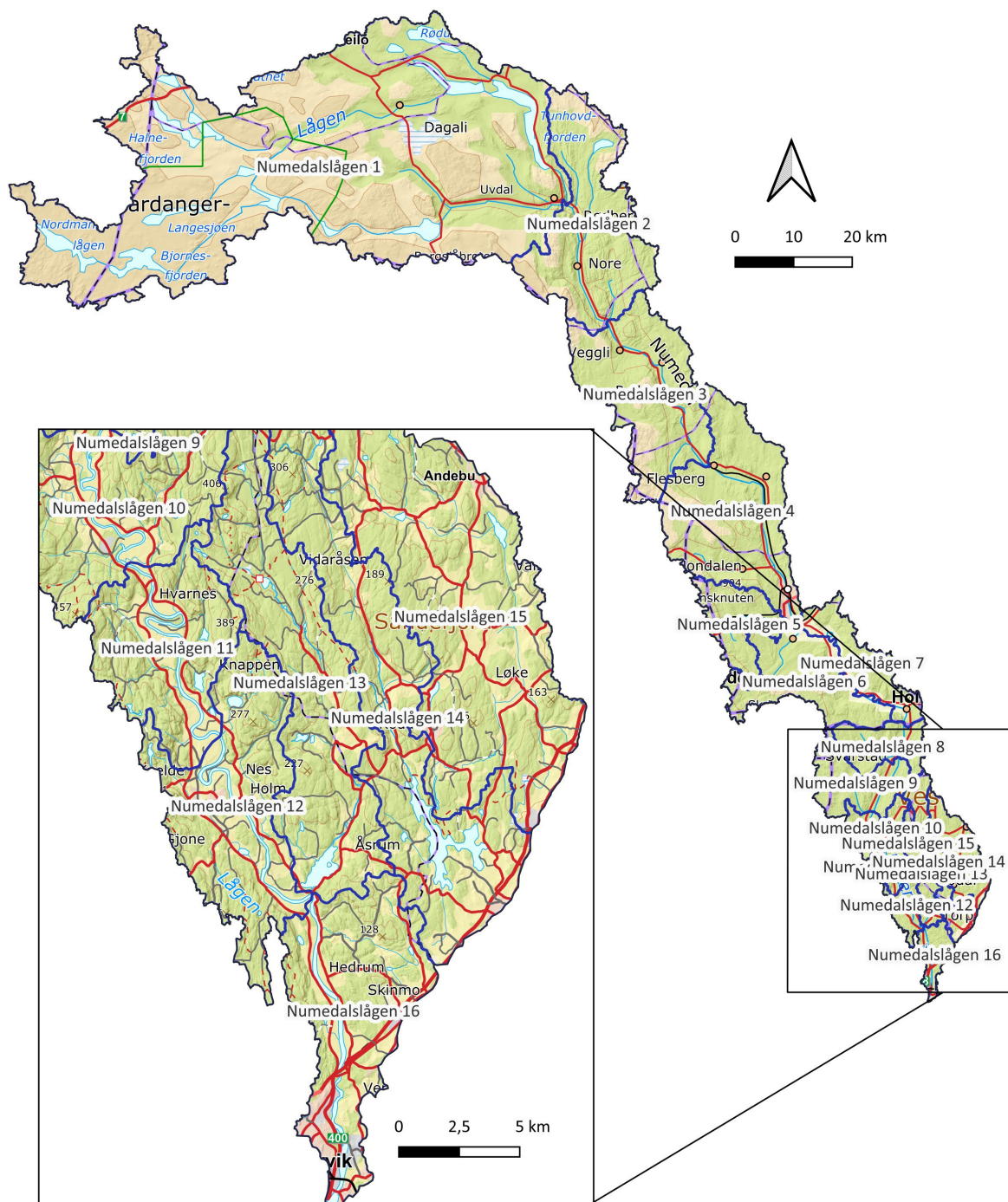
Utmarksarealene i vannområdet domineres av morene, bart fjell og torvavsetninger. Under marin grense, fra Skollenborg ved Kongsberg og sørover, er det leirholdige marine havavsetninger og mer grovkornede strandavsetninger. Sistnevnte forekommer særlig langs moreneryggen Raet ute ved kysten av Vestfold. Langs Lågen er det mye elve- og breelavsetninger. Mesteparten av jordbruksarealet ligger under marin grense, men det er også betydelig jordbruksareal opp gjennom dalførene.

For vannområdet som helhet er det relativt jevn fordeling mellom korn- og grasproduksjon, som i 2020 ble dyrket på henholdsvis 52 og 43 % av arealet med dyrka mark. På 4 % av arealet var det i 2020 potet og grønnsaker, mens det var frukt og bær på mindre enn 1 % av arealet. Grasproduksjon dominerer i den nordlige delen av vannområdet (Numedalslågen 1-5) og i Numedalslågen 13, med gras på mellom 50 og 100 % av arealet. I resten av tiltaksområdene dominerer kornproduksjon. I 2020 var

det stor andel areal med potet og grønnsaker i Numedalslågen 10-12 (20-30 % av arealet med dyrka mark).

Tabell 8.1 Arealbruk i tiltaksområdene i Numedalslågen vannområde (%) (fra NIBIOs AR5-kart).

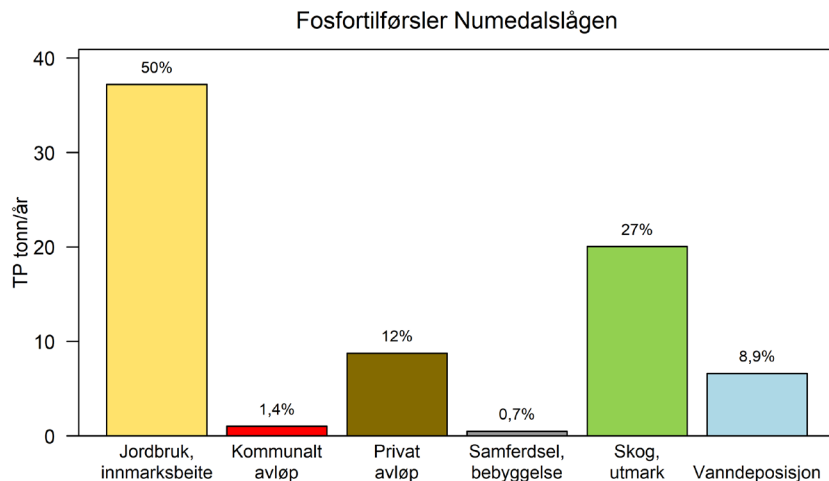
Tiltaksområde	Bebyggelse	Samferdsel	Dyrka mark	Innmarks-beite	Skog	Åpen fastmark	Myr	Ferskvann	Ikke kartlagt	Areal km ²
Numedalslågen 1	0,1	0,2	0,4	0,3	21	10	2,3	11	55	2725
Numedalslågen 2	0,2	0,4	0,9	0,3	57	11	4,5	5,3	20	534
Numedalslågen 3	0,6	0,6	2,2	0,2	68	17	6,0	4,6	0,4	483
Numedalslågen 4	2,3	1,0	2,4	0,2	76	10	3,7	4,1		546
Numedalslågen 5	0,8	0,6	0,7	0,1	82	5,9	4,7	4,9		148
Numedalslågen 6	0,7	0,6	6,8	0,5	75	7,1	5,3	3,7		257
Numedalslågen 7	1,6	0,9	10	0,5	78	1,3	2,3	5,1		150
Numedalslågen 8	0,8	0,7	8,7	0,4	85	0,5	2,4	1,5		104
Numedalslågen 9	1,0	0,6	5,9	0,5	81	0,5	4,8	5,3		143
Numedalslågen 10	1,7	0,8	10	0,5	82	1,0	1,7	2,3		65
Numedalslågen 11	1,0	0,7	16	0,1	76	0,6	0,7	5,6		38
Numedalslågen 12	2,4	0,9	15	0,6	75	1,4	0,4	3,9		48
Numedalslågen 13	0,9	0,6	5,1	0,7	88	0,7	1,0	3,3		64
Numedalslågen 14	1,7	1,0	12	0,3	77	1,6	1,3	4,9		93
Numedalslågen 15	3,6	1,3	23	0,7	67	2,0	1,0	1,2		103
Numedalslågen 16	11	2,5	19	0,4	57	4,4	0,1	4,8		48



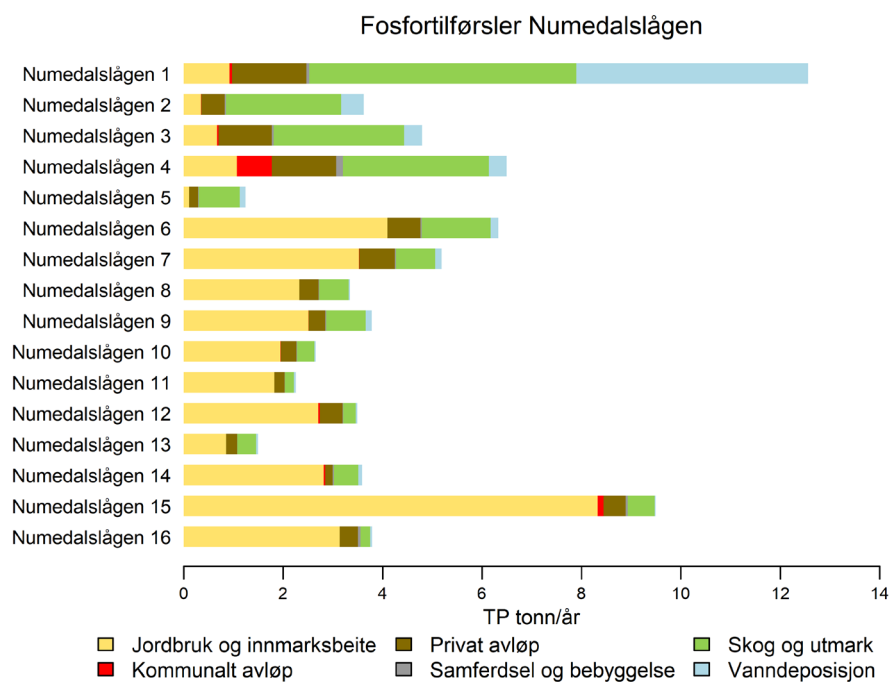
Figur 8.1 Tiltaksområdene i vannområde Numedalslågen

8.2 Kilderegnskap for fosfor

I Numedalslågen vannområde var de største kildene til fosfortilførsler jordbruk (50%) og skog og utmark (27%), etterfulgt av privat avløp (12%), vanddeposisjon (8,9%), kommunalt avløp (1,4%) og samferdsel og bebyggelse (0,7%) (Figur 8.2).



Figur 8.2 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) i vannområde Numedalslågen fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeponisjon).



Figur 8.3 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Numedalslågen.

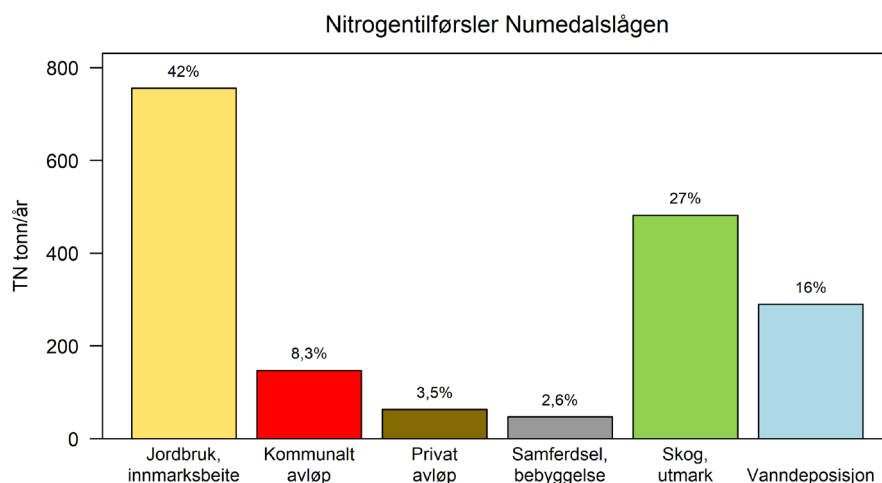
I Numedalslågen vannområde kom størst andel av tilførslene av totalfosfor fra jordbruk i tiltaksområdene Numedalslågen 6-16 (57-88% av de totale tilførslene) (Tabell 8.2). Jordbruk bidro mest i Numedalslågen 15 (88%) som også hadde høyest andel av dyrka arealer (24% av det totale arealbruk). I tiltaksområdene 1-5 var skog og utmark den største kilden til tilførslene av totalfosfor (43-66% av de totale tilførslene). Andelen av fosfortilførslene fra kommunalt avløp var størst i Numedalslågen 4 (11% av de totale tilførslene). Dette skyldes utslipp fra Sellikdalen avløpsanlegg. Privat avløp bidro med 4-22% av tilførslene, med størst andel av utslippet i Numedalslågen 3.

Tabell 8.2 Tilførsler av totalfosfor (kg TP/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Numedalslågen.

Tiltaksområde	Jordbruk, innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeposisjon
Numedalslågen 1	921	56	1 492	61	5 366	4 662
Numedalslågen 2	353	4,8	468	23	2 320	454
Numedalslågen 3	673	32	1 068	41	2 622	356
Numedalslågen 4	1 067	706	1 297	134	2 934	359
Numedalslågen 5	111		175	16	827	116
Numedalslågen 6	4 100	0,8	660	27	1 388	154
Numedalslågen 7	3 525	11	706	28	793	123
Numedalslågen 8	2 325		385	11	601	25
Numedalslågen 9	2 512	4,0	335	17	795	120
Numedalslågen 10	1 944	7,8	317	12	352	24
Numedalslågen 11	1 822		208	4,8	184	34
Numedalslågen 12	2 709	36	452	12	249	30
Numedalslågen 13	854		218	7,2	379	34
Numedalslågen 14	2 818	32	150	19	494	73
Numedalslågen 15	8 324	120	447	38	545	20
Numedalslågen 16	3 136	1,1	369	49	197	36
Totalt	37 195	1 013	8 751	500	20 045	6 620

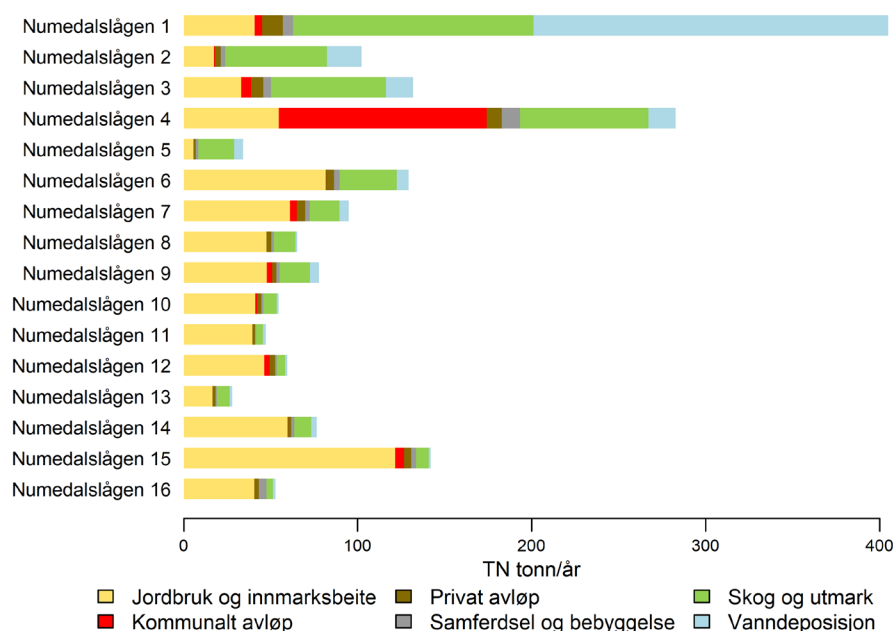
8.3 Kilderegnskap for nitrogen

Ifølge kilderegnskapet var jordbruk og innmarksbeite den største kilden til nitrogentilførsler i Numedalslågen (42%), etterfulgt av skog og utmark (27%), vanndeposisjon (16%), kommunalt avløp (8,3%), privat avløp (3,5%) og samferdsel og bebyggelse (2,6%).



Figur 8.4 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) i vannområde Numedalslågen fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeposisjon).

Nitrogentilførsler Numedalslågen



Figur 8.5 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Numedalslågen.

I tiltaksområdene Numedalslågen 6 – 16 kom den største andelen av nitrogentilførslene fra jordbruk (59 – 86% av de totale nitrogentilførslene) (Figur 8.5 og Tabell 8.3). Tilførslene av totalnitrogen fra jordbruk hadde høyest andel i tiltaksområde Numedalslågen 15 (86%) som også hadde høyest andel av dyrka areal. Andel av tilførsler fra kommunalt avløp var høyest i tiltaksområde Numedalslågen 4 (42%), pga. utslipp fra Sellikdalen avløpsanlegg, privat avløp bidro med 2-6 % av de totale nitrogentilførslene.

Tabell 8.3 Tilførsler av totalnitrogen (kg TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Numedalslågen.

Tiltaksområde	Jordbruk og innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeponisjon
Numedalslågen 1	40 704	4 408	11 778	5 912	138 173	203 949
Numedalslågen 2	17 500	527	3 240	2 718	58 332	19 858
Numedalslågen 3	33 054	5 572	7 120	4 362	66 205	15 582
Numedalslågen 4	54 755	119 495	8 667	10 399	73 709	15 721
Numedalslågen 5	5 650		1 184	1 663	20 536	5 060
Numedalslågen 6	81 617	246	4 411	3 329	32 938	6 724
Numedalslågen 7	61 152	4 036	4 720	2 580	16 985	5 402
Numedalslågen 8	47 627		2 695	1 530	12 423	1 081
Numedalslågen 9	47 704	3 200	2 362	2 011	17 377	5 256
Numedalslågen 10	41 048	1 324	2 163	1 299	7 651	1 059
Numedalslågen 11	39 637		1 379	485	4 157	1 480
Numedalslågen 12	46 379	3 094	3 090	920	4 806	1 323
Numedalslågen 13	16 531		1 783	715	7 465	1 472
Numedalslågen 14	59 708	214	1 865	1 780	9 659	3 174
Numedalslågen 15	121 699	5 060	3 861	2 898	7 520	884
Numedalslågen 16	40 598	7,4	2 592	4 408	3 665	1 584
Totalt	755 362	147 184	62 909	47 008	481 602	289 609

8.4 Tilførsler fra privat avløp

I vannområde Numedalslågen hadde tiltaksområde Numedalslågen 1 de største utslippene av totalfosfor (1,5 tonn per år) og totalnitrogen (12 tonn totalnitrogen per år) (Tabell 8.4), etterfulgt av tiltaksområde Numedalslågen 4 (1,3 tonn totalfosfor per år og 8,7 tonn totalnitrogen per år). Totale utslippene fra privat avløp fra Numedalslågen vannområde utgjorde 8,8 tonn totalfosfor per år og 63 tonn totalnitrogen per år.

Tabell 8.4 Utslipp av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra privat avløp for tiltaksområdene i vannområdet Numedalslågen.

Tiltaksområde	Utslipp kg TP/år	Utslipp kg TN/år
Numedalslågen 1	1 492	11 778
Numedalslågen 2	468	3 240
Numedalslågen 3	1 068	7 120
Numedalslågen 4	1 297	8 667
Numedalslågen 5	175	1 184
Numedalslågen 6	660	4 411
Numedalslågen 7	706	4 720
Numedalslågen 8	385	2 695
Numedalslågen 9	335	2 362
Numedalslågen 10	317	2 163
Numedalslågen 11	208	1 379
Numedalslågen 12	452	3 090
Numedalslågen 13	218	1 783
Numedalslågen 14	150	1 865
Numedalslågen 15	447	3 861
Numedalslågen 16	369	2 592

8.5 Tilførsler fra kommunalt avløp

Utslipp av totalfosfor og totalnitrogen fra kommunalt avløp var høyest tiltaksområde Numedalslågen 4 (706 kg totalfosfor per år og 119 tonn av totalnitrogen per år) pga. utslipp fra Sellikdalen avløpsanlegg, og Svene, Flesberg og Lyngdal renseanlegg. Utslipp fra lekkasje fra kommunalt avløpsnett var høyest i Numedalslågen 15 (97 kg totalfosfor per år og 645 kg totalnitrogen per år). Noen tiltaksområder hadde ingen kommunalt avløpsnett eller kommunale renseanlegg (Tabell 8.5).

Tabell 8.5 Lekkasje av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra kommunalt avløpsnett per tiltaksområde, utslipp av TP og TN fra kommunale renseanlegg, og totale tilførsler fra kommunalt avløp.

Tiltaksområde	Lekkasje kg TP/år	Lekkasje kg TN/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TP/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TN/år	Sum tilførsel kg TP/år	Sum tilførsel kg TN/år
Numedalslågen 1			56	4 408	56	4 408
Numedalslågen 2			4,8	527	4,8	527
Numedalslågen 3			32	5 572	32	5 572
Numedalslågen 4			706	119 495	706	119 495
Numedalslågen 6			0,8	246	0,8	246
Numedalslågen 7			11	4 036	11	4 036
Numedalslågen 9			4,0	3 200	4,0	3 200
Numedalslågen 10			7,8	1 324	7,8	1 324
Numedalslågen 12			36	3 094	36	3 094
Numedalslågen 14	32	214			32	214
Numedalslågen 15	97	645	23	4 415	120	5 060
Numedalslågen 16	1,1	7,4			1,1	7,4

8.6 Tilførsler fra jordbruk

Jord- og fosfortap fra jordbruksarealene henger sammen med erosjonsrisiko, drift og fosforstatus i jord (P-AL) på arealene (Tabell 8.6 og Tabell 8.7). Lav erosjonsrisiko og avrenning, drift som medfører at jorda ikke jordarbeides om høsten (gras, stubb) og lav P-AL gir redusert risiko for jord- og fosfortap sammenliknet med høyere erosjonsrisiko og avrenning, jordarbeiding om høsten (høstpløying, potet og grønnsaker) og høyere P-AL. Nitrogentapene henger sammen med driften, der korndyrking med overvintring i stubb, fangvekst og grasdyrking gir redusert risiko for nitrogentap. Avrenningsmengde (overflate- og grøfteavrenning, se også avsnitt 2.3.2.2) og jordtype har også betydelig effekt på beregnet nitrogentap, med høyere tap der det er mye avrenning og lette jordarter (sand, lettleire). Nitrogenoverskudd i jorda (N-balanse, dvs. N tatt opp i avling minus N tilført med gjødsel) har også noe betydning, men N-balansen er høyst usikker pga. lav romlig oppløsning på dataene som trengs for å beregne den.

Beregnet jordtap per arealenhet var lavt (10-40 kg/daa/år; Tabell 8.8) i de nordligste tiltaksområdene (Numedalslågen 1-5), selv om «total» erosjonsrisiko var middels stor i tre av disse tiltaksområdene, og til dels stor utbredelse av areal med stor til svært stor erosjonsrisiko (Numedalslågen 1 og 2, med henholdsvis 22 og 47 % av jordbruksarealet i disse erosjonsrisikoklassene). De lave tapene skyldes at det dyrkes eng på mye av jordbruksarealet, 60-100 % i 2020, og gras beskytter godt mot erosjon. Tilsvarende var tap av totalfosfor beregnet til ca. 50-80 g/daa/år i disse tiltaksområdene (Tabell 8.8), et nivå som gjenspeiler at det er forholdsvis mye fosfor i jorda: gjennomsnittlig P-AL var middels til høy (9-12 g/100 g). I resten av tiltaksområdene varierte jordtapet mellom ca. 130 og 220 kg/daa/år, og totalfosfortapet mellom 220 og 360 g/daa/år (Tabell 8.8). De høyere nivåene på jord- og fosfortap her kommer av at det er mer areal med åpen åker, og i mange av tiltaksområdene også litt høyere P-AL i jorda (10-14 g/daa/år). Jord- og totalfosfortap var høyest i Numedalslågen 10, 11, 12, 15 og 16, som var tiltaksområdene med minst andel eng (25 % eller mindre) og dermed størst andel åpen åker. Numedalslågen 10, 11, 12 og 16 hadde den største andelen areal med potet og grønnsaker (13-29 % av arealet), som er spesielt erosjonsutsatte kulturer (grønnsak og potet) som ofte også blir gjødslet mye med fosfor.

Tabell 8.6 Andel av jordbruksareal med leir- og siltjord, og organisk jord, og andel av jordbruksareal med stor og svært stor erosjonsrisiko (ER 3-4) *, og gjennomsnittsverdier for risiko for flate- og drågerosjon (ERK) **, årsavrenning og fosforstatus i jord (P-AL).

Tiltaksområde	Leirjord + siltjord (%)	Organisk jord (%)	ER 3-4 (%)	ERK (kg SS/daa/år)	Avrenning (mm/år)	P-AL (mg/100 g)
Numedalslågen 1	4	10	22	81	422	11
Numedalslågen 2	5	2	47	190	446	9
Numedalslågen 3	29	3	0	51	418	9
Numedalslågen 4	31	5	1	45	503	11
Numedalslågen 5	22	5	10	47	583	12
Numedalslågen 6	55	1	31	128	585	11
Numedalslågen 7	66	1	31	133	584	10
Numedalslågen 8	72	0	60	243	746	10
Numedalslågen 9	68	0	58	204	720	10
Numedalslågen 10	52	1	27	118	666	11
Numedalslågen 11	44	0	17	114	681	11
Numedalslågen 12	52	2	31	124	691	13
Numedalslågen 13	80	6	43	147	646	13
Numedalslågen 14	66	5	24	105	586	12
Numedalslågen 15	88	2	37	132	669	12
Numedalslågen 16	58	3	20	126	458	14

* Jf. erosjonsrisikoklassene i NIBIOs erosjonsrisikokart eller AGRITIL (Numedalslågen 1 og 2), som inkluderer flate- og rilleerosjon, samt jordtap gjennom drenerør. ** «Erosjonsrisiko» som inkluderer både flate-, rille- og drågerosjon, samt jordtap gjennom drenerør. * og ** gjelder under forutsetning om vårkorn med høstpløying på alt areal.

Løst fosfat utgjorde mellom ca. 30 og 40 % av totalfosfor i Numedalslågen 1-5, og 15-20 % i Numedalslågen 6-16 (Tabell 8.8). Tapet av løst fosfat per arealenhet var likevel høyere i de sørlige tiltaksområdene (ca. 40-60 g/daa/år) enn i de fem nordligste (ca. 16-30 g/daa/år). Løst fosfat er direkte biotilgjengelig for vannlevende organismer, mens partikkelbundet fosfor kan løses ut i vann på sikt.

Beregnet tap av totalnitrogen var stort sett også lavere i den nordlige delen av vannområdet enn i den sørlige delen, med nivåer mellom 2 og 5 kg/daa/år i Numedalslågen 1-7, og mellom 5 og 6,6 i Numedalslågen 8-16 (Tabell 8.8). Hovedgrunnene til det var at avrenningen i gjennomsnitt var lavere og andelen eng og beite større i den nordlige delen (Tabell 8.6 og Tabell 8.7). Det høyeste tapet av totalnitrogen, 5,9-6,6 kg/daa/år, ble beregnet for Numedalslågen 10-12, der andelen eng var lavest og andel areal med potet og grønnsaker høyest.

Tabell 8.7 Arealfordeling av jordbruksvekster fordelt på hovedkategoriene eng, frukt og bær, vårkorn og oljevekster med overvintring i stubb, vårkorn og oljevekster med jordbearbeiding om høsten, grønnsaker og potet, og fangvekst*.

Tiltaksområde	Eng (%)	Frukt og bær (%)	Stubb (%)	Jordarbeiding høst (%)	Grønnsaker og potet (%)	Fangvekst (%)
Numedalslågen 1	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Numedalslågen 2	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Numedalslågen 3	73 %	0 %	2 %	25 %	1 %	0 %
Numedalslågen 4	62 %	0 %	8 %	30 %	0 %	0 %
Numedalslågen 5	59 %	0 %	16 %	25 %	0 %	1 %
Numedalslågen 6	35 %	0 %	39 %	23 %	4 %	3 %
Numedalslågen 7	39 %	1 %	32 %	26 %	2 %	6 %
Numedalslågen 8	23 %	0 %	63 %	12 %	2 %	2 %
Numedalslågen 9	24 %	0 %	57 %	15 %	4 %	3 %
Numedalslågen 10	19 %	0 %	40 %	21 %	19 %	2 %
Numedalslågen 11	12 %	1 %	32 %	26 %	29 %	5 %
Numedalslågen 12	24 %	0 %	24 %	32 %	20 %	2 %
Numedalslågen 13	63 %	0 %	14 %	15 %	8 %	4 %
Numedalslågen 14	34 %	0 %	25 %	40 %	1 %	5 %
Numedalslågen 15	25 %	0 %	22 %	52 %	0 %	4 %
Numedalslågen 16	25 %	0 %	20 %	43 %	13 %	3 %

* Fangvekst vil i hovedsak forekomme på samme areal som der det er stubb, men kan også forekomme på potet- og grønnsaksareal.

Tabell 8.8 Beregnet tap av jordpartikler (SS), totalfosfor (TP), løst fosfat (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra jordbruksareal i tiltaksområdene i vannområde Numedalslågen, for året 2020.

Tiltaksområde	SS tonn/år	SS kg/daa	TP kg/år	TP g/daa	PO ₄ -P kg/år	PO ₄ -P g/daa	TN kg/år	TN kg/daa
Numedalslågen 1	191	10	921	47	348	18	40 704	2,1
Numedalslågen 2	94	14	353	53	108	16	17 500	2,6
Numedalslågen 3	257	24	673	56	232	19	33 054	2,7
Numedalslågen 4	365	28	1 067	77	396	28	54 755	3,9
Numedalslågen 5	41	40	111	93	36	30	5 650	4,7
Numedalslågen 6	2 237	128	4 100	217	773	41	81 617	4,3
Numedalslågen 7	1 970	129	3 525	221	626	39	61 152	3,8
Numedalslågen 8	1 459	162	2 325	246	402	43	47 627	5,0
Numedalslågen 9	1 583	188	2 512	276	408	45	47 704	5,2
Numedalslågen 10	1 288	193	1 944	277	334	48	41 048	5,9
Numedalslågen 11	1 246	209	1 822	302	296	49	39 637	6,6
Numedalslågen 12	1 597	219	2 709	356	420	55	46 379	6,1
Numedalslågen 13	414	128	854	231	175	47	16 531	4,5
Numedalslågen 14	1 441	125	2 818	238	554	47	59 708	5,0
Numedalslågen 15	4 762	198	8 324	336	1 236	50	121 699	4,9
Numedalslågen 16	1 783	193	3 136	333	558	59	40 598	4,3

8.7 Tilførsler fra andre kilder

Størst andel av tilførsler fra arealer i kategorien «andre kilder» kommer fra skog og utmark (skog, myr og fjell). I hele vannområdet bidro «andre kilder» med 37% av tilførslene av totalfosfor og 46% av tilførslene av totalnitrogen. Det var beregnet høyest tilførsel av totalfosfor og totalnitrogen fra disse kildene i Numedalslågen 1 (80 % av totale tilførsler av totalfosfor og 86% av totale tilførsler av totalnitrogen i tiltaksområdet) (Tabell 8.10), pga. Numedalslågen 1 var det største tiltaksområde (2725 km²) med store arealer av skog og utmark (Tabell 8.1). Tilførsel av løst fosfat (som er direkte biotilgjengelig) var også høyest i Numedalslågen 1 og skyldes naturlige kilder.

Tilførsler av totalfosfor og løst fosfat fra samferdsel og bebyggelse var høyest i Numedalslågen 4 (Tabell 8.9), pga. større bebygde arealer (18 km²) sammenlignet med andre tiltaksområdene, men likevel utgjør dette bare 2% av totalfosfortilførsler i tiltaksområdet (Tabell 8.2). Tilførsler av totalnitrogen fra samferdsel og bebyggelse var også høyest i Numedalslågen 4 og utgjorde 4% av de totale nitrogentilførslene.

Tabell 8.9 Utslipp av totalfosfor (TP), biotilgjengelig fosfor (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra andre kilder i Numedalslågen vannområde.

Tiltaksområde	Samferdsel og bebyggelse			Skog og utmark		
	TP kg/år	PO4-P kg/år	TN kg/år	TP kg/år	PO4-P kg/år	TN kg/år
Numedalslågen 1	61	20	5 912	5 366	537	138 173
Numedalslågen 2	23	7,4	2 718	2 320	232	58 332
Numedalslågen 3	41	13	4 362	2 622	262	66 205
Numedalslågen 4	134	44	10 399	2 934	293	73 709
Numedalslågen 5	16	5,3	1 663	827	83	20 536
Numedalslågen 6	27	8,8	3 329	1 388	139	32 938
Numedalslågen 7	28	9,2	2 580	793	79	16 985
Numedalslågen 8	11	3,7	1 530	601	60	12 423
Numedalslågen 9	17	5,5	2 011	795	79	17 377
Numedalslågen 10	12	4,0	1 299	352	35	7 651
Numedalslågen 11	4,8	1,6	485	184	18	4 157
Numedalslågen 12	12	4,0	920	249	25	4 806
Numedalslågen 13	7,2	2,4	715	379	38	7 465
Numedalslågen 14	19	6,3	1 780	494	49	9 659
Numedalslågen 15	38	13	2 898	545	54	7 520
Numedalslågen 16	49	16	4 408	197	20	3 665

8.8 Tiltakseffekter på jordbruksavrenning

Det er beregnet effekter av ulike scenarier med tiltak for å redusere tap av jordpartikler, fosfor og nitrogen fra jordbruksareal. Sammenlikningsgrunnlaget er vekstfordeling slik den var i 2020, med høstpløying på alt kornareal. Dette gir et bilde av maksimal forventet effekt av tiltakene, forutsatt gjeldende vekstfordeling. I enkeltår (her representert ved 2020) og i de enkelte tiltaksområdene, vil deler av tiltakseffekten allerede være tatt ut, avhengig av hvor stor tiltaksgjennomføring det har vært. Dette reflekteres i scenario 0 «faktisk drift».

8.8.1 Tiltak mot jord- og fosfortap

For jord- og fosfortap ble det beregnet effekter av ni ulike scenarier i Numedalslågen 3-14: åtte med enkelttiltak, og ett med kombinasjon av flere tiltak, og fem scenarier i Numedalslågen 1-2: fire med enkelttiltak og ett med kombinasjon av flere tiltak. Resultatene er vist i Figur 8.6. Herunder omtales kun tiltakseffektene for totalfosfor. Effekten på jordpartikler er som vist i Figur 8.6, høyere enn effekten på totalfosfor, som skyldes anrikning av fosfor på partiklene (anrikning øker med avtakende jordtap). Alle tiltakene har effekt på både partikkelbundet fosfor og løst fosfat (direkte biotilgjengelig fosfor).

Scenario 2-4, stubb på kornareal, innebærer at areal med korn, oljevekster og andre ettårige vekster (unntatt potet og grønnsaker) ikke blir pløyd eller harvet om høsten, og halmstubben blir stående. Høstkorn og andre høstsådde vekster forutsettes direktesådd, mens der det skal dyrkes vårkorn eller andre vårsådde vekster, blir det pløyd og/eller harvet først til våren, evt. direktesådd om våren. På denne måten blir jorda minst mulig forstyrret og mest mulig beskyttet mot avrenning og erosjon utenom vekstsesongen. Scenario 2 forutsetter at tiltaket kun gjennomføres der det er høyest erosjonsrisiko (erosjonsrisikoklasse 3-4). Dette scenariet ga en reduksjon i totalfosfortap på mindre enn 2% i Numedalslågen 3 og 4, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd, pga. stor andel eng og også lavere «total» erosjonsrisiko enn i de andre tiltaksområdene. I Numedalslågen 8 og 9, med liten andel eng og stor andel areal med stor og svært stor erosjonsrisiko, var reduksjonen i totalfosfortap over 50 %. I de andre tiltaksområdene var tiltakseffekten 10-30%. Der det er lite areal i høye erosjonsrisikoklasser, vil det fortsatt være et stort areal som jordarbeides om høsten og i sum bidrar med betydelig jord- og fosfortap. Jo større areal tiltaket omfatter, jo større blir effekten. Å utvide tiltaket til å gjelde også i erosjonsrisikoklasse 2 (scenario 3) eller alt kornareal (scenario 4), ga derfor økt tiltakseffekt sammenliknet med scenario 2. Scenario 4 ga 50-70% reduksjon i totalfosfortap sammenliknet med om alt kornareal var høstpløyd i Numedalslågen 6-9 og Numedalslågen 14, og 30-50% reduksjon i resten av tiltaksområdene, unntatt Numedalslågen 1-2 der effekten var lav pga. minimalt kornareal. I noen av tiltaksområdene (særlig Numedalslågen 10-12 og 16) var det en stor andel potet- og grønnsaksareal i 2020. Potet- og grønnsaksproduksjon kan ha særlig høye fosfortap pga. at disse kulturene er enda mer erosjonsutsatte enn høstpløyd kornareal, og jorda er ofte ekstra fosforrik pga. betydelig fosforgjødsling. Disse arealene ble ikke berørt av tiltakene i scenario 2-4.

Grasdekke er enda mer effektivt enn stubb i å hindre erosjon, men grasdekke som tiltak må begrenses arealmessig for å opprettholde produksjon av matvekster som korn, potet og grønnsaker. Scenario 5 og 6 representerer aktuelle grastiltak på alt areal med åpen åker (korn/oljevekster, potet og grønnsaker):

Grasdekte kantsoner i åker (scenario 5, seks meter bred kantsoner) anlegges langs alle elver og innsjøer. Tiltakets viktigste effekt er å bremse overflateavrenning og fremme infiltrasjon av vann i jorda, slik at jordpartikler og partikkelbundne næringsstoffer fanges opp og i mindre grad når fram til åpent vann. Tiltaket har ingen effekt på partikler som tapes gjennom grøftesystemene. Effekten av tiltaket ble beregnet til mellom 11 og 26% reduksjon i totalfosfortap, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte kantsoner. Tiltakseffekten er usikker bl.a. fordi det på denne skalaen er vanskelig å definere nøyaktig hvor stort areal som blir påvirket av grasdekte kantsoner.

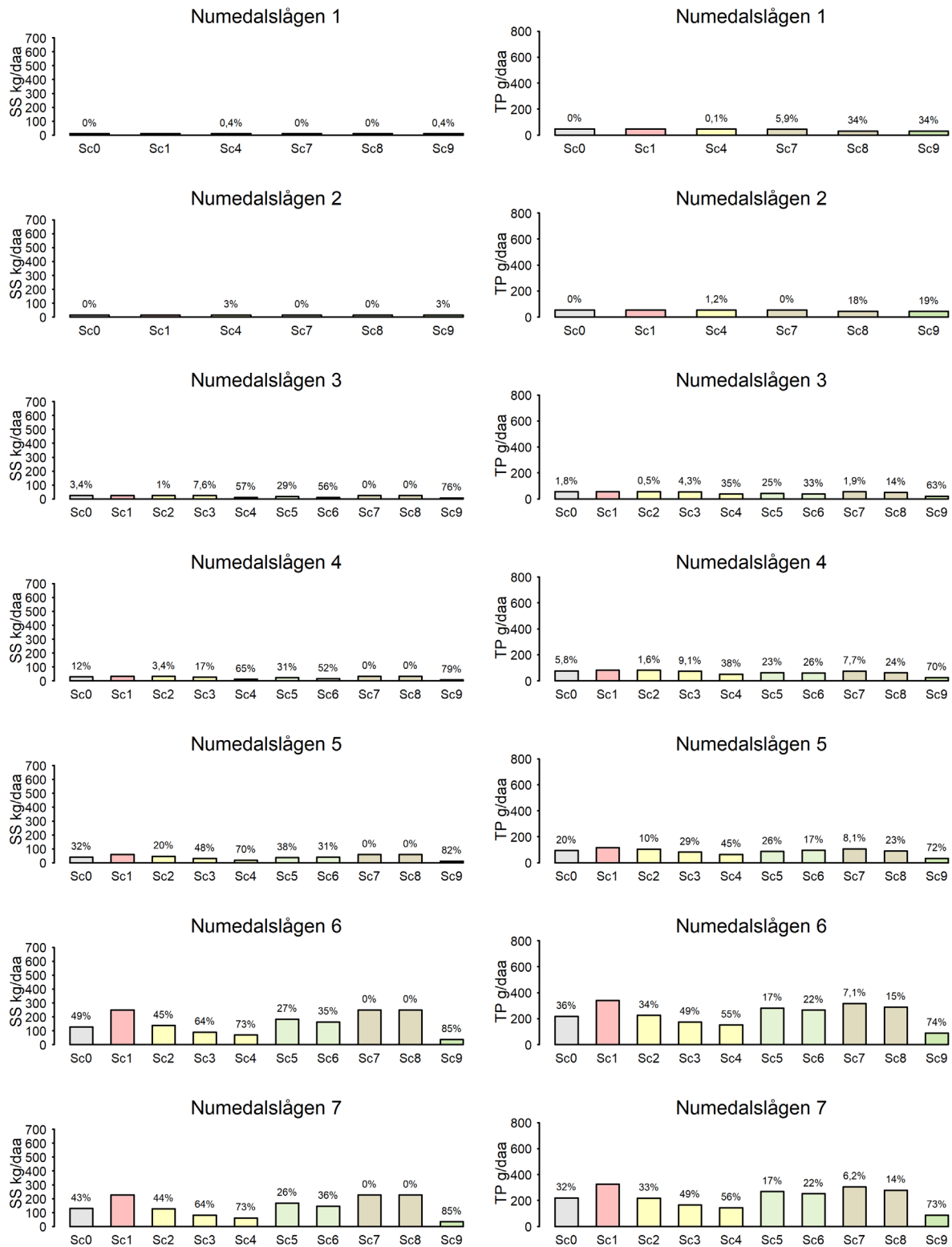
Grasdekte vannveier i åker (scenario 6) anlegges i såkalte «dråg», forsenkninger i terrenget der overflateavrenning kan samle seg og grave i jorda med potensielt stor kraft. Effekten av dette tiltaket ble beregnet til mellom 17 og 33%, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte vannveier. Denne tiltakseffekten er usikker, ettersom kvantifisering av drågerosjon er vanskelig pga. begrenset datagrunnlag. Effekten er spesielt usikker på potet- og grønnsaksareal, der tiltaket også kan være praktisk vanskelig å gjennomføre.

Reduksjon av fosforstatus i jord, P-AL (scenario 7 og 8), reduserer tap av partikkelbundet fosfor og direkte tap av løst fosfat fra jordprofilen. Dette oppnås først og fremst gjennom redusert gjødsling med fosfor, som på lengre sikt vil få ned fosforinnholdet i jorda. Her ble det valgt å beregne effekt av å

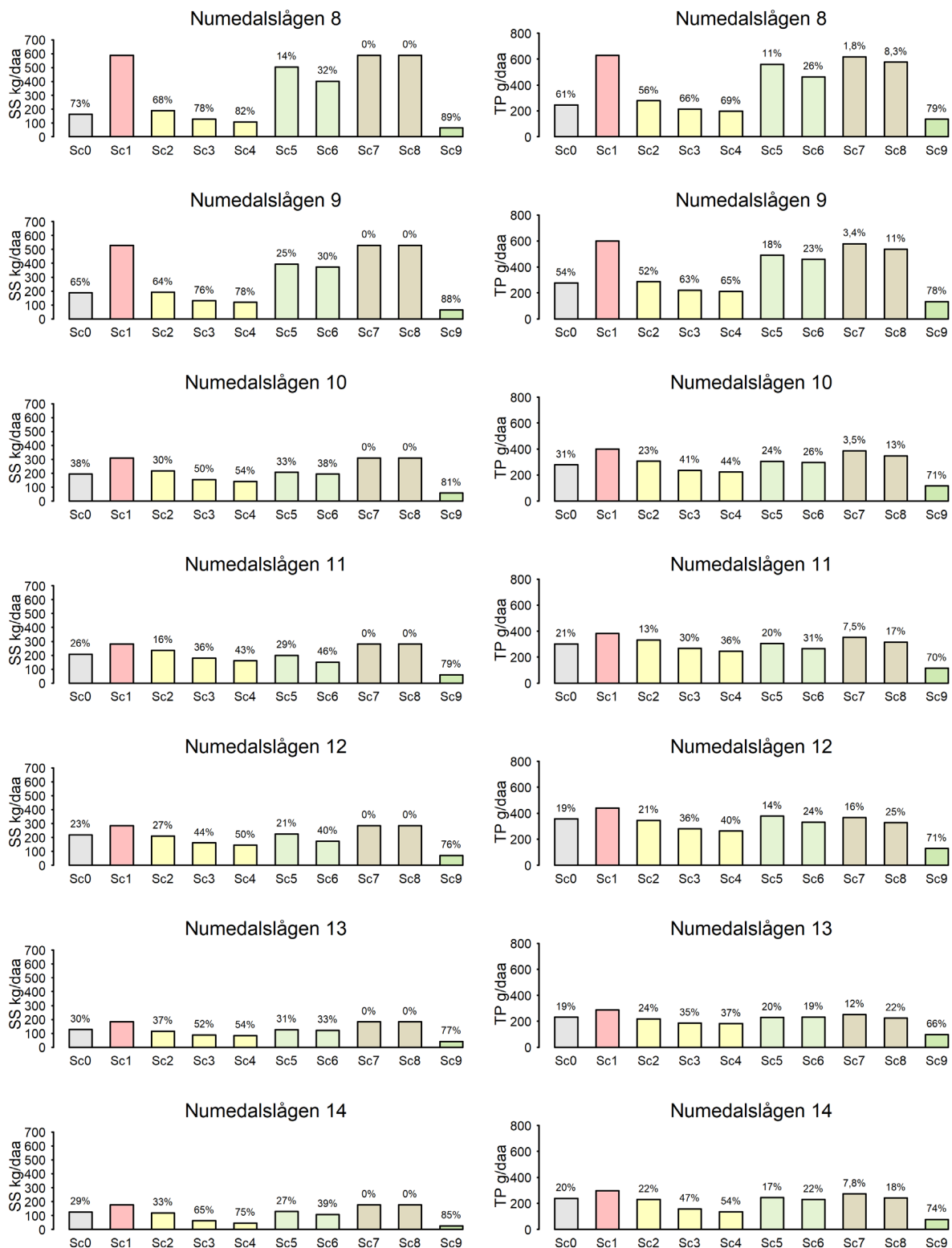
redusere P-AL til 10 eller 7 mg/100 g, på areal der disse nivåene er overskredet. Tiltakseffekten ble beregnet for alle tiltaksområdene. Den minste reduksjonen i P-AL (scenario 7) ga mindre enn 10% reduksjon i totalfosfortap i de fleste tiltaksområdene, der gjennomsnittlig P-AL i utgangspunktet var 9-12 mg/100 g. Effekten var større (12-18% reduksjon i totalfosfortap) i Numedalslågen 12, 13 og 16, der gjennomsnittlig P-AL var noe høyere (13-14 mg/100 g). Å redusere P-AL ytterligere (scenario 8), ga enda bedre effekt, inntil 34% reduksjon i totalfosfor.

En kombinasjon av tiltak vil være enda mer effektivt enn enkelttiltakene som er beskrevet over. I scenario 9 ble det beregnet effekt av å kombinere stubb på alt kornareal, grastiltak på alt åpenåkerareal (ikke i Numedalslågen 1 og 2), og P-AL redusert til 7 mg/100 g på alt areal der P-AL var høyere enn dette nivået. Effekten av dette var over 70% reduksjon i totalfosfortap i de fleste tiltaksområdene, sammenliknet med om ingen tiltak hadde vært gjennomført.

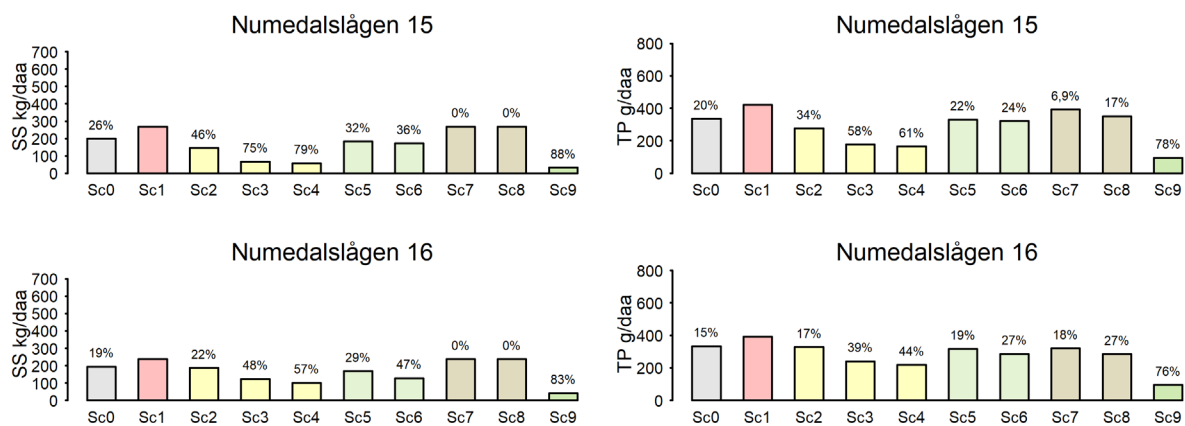
Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. I Numedalslågen 1-4 var totalfosfortapet for denne situasjonen likt eller ganske likt som for scenariet der alt kornareal var høstpløyd og ingen andre tiltak gjennomført. I de andre tiltaksområdene var det betydelig forskjell mellom scenario 0 og 1, med ca. 20-35% lavere totalfosfortap for scenario 0 enn for scenario 1. I Numedalslågen 8 og 9, var det henholdsvis 61 og 54% lavere totalfosfortap ved scenario 0, dvs. at mye tiltak var gjennomført i 2020 (rundt 80% av kornarealet overvintret i stubb; Tabell 8.7), med stor effekt på beregnet totalfosfortap. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det i de fleste tiltaksområdene burde være et stort potensial for å ytterligere redusere totalfosfortapene fra jordbruksareal i alle tiltaksområdene. I de grasdominerte tiltaksområdene (Numedalslågen 1 og 2) må det fokuseres spesielt sterkt på å få ned P-AL-nivået i jorda, mens i tiltaksområder der korndyrking er viktigere, er tiltak mot erosjon viktig i tillegg til å redusere P-AL. Potet- og grønnsaksarealene utgjør en ekstra utfordring. Aktuelle tiltak på disse arealene er, i tillegg til det som er beregnet her, f.eks. fangvekster i tidligkulturer av potet og grønnsaker, og jorddekke. Fangvekster er også aktuelt på kornareal.



Figur 8.6 Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Numedalslågen vannområde (5 scenarier i Numedalslågen 1 og 2). Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.



Figur 8.6 (fortsettelse). Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Numedalslågen vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.



Figur 8.6 (fortsettelse). Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Numedalslågen vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.

8.8.2 Tiltak mot nitrogen tap

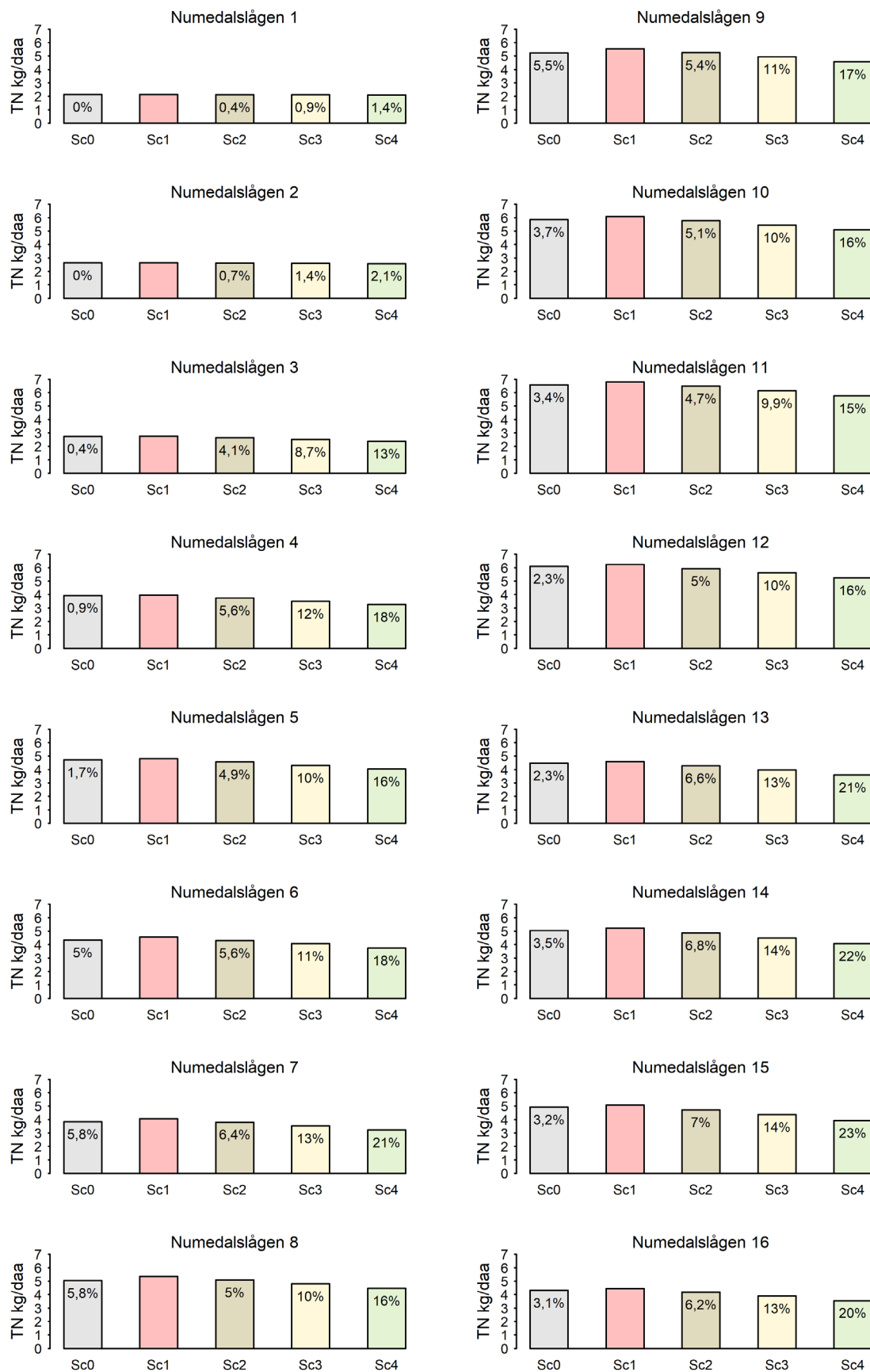
For nitrogen tap ble det beregnet effekter av fire ulike scenarier med tiltak. Resultatene er vist i Figur 8.7. I tiltaksområdene Numedalslågen 1 og 2, med stort sett svært lite kornareal, var det liten effekt av tiltakene, ettersom tiltakene kun var aktuelle på kornareal.

Scenario 2 representerer en situasjon med stubb på alt kornarealet. Når jord forstyrres og brytes opp ved jordarbeiding, øker nitrogenomsetningen i jorda. Når jordarbeidingen utsettes til våren, vil jorda ligge uforstyrret over en lengre periode, og risiko for frigjøring og utvasking av nitrogen reduseres. Beregnet effekt av scenariet var mellom 4 og 7 % reduksjon i totalnitrogentap i Numedalslågen 3-16, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd.

Scenario 3 innebærer at halvparten av kornarealet legges om til eng. Dette gir samme fordel som å utsette jordarbeiding til våren, ved at jorda ikke forstyrres om høsten, men i tillegg kan gras ta opp nitrogen utover høsten, og reduserer slik nitrogenoverskuddet som ellers kan tapes ved utvasking. Den beregnede effekten i Numedalslågen 3-16 var 9-14 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. En så omfattende omlegging av kornproduksjon til eng, vil naturlig nok ha negativ effekt på matkornproduksjon, ettersom korn erstattes med gras.

Scenario 4 innebærer at det dyrkes fangvekst på alt kornarealet. I likhet med gras, vil fangveksten kunne ta opp nitrogen fra jorda utenom vekstsesongen. Beregnet effekt av tiltaket i Numedalslågen 3-16 var 13-23 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten, og den beregnede tiltakseffekten vil kunne være for høy i områder der klima eller andre forhold medfører lite potensiale for dyrking av fangvekst. Fangvekst er også et tiltak som er aktuelt i tidligkulturer av potet og grønnsaker. Det kunne gitt en positiv effekt i tiltaksområdene der det evt. en betydelig utbredelse av slike kulturer. I seine kulturer vil ikke fangvekster kunne utvikle seg tilstrekkelig til å ha betydningsfull effekt.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. I Numedalslågen 3-16 var totalnitrogentapet beregnet for 2020, inntil 6% lavere enn totalnitrogentapet beregnet i scenario 1 med alt kornareal høstpløyd. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det er et potensiale for å redusere totalnitrogentapene fra jordbruksareal i disse tiltaksområdene mer enn det tiltaksgjennomføringen i 2020 har bidratt til.



Figur 8.7 Totalnitrogentap (kg TN/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 4 scenarier for tiltaksområdene i Numedalslågen vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2: stubb på alt kornareal; Sc3: eng i stedet for korn på 50 % av kornarealet; Sc4: fangvekst på alt kornareal.

8.9 Oppsummering

I vannområde Numedalslågen var tilførsel av totalfosfor beregnet for året 2020 ca. 74 tonn og tilførsel av totalnitrogen 1784 tonn. I de 11 sørligste tiltaksområdene bidro jordbruk og avløp med til sammen ca. 70-95% tilførslene av totalfosfor og totalnitrogen, mens i fire av de fem nordlige tiltaksområdene var dette bidraget 15-40%. I Numedalslågen 6-16 var jordbruk en viktigere kilde til totalfosfor enn avløp, mens det var motsatt i de fem nordlige tiltaksområdene. For totalnitrogen var jordbruk viktigere enn avløp i alle tiltaksområdene unntatt Numedalslågen 4.

Internt i avløpssektoren var tilførsler fra privat avløp største kilde i de fleste tiltaksområdene. Tilførsler fra kommunalt avløp utgjorde en betydelig andel av de totale tilførslene fra avløp i Numedalslågen 4, 10, 14 og 15, for både totalfosfor og totalnitrogen, og for totalnitrogen i tillegg Numedalslågen 1-3 og 7. Tilførslene fra kommunalt avløp skyldtes hovedsakelig utslipp fra renseanlegg, mens lekkasjer fra avløpsnettene kun var registrert for de tre sørligste tiltaksområdene. Tilførsler fra overløp var ikke inkludert i beregningene.

Fosfor- og nitrogentap fra jordbruksareal var et resultat av ulike faktorer knyttet til klima, terreng, jordsmonn og jordbruksdrift. I de fem nordlige tiltaksområdene var det jevnt over lavere erosjonsrisiko, mer grasdyrking og noe lavere fosforstatus i jord enn lenger sør. Her lå tap av totalfosfor per arealenhet jordbruksareal på ca. 45-96 g/daa, og tap av totalnitrogen mellom 2 og 4 kg/daa i fire av tiltaksområdene samt over 4 kg/daa i Numedalslågen 5. I Numedalslågen 6-16 var det høyere erosjonsrisiko, stort sett mer korndyrking (>25%, unntatt Numedalslågen 13 og 14), dels også mye potet og grønnsaker (særlig Numedalslågen 10-12 og 16), og høy fosforstatus i jord. I 2020 var det registrert ingen jordarbeiding om høsten på ca. 30-85% av kornarealet i disse 11 tiltaksområdene. Tap av totalfosfor per arealenhet jordbruksareal varierte her mellom ca. 220 og 360 g/daa, og totalnitrogen mellom ca. 4 og 6,5 kg/daa.

Beregnete effekter av jordbrukstiltak varierte mellom ulike tiltak og mellom tiltaksområder. Sammenliknet med høstpløying på alt kornareal, og fosforstatus i jord som i 2020, ble det beregnet over 70% reduksjon i totalfosfortap ved å kombinere ingen jordarbeiding om høsten på alt kornareal, grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier i åpen åker, og redusert fosforstatus i jord, og 13-23% reduksjon i tap av totalnitrogen ved å dyrke fangvekst på alt kornareal (forutsatt god utvikling av fangvekstene). Beregnet effekt av tiltaksgjennomføringen i 2020 var svært variabel mht. reduksjon i tap av totalfosfor, og inntil 6% reduksjon i tap av totalnitrogen, sammenliknet med høstpløying på alt kornareal. Samlet antyder tallene at det er betydelig potensiale for å redusere både fosfor- og nitrogentap fra jordbruksarealene.

9 Resultater for vannområde Randsfjorden

9.1 Om vannområdet

Vannområdet Randsfjorden (3700 km²) har areal hovedsakelig i kommunene Etnedal, Nordre Land, Søndre Land, Gran, Lunner og Jevnaker, samt litt areal i randkommuner i Innlandet, Akershus og Buskerud. I den sørlige delen av vannområdet ligger den langstrakte Randsfjorden, Norges fjerde største innsjø. De største tilløpselvene til innsjøen i nord, er Dokka, som har opphav i fjellområdene i Gausdal og Fron, og Etna, som har opphav delvis i Valdreskommunene og delvis i Nordre Land. Sørøver kommer en rekke sideelver inn i Randsfjorden. Ved Jevnaker har Randsfjorden sitt utløp i Randselva, som fortsetter ut i Tyrifjorden. I den sørlige delen av vannområdet, som kalles Hadeland, er det mange små kransalgesjøer, som er en sjelden, sårbar og truet naturtype.

Vannområdet er delt opp i 14 tiltaksområder (Figur 9.1):

- Randsfjorden 1: Etne til samløp med Skjenangselvi og Åfeta
- Randsfjorden 2: Dokka til utløp i Dokkvatnet
- Randsfjorden 3: Dokka og Synna
- Randsfjorden 4: Etna og Leppa
- Randsfjorden 5: Dokka fra samløp med Synna til samløp med Etna
- Randsfjorden 6: Randsfjorden fra samløp Etna-Dokka til utløp Austre Bjonelva
- Randsfjorden 7: Randsfjorden fra utløp Austre Bjonelva til utløp i Randselva
- Randsfjorden 8: Utløp Vigga til Bjertnestangen
- Randsfjorden 9: Vigga
- Randsfjorden 10: Sløvikelva
- Randsfjorden 11: Moselva til Bjertnestangen
- Randsfjorden 12: Askjumelva
- Randsfjorden 13: Grymyrbekken
- Randsfjorden 14: Sløvikbekken

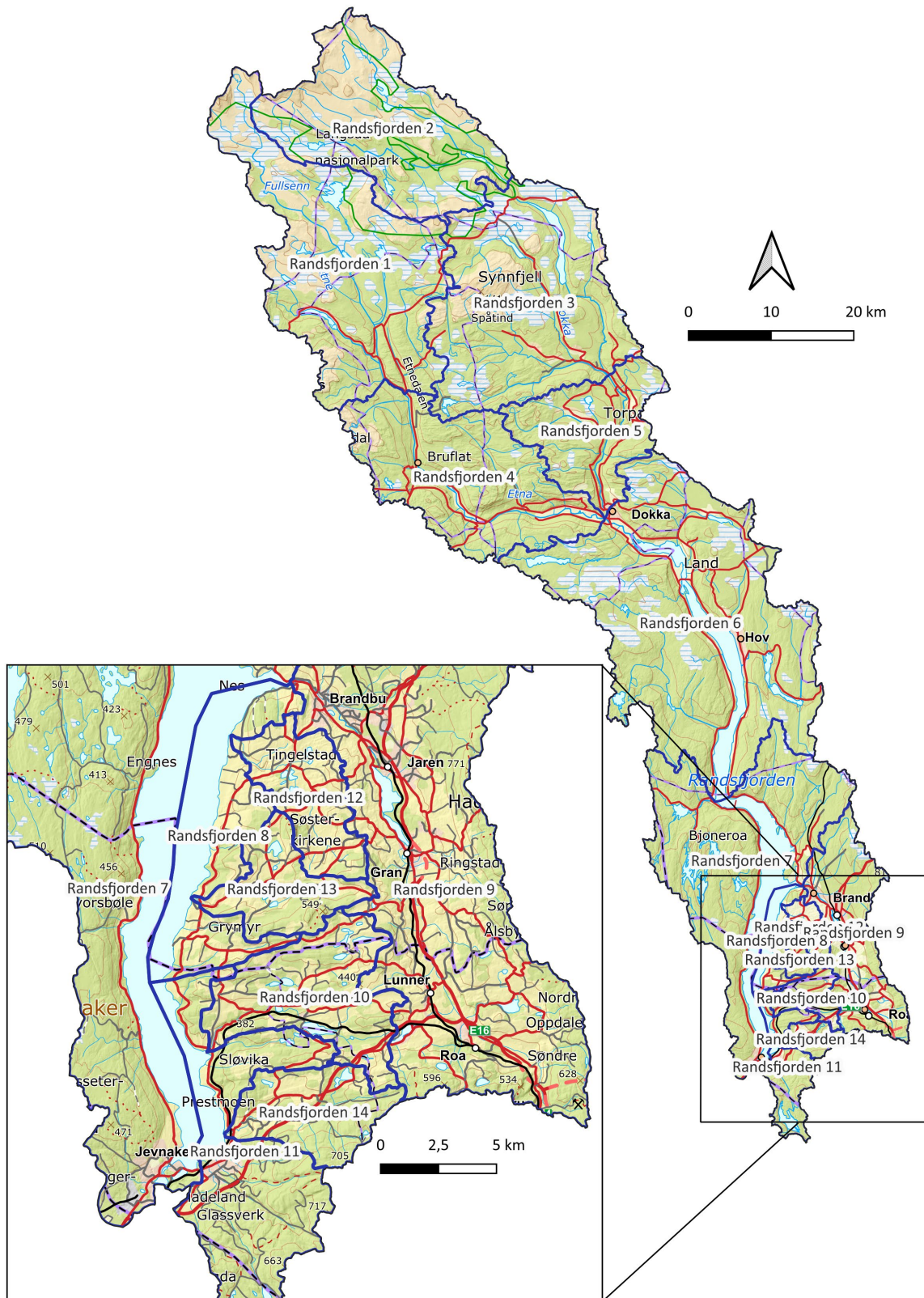
Tiltaksområdene i store deler av vannområdet (Randsfjorden 1-7) har mye skog, åpen fastmark og myr, og stort sett liten andel jordbruksareal (Tabell 9.1). I dette området utgjør areal med bebyggelse og samferdsel størst andel i Randsfjorden 5, 6 og 7, med Dokka, Hov og Jevnaker som største tettsteder. I den sørøstlige delen av vannområdet (Randsfjorden 8-14) er det mye jordbruksareal, med størst andel i Randsfjorden 12, 10 og 13 (hhv. 67 %, 36 og 33 % dyrka mark og innmarksbeite). Det er også relativt mye areal med bebyggelse og samferdsel i Randsfjorden 9 (8%) og 12 (6,3%). Viktige tettsteder i den sørøstlige delen er Brandbu/Jaren, Gran/Ringstad, Lunner og Roa (Randsfjorden 9) og Jevnaker (Randsfjorden 11).

Både utmarks- og jordbruksareal ligger på hovedsakelig avsetninger av morene og forvittringsmateriale. Disse løsmassene er overveiende relativt leirholdige og klassifisert som sandig lettleire eller lettleire. Det forekommer også noe torv-, elve- og breelvavsetninger i vannområdet.

Totalt for vannområdet er det på dyrka mark ca. 60 % eng og 40 % korn. I den nordlige delen av vannområdet (Randsfjorden 1-5) dyrkes det eng på over 90 % av arealene med dyrka mark, og i tillegg er det stor andel areal med innmarksbeite i tiltaksområdene Randsfjorden 1 (ca. 40 % av totalt jordbruksareal) og Randsfjorden 2 (100 %). Eng dominerer også i Randsfjorden 6-7 og 13-14. Åpen åker utgjør mer enn 50 % av dyrka mark i Randsfjorden 8-12, og det dyrkes mest korn og oljevekster på disse arealene, men også noe potet og grønnsaker.

Tabell 9.1 Arealbruk i tiltaksområdene i Randsfjorden vannområde (%) (fra NIBIOs AR5-kart).

Tiltaksområde	Bebyggelse	Samferdsel	Dyrka jord	Innmarks-beite	Skog	Åpen fastmark	Myr	Ferskvann	Ikke kartlagt	Areal km ²
Randsfjorden 1	0,3	0,4	1,7	1,2	45	27	16	4,9	3,8	554
Randsfjorden 2	0,0	0,0	0,0	0,2	27	33	14	4,6	20	408
Randsfjorden 3	0,4	0,5	2,2	0,9	58	16	16	5,0	1,3	520
Randsfjorden 4	0,7	0,7	3,9	0,9	81	4,6	5,7	2,9		373
Randsfjorden 5	1,2	0,7	6,3	1,4	81	0,7	6,8	2,0		201
Randsfjorden 6	1,1	0,7	4,0	0,8	74	0,6	9,1	9,4		804
Randsfjorden 7	0,9	0,5	2,3	0,4	71	0,4	5,7	19		453
Randsfjorden 8	2,4	0,8	25	1,6	25	0,8	0,0	45		41
Randsfjorden 9	6,2	1,8	26	3,3	56	2,2	2,9	1,7		180
Randsfjorden 10	3,4	1,3	36	6,3	45	2,0	1,3	4,8		35
Randsfjorden 11	1,7	0,8	8,6	1,0	69	0,5	3,6	15		67
Randsfjorden 12	5,8	1,5	60	6,8	21	2,4	0,1	2,6		21
Randsfjorden 13	3,4	1,1	33	6,3	51	2,1	0,8	2,6		19
Randsfjorden 14	3,8	1,2	18	4,6	67	1,5	2,2	2,1		22

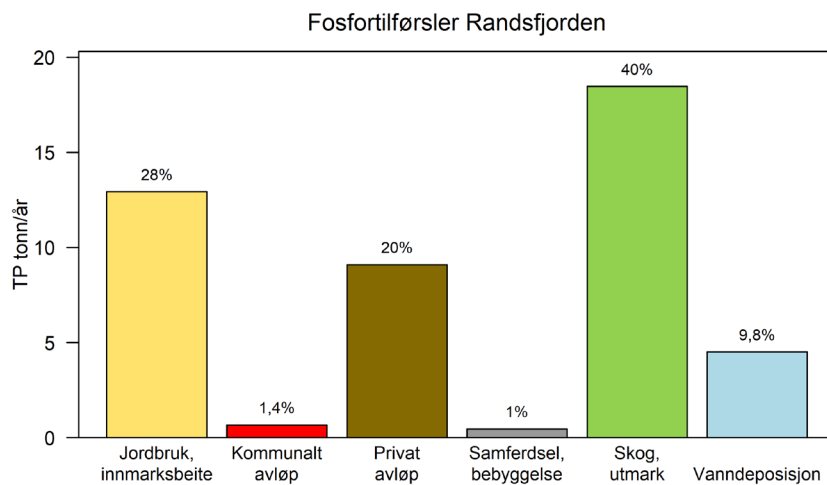


Figur 9.1 Tiltaksområdene i vannområde Randsfjorden.

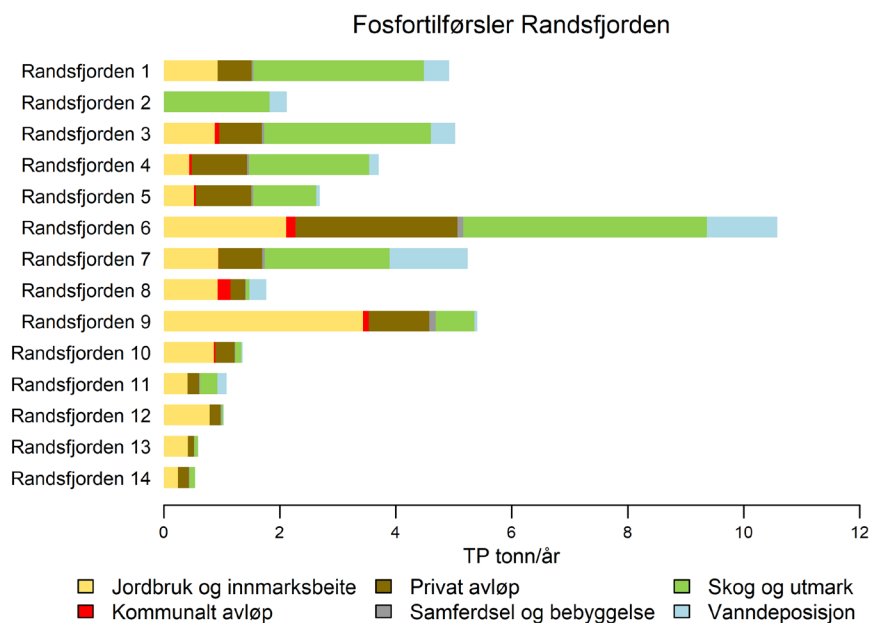
9.2 Kilderegnskap for fosfor

I Randsfjorden vannområde var de største kildene til fosfortilførsler skog og utmark (40%) og jordbruk (28%), mens privat avløp bidro med 20% og kommunalt avløp med 1,4% (Figur 9.2).

I Randsfjorden vannområde kom størst andel av tilførslene av totalfosfor fra jordbruk i tiltaksområdene Randsfjorden 8 – 14 (38 - 77% av de totale fosfortilførslene) (Tabell 9.2). Jordbruk bidro mest i Randsfjorden 12 (77%) som også hadde høyest andel jordbruksareal (67% av arealbruk, Tabell 9.1). I de øvrige tiltaksområdene var skog og utmark den største kilden til totalfosfor (40 – 86% av de totale tilførslene). Kommunalt avløp var den største kilden i Randsfjorden 8 (12% av de totale tilførslene) pga. utslipp fra Brandbu og Grymyr renseanlegg. Privat avløp bidro mest i Randsfjorden 5 og 14 (35% av de totale tilførslene).



Figur 9.2 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) i vannområde Randsfjorden fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanddeposisjon).



Figur 9.3 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Randsfjorden.

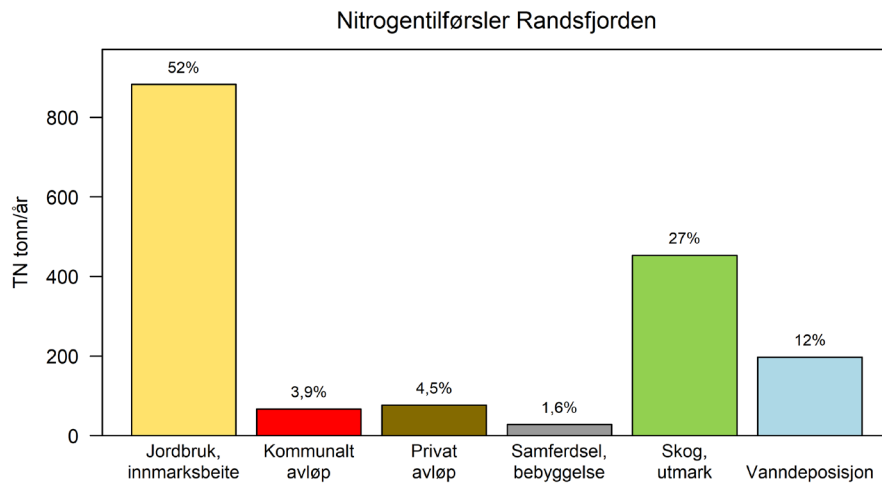
Tabell 9.2 Tilførsler av totalfosfor (kg TP/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Randsfjorden.

Tiltaksområde	Jordbruk, innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vandeposisjon
Randsfjorden 1	930	0	588	28	2 940	434
Randsfjorden 2	0			1,4	1 821	302
Randsfjorden 3	887	71	736	35	2 879	417
Randsfjorden 4	443	42	953	39	2 062	170
Randsfjorden 5	523	33	956	29	1 091	64
Randsfjorden 6	2 109	161	2 791	104	4 199	1 215
Randsfjorden 7	939	6,4	751	49	2 152	1 346
Randsfjorden 8	932	220	253	9,7	64	295
Randsfjorden 9	3 436	97	1 046	108	671	50
Randsfjorden 10	862	33	326	13	102	27
Randsfjorden 11	416		199	13	300	159
Randsfjorden 12	794		192	12	30	9,0
Randsfjorden 13	418		107	6,4	61	7,8
Randsfjorden 14	245		192	8,1	92	7,1
Randsfjorden	12 934	663	9 089	454	18 464	4 504

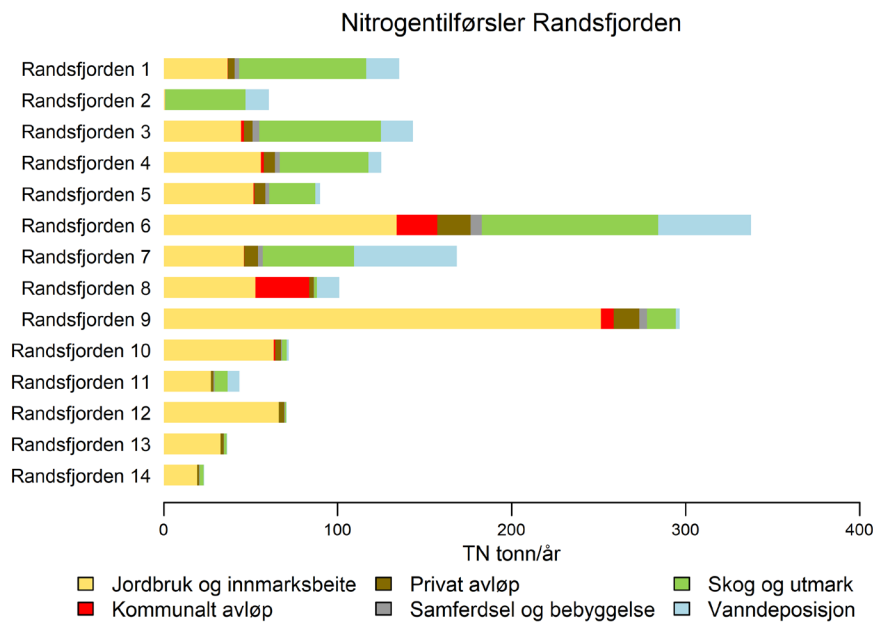
9.3 Kilderegnskap for nitrogen

De største kildene til nitrogentilførsler i Randsfjorden var ifølge kilderegnskapet jordbruk (52%) og skog og utmark (27%), etterfulgt av vandeposisjon (12%), privat avløp (4,5%), kommunalt avløp (3,9%) og samferdsel og bebyggelse (1,6%) (Figur 9.4).

Ifølge kilderegnskapet var jordbruk den største kilden til totalnitrogenet i tiltaksområdene Randsfjorden 4 – 6 og Randsfjorden 8 – 14, som varierte mellom 19 tonn totalnitrogen per år (82% av de totale nitrogentilførslene) i Randsfjorden 14 og 251 tonn totalnitrogen per år i Randsfjorden 9 (85% av de totale tilførslene) (Tabell 9.3 og Figur 9.5). I andre tiltaksområdene var skog, utmark og vandeposisjon de største kildene til totalnitrogenet. I tiltaksområde Randsfjorden 6, som er det største tiltaksområde, bidro jordbruk med 134 tonn totalnitrogen per år (40% av de totale tilførslene), kommunalt avløp med 23 tonn totalnitrogen per år (7% av de totale tilførslene), privat avløp med 19 tonn totalnitrogen per år (6% av de totale tilførslene) og samferdsel og bebyggelse med 6,4 tonn totalnitrogen per år. Utslipp fra kommunalt avløp var høyest i Randsfjorden 8 (31% av de totale tilførslene) pga. flere renseanlegg i tiltaksområdet (Brandbu og Grymyr). Utslipp fra privat avløp var størst i Randsfjorden 5 (7% av de totale tilførslene) og Randsfjorden 6 (6%).



Figur 9.4 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) i vannområde Randsfjorden fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeposisjon).



Figur 9.5 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Randsfjorden.

Tabell 9.3 Tilførsler av totalnitrogen (kg TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Randsfjorden.

Tiltaksområde	Jordbruk og innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeposisjon
Randsfjorden 1	36 738	184	3 910	2 635	72 926	18 991
Randsfjorden 2	973			189	45 968	13 223
Randsfjorden 3	44 350	1 782	4 906	3 958	69 953	18 263
Randsfjorden 4	55 976	1 537	6 378	2 868	50 924	7 453
Randsfjorden 5	51 720	517	6 371	2 050	26 630	2 787
Randsfjorden 6	133 767	23 496	19 171	6 435	101 435	53 166
Randsfjorden 7	46 145	252	7 764	2 831	52 561	58 888
Randsfjorden 8	52 812	30 931	2 494	287	1 599	12 910
Randsfjorden 9	251 259	7 503	14 544	4 443	16 611	2 192
Randsfjorden 10	63 249	907	3 458	522	2 557	1 190
Randsfjorden 11	27 302		1 332	685	7 383	6 935
Randsfjorden 12	66 207		3 161	229	762	394
Randsfjorden 13	32 849		1 635	239	1 517	340
Randsfjorden 14	19 167		1 280	372	2 291	312
Randsfjorden	882 512	67 110	76 405	27 744	453 117	197 043

9.4 Tilførsler fra privat avløp

I Randsfjorden vannområde hadde tiltaksområde Randsfjorden 6 de største utslippene fra privat avløp (2,8 tonn totalfosfor per år og 19 tonn totalnitrogen per år), etterfulgt av Randsfjorden 9 (1,0 tonn totalfosfor per år og 14,5 tonn totalnitrogen per år) (Tabell 9.4). Totalt utslipp fra privat avløp i Randsfjorden utgjorde 9,1 tonn totalfosfor per år og 76 tonn totalnitrogen per år.

Tabell 9.4 Utslipp av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra privat avløp for tiltaksområdene i vannområdet Randsfjorden.

Tiltaksområde	Utslipp kg TP/år	Utslipp kg TN/år
Randsfjorden 1	588	3 910
Randsfjorden 2		
Randsfjorden 3	736	4 906
Randsfjorden 4	953	6 378
Randsfjorden 5	956	6 371
Randsfjorden 6	2 791	19 171
Randsfjorden 7	751	7 764
Randsfjorden 8	253	2 494
Randsfjorden 9	1 046	14 544
Randsfjorden 10	326	3 458
Randsfjorden 11	199	1 332
Randsfjorden 12	192	3 161
Randsfjorden 13	107	1 635
Randsfjorden 14	192	1 280

9.5 Tilførsler fra kommunalt avløp

Utslipp av totalfosfor og totalnitrogen fra kommunalt avløp var høyest i Randsfjorden 8, pga. utslipp fra renseanlegg (Brandbu og Grymyr). Utslipp fra renseanlegg bidro betydelig til totalfosfor- og totalnitrogentilførslene i tiltaksområdene Randsfjorden 6 (Dokka, Hov og flere renseanlegg) og Randsfjorden 9 (Volla renseanlegg). Utslipp fra lekkasjer fra kommunalt avløpsnett var høyest i Randsfjorden 3 (54 kg totalfosfor per år og 358 kg totalnitrogen per år) (Tabell 9.5). Noen tiltaksområder hadde ikke kommunalt avløpsnett eller kommunale renseanlegg.

Tabell 9.5 Lekkasje av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra kommunalt avløpsnett per tiltaksområde, utslipp av totalfosfor og totalnitrogen fra kommunale renseanlegg, og totale tilførsler fra kommunalt avløp.

Tiltaksområde	Lekkasje kg TP/år	Lekkasje kg TN/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TP/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TN/år	Sum tilførsel kg TP/år	Sum tilførsel kg TN/år
Randsfjorden 1				184		184
Randsfjorden 3	54	358	17	1424	71	1782
Randsfjorden 4	7,2	48	35	1489	42	1537
Randsfjorden 5	19	123	14	394	33	517
Randsfjorden 6	21	139	140	23357	161	23496
Randsfjorden 7			6,4	252	6,4	252
Randsfjorden 8			220	30931	220	30931
Randsfjorden 9			97	7503	97	7503
Randsfjorden 10			33	907	33	907

9.6 Tilførsler fra jordbruk

Jord- og fosfortap fra jordbruksarealene henger sammen med erosjonsrisiko, drift og fosforstatus i jord (P-AL) på arealene (Tabell 9.6 og Tabell 9.7). Lav erosjonsrisiko og avrenning, drift som medfører at jorda ikke jordarbeides om høsten (gras, stubb) og lav P-AL gir redusert risiko for jord- og fosfortap sammenliknet med høyere erosjonsrisiko og avrenning, jordarbeiding om høsten (høstpløying, potet og grønnsaker) og høyere P-AL. Nitrogentapene henger sammen med driften, der korndyrking med overvintring i stubb, fangvekst og grasdyrking gir redusert risiko for nitrogentap. Avrenningsmengde (overflate- og grøfteavrenning, se også avsnitt 2.3.2.2) og jordtype har også betydelig effekt på beregnet nitrogentap, med høyere tap der det er mye avrenning og lette jordarter (sand, lettleire). Nitrogenoverskudd i jorda (N-balanse, dvs. N tatt opp i avling minus N tilført med gjødsel) har også noe betydning, men N-balansen er høyst usikker pga. lav romlig oppløsning på dataene som trengs for å beregne den.

Tabell 9.6 Andel av jordbruksareal med leir- og siltjord, og organisk jord, og andel av jordbruksareal med stor og svært stor erosjonsrisiko (ER 3-4) *, og gjennomsnittsverdier for risiko for flate- og drågerosjon (ERK) **, årsavrenning og fosforstatus i jord (P-AL).

Tiltaksområde	Leirjord + siltjord (%)	Organisk jord (%)	ER 3-4 (%)	ERK (kg SS/daa/år)	Avrenning (mm/år)	P-AL (mg/100 g)
Randsfjorden 1	30	18	13	59	586	11
Randsfjorden 3	0	38	14	71	584	9
Randsfjorden 4	0	0	16	76	442	6
Randsfjorden 5	0	0	8	80	505	7
Randsfjorden 6	23	2	2	39	460	10
Randsfjorden 7	25	4	0	58	376	12
Randsfjorden 8	7	3	0	30	419	13
Randsfjorden 9	5	6	0	26	462	12
Randsfjorden 10	1	7	0	13	434	13
Randsfjorden 11	26	5	0	23	450	10
Randsfjorden 12	1	13	0	12	419	13
Randsfjorden 13	2	7	0	17	419	13
Randsfjorden 14	8	5	1	19	471	11

* Jf. erosjonsrisikoklassene i NIBIOs erosjonsrisikokart eller AGRITIL (Randsfjorden 1 og 3-5), som inkluderer flate- og rilleerosjon, samt jordtap gjennom drenerør. ** «Erosjonsrisiko» som inkluderer både flate-, rille- og drågerosjon, samt jordtap gjennom drenerør. * og ** gjelder under forutsetning om vårkorn med høstpløying på alt areal.

Tabell 9.7 Arealfordeling av jordbruksvekster fordelt på hovedkategoriene eng, frukt og bær, vårkorn og oljevekster med overvintring i stubb, vårkorn og oljevekster med jordbearbeiding om høsten, grønnsaker og potet, og fangvekst*.

Tiltaksområde	Eng (%)	Frukt og bær (%)	Stubb (%)	Jordarbeiding høst (%)	Grønnsaker og potet (%)	Fangvekst (%)
Randsfjorden 1	99 %	0 %	0 %	1 %	0 %	0 %
Randsfjorden 3	94 %	0 %	0 %	6 %	0 %	0 %
Randsfjorden 4	93 %	0 %	0 %	7 %	0 %	0 %
Randsfjorden 5	94 %	0 %	0 %	6 %	0 %	0 %
Randsfjorden 6	70 %	0 %	16 %	14 %	0 %	0 %
Randsfjorden 7	51 %	1 %	21 %	25 %	1 %	0 %
Randsfjorden 8	31 %	0 %	18 %	45 %	6 %	1 %
Randsfjorden 9	45 %	0 %	23 %	30 %	1 %	1 %
Randsfjorden 10	45 %	0 %	19 %	35 %	1 %	0 %
Randsfjorden 11	38 %	3 %	20 %	37 %	2 %	0 %
Randsfjorden 12	35 %	0 %	19 %	40 %	5 %	1 %
Randsfjorden 13	60 %	0 %	8 %	31 %	1 %	1 %
Randsfjorden 14	69 %	0 %	9 %	21 %	0 %	1 %

* Fangvekst vil i hovedsak forekomme på samme areal som der det er stubb, men kan også forekomme på potet- og grønnsaksareal.

Beregnet jordtap per arealenhet var lavt i alle tiltaksområdene i Randsfjorden, mellom ca. 10 og 30 kg/daa/år (Tabell 9.8). Det skyldes at de fleste tiltaksområdene har en relativt lav «total» erosjonsrisiko (Tabell 9.6). Der erosjonsrisikoen er litt høyere, i de nordlige tiltaksområdene Randsfjorden 1-7, var det i 2020 50-70 % eng på arealene i Randsfjorden 6-7 og på over 90 % av arealet i Randsfjorden 1-5 (Tabell 9.7). Gras beskytter godt mot erosjon. I den sørlige delen av

vannområdet, der erosjonsrisikoen var lavere, var det også betydelig engareal (30-70 %; Tabell 9.7), så mye av arealene her var også godt beskyttet mot erosjon av den grunn. I tiltaksområdene der andel åpen åker var størst i 2020 (Randsfjorden 8-12), var det betydelig mer areal som var jordarbeidet om høsten enn som overvintret i stubb (Tabell 9.7). Beregnet tap av totalfosfor varierte mellom 25 og 85 g/daa/år (Tabell 9.8). Tapet av totalfosfor var lavest i de to tiltaksområdene der P-AL var lavest (Randsfjorden 4 og 5), mens totalfosfortapet var høyest der jordtapet var høyest og P-AL samtidig høy (Randsfjorden 7-9).

Løst fosfat utgjorde mellom ca. 10 og 45 % av totalfosfortapet. Andelen løst fosfat, og mengde i g/daa/år, var lavest i de to tiltaksområdene med lavest P-AL (Randsfjorden 4 og 5). Mengden tap av løst fosfat var relativt lik i resten av tiltaksområdene, rundt 20 g/daa/år (Tabell 9.8). Løst fosfat er direkte biotilgjengelig for vannlevende organismer, mens partikkelbundet fosfor kan løses ut i vann på sikt.

Beregnet tap av totalnitrogen var lavest i Randsfjorden 2, der det kun var litt beiteareal og ikke noe dyrka mark, og ellers mellom ca. 2 og 5 kg/daa/år (Tabell 9.8). Totalnitrogentapet var jevnt over lavere (under 4 kg/daa/år) i den nordlige delen av vannområdet enn i den sørlige delen. Hovedårsaken til det var at det var større andel eng og beite i nord enn i sør (Tabell 9.7).

Tabell 9.8 Jordtap (SS), fosfortap (P) og nitrogentap (N) fra jordbruksareal for tiltaksområdene og for hele vannområde Randsfjorden.

Tiltaksområde	SS tonn/år	SS kg/daa	TP kg/år	TP g/daa	PO ₄ -P kg/år	PO ₄ -P g/daa	TN kg/år	TN kg/daa
Randsfjorden 1	165	9	930	51	415	23	36 738	2,3
Randsfjorden 2	-	-	-	-	-	-	973	1,3
Randsfjorden 3	207	13	887	55	349	22	44 350	2,8
Randsfjorden 4	161	9	443	25	37	2	55 976	3,1
Randsfjorden 5	170	11	523	34	103	7	51 720	3,4
Randsfjorden 6	589	18	2 109	55	653	17	133 767	3,5
Randsfjorden 7	297	29	939	78	290	24	46 145	3,8
Randsfjorden 8	286	28	932	85	299	27	52 812	4,8
Randsfjorden 9	915	20	3 436	66	1 168	22	251 259	4,8
Randsfjorden 10	160	13	862	59	325	22	63 249	4,3
Randsfjorden 11	125	22	416	64	129	20	27 302	4,2
Randsfjorden 12	170	13	794	56	276	19	66 207	4,7
Randsfjorden 13	75	12	418	56	164	22	32 849	4,4
Randsfjorden 14	48	12	245	50	96	20	19 167	3,9

9.7 Tilførsler fra andre kilder

Tilførsler fra arealer i kategorien «andre kilder» kommer i hovedsak fra skog og utmark (skog, myr og fjell). I hele vannområdet bidro «andre kilder» med 51% av tilførslene av totalfosfor og 40% av tilførslene av totalnitrogen. Det var beregnet høyest tilførsel av totalfosfor og totalnitrogen fra disse kildene i Randsfjorden 2 (100% av totale tilførsler av totalfosfor og 98% av totale tilførsler av totalnitrogen i tiltaksområdet), som skyldes at nesten hele arealet er skog, utmark og vann.

Tilførsel av totalfosfor og løst fosfat (som er direkte biotilgjengelig) fra samferdsel og bebyggelse var høyest i Randsfjorden 9 (Tabell 9.9). Dette skyldes at det i dette tiltaksområdet er store tilførsler av biotilgjengelig fosfor fra tette flater (samferdsel og bebyggelse) fra tettsteder i tiltaksområder (kap.

9.1). Tilførsler av totalnitrogen fra samferdsel og bebyggelse var høyest i Randsfjorden 6 og utgjorde 2% av de totale nitrogentilførslene.

Tabell 9.9 Utslipp av totalfosfor (TP), biotilgjengelig fosfor (PO4-P) og totalnitrogen (TN) fra andre kilder i Randsfjorden vannområde.

Tiltaksområde	Samferdsel og bebyggelse			Skog og utmark		
	TP kg/år	PO4-P kg/år	TN kg/år	TP kg/år	PO4-P kg/år	TN kg/år
Randsfjorden 1	28	9,3	2 635	2 940	294	72 926
Randsfjorden 2	1,4	0,5	189	1 821	182	45 968
Randsfjorden 3	35	11	3 958	2 879	288	69 953
Randsfjorden 4	39	13	2 868	2 062	206	50 924
Randsfjorden 5	29	9,7	2 050	1 091	109	26 630
Randsfjorden 6	104	34	6 435	4 199	420	101 435
Randsfjorden 7	49	16	2 831	2 152	215	52 561
Randsfjorden 8	9,7	3,2	287	64	6,4	1 599
Randsfjorden 9	108	36	4 443	671	67	16 611
Randsfjorden 10	13	4,1	522	102	10	2 557
Randsfjorden 11	13	4,1	685	300	30	7 383
Randsfjorden 12	12	3,9	229	30	3,0	762
Randsfjorden 13	6,4	2,1	239	61	6,1	1 517
Randsfjorden 14	8,1	2,7	372	92	9,2	2 291

9.8 Tiltakseffekter på jordbruksavrenning

Det er beregnet effekter av ulike scenarier med tiltak for å redusere tap av jordpartikler, fosfor og nitrogen fra jordbruksareal. Sammenlikningsgrunnlaget er vekstfordeling slik den var i 2020, med høstpløying på alt kornareal. Dette gir et bilde av maksimal forventet effekt av tiltakene, forutsatt gjeldende vekstfordeling. I enkeltår (her representert ved 2020) og i de enkelte tiltaksområdene, vil deler av tiltakseffekten allerede være tatt ut, avhengig av hvor stor tiltaksgjennomføring det har vært. Dette reflekteres i scenario 0 «faktisk drift».

9.8.1 Tiltak mot jord- og fosfortap

For jord- og fosfortap ble det beregnet effekter av ni ulike scenarier i Randsfjorden 6-14: åtte med enkelttiltak, og ett med kombinasjon av flere tiltak, og fem scenarier i Randsfjorden 1-5: fire med enkelttiltak og ett med kombinasjon av flere tiltak. Resultatene er vist i Figur 9.7. Herunder omtales kun tiltakseffektene for totalfosfor. Effekten på jordpartikler er som vist i Figur 9.7, høyere enn effekten på totalfosfor, som skyldes anrikning av fosfor på partiklene (anrikning øker med avtakende jordtap). Alle tiltakene har effekt på både partikkelbundet fosfor og løst fosfat (direkte biotilgjengelig fosfor).

Scenario 2-4, stubb på kornareal, innebærer at areal med korn, oljevekster og andre ettårige vekster (unntatt potet og grønnsaker) ikke blir pløyd eller harvet om høsten, og halmstubben blir stående. Høstkorn og andre høstsådde vekster forutsettes direktesådd, mens der det skal dyrkes vårkorn eller andre vårsådde vekster, blir det pløyd og/eller harvet først til våren, evt. direktesådd om våren. På denne måten blir jorda minst mulig forstyrret og mest mulig beskyttet mot avrenning og erosjon utenom vekstsesongen. Scenario 2 forutsetter at tiltaket kun gjennomføres der det er høyest erosjonsrisiko (erosjonsrisikoklasse 3-4). Dette scenariet ga minimal til ingen reduksjon i totalfosfortap i alle tiltaksområdene der scenariet ble beregnet (Randsfjorden 6-14), sammenliknet

med om alt kornarealet var høstpløyd, ettersom det er svært lite areal som er klassifisert med stor til svært stor erosjonsrisiko. Der det er lite areal i høye erosjonsrisikoklasser, kan det fortsatt være et stort areal som jordarbeides om høsten og i sum bidrar med betydelig jord- og fosfortap. Jo større areal tiltaket omfatter, jo større blir effekten. Å utvide tiltaket til å gjelde også i erosjonsrisikoklasse 2 (scenario 3) eller alt kornareal (scenario 4), ga derfor økt tiltakseffekt sammenliknet med scenario 2. Scenario 4 ga 31-41% reduksjon i totalfosfortap sammenliknet med om alt kornareal var høstpløyd i Randsfjorden 6-14, 10-20% reduksjon i Randsfjorden 3-5 (mye engareal), og kun 1% reduksjon i Randsfjorden 1 (minimalt kornareal). I et par av tiltaksområdene var det en del potet- og grønnsaksareal i 2020 (størst andel i Randsfjorden 8 og 12). Potet- og grønnsaksproduksjon kan ha særlig høye fosfortap pga. at disse kulturene er enda mer erosjonsutsatte enn høstpløyd kornareal, og jorda er ofte ekstra fosforrik pga. kraftig fosforgjødsling. Disse arealene ble ikke berørt av tiltakene i scenario 2-4.

Grasdekke er enda mer effektivt enn stubb i å hindre erosjon, men grasdekke som tiltak må begrenses arealmessig for å opprettholde produksjon av matvekster som korn, potet og grønnsaker. Scenario 5 og 6 representerer aktuelle grastiltak på alt areal med åpen åker (korn/oljevekster, potet og grønnsaker):

Grasdekte kantsoner i åker (scenario 5, seks meter bred kantsoner) anlegges langs alle elver og innsjøer. Tiltakets viktigste effekt er å bremse overflateavrenning og fremme infiltrasjon av vann i jorda, slik at jordpartikler og partikkelbundne næringsstoffer fanges opp og i mindre grad når fram til åpent vann. Tiltaket har ingen effekt på partikler som tapes gjennom grøftesystemene. Effekten av tiltaket ble beregnet til mellom 19 og 28% reduksjon i totalfosfortap, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte kantsoner. Tiltakseffekten er usikker bl.a. fordi det på denne skalaen er vanskelig å definere nøyaktig hvor stort areal som blir påvirket av grasdekte kantsoner.

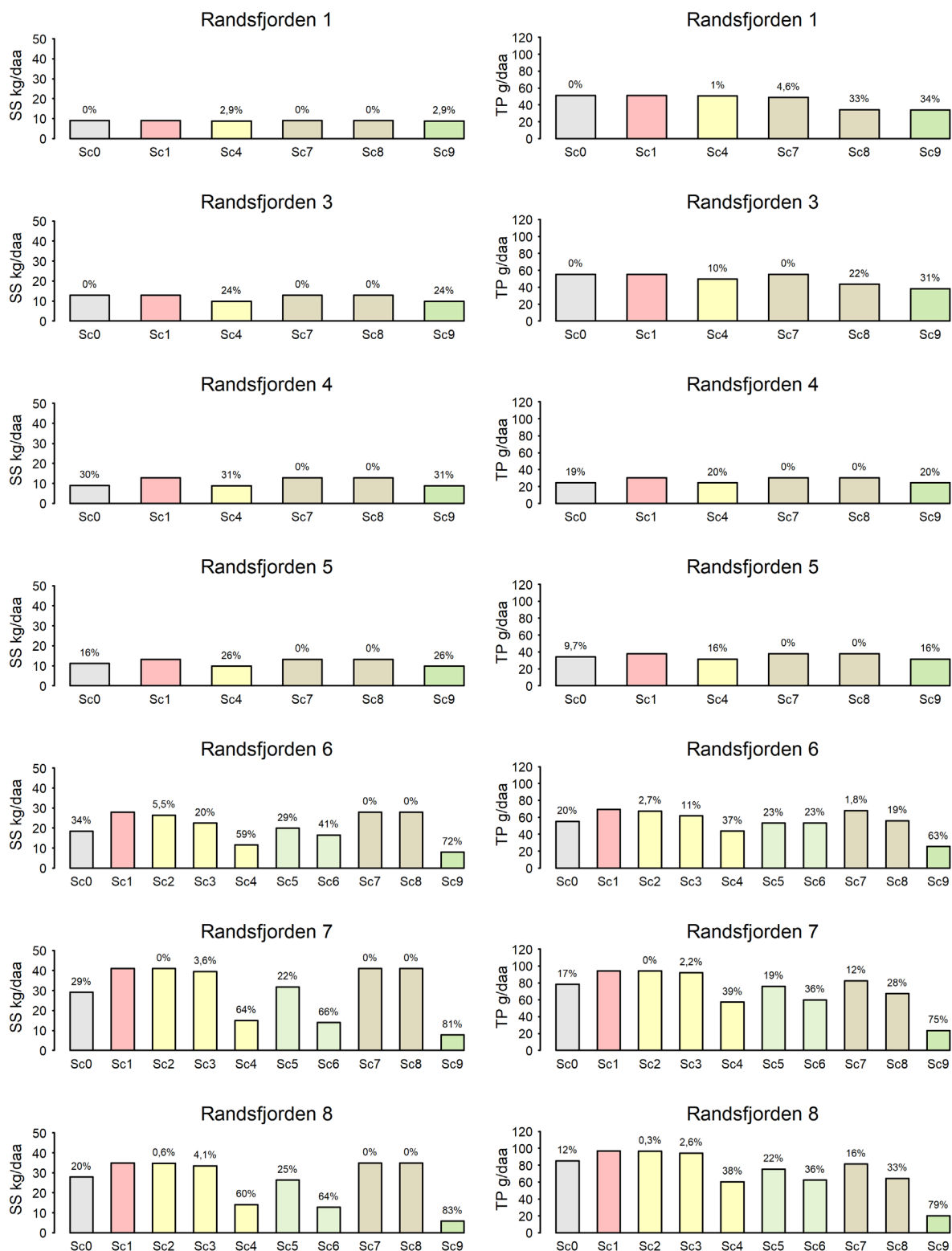
Grasdekte vannveier i åker (scenario 6) anlegges i såkalte «dråg», forsenkninger i terrenget der overflateavrenning kan samle seg og grave i jorda med potensielt stor kraft. Effekten av dette tiltaket ble beregnet til mellom 19 og 36%, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte vannveier. Denne tiltakseffekten er usikker, ettersom kvantifisering av drågerosjon er vanskelig pga. begrenset datagrunnlag. Effekten er spesielt usikker på potet- og grønnsaksareal, der tiltaket også kan være praktisk vanskelig å gjennomføre.

Reduksjon av fosforstatus i jord, P-AL (scenario 7 og 8), reduserer tap av partikkelbundet fosfor og direkte tap av løst fosfat fra jordprofilen. Dette oppnås først og fremst gjennom redusert gjødsling med fosfor, som på lengre sikt vil få ned fosforinnholdet i jorda. Her ble det valgt å beregne effekt av å redusere P-AL til 10 eller 7 mg/100 g, på areal der disse nivåene er overskredet. Tiltakseffekten ble beregnet for alle tiltaksområdene. Den minste reduksjonen i P-AL (scenario 7) ga mindre enn 10% reduksjon i totalfosfortap i Randsfjorden 1-6, 11 og 14, der gjennomsnittlig P-AL i utgangspunktet var 6-11 mg/100 g. Effekten var større (ca. 10-20% reduksjon i totalfosfortap) i resten av tiltaksområdene, der gjennomsnittlig P-AL var noe høyere (12-13 mg/100 g). Å redusere P-AL ytterligere (scenario 8), ga enda bedre effekt i alle tiltaksområdene, med 19-44% reduksjon i totalfosfortap, unntatt i Randsfjorden 4 og 5, der gjennomsnittlig P-AL i utgangspunktet var 6-7 mg/100 g.

En kombinasjon av tiltak vil være enda mer effektivt enn enkelttiltakene som er beskrevet over. I scenario 9 ble det beregnet effekt av å kombinere stubb på alt kornareal, grastiltak på alt åpenåkerareal (ikke i Randsfjorden 1-5), og P-AL redusert til 7 mg/100 g på alt areal der P-AL var høyere enn dette nivået. Effekten av dette var 16-34% reduksjon i totalfosfortap i Randsfjorden 1-5, sammenliknet med om ingen tiltak hadde vært gjennomført, og 63-79% reduksjon i totalfosfortap i Randsfjorden 6-14.

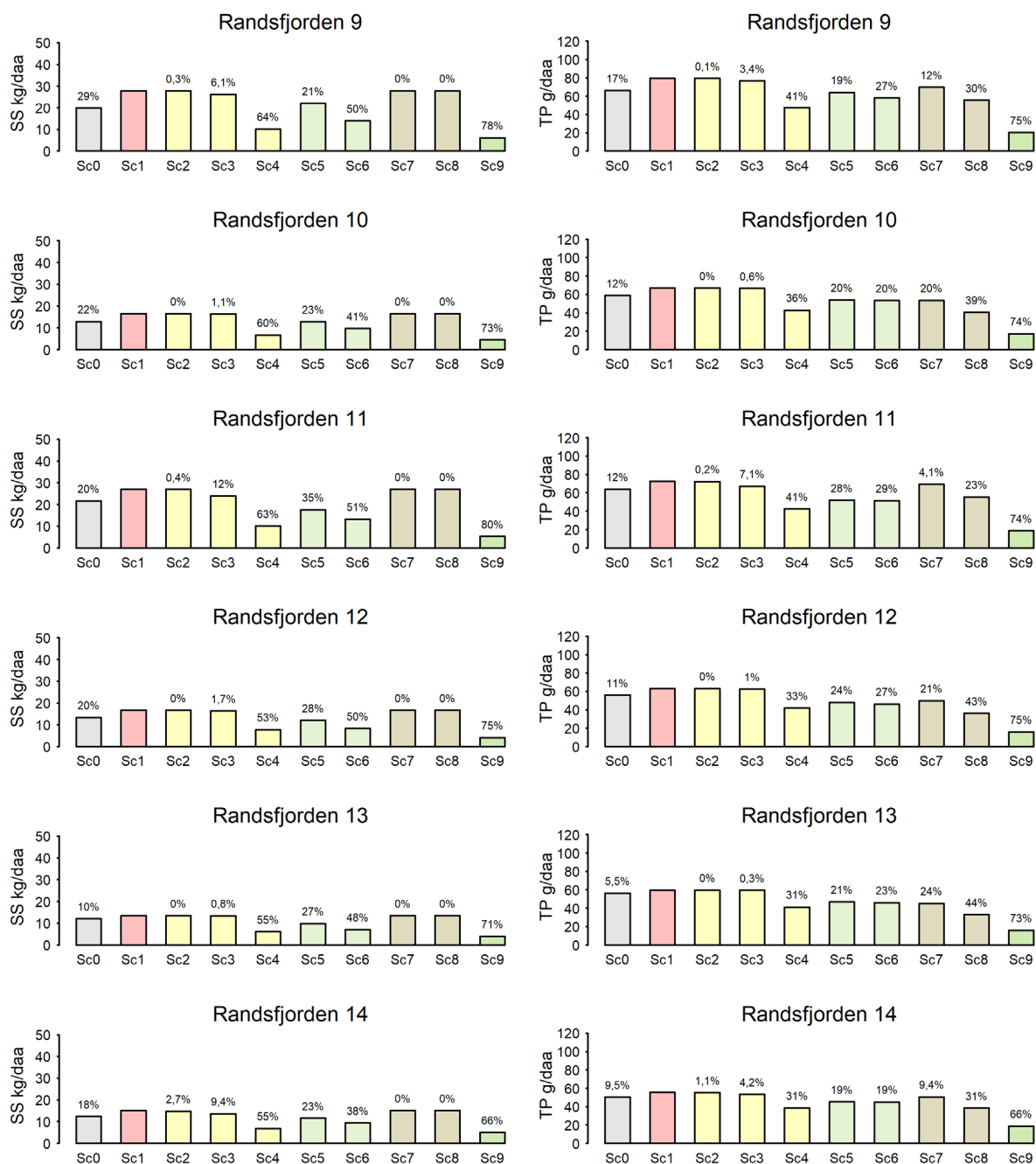
Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. De tiltaksområdene der forskjellen mellom scenario 0 og 1 var minst, var Randsfjorden 1 og 3 (ingen forskjell), og Randsfjorden 5, 13 og 14 (5-10% lavere totalfosfortap for scenario 0). I resten av tiltaksområdene var totalfosfortapet for scenario 0 10-20% lavere enn for scenario 1. Tiltakseffektene

beregnet for de andre scenariene viser at det i de fleste tiltaksområdene burde være et stort potensial for å ytterligere redusere totalfosfortapene fra jordbruksarealene. I de aller mest grasdominerte tiltaksområdene (Randsfjorden 1-5) må det fokuseres spesielt sterkt på å få ned P-AL-nivået i jorda, mens i tiltaksområder der korndyrking er viktigere, er tiltak mot erosjon viktig i tillegg til å redusere P-AL.



Figur 9.6 Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Randsfjorden vannområde (5 scenarier i Randsfjorden 1-5). Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd

(ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.



Figur 9.6 (fortsettelse) Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Randsfjorden vannområde. Sc1 representer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.

9.8.2 Tiltak mot nitrogentap

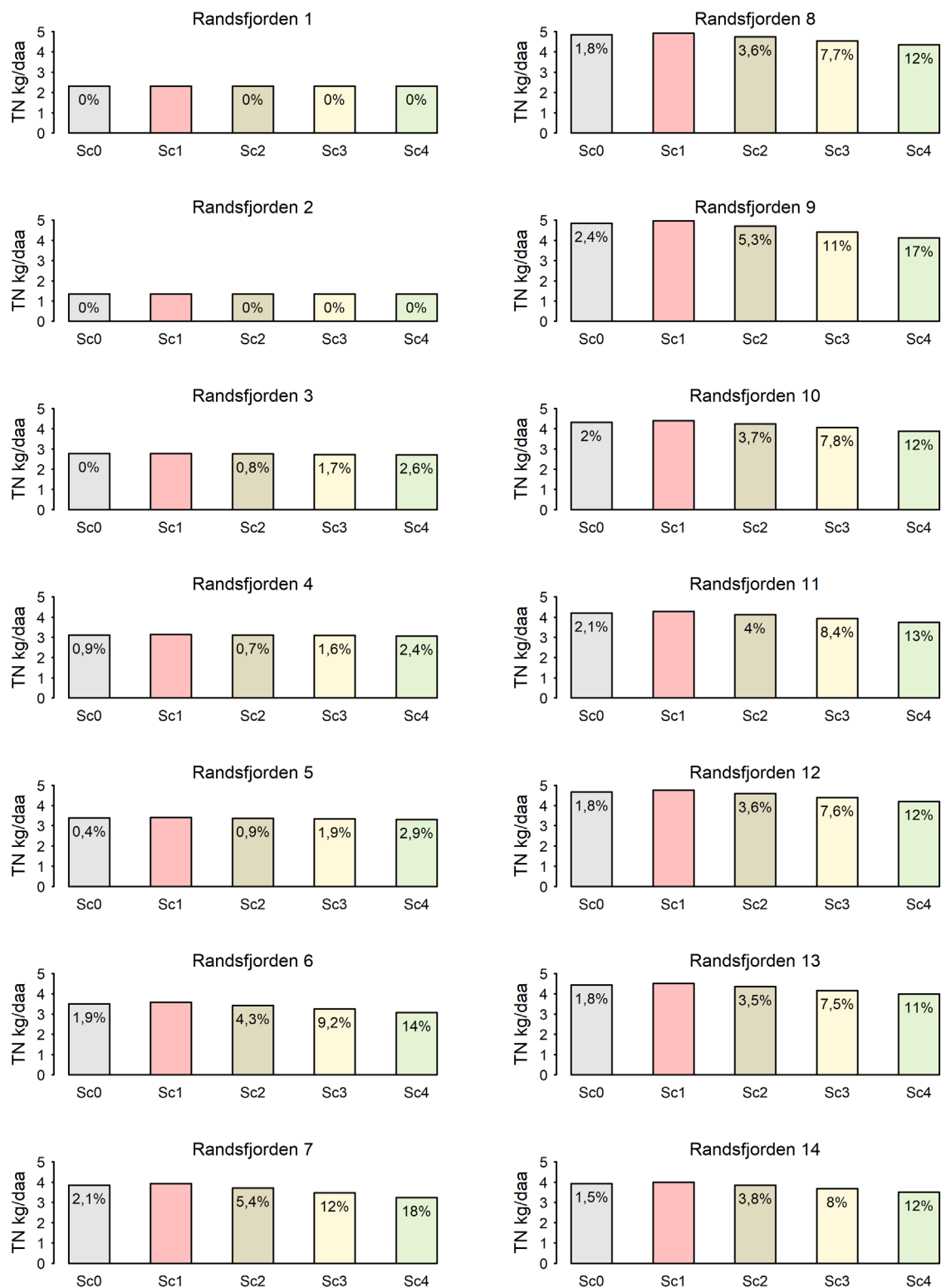
For nitrogentap ble det beregnet effekter av fire ulike scenarier med tiltak. Resultatene er vist i Figur 9.8. I tiltaksområdene Randsfjorden 1-5, med stort sett svært lite kornareal (70-99% eng; Tabell 9.7), var det liten effekt av tiltakene, ettersom tiltakene kun var aktuelle på kornareal.

Scenario 2 representerer en situasjon med stubb på alt kornarealet. Når jord forstyrres og brytes opp ved jordarbeiding, øker nitrogenomsetningen i jorda. Når jordarbeidingen utsettes til våren, vil jorda ligge uforstyrret over en lengre periode, og risiko for frigjøring og utvasking av nitrogen reduseres. Beregnet effekt av scenariet var 4-5% reduksjon i totalnitrogentap i Randsfjorden 6-14, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd.

Scenario 3 innebærer at halvparten av kornarealet legges om til eng. Dette gir samme fordel som å utsette jordarbeiding til våren, ved at jorda ikke forstyrres om høsten, men i tillegg kan graset ta opp nitrogen utover høsten, og reduserer slik nitrogenoverskuddet som ellers kan tapes ved utvasking. Den beregnede effekten i Randsfjorden 6-14 var 8-12 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. En så omfattende omlegging av kornproduksjon til eng, vil naturlig nok ha negativ effekt på matkornproduksjon, ettersom korn erstattes med gras.

Scenario 4 innebærer at det dyrkes fangvekst på alt kornarealet. I likhet med gras, vil fangveksten kunne ta opp nitrogen fra jorda utenom vekstsesongen. Beregnet effekt av tiltaket i Randsfjorden 6-14 var 11-18 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten, og den beregnede tiltakseffekten vil kunne være for høy i områder der klima eller andre forhold medfører lite potensiale for dyrking av fangvekst..

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. I Randsfjorden 6-14 var totalnitrogentapet som var beregnet for 2020, opptil ca. 2% lavere enn totalnitrogentapet beregnet i scenario 1 med alt kornareal var høstpløyd. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det er et potensiale for å redusere totalnitrogentapene fra jordbruksareal i disse tiltaksområdene mer enn det tiltaksgjennomføringen i 2020 har bidratt til.



Figur 9.7 Totalnitrogentap (kg TN/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 4 scenarier for tiltaksområdene i Randsfjorden vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2: stubb på alt kornareal; Sc3: eng i stedet for korn på 50 % av kornarealet; Sc4: fangvekst på alt kornareal.

9.9 Oppsummering

I vannområde Randsfjorden var tilførsel av totalfosfor beregnet for året 2020 ca. 46 tonn og tilførsel av totalnitrogen 1704 tonn. I de 7 sørligste små tiltaksområdene bidro jordbruk og avløp med til sammen ca. 57-98% tilførslene av totalfosfor og totalnitrogen, mens i seks av de syv nordlige tiltaksområdene var dette bidraget 0-40%. For totalfosfor var jordbruk en viktigere kilde enn avløp i alle tiltaksområdene unntatt Randsfjorden 4-6. For totalnitrogen var jordbruk viktigere enn avløp i alle tiltaksområdene.

Internt i avløpssektoren var tilførsler fra privat avløp største kilde i de fleste tiltaksområdene. Tilførsler fra kommunalt avløp utgjorde en betydelig andel av de totale tilførslene fra avløp i Randsfjorden 8 for både totalfosfor og totalnitrogen. Tilførslene fra kommunalt avløp skyldtes hovedsakelig utslipp fra renseanlegg, mens lekkasjer fra avløpsnettene kun var registrert for Randsfjorden 3-6. Tilførsler fra overløp var ikke inkludert i beregningene.

Fosfor- og nitrogentap fra jordbruksareal var et resultat av ulike faktorer knyttet til klima, terreng, jordsmonn og jordbruksdrift. I de syv nordlige tiltaksområdene (Randsfjorden 1-7) var det jevnt over høyere erosjonsrisiko, men mest grasdyrking og noe lavere fosforstatus i jord enn lenger sør. I Randsfjorden 8-14 var det lavere erosjonsrisiko, stort sett mer korndyrking (>30%), dels også noe potet og grønnsaker (særlig Randsfjorden 5 og 6), og høy fosforstatus i jord. I 2020 var det registrert ingen jordarbeiding om høsten på ca. 20-50% av kornarealet i tiltaksområdene med korndyrking (Randsfjorden 6-14). Tap av totalfosfor per arealenhet jordbruksareal varierte i hele vannområdet mellom ca. 25 og 85 g/daa, og totalnitrogen mellom ca. 1,3 og 4,8 kg/daa.

Beregnete effekter av jordbrukstiltak varierte mellom ulike tiltak og mellom tiltaksområder. Sammenliknet med høstpløying på alt kornareal, og fosforstatus i jord som i 2020, ble det beregnet inntil 79% reduksjon i totalfosfortap ved å kombinere ingen jordarbeiding om høsten på alt kornareal, grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier i åpen åker, og redusert fosforstatus i jord, og inntil 17% reduksjon i tap av totalnitrogen ved å dyrke fangvekst på alt kornareal (forutsatt god utvikling av fangvekstene). Beregnet effekt av tiltaksgjennomføringen i 2020 var svært variabel mht. reduksjon i tap av totalfosfor, og inntil 2,4% reduksjon i tap av totalnitrogen, sammenliknet med høstpløying på alt kornareal. Samlet antyder tallene at det er betydelig potensiale for å redusere både fosfor- og nitrogentap fra jordbruksarealene.

10 Resultater for vannområde Simoa

10.1 Om vannområdet

Vannområdet Simoa (890 km²) ligger hovedsakelig i Sigdal kommune, med noe areal også i Modum, Rollag, Flesberg, Nore og Uvdal, Krødsherad og Flå. Simoa er et sidevassdrag til Drammensvassdraget. Vassdraget starter med Haglebuelva i fjellområdene ved Haglebu, og renner videre til Solevatnet i Eggedal. Herfra renner elva som Storelva inn i Soneren/Storfjorden i Sigdal, og fra utløpet som Simoa inn i Drammenselva ved Åmot/Geithus.

Simoa ble delt i 3 tiltaksområder (Figur 10.1): Simoa 1 (Haglebuelva og Skardeelva til Solevatnet), Simoa 2 (Solevatnet til Soneren og Prestfoss) og Simoa 3 (Prestfoss til Drammenselva).

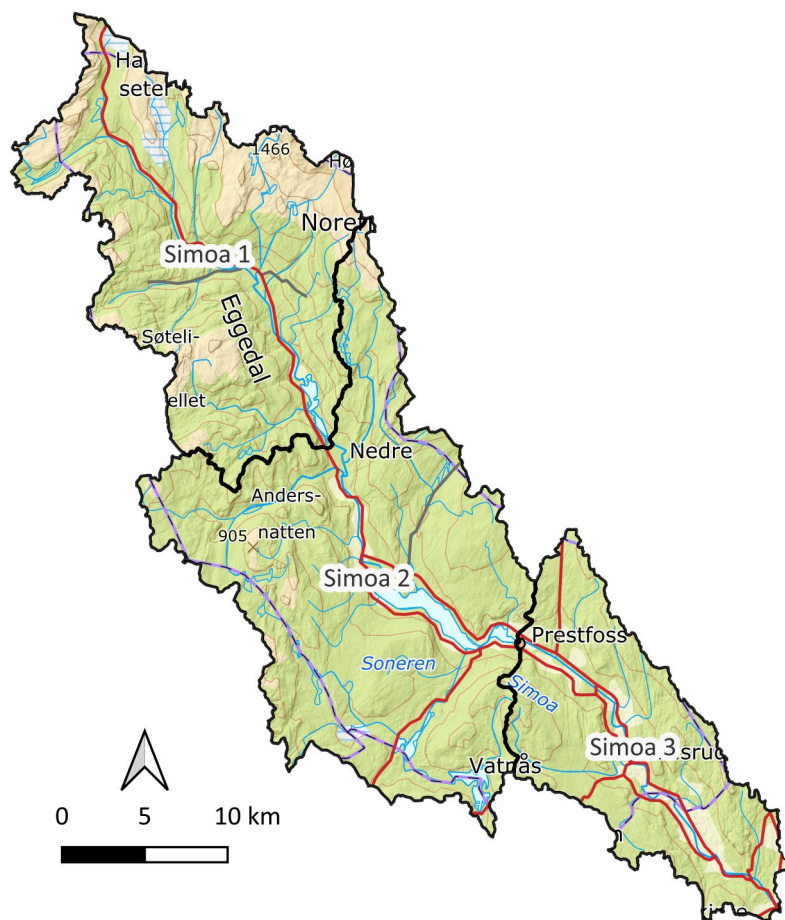
I alle tiltaksområdene er det mest fjell og skog (Tabell 10.1). Det er mest dyrka mark (14%) og bebyggelse (1,6%) i tiltaksområdet Simoa 3. Største tettsteder er Prestfoss og deler av Åmot/Geithus.

Store deler av vannområdet er bart fjell, morene og torvavsetninger. Marin grense går nesten opp til Solevatnet, og sørover i dalføret er det leirholdige marine avsetninger og mer grovkornede elve- og breelvavsetninger. Mesteparten av jordbruksarealet ligger på disse avsetningene i Simoa 1 og 2, men det er også en del jordbruksareal på elveavsetninger og morenejord i Simoa 3, nord for Solevatnet oppover i Eggedal.

På dyrka mark i vannområdet Simoa dyrkes det omtrent like mye korn og eng; i 2020 var det ca. 53 % korn og 46 % eng, og under 1 % med potet, grønnsaker, frukt og bær. Kornandelen øker fra nord til sør i vannområdet.

Tabell 10.1 Arealbruk i tiltaksområdene i Simoa vannområde (%) (fra NIBIOs AR5-kart).

Tiltaksområde	Bebyggelse	Samferdsel	Dyrka mark	Innmarks beite	Skog	Åpen fastmark	Myr	Ferskvann	ikke kartlagt	Areal km ²
Simoa 1	1,0	0,5	1,4	0,3	55	17	4,7	3,6	17	311
Simoa 2	0,5	0,5	3,1	0,3	79	4,1	6,4	5,8	0,4	393
Simoa 3	1,6	0,8	14	1,0	79	0,9	1,8	1,2		187

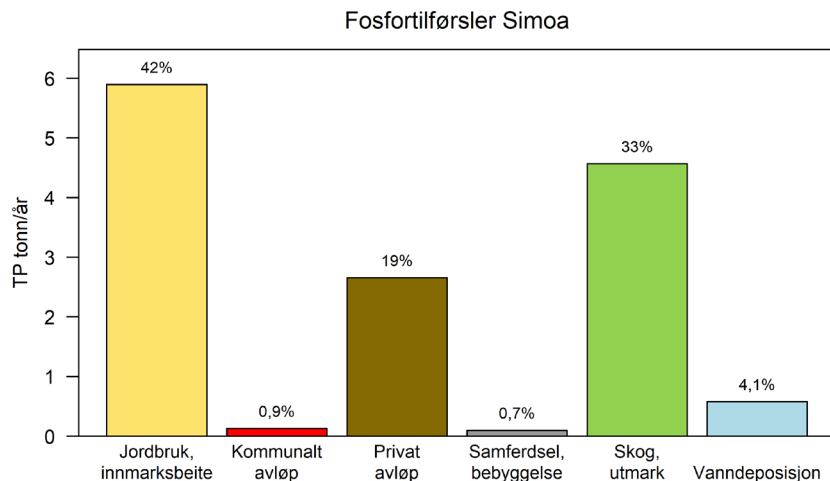


Figur 10.1 Tiltaksområdene i vannområde Simoa

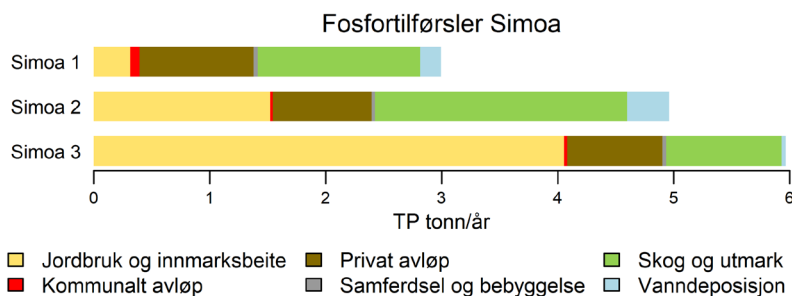
10.2 Kilderegnskap for fosfor

I Simoa vannområde var de største kildene til fosfortilførsler jordbruk (42%) og skog og utmark (33%), etterfulgt av privat avløp (19%), vanddeposisjon (4,1%), samferdsel og bebyggelse (0,7%) og kommunalt avløp (0,9%) (Figur 10.2).

I tiltaksområde Simoa 1 kom størst andel av fosfortilførsler fra jordbruk (68% av de totale fosfortilførslene i Simoa 1) (Figur 10.3 og Tabell 10.2), pga. stor andel av jordbruksareal i tiltaksområdet (15% av det totale arealet). I de to andre tiltaksområdene bidro skog og utmark mest til fosfortilførslene. Bidrag fra kommunalt avløp var høyest i Simoa 1 (3%) pga. utslipp fra tettsteder i tiltaksområdet. Privat avløp bidro mest også i tiltaksområde Simoa 1 (33%).



Figur 10.2 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) i vannområde Simoa fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeponisjon).



Figur 10.3 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Simoa.

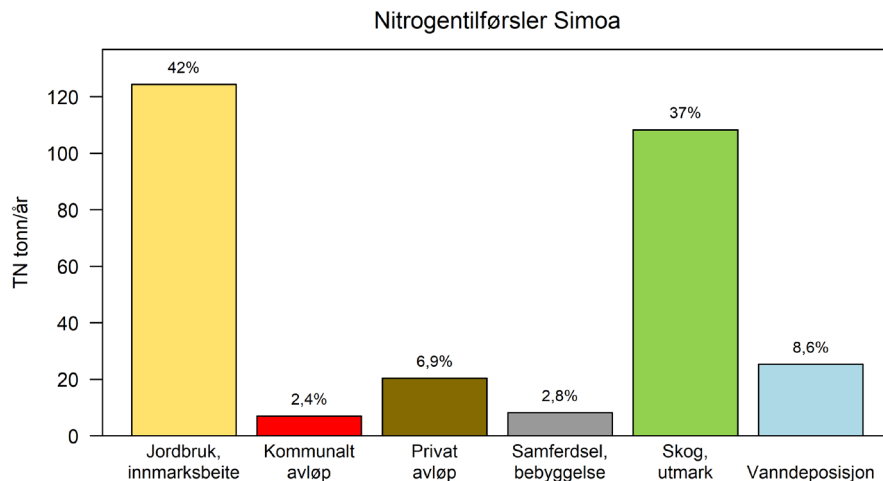
Tabell 10.2 Tilførsler av totalfosfor (kg TP/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Simoa.

Tiltaksområde	Jordbruk, innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeponisjon
Simoa 1	315	81	984	34	1 400	179
Simoa 2	1 523	20	852	29	2 174	362
Simoa 3	4 055	28	820	33	993	37
Totalt	5 893	129	2 656	97	4 566	577

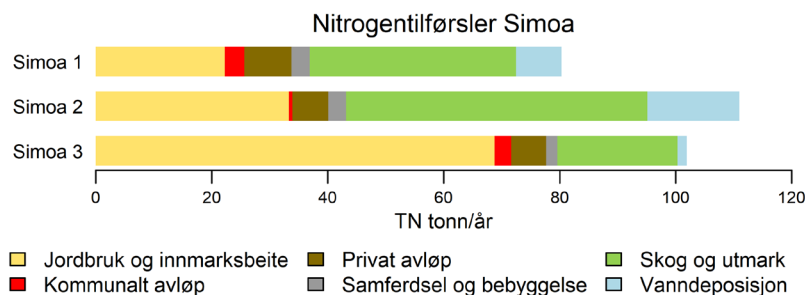
10.3 Kilderegnskap for nitrogen

I Simoa vannområde var de største kildene til nitrogentilførsler jordbruk (42%) og skog og utmark (37%), etterfulgt av vanndeponisjon (8,6%), privat avløp (6,9%), samferdsel og bebyggelse (2,8%) og kommunalt avløp (2,4%) (Figur 10.4).

I tiltaksområde Simoa 1 og 2 kom majoriteten av nitrogentilførslene fra skog og utmark (ca. 46% av de totale tilførslene), mens jordbruk bidro mest i Simoa 3 (67%) (Tabell 10.3). Det var lave nitrogentilførsler fra kommunalt avløp i alle tiltaksområdene i Simoa (1%-4%). Privat avløp bidro mest i Simoa 1 (10%).



Figur 10.4 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) i vannområde Simoa fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeponisjon).



Figur 10.5 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Simoa.

Tabell 10.3 Tilførsler av totalnitrogen (kg TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Simoa.

Tiltaksområde	Jordbruk og innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeponisjon
Simoa 1	22 228	3 399	8 177	3 129	35 585	7 817
Simoa 2	33 287	673	6 147	3 068	51 955	15 834
Simoa 3	68 777	2 882	5 989	1 950	20 718	1 603
Simoa	124 292	6 954	20 313	8 147	108 258	25 255

10.4 Tilførsler fra privat avløp

I Simoa vannområde hadde tiltaksområde Simoa 1 de største utslippene fra privat avløp (984 kg totalfosfor per år og 8,2 tonn totalnitrogen per år) etterfulgt av Simoa 2 (852 kg totalfosfor per år og 6,1 tonn totalnitrogen per år) og Simoa 3 (820 kg totalfosfor per år og 6,0 tonn totalnitrogen per år) (Tabell 10.4). Totale tilførsler fra privat avløp i Simoa vannområde var 2,7 tonn totalfosfor per år og 20 tonn totalnitrogen per år.

Tabell 10.4 Utslipp av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra privat avløp for tiltaksområdene i Simoa vannområde.

Tiltaksområde	Utslipp kg TP/år	Utslipp kg TN/år
Simoa 1	984	8 177
Simoa 2	852	6 147
Simoa 3	820	5 989

10.5 Tilførsler fra kommunalt avløp

I Simoa vannområde utgjorde utslippet fra kommunalt avløp fra tiltaksområde Simoa 181 kg totalfosfor per år og 3,4 tonn totalnitrogen per år (Tabell 10.5), pga. Eggedal og Haglebu avløpsanlegg. I Simoa 3 bidro renseanlegg (Nerstad og Prestfoss) med 2,8 tonn totalnitrogen per år. Totalt kom 74 kg totalfosfor per år og 494 kg totalnitrogen per år fra lekkasjer fra kommunalt avløp i vannområde Simoa.

Tabell 10.5 Lekkasje av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra kommunalt avløpsnett per tiltaksområde.

Tiltaksområde	Lekkasje kg TP/år	Lekkasje kg TN/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TP/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TN/år	Sum tilførsel kg TP/år	Sum tilførsel kg TN/år
Simoa 1	51	341	30	3058	81	3399
Simoa 2	12	82	7,8	591	20	673
Simoa 3	11	70	17	2811	28	2882

10.6 Tilførsler fra jordbruk

Jord- og fosfortap fra jordbruksarealene henger sammen med erosjonsrisiko, drift og fosforstatus i jord (P-AL) på arealene (Tabell 10.6 og Tabell 10.7). Lav erosjonsrisiko og avrenning, drift som medfører at jorda ikke jordarbeides om høsten (gras, stubb) og lav P-AL gir redusert risiko for jord- og fosfortap sammenliknet med høyere erosjonsrisiko og avrenning, jordarbeiding om høsten (høstpløying, potet og grønnsaker) og høyere P-AL. Nitrogentapene henger sammen med driften, der korndyrking med overvintring i stubb, fangvekst og grasdyrking gir redusert risiko for nitrogentap. Avrenningsmengde (overflate- og grofteavrenning, se også avsnitt 2.3.2.2) og jordtype har også betydelig effekt på beregnet nitrogentap, med høyere tap der det er mye avrenning og lette jordarter (sand, lettleire). Nitrogenoverskudd i jorda (N-balanse, dvs. N tatt opp i avling minus N tilført med gjødsel) har også noe betydning, men N-balansen er høyst usikker pga. lav romlig oppløsning på dataene som trengs for å beregne den.

Tabell 10.6 Andel av jordbruksareal med leir- og siltjord, og organisk jord, og andel av jordbruksareal med stor og svært stor erosjonsrisiko (ER 3-4) *, og gjennomsnittsverdier for risiko for flate- og drågerosjon (ERK) **, årsavrenning og fosforstatus i jord (P-AL).

Tiltaksområde	Leirjord + siltjord (%)	Organisk jord (%)	ER 3-4 (%)	ERK (kg SS/daa/år)	Avrenning (mm/år)	P-AL (mg/100 g)
Simoa 1	14	5	0	46	618	10
Simoa 2	68	3	15	114	416	9
Simoa 3	81	1	13	115	406	10

* Jf. erosjonsrisikoklassene i NIBIOs erosjonsrisikokart, som inkluderer flate- og rilleerosjon, samt jordtap gjennom drenerør.
** «Erosjonsrisiko» som inkluderer både flate-, rille- og drågerosjon, samt jordtap gjennom drenerør. * og ** gjelder under forutsetning om vårkorn med høstpløying på alt areal.

Tabell 10.7 Arealfordeling av jordbruksvekster fordelt på hovedkategoriene eng, frukt og bær, vårkorn og oljevekster med overvintring i stubb, vårkorn og oljevekster med jordbearbeiding om høsten, grønnsaker og potet, og fangvekst*.

Tiltaksområde	Eng (%)	Frukt og bær (%)	Stubb (%)	Jordarbeiding høst (%)	Grønnsaker og potet (%)	Fangvekst (%)
Simoa 1	79 %	0 %	0 %	21 %	0 %	0 %
Simoa 2	52 %	0 %	36 %	12 %	0 %	2 %
Simoa 3	38 %	1 %	33 %	28 %	0 %	2 %

* Fangvekst vil i hovedsak forekomme på samme areal som der det er stubb, men kan også forekomme på potet- og grønnsaksareal.

Beregnet jordtap i vannområdet var mellom 20 og 80 kg/daa/år, og tap av totalfosfor mellom ca. 60 og 150 g/daa/år (Tabell 10.8). Jord- og fosfortap var lavest i Simoa 1, der «total» erosjonsrisiko var lavest og engandelen høyest (Tabell 10.6 og Tabell 10.7). Tilsvarende var jord- og fosfortap høyest i Simoa 3 (Tabell 10.8), der total erosjonsrisiko var høyere, med betydelig andel areal klassifisert med stor til svært stor erosjonsrisiko (13 %), og andelen eng var lavere enn i de andre to tiltaksområdene.

Løst fosfat (Tabell 10.8) utgjorde 19-40% av totalfosfor, høyest andel i Simoa 1 og lavest i Simoa 3, men selve tapet av løst fosfat var litt høyere i Simoa 2 og 3 (hhv. 27 og 28 g/daa/år), og litt lavere i Simoa 1 (23 g/daa/år). Løst fosfat er direkte biotilgjengelig for vannlevende organismer, mens partikkelbundet fosfor kan løses ut i vann på sikt.

Tap av totalnitrogen per arealenhet var mellom 2 og 4 kg/daa/år i tiltaksområdene (Tabell 10.8). Nitrogentapet var høyest i Simoa 1, til tross for at dette tiltaksområdet hadde gunstig vekstfordeling med stor andel eng. Dette skyldes hovedsakelig at det var mye høyere avrenning i Simoa 1 (ca. 200 mm mer) enn i Simoa 2 og 3, men det var også en viss innvirkning av at det var større andel lette jordarter i Simoa 1. Tilsvarende var nitrogentapet lavest i Simoa 3 pga. minst avrenning og størst andel leir- og siltjord her.

Tabell 10.8 Beregnet tap av jordpartikler (SS), totalfosfor (TP), løst fosfat (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra jordbruksareal i tiltaksområdene i vannområde Simoa, for året 2020.

Tiltaksområde	SS tonn/år	SS kg/daa	TP kg/år	TP g/daa	PO ₄ -P kg/år	PO ₄ -P g/daa	TN kg/år	TN kg/daa
Simoa 1	93	21	315	57	128	23	22 228	4
Simoa 2	626	52	1 523	115	359	27	33 287	3
Simoa 3	1 987	77	4 055	146	768	28	68 777	2

10.7 Tilførsler fra andre kilder

Størst andel av tilførsler fra arealer i kategorien «andre kilder» kommer fra skog og utmark (skog, myr og fjell). I hele vannområdet bidro «andre kilder» med 38% av tilførslene av totalfosfor og 49% av tilførslene av totalnitrogen. Det var beregnet høyest tilførsel av totalfosfor og totalnitrogen fra disse kildene i Simoa 1 og Simoa 2 (ca. 46% av totale fosfortilførslene og nitrogentilførslene), som skyldes at det er mye skog i området (Tabell 10.1). Tilførsel av løst fosfat (som er direkte biotilgjengelig) var høyest i Simoa 2 og skyldes naturlige kilder.

Tilførsler av totalfosfor og løst fosfat fra samferdsel og bebyggelse var likende i alle tiltaksområdene (Tabell 10.9), og utgjorde bare 1% av de totale fosfortilførslene i tiltaksområdene. Tilførsler fra totalnitrogen fra samferdsel og bebyggelse var høyest i Simoa 1 og Simoa 2.

Tabell 10.9 Utslipp av totalfosfor (TP), biotilgjengelig fosfor (PO4-P) og totalnitrogen (TN) fra andre kilder i Simoa vannområde.

Tiltaksområde	Samferdsel og bebyggelse			Skog og utmark		
	TP kg/år	PO4-P kg/år	TN kg/år	TP kg/år	PO4-P kg/år	TN kg/år
Simoa 1	34	11	3 129	1 400	140	35 585
Simoa 2	29	9,7	3 068	2 174	217	51 955
Simoa 3	33	11	1 950	993	99	20 718

10.8 Tiltakseffekter på jordbruksavrenning

Det er beregnet effekter av ulike scenarier med tiltak for å redusere tap av jordpartikler, fosfor og nitrogen fra jordbruksareal. Sammenlikningsgrunnlaget er vekstfordeling slik den var i 2020, med høstpløying på alt kornareal. Dette gir et bilde av maksimal forventet effekt av tiltakene, forutsatt gjeldende vekstfordeling. I enkeltår (her representert ved 2020) og i de enkelte tiltaksområdene, vil deler av tiltakseffekten allerede være tatt ut, avhengig av hvor stor tiltaksgjennomføring det har vært. Dette reflekteres i scenario 0 «faktisk drift».

10.8.1 Tiltak mot jord- og fosfortap

For jord- og fosfortap ble det beregnet effekter av ni ulike scenarier – åtte med enkelttiltak, og ett med kombinasjon av flere tiltak. Resultatene er vist i Figur 10.6. Herunder omtales kun tiltakseffektene for totalfosfor. Effekten på jordpartikler er som vist i Figur 10.6, høyere enn effekten på totalfosfor, som skyldes anrikning av fosfor på partiklene (anrikning øker med avtakende jordtap). Alle tiltakene har effekt på både partikkelbundet fosfor og løst fosfat (direkte biotilgjengelig fosfor).

Scenario 2-4, stubb på kornareal, innebærer at areal med korn, oljevekster og andre ettårige vekster (unntatt potet og grønnsaker) ikke blir pløyd eller harvet om høsten, og halmstubben blir stående. Høstkorn og andre høstsådde vekster forutsettes direktesådd, mens der det skal dyrkes vårkorn eller andre vårsådde vekster, blir det pløyd og/eller harvet først til våren, evt. direktesådd om våren. På denne måten blir jorda minst mulig forstyrret og mest mulig beskyttet mot avrenning og erosjon utenom vekstsesongen. Scenario 2 forutsetter at tiltaket kun gjennomføres der det er høyest erosjonsrisiko (erosjonsrisikoklasse 3-4). I Simoa 2 og 3 ga dette scenariet en reduksjon i totalfosfortap på ca. 15-17 % sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd, mens i Simoa 1 var det lite effekt av tiltaket pga. tilnærmet null utbredelse av disse erosjonsrisikoklassene. Jo større areal tiltaket omfatter, jo større blir effekten. Å utvide tiltaket til å gjelde også i erosjonsrisikoklasse 2 (scenario 3) eller alt kornareal (scenario 4), ga derfor økt tiltakseffekt sammenliknet med scenario 2. Scenario 4 ga 31 % reduksjon i totalfosfortap i Simoa 1 og drøyt 50% reduksjon totalfosfortap i Simoa 2 og 3, sammenliknet med om alt kornareal var høstpløyd.

Grasdekke er enda mer effektivt enn stubb i å hindre erosjon, men grasdekke som tiltak må begrenses arealmessig for å opprettholde produksjon av matvekster som korn, potet og grønnsaker. Scenario 5 og 6 representerer aktuelle grastiltak på alt areal med åpen åker (korn/oljevekster, potet og grønnsaker):

Grasdekte kantsoner i åker (scenario 5, seks meter bred kantsoner) anlegges langs alle elver og innsjøer. Tiltakets viktigste effekt er å bremse overflateavrenning og fremme infiltrasjon av vann i jorda, slik at jordpartikler og partikkelbundne næringsstoffer fanges opp og i mindre grad når fram til åpent vann. Tiltaket har ingen effekt på partikler som tapes gjennom grøftesystemene. Effekten av tiltaket ble beregnet til ca. 20% reduksjon i totalfosfortap i tiltaksområdene, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte kantsoner. Tiltakseffekten er usikker bl.a. fordi det på denne skalaen er vanskelig å definere nøyaktig hvor stort areal som blir påvirket av grasdekte kantsoner.

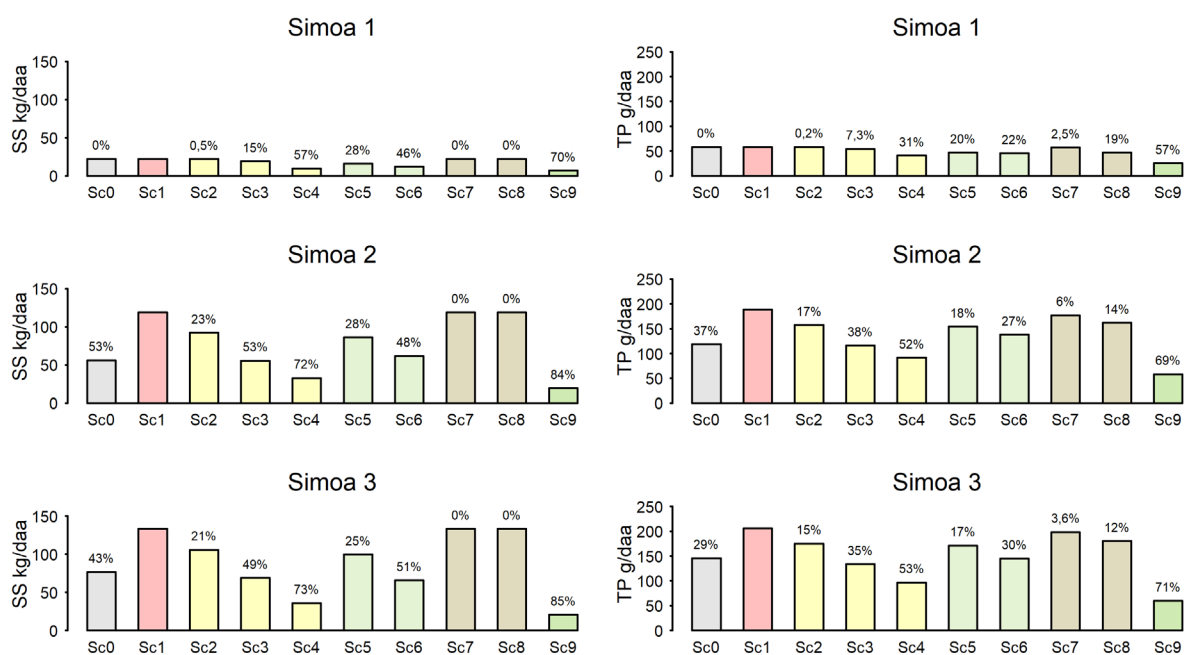
Grasdekte vannveier i åker (scenario 6) anlegges i såkalte «dråg», forsenkninger i terrenget der overflateavrenning kan samle seg og grave i jorda med potensielt stor kraft. Effekten av dette tiltaket

ble beregnet til mellom 22 og 30% for tiltaksområdene, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte vannveier. Denne tiltakseffekten er usikker, ettersom kvantifisering av drågerosjon er vanskelig pga. begrenset datagrunnlag.

Reduksjon av fosforstatus i jord, P-AL (scenario 7 og 8), reduserer tap av partikkelbundet fosfor og direkte tap av løst fosfat fra jordprofilen. Dette oppnås først og fremst gjennom redusert gjødsling med fosfor, som på lengre sikt vil få ned fosforinnholdet i jorda. Her ble det valgt å beregne effekt av å redusere P-AL til 10 eller 7 mg/100 g, på areal der disse nivåene er overskredet. Den minste reduksjonen i P-AL (scenario 7) ga bare 3-6% reduksjon i totalfosfortap i tiltaksområdene, sammenliknet med totalfosfortapet ved dagens P-AL-nivå. Det kommer av at gjennomsnittlig P-AL i utgangspunktet var 9-10 mg/100 g. Å redusere P-AL ytterligere (scenario 8), ga enda bedre effekt, 12-19%.

En kombinasjon av tiltak vil være enda mer effektivt enn enkelttiltakene som er beskrevet over. I scenario 9 ble det beregnet effekt av å kombinere stubb på alt kornareal, grastiltak på alt åpenåkerareal, og P-AL redusert til 7 mg/100 g på alt areal der P-AL var høyere enn dette nivået. Effekten av dette var 57% reduksjon i totalfosfortap i Simoa 1, sammenliknet med om ingen tiltak hadde vært gjennomført, og ca. 70% reduksjon i totalfosfortap i Simoa 2 og 3.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. Totalfosfortapet for denne situasjonen i Simoa 2 og 3 var henholdsvis 37 og 29 % lavere enn scenariet der alt kornareal var høstpløyd og ingen andre tiltak gjennomført, mens det ikke var noen forskjell mellom scenario 0 og 1 i Simoa 1. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det burde være et stort potensial for å redusere totalfosfortapene fra jordbruksareal i alle tiltaksområdene.



Figur 10.6 Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Simoa vannområde. Sc1 representer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenliknet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.

10.8.2 Tiltak mot nitrogentap

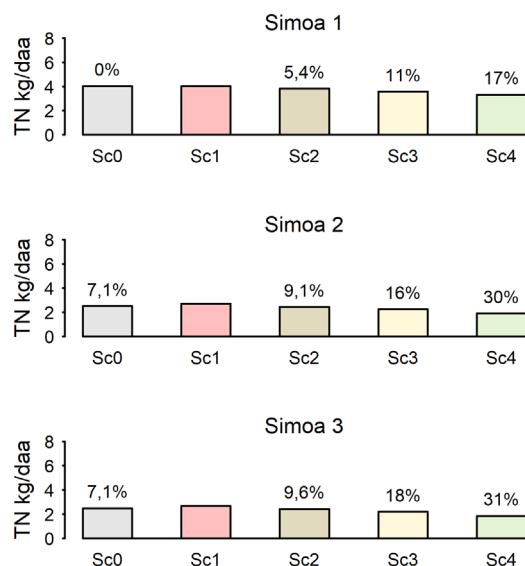
For nitrogentap ble det beregnet effekter av fire ulike scenarier med tiltak. Resultatene er vist i Figur 10.7.

Scenario 2 representerer en situasjon med stubb på alt kornarealet. Når jord forstyrres og brytes opp ved jordarbeiding, øker nitrogenomsetningen i jorda. Når jordarbeidingen utsettes til våren, vil jorda ligge uforstyrret over en lengre periode, og risiko for frigjøring og utvasking av nitrogen reduseres. Beregnet effekt av scenariet var 5-10% reduksjon i totalnitrogentap for de ulike tiltaksområdene, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd.

Scenario 3 innebærer at halvparten av kornarealet legges om til eng. Dette gir samme fordel som å utsette jordarbeiding til våren, ved at jorda ikke forstyrres om høsten, men i tillegg kan graset ta opp nitrogen utover høsten, og reduserer slik nitrogenoverskuddet som ellers kan tapes ved utvasking. Den beregnede effekten var 11-18% reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. En så omfattende omlegging av kornproduksjon til eng, vil naturlig nok ha negativ effekt på matkornproduksjon, ettersom korn erstattes med gras.

Scenario 4 innebærer at det dyrkes fangvekst på alt kornarealet. I likhet med gras, vil fangveksten kunne ta opp nitrogen fra jorda utenom vekstsesongen. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten. Beregnet effekt av tiltaket var 17-31% reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten, og den beregnede tiltakseffekten vil kunne være for høy i områder der klima eller andre forhold medfører lite potensiale for dyrking av fangvekst.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. I Simoa 2 og 3 var totalnitrogentapet som var beregnet for 2020 7 % lavere enn totalnitrogentapet beregnet for scenario 1, med alt kornareal var høstpløyd. I Simoa 1 var det ingen forskjell. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det er et potensiale for å redusere totalnitrogentapene fra jordbruksareal i alle de tre tiltaksområdene mer enn det tiltaksgjennomføringen i 2020 har bidratt til.



Figur 10.7 Totalnitrogentap (kg TN/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 4 scenarier for tiltaksområdene i Simoa vannområde. Sc1 representer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenliknet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2: stubb på alt kornareal; Sc3: eng i stedet for korn på 50 % av kornarealet; Sc4: fangvekst på alt kornareal.

10.9 Oppsummering

I vannområde Simoa var tilførsel av totalfosfor beregnet for året 2020 ca. 14 tonn og tilførsel av totalnitrogen 293 tonn. I Simoa 3 bidro jordbruk og avløp med til sammen ca. 70% tilførslene av totalfosfor og totalnitrogen, mens i Simoa 1 og 2 var bidraget ca. 10-30%. Jordbruk var en viktigere kilde enn avløp i Simoa 2 og 3, mens i Simoa 1 var avløp en viktigere kilde enn jordbruk.

Internt i avløpssektoren var tilførsler fra privat avløp største kilde av totalfosfor og totalnitrogen i alle tiltaksområdene. Tilførsler fra overløp var ikke inkludert i beregningene.

Fosfor- og nitrogentap fra jordbruksareal var et resultat av ulike faktorer knyttet til klima, terreng, jordsmonn og jordbruksdrift. Erosjonsrisiko var høyere i Simoa 2 og 3 enn i Simoa 1. Fosforstatus i jord var middels til høy. Det var relativt mye åpen åker (>60% av dyrka mark) i Simoa 3. I 2020 var det registrert ingen jordarbeiding om høsten på 75 og 54% av kornarealet i henholdsvis Simoa 2 og 3. I Simoa 1 var alt kornareal jordarbeidet om høsten. Tap av totalfosfor per arealenhet jordbruksareal varierte mellom ca. 57 og 146 g/daa, og totalnitrogen mellom 2 og 4 kg/daa.

Beregnete effekter av jordbrukstiltak varierte mellom ulike tiltak og mellom tiltaksområder. Sammenliknet med høstpløying på alt kornareal, og fosforstatus i jord som i 2020, ble det for totalfosfor beregnet 57-71% reduksjon i totalfosfortap ved å kombinere ingen jordarbeiding om høsten på alt kornareal, grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier i åpen åker, og redusert fosforstatus i jord, og 17-31% reduksjon i tap av totalnitrogen ved å dyrke fangvekst på alt kornareal (forutsatt god utvikling av fangvekstene). Beregnet effekt av tiltaksgjennomføringen i 2020 var inntil 37% reduksjon i tap av totalfosfor og inntil 7% reduksjon i tap av totalnitrogen, sammenliknet med høstpløying på alt kornareal. Det antyder at det er betydelig potensiale for å redusere både fosfor- og nitrogentap fra jordbruksarealene.

11 Resultater for vannområde Tyrifjorden

11.1 Om vannområdet

Vannområde Tyrifjorden ligger hovedsakelig i kommunene Ringerike og Modum, med noe areal også i Hole, Flå, Lier, Krødsherad, Jevnaker og noen andre randkommuner. Den store innsjøen Tyrifjorden, med Steinsfjorden og Bergsjøen, ligger i den sørlige og nedre delen av vannområdet. Innsjøen er regulert. Viktigste tilløpselver til Tyrifjorden er Sokna/Sogna med sidevassdrag, med opphav i Vassfaret, og Storelva, som dannes etter samløp mellom Ådalselva (fra utløpet av Sperillen), og Randselva (fra utløpet av Randsfjorden). Ved utløpet av Tyrifjorden, etter Bergsjøen, løper vassdraget sammen med Hallingvassdraget (Snarumselva) og Simoa inn i Drammenselva.

Vannområde Tyrifjorden er delt inn i 13 tiltaksområder (Figur 11.1):

- Tyrifjorden 1: Sokna til Heiernfossen
- Tyrifjorden 2: Sperillen og Samsjøen til samløp med Randselva
- Tyrifjorden 3: Randselva
- Tyrifjorden 4: Henoa
- Tyrifjorden 5: Skjærdalselva
- Tyrifjorden 6: Heiernfossen (Sokna) til Nordfjorden
- Tyrifjorden 7: Storelva fra samløp Randselva til utløp i Nordfjorden
- Tyrifjorden 8: Steinsfjorden
- Tyrifjorden 9: Utløp Steinsfjorden
- Tyrifjorden 10: Holsfjorden
- Tyrifjorden 11: Utløp Henoa til innløp Bergsjøen
- Tyrifjorden 12: Dignestangen til innløp Bergsjøen (Finnemarka nordvest)
- Tyrifjorden 13: Bergsjøen og Drammenselva

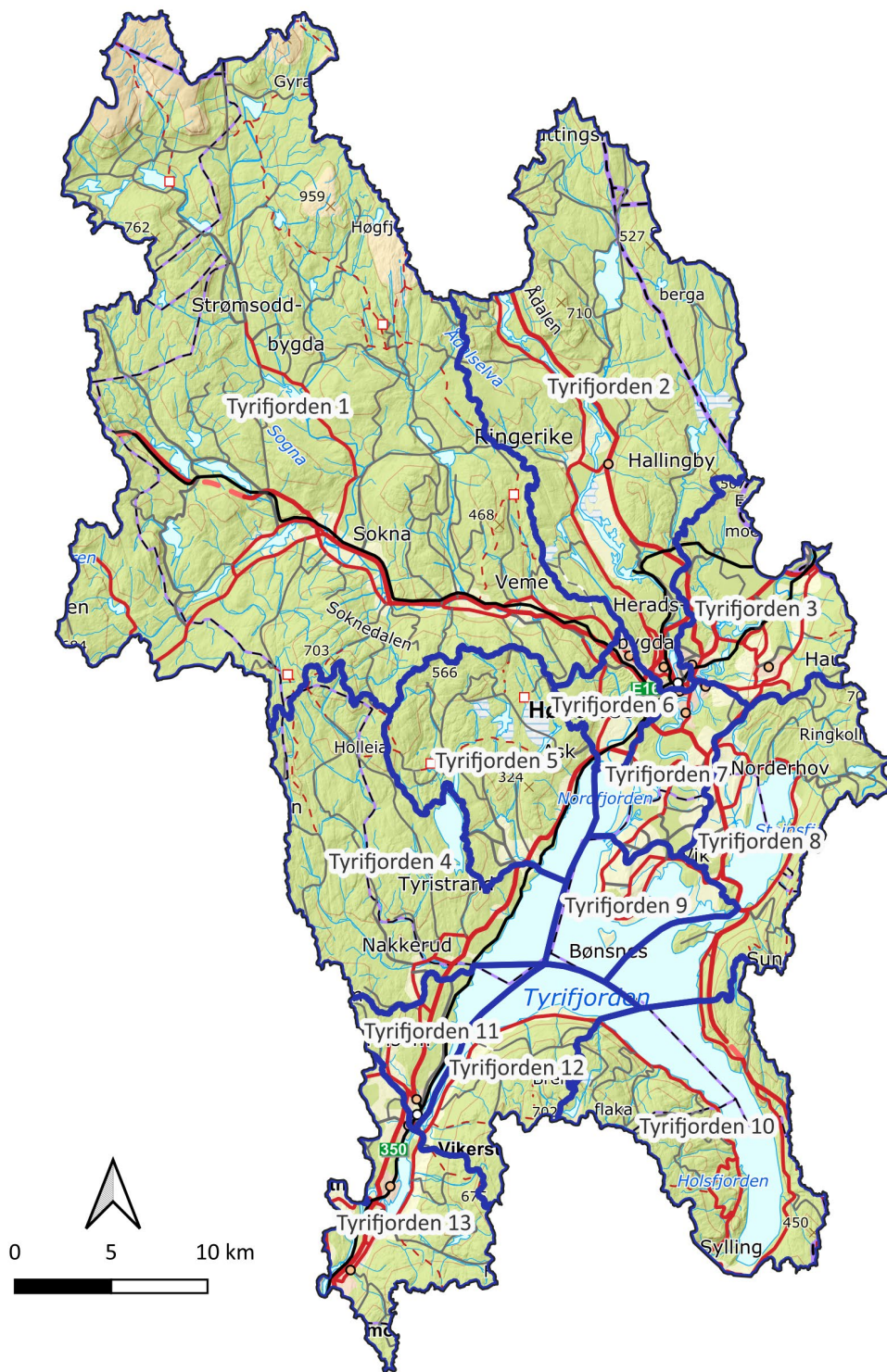
I alle tiltaksområdene er det mest skog og fjell, og noen av tiltaksområdene dekker deler av Tyrifjorden og har derfor mye areal med ferskvann (Tabell 11.1). Flere av tiltaksområdene har mye dyrka mark, mer enn 10 % i Tyrifjorden 3, 8, 11 og 13, og mer enn 20 % i Tyrifjorden 6, 7 og 9. I Tyrifjorden 3, 6, 7, 11 og 13 er det særlig mye areal med samferdsel og bebyggelse (7-11 %), med tettsteder/byer som Hønefoss, Vang, Vikersund, og Åmot/Geithus.

I utmarka er det morene- og forvittringsjord, bart fjell og torvavsetninger, samt breelv- og elveavsetninger. Dyrka mark ligger hovedsakelig under marin grense, på leirholdige marine avsetninger, men også dels på de mer grovkornede elve- og breelavsetningene.

På dyrka mark i vannområde Tyrifjorden, dyrkes det hovedsakelig korn og oljevekster (68 % av arealet i 2020), og noe eng (25 %), potet og grønnsaker (5 %), samt frukt og bær (knappt 2 %). Andel dyrka mark med produksjon av potet, grønnsaker, frukt og bær var spesielt stor i Tyrifjorden 7-10 i 2020.

Tabell 11.1 Arealbruk i tiltaksområdene i Tyrifjorden vannområde (%) (fra NIBIOs AR5-kart).

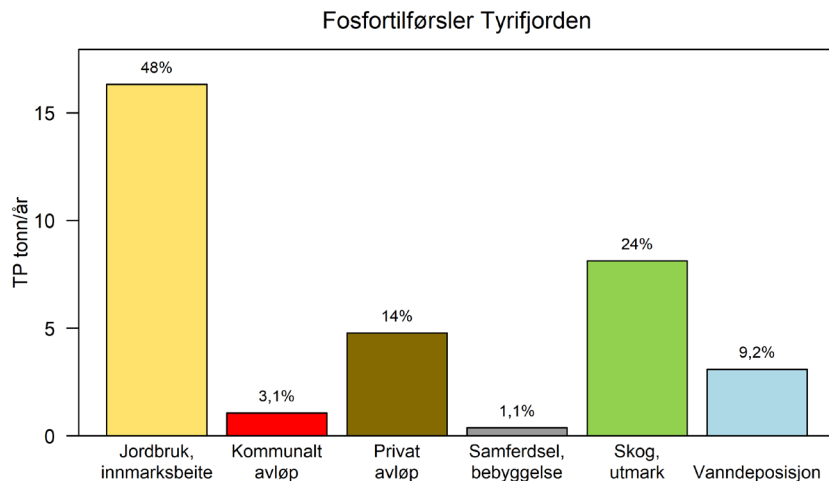
Tiltaksområde	Bebyggelse	Samferdsel	Dyrka mark	Innmarksbeite	Skog	Åpen fastmark	Myr	Ferskvann	ikke kartlagt	Areal km ²
Tyrifjorden 1	0,5	0,5	2,7	0,2	79	4,6	5,2	3,6	3,3	619
Tyrifjorden 2	1,9	0,8	4,6	0,1	80	1,1	5,7	5,4		253
Tyrifjorden 3	8,7	1,9	15	1,2	66	3,4	0,8	2,8		69
Tyrifjorden 4	1,1	0,5	5,0	0,5	76	0,5	5,2	12		142
Tyrifjorden 5	1,3	0,7	5,2	0,6	76	0,4	4,1	11		94
Tyrifjorden 6	6,2	2,1	29	2,1	55	2,6	0,9	1,9		22
Tyrifjorden 7	9,3	1,9	33	0,8	35	3,5	0,5	17		41
Tyrifjorden 8	3,2	1,0	12	0,4	51	2,1	1,6	28		108
Tyrifjorden 9	3,5	0,8	24	0,3	12	1,6	0,0	59		41
Tyrifjorden 10	1,1	0,7	2,9	0,3	62	0,8	1,7	30		118
Tyrifjorden 11	5,1	1,5	18	1,1	44	2,0	0,4	27		32
Tyrifjorden 12	1,3	0,5	6,3	0,5	57	1,5	3,0	30		60
Tyrifjorden 13	7,3	1,7	13	0,6	68	1,8	1,6	5,7		70



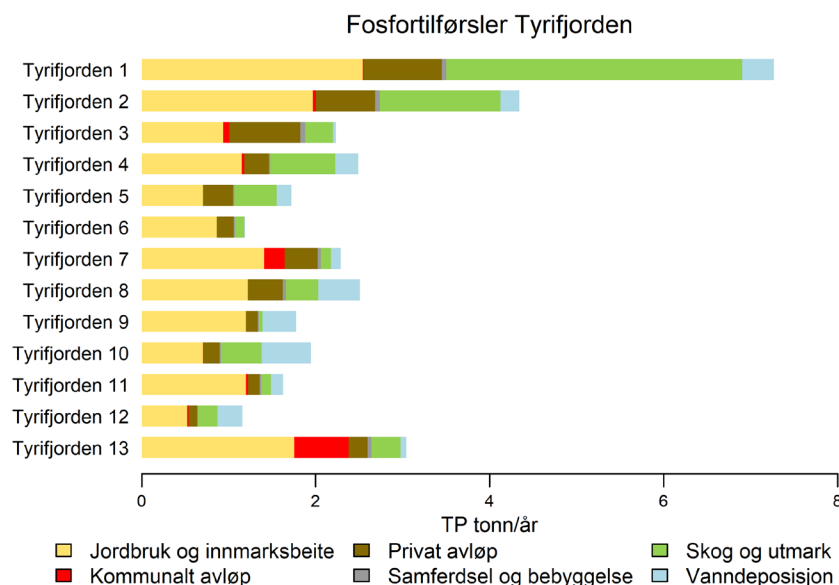
Figur 11.1 Tiltaksområdene i vannområde Tyri-fjorden

11.2 Kilderegnskap for fosfor

De største kildene til tilførsler av totalfosfor i vannområde Tyri-fjorden var ifølge kilderegnskapet jordbruk (46%) og skog og utmark (24%), etterfulgt av privat avløp (14%), vanddeposisjon (9,2%), kommunalt avløp (3,1%) og samferdsel og bebyggelse (1,1%) (Figur 11.2).



Figur 11.2 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) i vannområde Tyrifjorden fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeposisjon).



Figur 11.3 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Tyrifjorden.

I Tyrifjorden vannområde kom størst andel av tilførslene av totalfosfor fra jordbruk i alle tiltaksområdene unntatt Tyrifjorden 1, der kom størst andel fra skog og utmark (Tabell 11.2). Jordbruk bidro mest i tiltaksområdene Tyrifjorden 6 og 11 (ca. 73% av de totale fosfortilførslene), pga. stor andel av jordbruksareal i Tyrifjorden 6 (31% av det totale arealet) og i Tyrifjorden 11 der en høy andel av arealet i 2020 var jordarbeidet om høsten og høy erosjonsrisiko.

Utslipp fra kommunalt avløp utgjorde høyest andel i Tyrifjorden 7 (10%) og Tyrifjorden 13 (21%), pga. renseanlegg i Tyrifjorden 7 (Hole og Monserud) og Bålrud og Elvika renseanlegg i Tyrifjorden 13. Privat avløp var nest største kilde til totalfosfor i tiltaksområde Tyrifjorden 3 (37% av de totale fosfortilførslene).

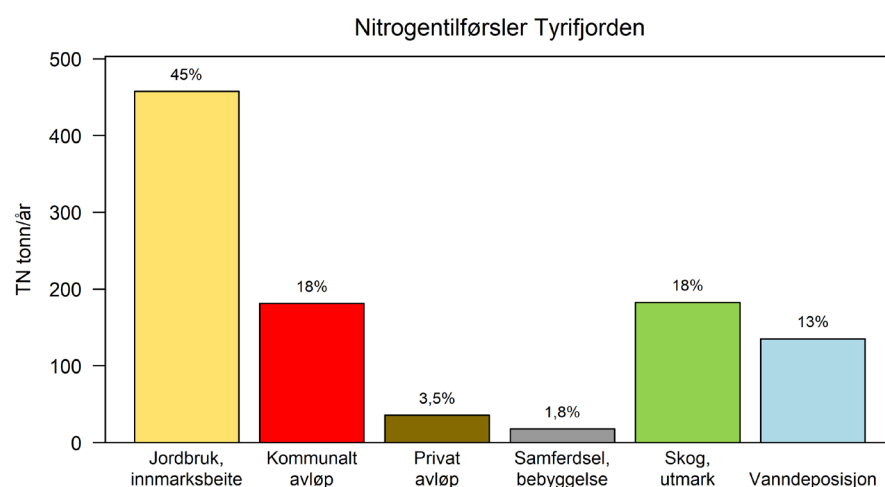
Tabell 11.2 Tilførsler av totalfosfor (kg TP/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Tyrifjorden.

Tiltaksområde	Jordbruk, innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeposisjon
Tyrifjorden 1	2 541	8,4	903	50	3 402	361
Tyrifjorden 2	1 968	36	681	52	1 387	218
Tyrifjorden 3	936	71	817	55	322	30
Tyrifjorden 4	1 148	32	282	17	746	264
Tyrifjorden 5	706		347	14	485	168
Tyrifjorden 6	866		195	13	109	7
Tyrifjorden 7	1 409	233	382	35	118	111
Tyrifjorden 8	1 219		403	34	373	481
Tyrifjorden 9	1 197		137	13	41	388
Tyrifjorden 10	705	5	186	16	466	569
Tyrifjorden 11	1 199	28	132	16	114	139
Tyrifjorden 12	525	15	97	8	227	288
Tyrifjorden 13	1 756	625	214	47	333	64
Totalt	16 174	1 054	4 775	370	8 122	3 089

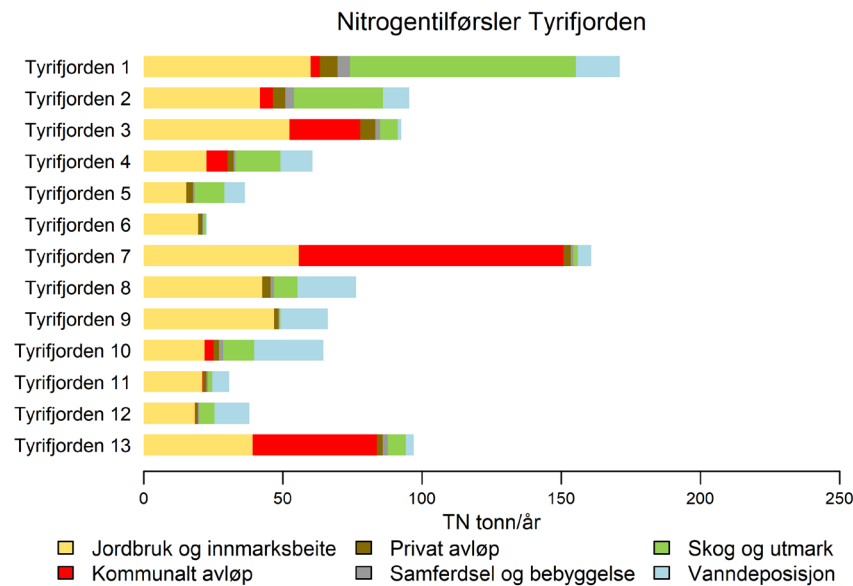
11.3 Kilderegnskap for nitrogen

I vannområde Tyrifjorden var de største kildene til nitrogentilførsler jordbruk (45%), kommunalt avløp (18%) og skog og utmark (18%), mens vanndeposisjon bidro med 13%, privat avløp med 3,5% og samferdsel og bebyggelse med 1,8% (Figur 11.4).

Ifølge kilderegnskapet var jordbruk den største kilden til totalnitrogenet i de fleste av tiltaksområdene i Tyrifjorden vannområde. Andel av tilførsler fra jordbruk varierte fra 35% av de totale nitrogentilførslene i Tyrifjorden 7 til 87% i Tyrifjorden 6 (Figur 11.5 og Tabell 11.3). Kommunalt avløp var den største kilden til totalnitrogenet i Tyrifjorden 7 (59% av de totale nitrogentilførslene), pga. flere renseanlegg i tiltaksområdet (Monserud og Hole). I Tyrifjorden 1 og 10 var skog, utmark og vanndeposisjon de største kildene til totalnitrogenet. Utslipp fra privat avløp (6% av de totale tilførslene) var størst i Tyrifjorden 3, 5 og 6. Utslipp fra samferdsel og bebyggelse var størst (3%) i Tyrifjorden 1 og 2.



Figur 11.4 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) i vannområde Tyrifjorden fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeposisjon).



Figur 11.5 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Tyrifjorden.

Tabell 11.3 Tilførsler av totalnitrogen (kg TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Tyrifjorden.

Tiltaksområde	Jordbruk og innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanddeposisjon
Tyrifjorden 1	59 948	3 400	6 226	4 544	81 156	15 784
Tyrifjorden 2	41 803	4 603	4 533	3 059	31 898	9 539
Tyrifjorden 3	52 357	25 363	5 473	1 759	6 318	1 334
Tyrifjorden 4	22 536	7 627	2 155	717	16 166	11 542
Tyrifjorden 5	15 391		2 342	587	10 677	7 358
Tyrifjorden 6	19 653		1 370	393	928	289
Tyrifjorden 7	55 702	94 994	2 709	838	1 705	4 867
Tyrifjorden 8	42 510		3 107	1 282	8 398	21 063
Tyrifjorden 9	46 893		1 498	250	550	16 967
Tyrifjorden 10	21 858	3 226	1 875	1 531	11 234	24 881
Tyrifjorden 11	21 060	184	1 316	561	1 462	6 091
Tyrifjorden 12	18 475	99	899	439	5 526	12 592
Tyrifjorden 13	39 215	44 540	2 078	1 851	6 538	2 817
Totalt	457 400	184 036	35 581	17 811	182 555	135 125

11.4 Tilførsler fra privat avløp

I Tyrifjorden vannområde hadde tiltaksområde Tyrifjorden 1 de største utslippene fra privat avløp (903 kg totalfosfor per år og 6,2 tonn totalnitrogen per år), etterfulgt av Tyrifjorden 3 (817 kg totalfosfor per år og 5,5 tonn totalnitrogen per år) (Tabell 11.4). Totale tilførsler fra privat avløp i Tyrifjorden var 4,8 tonn totalfosfor per år og 35,6 tonn totalnitrogen per år.

Tabell 11.4 Utslipp av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra privat avløp for tiltaksområdene i vannområdet Tyrifjorden.

Tiltaksområde	Utslipp kg TP/år	Utslipp kg TN/år
Tyrifjorden 1	903	6 226
Tyrifjorden 2	681	4 533
Tyrifjorden 3	817	5 473
Tyrifjorden 4	282	2 155
Tyrifjorden 5	347	2 342
Tyrifjorden 6	195	1 370
Tyrifjorden 7	382	2 709
Tyrifjorden 8	403	3 107
Tyrifjorden 9	137	1 498
Tyrifjorden 10	186	1 875
Tyrifjorden 11	132	1 316
Tyrifjorden 12	97	899
Tyrifjorden 13	214	2 078

11.5 Tilførsler fra kommunalt avløp

I Tyrifjorden vannområde var utslippet fra kommunalt avløp størst i Tyrifjorden 7 (233 kg totalfosfor per år og 95 tonn totalnitrogen per år), pga. utslipp fra flere renseanlegg (Monserud og Hole). I Tyrifjorden 13 var det betydelig utslipp fra Bårud og Elvika renseanlegg. Utslippet av totalfosfor og totalnitrogen fra lekkasjer fra kommunalt avløpsnett var størst i Tyrifjorden 13 (173 kg totalfosfor per år og 1,1 tonn totalnitrogen per år) (Tabell 11.5). Noen tiltaksområder hadde ikke kommunalt avløpsnett eller kommunale renseanlegg.

Tabell 11.5 Lekkasje av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TP) fra kommunalt avløpsnett per tiltaksområde, utslipp av TP og TN fra kommunale renseanlegg, og totale tilførsler fra kommunalt avløp.

Tiltaksområde	Lekkasje kg TP/år	Lekkasje kg TN/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TP/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg kg TN/år	Sum tilførsel kg TP/år	Sum tilførsel kg TN/år
Tyrifjorden 1			8,4	3 400	8,4	3 400
Tyrifjorden 2			36	4 603	36	4 603
Tyrifjorden 3			71	25 363	71	25 363
Tyrifjorden 4			32	7 627	32	7 627
Tyrifjorden 7			233	94 994	233	94 994
Tyrifjorden 10			5,0	3 226	5,0	3 226
Tyrifjorden 11	28	184			28	184
Tyrifjorden 12	15	99			15	99
Tyrifjorden 13	173	1 149	452	43 391	625	44 540

11.6 Tilførsler fra jordbruk

Jord- og fosfortap fra jordbruksarealene henger sammen med erosjonsrisiko, drift og fosforstatus i jord (P-AL) på arealene (Tabell 11.6 og Tabell 11.7). Lav erosjonsrisiko og avrenning, drift som medfører at jorda ikke jordarbeides om høsten (gras, stubb) og lav P-AL gir redusert risiko for jord- og

fosfortap sammenliknet med høyere erosjonsrisiko og avrenning, jordarbeiding om høsten (høstpløying, potet og grønnsaker) og høyere P-AL. Nitrogentapene henger sammen med driften, der korndyrking med overvintring i stubb, fangvekst og grasdyrking gir redusert risiko for nitrogentap. Avrenningsmengde (overflate- og grøfteavrenning, se også avsnitt 2.3.2.2) og jordtype har også betydelig effekt på beregnet nitrogentap, med høyere tap der det er mye avrenning og lette jordarter (sand, lettleire). Nitrogenoverskudd i jorda (N-balanse, dvs. N tatt opp i avling minus N tilført med gjødsel) har også noe betydning, men N-balansen er høyst usikker pga. lav romlig oppløsning på dataene som trengs for å beregne den.

Tabell 11.6 Andel av jordbruksareal med leir- og siltjord, og organisk jord, og andel av jordbruksareal med stor og svært stor erosjonsrisiko (ER 3-4) *, og gjennomsnittsverdier for risiko for flate- og drågerosjon (ERK) **, årsavrenning og fosforstatus i jord (P-AL).

Tiltaksområde	Leirjord + siltjord (%)	Organisk jord (%)	ER 3-4 (%)	ERK (kg SS/daa/år)	Avrenning (mm/år)	P-AL (mg/100 g)
Tyrifjorden 1	79	2	3	70	420	10
Tyrifjorden 2	72	1	3	91	366	11
Tyrifjorden 3	35	1	0	43	393	11
Tyrifjorden 4	88	1	10	86	375	9
Tyrifjorden 5	95	1	6	59	359	10
Tyrifjorden 6	87	0	1	66	315	8
Tyrifjorden 7	65	1	0	38	305	11
Tyrifjorden 8	83	1	0	44	333	10
Tyrifjorden 9	64	0	0	46	341	11
Tyrifjorden 10	27	0	16	74	591	16
Tyrifjorden 11	94	0	5	98	454	10
Tyrifjorden 12	46	0	3	139	476	9
Tyrifjorden 13	78	0	4	100	507	8

* Jf. erosjonsrisikoklassene i NIBIOs erosjonsrisikokart eller AGRITIL, som inkluderer flate- og rilleerosjon, samt jordtap gjennom drensrør. ** «Erosjonsrisiko» som inkluderer både flate-, rille- og drågerosjon, samt jordtap gjennom drensrør. * og ** gjelder under forutsetning om vårkorn med høstpløying på alt areal.

Tabell 11.7 Arealfordeling av jordbruksvekster fordelt på hovedkategoriene eng, frukt og bær, vårkorn og oljevekster med overvintring i stubb, vårkorn og oljevekster med jordbearbeiding om høsten, grønnsaker og potet, og fangvekst*.

Tiltaksområde	Eng (%)	Frukt og bær (%)	Stubb (%)	Jordarbeiding høst (%)	Grønnsaker og potet (%)	Fangvekst (%)
Tyrifjorden 1	39 %	0 %	14 %	45 %	2 %	1 %
Tyrifjorden 2	24 %	0 %	30 %	44 %	2 %	6 %
Tyrifjorden 3	27 %	0 %	32 %	38 %	3 %	1 %
Tyrifjorden 4	45 %	0 %	14 %	40 %	0 %	0 %
Tyrifjorden 5	41 %	0 %	19 %	39 %	0 %	0 %
Tyrifjorden 6	19 %	0 %	25 %	54 %	2 %	4 %
Tyrifjorden 7	7 %	4 %	18 %	57 %	14 %	0 %
Tyrifjorden 8	8 %	3 %	10 %	70 %	10 %	0 %
Tyrifjorden 9	7 %	9 %	6 %	63 %	15 %	0 %
Tyrifjorden 10	57 %	5 %	21 %	0 %	17 %	10 %
Tyrifjorden 11	26 %	0 %	10 %	63 %	0 %	0 %
Tyrifjorden 12	49 %	1 %	26 %	24 %	0 %	3 %
Tyrifjorden 13	21 %	1 %	12 %	66 %	0 %	2 %

* Fangvekst vil i hovedsak forekomme på samme areal som der det er stubb, men kan også forekomme på potet- og grønnsaksareal.

Beregnet jordtap per arealenhet dyrka mark varierte mellom ca. 30 og 110 kg/daa/år, og tap av totalfosfor mellom ca. 80 og 190 g/daa/år (Tabell 11.8). Jordtapet var høyest i Tyrifjorden 11 og 13, der en høy andel av arealet i 2020 var jordarbeidet om høsten (over 60 %), i tillegg til at «total» erosjonsrisiko var høyere her enn i alle de andre tiltaksområdene unntatt Tyrifjorden 12. I Tyrifjorden 11 og 13 var tap av totalfosfor det henholdsvis høyeste og tredje høyeste i vannområdet. Nest høyeste tap av totalfosfor var beregnet for Tyrifjorden 10, der jordtapet var omtrent halvparten så lavt som i Tyrifjorden 11 og 13, men P-AL var svært høy (16 mg/100 g) i dette tiltaksområdet (8-11 mg/100 g i de andre tiltaksområdene). Kun Tyrifjorden 3 og 8 hadde tap av totalfosfor under 100 kg/daa/år; disse tiltaksområdene hadde også de laveste jordtapene. I vannområdet er det en god del produksjon av potet og grønnsaker, som er spesielt erosjonsutsatte kulturer (grønnsak og potet). Andelen potet og grønnsaker var i 2020 særlig høy (10-17 %) i Tyrifjorden 7-10. I disse tiltaksområdene, unntatt Tyrifjorden 10, var det i tillegg mye jordarbeiding om høsten på kornareal. Likevel var jordtapet her bare lavt til middels høyt. I Tyrifjorden 7-9 skyldes det lav total erosjonsrisiko, og i Tyrifjorden 8 er det dessuten flere fangdammer som kan holde tilbake partikler og fosfor. I Tyrifjorden 10 var det en positiv effekt på jordtap av eng på en stor andel av arealet (57 %), men som allerede nevnt var tapet av totalfosfor likevel høyt pga. høy P-AL.

Tap av løst fosfat var beregnet til ca. 15-50 g/daa/år (Tabell 11.8), og utgjorde mellom 12 og 20 % av totalfosfor. Tap av løst fosfat var høyest i Tyrifjorden 10 pga. høy P-AL. For de øvrige tiltaksområdene varierte løst fosfat med jordtap, P-AL og avrenningsmengde. Løst fosfat er direkte biotilgjengelig for vannlevende organismer, mens partikkelbundet fosfor kan løses ut i vann på sikt.

Beregnet tap av totalnitrogen varierte mellom ca. 3 og 6 kg/daa/år (Tabell 11.8). Det høyeste nivået ble beregnet for Tyrifjorden 10, pga. mye avrenning og stor andel lette jordarter her sammenliknet med i de andre tiltaksområdene. Andre tiltaksområder med relativt høyt tap av totalnitrogen, var Tyrifjorden 3 (stor andel lette jordarter, liten andel eng, betydelig andel jordarbeidet om høsten), 9 (liten andel eng, stor andel jordarbeidet om høsten) og 12 (avrenning over gjennomsnittet og stor andel lette jordarter).

Tabell 11.8 Beregnet tap av jordpartikler (SS), totalfosfor (TP), løst fosfat (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra jordbruksareal i tiltaksområdene i vannområde Tyrifjorden, for året 2020.

Tiltaksområde	SS tonn/år	SS kg/daa	TP kg/år	TP g/daa	PO ₄ -P kg/år	PO ₄ -P g/daa	TN kg/år	TN kg/daa
Tyrifjorden 1	1 156	70	2 541	146	487	28	59 948	3,4
Tyrifjorden 2	971	84	1 968	162	379	31	41 803	3,4
Tyrifjorden 3	337	32	936	82	276	24	52 357	4,6
Tyrifjorden 4	556	79	1 148	149	178	23	22 536	2,9
Tyrifjorden 5	296	61	706	130	119	22	15 391	2,8
Tyrifjorden 6	452	73	866	129	109	16	19 653	2,9
Tyrifjorden 7	612	45	1 409	102	299	22	55 702	4,0
Tyrifjorden 8	342	26	1 219	88	240	17	42 510	3,1
Tyrifjorden 9	545	56	1 197	121	224	23	46 893	4,7
Tyrifjorden 10	180	53	705	188	198	53	21 858	5,8
Tyrifjorden 11	643	110	1 199	193	175	28	21 060	3,4
Tyrifjorden 12	253	66	525	127	110	27	18 475	4,5
Tyrifjorden 13	1 064	113	1 756	178	239	24	39 215	4,0

11.7 Tilførsler fra andre kilder

Tilførsler fra arealer i kategorien «andre kilder» kommer i hovedsak fra skog og utmark (skog, myr og fjell). I hele vannområdet bidro «andre kilder» med 34% av tilførslene av totalfosfor og 33% av tilførslene av totalnitrogen. Det var beregnet høyest tilførsel av totalfosfor og totalnitrogen fra disse kildene i Tyrifjorden 1 (52% av totale tilførsler av totalfosfor og 59% av totale tilførsler av totalnitrogen i tiltaksområdet), som skyldes at nesten hele (92%) arealet er skog, utmark og vann.

Tilførsel av totalfosfor og løst fosfat (som er direkte biotilgjengelig) fra samferdsel og bebyggelse var høyest i Tyrifjorden 1-3 (Tabell 11.9). Dette skyldes at det i Tyrifjorden 3 er store tilførsler av biotilgjengelig fosfor fra tette flater (samferdsel og bebyggelse) fra tettsteder i tiltaksområdet, mens Tyrifjorden 1 og 2 er veldig store tiltaksområder. Tilførsler av totalnitrogen fra samferdsel og bebyggelse var høyest i Tyrifjorden 1 (4,5 tonn per år) og utgjorde 3% av de totale nitrogen tilførslene i tiltaksområdet.

Tabell 11.9 Utslipp av totalfosfor (TP), biotilgjengelig fosfor (PO4-P) og totalnitrogen (TN) fra andre kilder i Tyrifjorden vannområde.

Tiltaksområde	Samferdsel og bebyggelse			Skog og utmark		
	TP kg/år	PO4-P kg/år	TN kg/år	TP kg/år	PO4-P kg/år	TN kg/år
Tyrifjorden 1	50	16	4 544	3 402	340	81 156
Tyrifjorden 2	52	17	3 059	1 387	139	31 898
Tyrifjorden 3	55	18	1 759	322	32	6 318
Tyrifjorden 4	17	5,6	717	746	75	16 166
Tyrifjorden 5	14	4,5	587	485	49	10 677
Tyrifjorden 6	13	4,4	393	109	11	928
Tyrifjorden 7	35	12	838	118	12	1 705
Tyrifjorden 8	34	11	1 282	373	37	8 398
Tyrifjorden 9	13	4,4	250	41	4,1	550
Tyrifjorden 10	16	5,3	1 531	466	47	11 234
Tyrifjorden 11	16	5,1	561	114	11	1 462
Tyrifjorden 12	8,4	2,8	439	227	23	5 526
Tyrifjorden 13	47	16	1 851	333	33	6 538

11.8 Tiltakseffekter på jordbruksavrenning

Det er beregnet effekter av ulike scenarier med tiltak for å redusere tap av jordpartikler, fosfor og nitrogen fra jordbruksareal. Sammenlikningsgrunnlaget er vekstfordeling slik den var i 2020, med høstpløying på alt kornareal. Dette gir et bilde av maksimal forventet effekt av tiltakene, forutsatt gjeldende vekstfordeling. I enkeltår (her representert ved 2020) og i de enkelte tiltaksområdene, vil deler av tiltakseffekten allerede være tatt ut, avhengig av hvor stor tiltaksgjennomføring det har vært. Dette reflekteres i scenario 0 «faktisk drift».

11.8.1 Tiltak mot jord- og fosfortap

For jord- og fosfortap ble det beregnet effekter av ni ulike scenarier: åtte med enkelttiltak, og ett med kombinasjon av flere tiltak. Resultatene er vist i Figur 11.6. Herunder omtales kun tiltakseffektene for totalfosfor. Effekten på jordpartikler er som vist i Figur 11.6, høyere enn effekten på totalfosfor, som skyldes anrikning av fosfor på partiklene (anrikning øker med avtakende jordtap). Alle tiltakene har effekt på både partikkelbundet fosfor og løst fosfat (direkte biotilgjengelig fosfor).

Scenario 2-4, stubb på kornareal, innebærer at areal med korn, oljevekster og andre ettårige vekster (unntatt potet og grønnsaker) ikke blir pløyd eller harvet om høsten, og halmstubben blir stående. Høstkorn og andre høstsådde vekster forutsettes direktesådd, mens der det skal dyrkes vårkorn eller andre vårsådde vekster, blir det pløyd og/eller harvet først til våren, evt. direktesådd om våren. På denne måten blir jorda minst mulig forstyrret og mest mulig beskyttet mot avrenning og erosjon utenom vekstsesongen. Scenario 2 forutsetter at tiltaket kun gjennomføres der det er høyest erosjonsrisiko (erosjonsrisikoklasse 3-4). Dette scenariet ga de fleste steder en forholdsvis lav reduksjon i totalfosfortap, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd, pga. lav andel areal i de høye erosjonsrisikoklassene. Unntaket var Tyrifjorden 4 og 10, med henholdsvis 10 og 16% av arealet i erosjonsrisikoklasse 3-4, og henholdsvis 11 og 15% reduksjon i totalfosfortap for scenario 2. Der det er lite areal i høye erosjonsrisikoklasser, vil det fortsatt være et stort areal som jordarbeides om høsten og i sum bidrar med betydelig jord- og fosfortap. Jo større areal tiltaket omfatter, jo større blir effekten. Å utvide tiltaket til å gjelde også i erosjonsrisikoklasse 2 (scenario 3) eller alt kornareal (scenario 4), ga derfor økt tiltakseffekt sammenliknet med scenario 2. Scenario 4 medførte 26-56%

reduksjon i totalfosfortap sammenliknet med om alt kornareal var høstpløyd. I noen av tiltaksområdene (Tyrifjorden 7-10) var det en stor andel potet- og grønnsaksareal i 2020. Potet- og grønnsaksproduksjon kan ha særlig høye fosfortap pga. at disse kulturene er enda mer erosjonsutsatte enn høstpløyd kornareal, og jorda er ofte ekstra fosforrik pga. kraftig fosforgjødsling. Disse arealene ble ikke berørt av tiltakene i scenario 2-4.

Grasdekke er enda mer effektivt enn stubb i å hindre erosjon, men grasdekke som tiltak må begrenses arealmessig for å opprettholde produksjon av matvekster som korn, potet og grønnsaker. Scenario 5 og 6 representerer aktuelle grastiltak på alt areal med åpen åker (korn/oljevekster, potet og grønnsaker):

Grasdekte kantsoner i åker (scenario 5, seks meter bred kantsoner) anlegges langs alle elver og innsjøer. Tiltakets viktigste effekt er å bremse overflateavrenning og fremme infiltrasjon av vann i jorda, slik at jordpartikler og partikkelbundne næringsstoffer fanges opp og i mindre grad når fram til åpent vann. Tiltaket har ingen effekt på partikler som tapes gjennom grøftesystemene. Effekten av tiltaket ble beregnet til mellom 11 og 28% reduksjon i totalfosfortap, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte kantsoner. Tiltakseffekten er usikker bl.a. fordi det på denne skalaen er vanskelig å definere nøyaktig hvor stort areal som blir påvirket av grasdekte kantsoner.

Grasdekte vannveier i åker (scenario 6) anlegges i såkalte «dråg», forsenkninger i terrenget der overflateavrenning kan samle seg og grave i jorda med potensielt stor kraft. Effekten av dette tiltaket ble beregnet til mellom 20 og 46%, sammenliknet med om det ikke hadde vært anlagt grasdekte vannveier. Denne tiltakseffekten er usikker, ettersom kvantifisering av drågerosjon er vanskelig pga. begrenset datagrunnlag. Effekten er spesielt usikker på potet- og grønnsaksareal, der tiltaket også kan være praktisk vanskelig å gjennomføre.

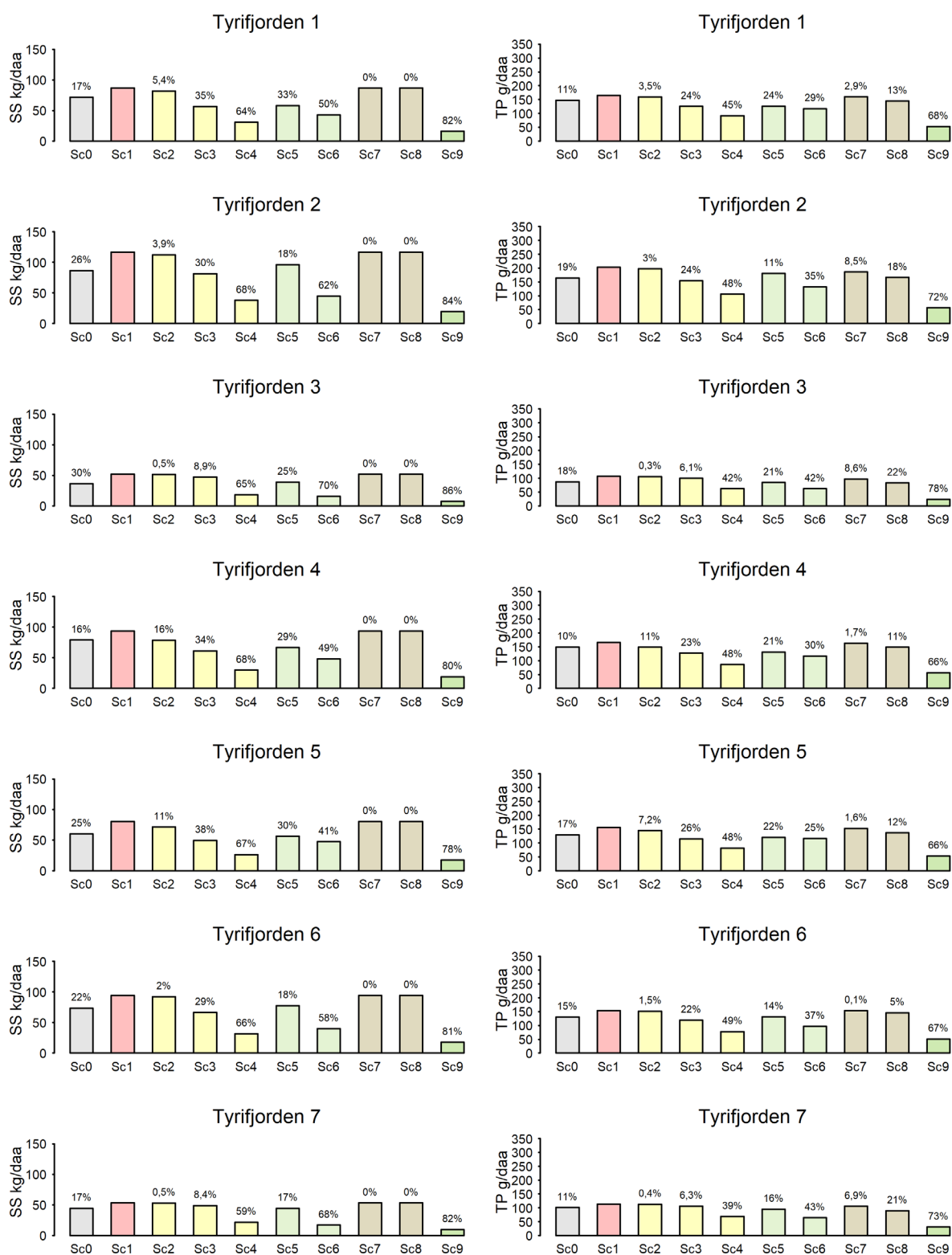
Reduksjon av fosforstatus i jord, P-AL (scenario 7 og 8), reduserer tap av partikkelbundet fosfor og direkte tap av løst fosfat fra jordprofilen. Dette oppnås først og fremst gjennom redusert gjødsling med fosfor, som på lengre sikt vil få ned fosforinnholdet i jorda. Her ble det valgt å beregne effekt av å redusere P-AL til 10 eller 7 mg/100 g, på areal der disse nivåene er overskredet. Den minste reduksjonen i P-AL (scenario 7) ga mindre enn 10% reduksjon i totalfosfortap i de fleste tiltaksområdene, der gjennomsnittlig P-AL i utgangspunktet var 8-11 mg/100 g. Eneste unntak var Tyrifjorden 10, med stor effekt av dette scenariet (38% reduksjon i totalfosfortap), ettersom gjennomsnittlig P-AL var 16 mg/100 g. Å redusere P-AL ytterligere (scenario 8), ga bedre effekt i alle tiltaksområdene, varierende fra 5 til 46% reduksjon i totalfosfortap.

En kombinasjon av tiltak vil være enda mer effektivt enn enkelttiltakene som er beskrevet over. I scenario 9 ble det beregnet effekt av å kombinere stubb på alt kornareal, grastiltak på alt åpenåkerareal, og P-AL redusert til 7 mg/100 g på alt areal der P-AL var høyere enn dette nivået. Effekten av dette var over 70% reduksjon i totalfosfortap i de fleste tiltaksområdene, sammenliknet med om ingen tiltak hadde vært gjennomført.

I Tyrifjorden 8 er det bygget flere fangdammer. Fangdammer, noen steder også kalt «renseparker», er dammer/våtmarker som anlegges på jordbruksareal, i utmark eller i bekken, for å fange opp og holde tilbake jordpartikler og partikkelbundet fosfor. Både overflate- og grøfteavrenning blir rensert på denne måten. En del av de minste partiklene, som også er de mest fosforrike partiklene, vil imidlertid passere fangdammene. Løst fosfat vil holdes tilbake i mindre grad enn partikkelbundet fosfor. I scenario 10 er effekten av de eksisterende fangdammene beregnet. Beregnet jord- og fosfortap var henholdsvis 45 og 21% lavere i scenariet med fangdammer (scenario 10) enn i scenariet uten fangdammer (scenario 1). Flere av fangdammene ligger etter hverandre nedover samme elveløp, slik at noe av materialet som passerer én dam under gode forhold kan fanges opp i neste dam. Dette er ikke tatt hensyn til i beregningene, ettersom renseseffekten i slike tilfeller er usikker.

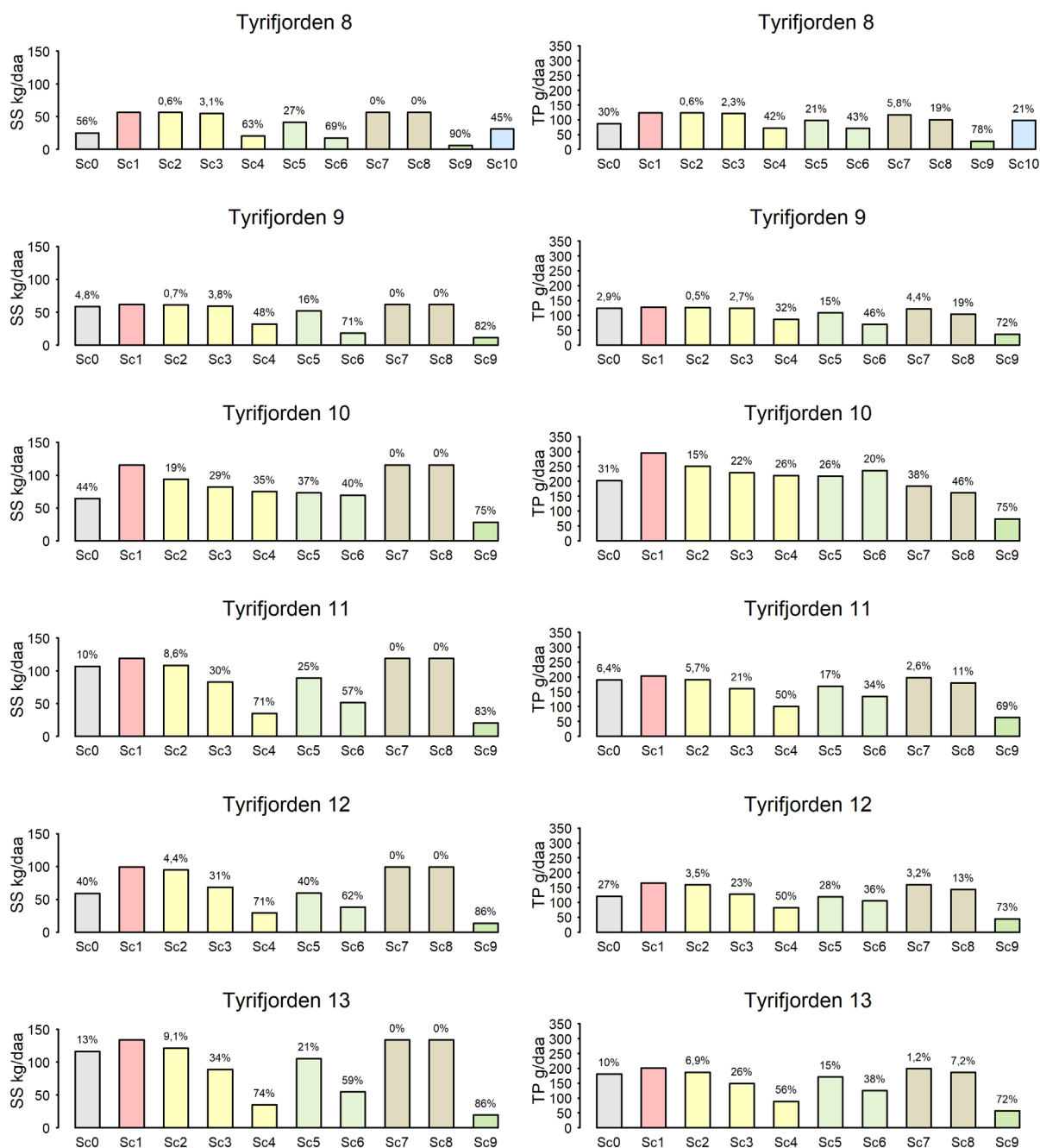
Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. I de fleste tiltaksområdene var totalfosfortapet for denne situasjonen ca. 10-30% lavere enn for scenariet der alt kornareal var høstpløyd og ingen andre tiltak gjennomført. Tiltakseffektene beregnet for de andre

scenariene viser at det i de fleste tiltaksområdene burde være et stort potensial for å ytterligere redusere totalfosfortapene fra jordbruksareal i alle tiltaksområdene. Potet- og grønnsaksarealene utgjør en ekstra utfordring (størst andel i Tyrifjorden 7-10). Aktuelle tiltak på disse arealene er, i tillegg til det som er beregnet her, f.eks. fangvekster i tidligkulturer av potet og grønnsaker, og jorddekke. Fangvekster er også aktuelt på kornareal.



Figur 11.6 Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Tyrifjorden vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall

i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.



Figur 11.6 (fortsettelse). Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 9 scenarier for tiltaksområdene i Tyrifjorden vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2-4: stubb på kornareal i hhv. erosjonsrisikoklasse 3-4, 2-4 og 1-4; Sc5: grasdekt kantsone; Sc6: grasdekt vannvei; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal, grasdekt kantsone, grasdekt vannvei, og P-AL maks. 7 mg/100 g.

11.8.2 Tiltak mot nitrogentap

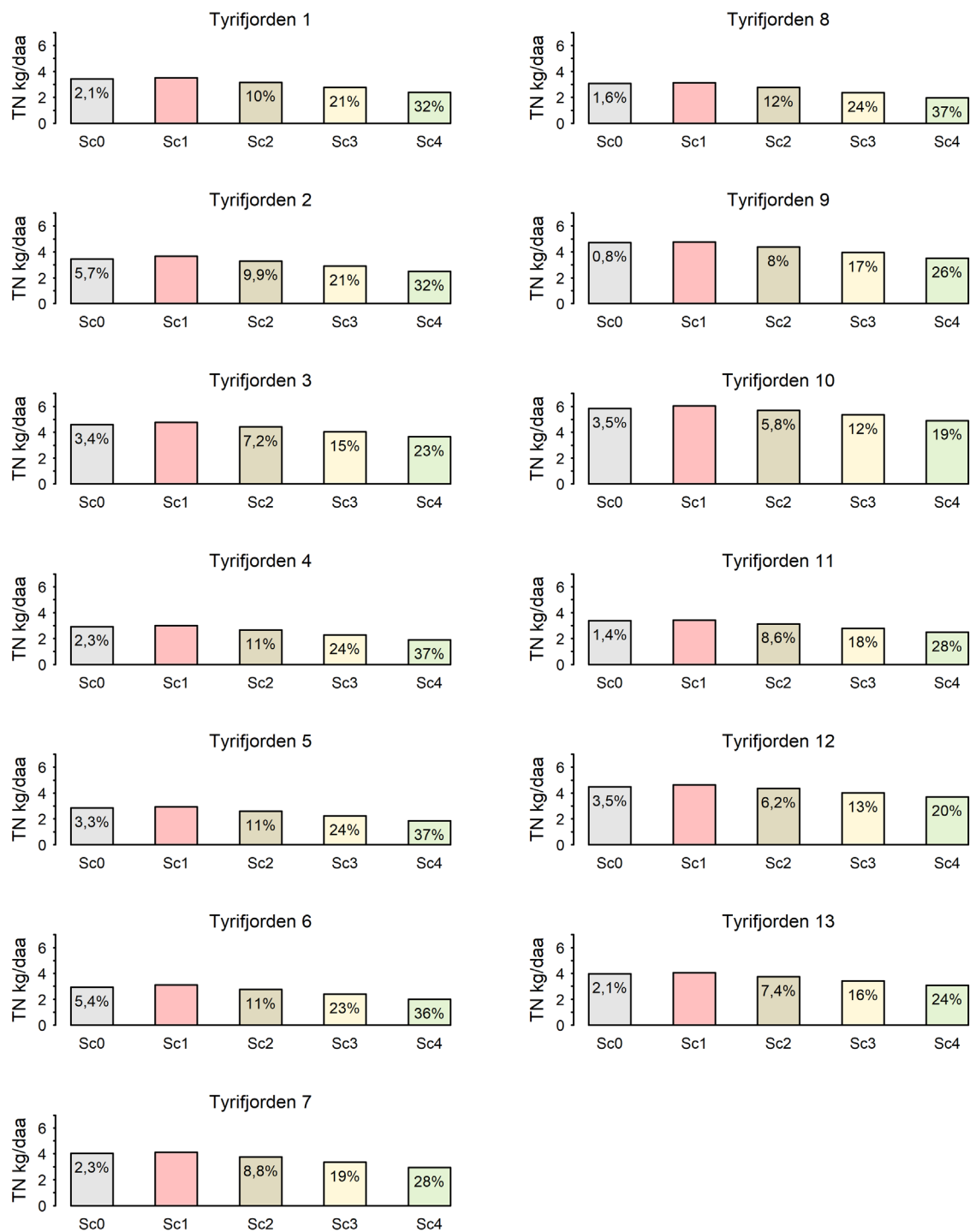
For nitrogentap ble det beregnet effekter av fire ulike scenarier med tiltak. Resultatene er vist i Figur 11.7.

Scenario 2 representerer en situasjon med stubb på alt kornarealet. Når jord forstyrres og brytes opp ved jordarbeiding, øker nitrogenomsetningen i jorda. Når jordarbeidingen utsettes til våren, vil jorda ligge uforstyrret over en lengre periode, og risiko for frigjøring og utvasking av nitrogen reduseres. Beregnet effekt av scenariet var mellom 6 og 12 % reduksjon i totalnitrogentap, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd.

Scenario 3 innebærer at halvparten av kornarealet legges om til eng. Dette gir samme fordel som å utsette jordarbeiding til våren, ved at jorda ikke forstyrres om høsten, men i tillegg kan graset ta opp nitrogen utover høsten, og reduserer slik nitrogenoverskuddet som ellers kan tapes ved utvasking. Den beregnede effekten var 12-24 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. En så omfattende omlegging av kornproduksjon til eng, vil naturlig nok ha negativ effekt på matkornproduksjon, ettersom korn erstattes med gras.

Scenario 4 innebærer at det dyrkes fangvekst på alt kornarealet. I likhet med gras, vil fangveksten kunne ta opp nitrogen fra jorda utenom vekstsesongen. Beregnet effekt av tiltaket var 19-37 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten, og den beregnede tiltakseffekten vil kunne være for høy i områder der klima eller andre forhold medfører lite potensiale for dyrking av fangvekst. Fangvekst er også et tiltak som er aktuelt i tidligkulturer av potet og grønnsaker. Det kunne gitt en positiv effekt i tiltaksområdene der det evt. er en betydelig utbredelse av slike kulturer. I seine kulturer vil ikke fangvekster kunne utvikle seg tilstrekkelig til å ha betydningsfull effekt.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. I tiltaksområdene var totalnitrogentapet som var beregnet for 2020, inntil 6% lavere enn totalnitrogentapet beregnet i scenario 1 med alt kornareal var høstpløyd. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det er et potensiale for å redusere totalnitrogentapene fra jordbruksareal i disse tiltaksområdene mer enn det tiltaksgjennomføringen i 2020 har bidratt til.



Figur 11.7 Totalnitrogentap (kg TN/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 4 scenarier for tiltaksområdene i Tyrifjorden vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2: stubb på alt kornareal; Sc3: eng i stedet for korn på 50 % av kornarealet; Sc4: fangvekst på alt kornareal.

11.9 Oppsummering

I vannområde Tyrifjorden var tilførsel av totalfosfor beregnet for året 2020 ca. 34 tonn og tilførsel av totalnitrogen 1013 tonn. Jordbruk og avløp bidro med til sammen ca. 41-95% tilførselene av totalfosfor og totalnitrogen. For totalfosfor var jordbruk en viktigere kilde enn avløp i alle tiltaksområdene. For totalnitrogen var jordbruk viktigere enn avløp i alle tiltaksområdene unntatt Tyrifjorden 7 og 13.

Internt i avløpssektoren var tilførsler fra privat avløp største kilde i de fleste tiltaksområdene. Tilførsler fra kommunalt avløp utgjorde størst andel av de totale tilførslene fra avløp i Tyrifjorden 13 for totalfosfor og totalnitrogen og for totalnitrogen i tillegg Tyrifjorden 3, 4, 7 og 10. Tilførslene fra kommunalt avløp skyldtes hovedsakelig utslipp fra renseanlegg, mens lekkasjer fra avløpsnett kun var registrert for tre tiltaksområder (Tyrifjorden 11-13). Tilførsler fra overløp var ikke inkludert i beregningene.

Fosfor- og nitrogentap fra jordbruksareal var et resultat av ulike faktorer knyttet til klima, terreng, jordsmonn og jordbruksdrift. Det var høyest erosjonsrisiko i Tyrifjorden 11-13. Fosforstatus i jord var middels til svært høy, med høyest verdier i Tyrifjorden 10. I åtte av 11 tiltaksområder var det åpen åker (korn- og oljevekster, potet og grønnsaker) på mer enn 70% av arealet med dyrka mark, i de resterende tiltaksområdene var det ca. 40-70% åpen åker. I Tyrifjorden 7-10 var det forholdsvis mye areal med potet og grønnsaker, 10-17% av totalt dyrka areal, og også noe areal med frukt og bær. I 2020 var det registrert ingen jordarbeiding om høsten på alt kornareal i Tyrifjorden 10, og i de andre tiltaksområdene på 9-52% av kornarealet. Tap av totalfosfor per arealenhet jordbruksareal varierte mellom ca. 82 og 193 g/daa, og totalnitrogen mellom 2,8 og 5,8 kg/daa.

Beregnete effekter av jordbrukstiltak varierte mellom ulike tiltak og mellom tiltaksområder. Sammenliknet med høstpløying på alt kornareal, og fosforstatus i jord som i 2020, ble det beregnet ca. 70% reduksjon i totalfosfortap ved å kombinere ingen jordarbeiding om høsten på alt kornareal, grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier i åpen åker, og redusert fosforstatus i jord, og 19-37% reduksjon i tap av totalnitrogen ved å dyrke fangvekst på alt kornareal (forutsatt god utvikling av fangvekstene). Beregnet effekt av tiltaksgjennomføringen i 2020 var svært variabel (ca. 10-30%) mht. reduksjon i tap av totalfosfor, og inntil 6% reduksjon i tap av totalnitrogen, sammenliknet med høstpløying på alt kornareal. Samlet antyder tallene at det er betydelig potensiale for å redusere både fosfor- og nitrogentap fra jordbruksarealene.

12 Resultater for vannområde Valdres

12.1 Om vannområdet

Vannområdet Valdres (4 619 km²) dekker areal først og fremst i kommunene Sør-Aurdal, Vang, Nord-Aurdal, Øystre Slidre og Vestre Slidre i Innlandet og Ringerike og Hemsedal i Buskerud, men det omfatter også noe areal i andre kommuner i disse to fylkene (Gol, Nesbyen, Flå, Søndre Land, Nordre Land, Etnedal og Gran). Hovedelver i vannområdet er Begna, som renner via innsjøer som Vangsmjøsa, Slidrefjorden og Strondafjorden og Dokkafjorden, Øystre Slidreåne, som renner inn i Strondafjorden ved Fagernes, og Flya/Åbjøra, som renner via innsjøer som Helin, Storfjorden og Tisleifjorden, og renner inn i Dokkafjorden. Disse elvene har sitt opphav i fjellområdene i vest og nord: Hemsedalsfjella, Filefjell og Jotunheimen. Begna munner ut i nordenden av innsjøen Sperillen. Her kommer også elva Urula inn fra vest. Vannområdet slutter ved utløpet av Sperillen. Herfra renner Ådalselva videre til Tyrifjorden.

Vannområdet er delt inn i 12 tiltaksområder (Figur 12.1):

- Valdres 1: Begna til Vangsmjøsa ved innløp av Leineåne og Bergsåne
- Valdres 2: Olefjorden og Fleinsendin
- Valdres 3: Storåne, Rysna og Ala
- Valdres 4: Slidrefjorden og Strondafjorden med Sundheimselvi
- Valdres 5: Neselvi, Vinda, Kjølåani og Yddeåni, fram til utløp av Volbufjorden
- Valdres 6: Neselvi mellom Volbufjorden og Strondafjorden ved Fagernes
- Valdres 7: Begna fra Strondafjorden og utløp av Leirelvi til Dokkafjorden ved Sundvoll/Aurdal
- Valdres 8: Flya, Helin og Storfjorden
- Valdres 9: Tisleifjorden og Åbjøra til utløp i Dokkafjorden
- Valdres 10: Begna fra Dokkafjorden til samløp med Reina
- Valdres 11: Begna fra samløp med Reina til utløp i Sperillen
- Valdres 12: Urula til utløp i Sperillen

Hele vannområdet domineres sterkt av fjell, skog, myr og vann, som dekker 85-100 % av arealet i tiltaksområdene (Tabell 12.1). Størst andel jordbruksareal er det i Valdres 4 og 6, ca. 10% i begge. Jordbruksareal utgjør 4-6% i fem av de andre tiltaksområdene (Valdres 3, 5, 7, 9, 10). Bebyggelse og samferdsel utgjør størst andel areal (ca. 3%) i Valdres 6, 7 og 4. De største tettstedene er Fagernes (Valdres 4 og 6), Leira (Valdres 4 og 7), Bagn (Valdres 11) og Aurdal (Valdres 7 og 10).

Hele vannområdet ligger over marin grense. På fjellet og i dalsidene er det morene og torvavsetninger, foruten bart fjell, mens det er elve- og breelvavsetninger i dalbunnene.

På jordbruksarealene i Valdres dyrkes det hovedsakelig gras. Mellom 15 og 50 % av jordbruksarealet er innmarksbeite. På dyrka mark i de fleste tiltaksområdene utgjør eng stort sett 98-100 %. I tiltaksområdene Valdres 11 og 12, lengst sør i vannområdet, er det litt mer innslag av korn, oljevekster, potet, grønnsaker og andre ettårige vekster (27 % av dyrka mark i Valdres 11 og 38 % i Valdres 12).

Tabell 12.1 Arealbruk i tiltaksområdene i Valdres vannområde (%) (fra NIBIOs AR5-kart).

Tiltaks-område	Bebyggelse	Samferdsel	Dyrkemark	Innmarks-beite	Skog	Åpen fastmark	Myr	Ferskvann	ikke kartlagt	Areal km ²
Valdres 1	0,3	0,2	0,6	0,3	12	43	0,9	11	32	401
Valdres 2	0,0	0,0	0,0		0,4	33	0,7	12	55	151
Valdres 3	0,7	0,4	4,9	1,4	40	34	4,7	8,5	5,2	255
Valdres 4	1,9	0,8	8,2	1,6	53	18	8,2	8,5		366
Valdres 5	1,0	0,5	3,9	0,9	40	32	10	7,2	5,2	525
Valdres 6	2,2	0,9	8,1	1,6	66	12	4,2	5,2		99
Valdres 7	2,1	0,9	4,6	0,9	66	8,5	9,3	7,2		118
Valdres 8	0,1	0,2	0,6	0,6	19	45	7,7	8,3	18	423
Valdres 9	0,6	0,5	2,7	1,9	41	21	17	8,2	6,6	456
Valdres 10	1,4	0,8	3,2	1,0	69	13	7,8	3,4		153
Valdres 11	0,5	0,5	1,5	0,5	73	6,3	11	7,3		1070
Valdres 12	0,3	0,4	1,0	0,3	64	17	6,2	4,8	5,7	604

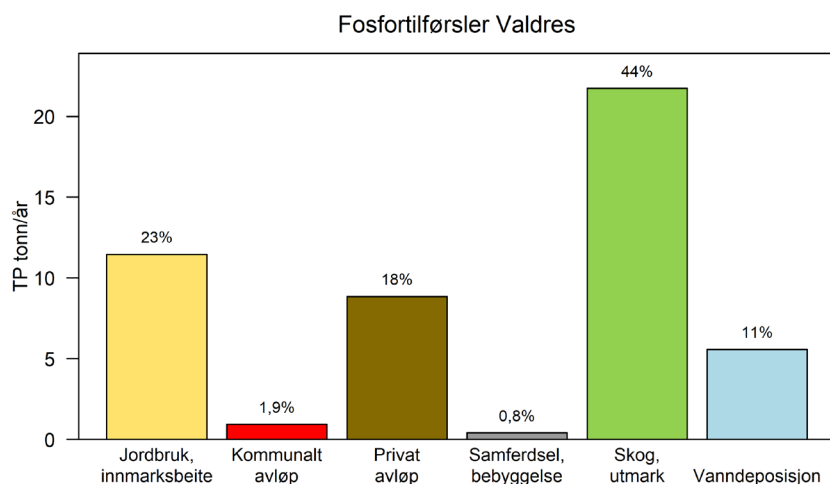


Figur 12.1 Tiltaksområdene i vannområde Valdres

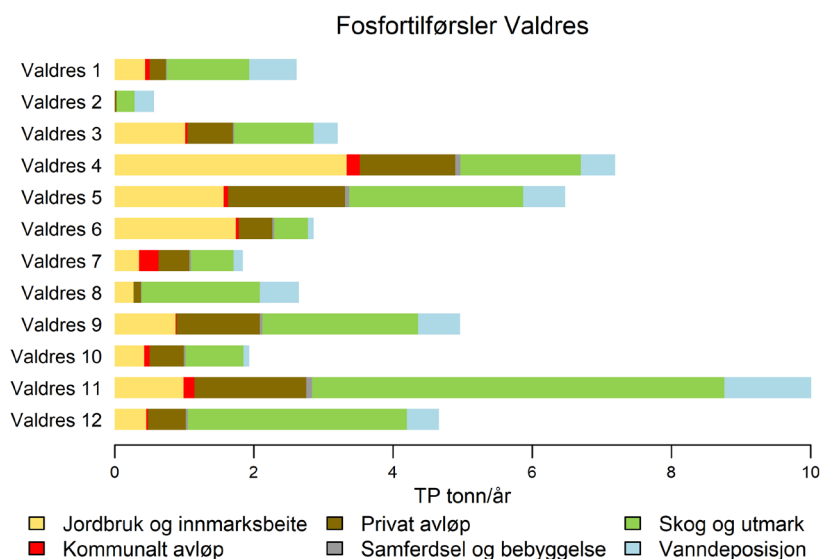
12.2 Kilderegnskap for fosfor

De største kildene til fosfortilførsler i vannområde Valdres var ifølge kilderegnskapet skog og utmark (44%) og jordbruk (23%) etterfulgt av privat avløp (18%), vanddeposisjon (11%), kommunalt avløp (1,9%) og samferdsel og bebyggelse (0,8%) (Figur 12.2).

I Valdres vannområde kom størst andel av tilførslene av totalfosfor fra jordbruk i tiltaksområdene Valdres 4 (46% av de totale fosfortilførslene) og Valdres 6 (61%), pga. stor andel av jordbruksareal (ca. 9,7%) i begge tiltaksområdene. Kommunalt avløp bidro mest i Valdres 7 (15%). Utslipp fra privat avløp var betydelig i alle tiltaksområdene og bidro fra 4% til 26% av de totale fosfortilførslene. I de øvrige tiltaksområdene bidro skog, utmark og vanndeponisjon mest til tilførslene av totalfosfor (Figur 12.3 og Tabell 12.2).



Figur 12.2 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) i vannområde Valdres fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeponisjon).



Figur 12.3 Tilførsler av totalfosfor (tonn TP/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Valdres.

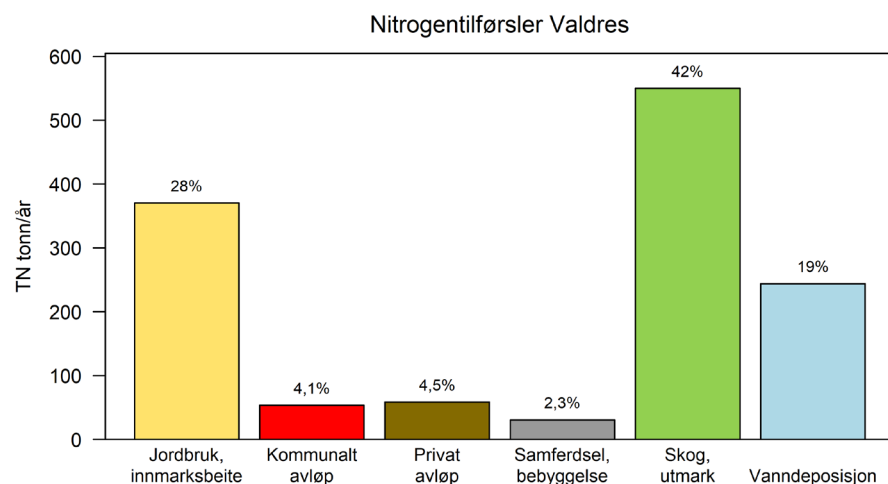
Tabell 12.2 Tilførsler av totalfosfor (kg TP/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Valdres.

Tiltaksområde	Jordbruk, innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeposisjon
Valdres 1	439	62	238	12	1 182	680
Valdres 2			27	0,5	257	283
Valdres 3	1 014	34	651	22	1 137	345
Valdres 4	3 331	193	1 369	76	1 728	495
Valdres 5	1 569	62	1 681	60	2 499	601
Valdres 6	1 739	39	491	23	484	82
Valdres 7	349	283	440	27	607	135
Valdres 8	270		110	7,7	1 695	561
Valdres 9	878	10	1 197	39	2 237	602
Valdres 10	424	78	493	25	832	82
Valdres 11	989	155	1 611	81	5 924	1 249
Valdres 12	454	26	543	29	3 146	459
Totalt	11 454	940	8 850	401	21 728	5 574

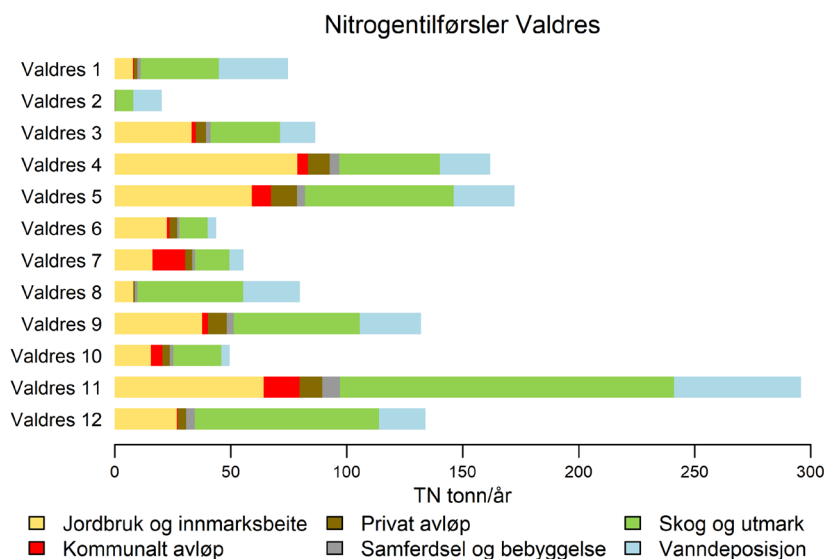
12.3 Kilderegnskap for nitrogen

I vannområde Valdres var den største kilden til nitrogentilførsler skog og utmark (42%), etterfulgt av jordbruk (28%), vanndeposisjon (19%), privat avløp (4,5%), kommunalt avløp (4,1%) og samferdsel og bebyggelse (2,3%) (Figur 12.4).

Ifølge kilderegnskapet var jordbruk og innmarksbeite den største kilden til totalnitrogen i tiltaksområdene Valdres 3, 4 og 6 (hvv. 39%, 49% og 52% av de totale nitrogentilførslene i tiltaksområdene). I tiltaksområde Valdres 7 var kommunalt avløp den største kilden til nitrogenet (26% av de totale nitrogentilførslene). Privat avløp bidro mest i Valdres 5, 6 og 10 (7% i alle tiltaksområdene). I de øvrige tiltaksområdene var naturlige kilder (skog, utmark, vanndeposisjon) de største kildene til totalnitrogenet (Figur 12.5 og Tabell 12.3).



Figur 12.4 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) i vannområde Valdres fordelt på ulike kilder (jordbruk og innmarksbeite, kommunalt avløp, privat avløp, samferdsel og bebyggelse, skog og utmark og vanndeposisjon).



Figur 12.5 Tilførsler av totalnitrogen (tonn TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Valdres.

Tabell 12.3 Tilførsler av totalnitrogen (kg TN/år) fra ulike kilder i tiltaksområdene i vannområde Valdres.

Tiltaksområde	Jordbruk og innmarksbeite	Kommunalt avløp	Privat avløp	Samferdsel og bebyggelse	Skog og utmark	Vanndeponisjon
Valdres 1	7 874	348	1 580	1 406	33 727	29 745
Valdres 2			180	367	7 609	12 367
Valdres 3	33 255	1 794	4 314	1 925	29 967	15 115
Valdres 4	78 754	4 553	9 312	4 195	43 373	21 643
Valdres 5	59 169	8 192	11 221	3 537	63 988	26 279
Valdres 6	22 530	1 193	3 267	1 003	12 177	3 575
Valdres 7	16 323	14 173	2 912	1 265	14 874	5 925
Valdres 8	7 968		735	1 168	45 473	24 554
Valdres 9	37 755	2 472	8 148	2 894	54 456	26 318
Valdres 10	15 599	4 944	3 287	1 432	20 709	3 607
Valdres 11	64 217	15 512	9 837	7 574	143 971	54 623
Valdres 12	26 746	484	3 663	3 650	79 374	20 089
Totalt	370 191	53 664	58 459	30 417	549 697	243 841

12.4 Tilførsler fra privat avløp

I vannområde Valdres hadde tiltaksområde Valdres 5 de største utslippene av totalfosfor (1,7 tonn per år) og totalnitrogen (11,2 tonn per år) (Tabell 12.4), etterfulgt av tiltaksområde Valdres 11 (1,6 tonn totalfosfor per år og 9,8 tonn totalnitrogen per år). Totale utslippene fra privat avløp fra Valdres vannområde utgjorde 8,9 tonn totalfosfor per år og 58 tonn totalnitrogen per år.

Tabell 12.4 Utslipp av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN) fra privat avløp for tiltaksområdene i vannområdet Valdres.

Tiltaksområde	Utslipp kg TP/år	Utslipp kg TN/år
Valdres 1	238	1 580
Valdres 2	27	180
Valdres 3	651	4 314
Valdres 4	1 369	9 312
Valdres 5	1 681	11 221
Valdres 6	491	3 267
Valdres 7	440	2 912
Valdres 8	110	735
Valdres 9	1 197	8 148
Valdres 10	493	3 287
Valdres 11	1 611	9 837
Valdres 12	543	3 663

12.5 Tilførsler fra kommunalt avløp

Utslipp av totalfosfor og totalnitrogen fra kommunalt avløp var høyest i tiltaksområde Valdres 7 (283 kg totalfosfor per år og 14,2 tonn totalnitrogen per år), som er forårsaket av bidrag til utslipp fra Fagernes-Leira renseanlegg. Utslipp fra kommunale renseanlegg (Bagn, Begna, Nes, Ringmoen og Tollefsrud renseanlegg) var også høyt i Valdres 11 (122 kg totalfosfor og 15,3 tonn totalnitrogen per år). Det var noe lekkasje fra kommunalt avløpsnett i flere tiltaksområder og mest i Valdres 4 (106 kg totalfosfor per år og 701 kg totalnitrogen per år) (Tabell 12.5). Noen tiltaksområder hadde ikke kommunalt avløpsnett eller kommunale renseanlegg.

Tabell 12.5 Lekkasje av totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TP) fra kommunalt avløpsnett per tiltaksområde, utslipp av totalfosfor og totalnitrogen fra kommunale renseanlegg, og totale tilførsler fra kommunalt avløp.

Tiltaksområde	Lekkasje TP kg/år	Lekkasje TN kg/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg TP kg/år	Utslipp fra kommunale renseanlegg TN kg/år	Sum tilførsel TP kg/år	Sum tilførsel TN kg/år
Valdres 1	32	214	30	134	62	348
Valdres 3	24	158	9,9	1 635	34	1 794
Valdres 4	106	701	87	3 852	193	4 553
Valdres 5			62	8 192	62	8 192
Valdres 6	33	218	6,4	976	39	1 193
Valdres 7	61	407	221	13 766	283	14 173
Valdres 9	2,4	16	7,6	2 456	10	2 472
Valdres 10	39	256	39	4 687	78	4 944
Valdres 11	33	216	122	15 296	155	15 512
Valdres 12	4,3	28	21	456	26	484

12.6 Tilførsler fra jordbruk

Jord- og fosfortap fra jordbruksarealene henger sammen med erosjonsrisiko, drift og fosforstatus i jord (P-AL) på arealene (Tabell 12.6 og Tabell 12.7). Lav erosjonsrisiko og avrenning, drift som medfører at jorda ikke jordarbeides om høsten (gras, stubb) og lav P-AL gir redusert risiko for jord- og

fosfortap sammenliknet med høyere erosjonsrisiko og avrenning, jordarbeiding om høsten (høstpløying, potet og grønnsaker) og høyere P-AL. Nitrogentapene henger sammen med driften, der korndyrking med overvintring i stubb, fangvekst (det er ikke registrert areal med fangvekst i vannområde Valdres) og grasdyrking gir redusert risiko for nitrogentap. Avrenningsmengde (overflate- og grøfteavrenning, se også avsnitt 2.3.2.2) og jordtype har også betydelig effekt på beregnet nitrogentap, med høyere tap der det er mye avrenning og lette jordarter (sand, lettleire). Nitrogenoverskudd i jorda (N-balanse, dvs. N tatt opp i avling minus N tilført med gjødsel) har også noe betydning, men N-balansen er høyst usikker pga. lav romlig oppløsning på dataene som trengs for å beregne den.

Jordtapet var lavt i alle tiltaksområdene, under ca. 20 kg/daa/år (Tabell 12.8), selv om «total» erosjonsrisiko stort sett var middels stor med stedvis høy andel areal klassifisert med stor til svært stor erosjonsrisiko. Det kommer av at det stort sett er eng eller beite på jordbruksarealene, og gras beskytter svært godt mot erosjon. Jordtapet var høyest, men fortsatt lavt, i Valdres 11 og 12, der det var noe mer åpen åker enn i de andre tiltaksområdene. På kornarealene var det ikke jordarbeidet om høsten, hvilket også gir god beskyttelse mot erosjon. Selv om jordtapet var lavt i alle tiltaksområdene, var beregnet tap av totalfosfor var likevel betydelig (40-160 g/daa/år; Tabell 12.8). Det henger sammen med at P-AL stort sett var høy til svært høy (10-30 mg/100 g), unntatt i Valdres 11 og 12, der P-AL var middels høy (8-9 mg/100 g). Totalfosfortapet var spesielt høyt i Valdres 6, som hadde den høyeste P-AL-verdien på 30 mg/100 g. Høy P-AL kan forårsake store tap av både løst fosfat og partikkelbundet fosfor. Løst fosfat utgjorde 27-53% av totalfosfor. Løst fosfat er direkte biotilgjengelig for vannlevende organismer, mens partikkelbundet fosfor kan løses ut i vann på sikt.

Tap av totalnitrogen per arealenhet var mellom 1,5 og 3,4 kg/daa/år i tiltaksområdene. Det var høyest i Valdres 11 og 12, der det var større andel åpen åker enn i de andre tiltaksområdene (Tabell 12.6). De laveste nitrogentapene ble beregnet for Valdres 8 og 9, der det var særlig stor andel beiteareal (40-50 % av jordbruksarealet, i motsetning til 15-35 % i resten av tiltaksområdene).

Tabell 12.6 Andel av jordbruksareal med leir- og siltjord, og organisk jord, og andel av jordbruksareal med stor og svært stor erosjonsrisiko (ER 3-4) *, og gjennomsnittsverdier for risiko for flate- og drågerosjon (ERK) **, årsavrenning og fosforstatus i jord (P-AL).

Tiltaksområde	Leirjord + siltjord (%)	Organisk jord (%)	ER 3-4 (%)	ERK (kg SS/daa/år)	Avrenning (mm/år)	P-AL (mg/100 g)
Valdres 1	3	1	12	120	457	18
Valdres 3	0	8	12	78	421	14
Valdres 4	0	3	18	114	359	13
Valdres 5	0	5	7	76	387	12
Valdres 6	0	4	8	77	372	30
Valdres 7	1	1	20	101	376	13
Valdres 8	0	23	10	39	546	11
Valdres 9	1	15	4	39	483	10
Valdres 10	0	4	28	125	425	14
Valdres 11	5	6	6	82	446	9
Valdres 12	8	5	5	96	535	8

* Jf. erosjonsrisikoklassene i AGRITIL, som inkluderer flate- og rilleerosjon, samt jordtap gjennom drenerør. ** «Erosjonsrisiko» som inkluderer både flate-, rille- og drågerosjon, samt jordtap gjennom drenerør. * og ** gjelder under forutsetning om vårkorn med høstpløying på alt areal.

Tabell 12.7 Arealfordeling av jordbruksvekster fordelt på hovedkategoriene eng, frukt og bær, vårkorn og oljevekster med overvintring i stubb, vårkorn og oljevekster med jordbearbeiding om høsten, grønnsaker og potet, og fangvekst*.

Tiltaksområde	Eng (%)	Frukt og bær (%)	Stubb (%)	Jordarbeiding høst (%)	Grønnsaker og potet (%)
Valdres 1	99 %	0 %	0 %	1 %	0 %
Valdres 3	98 %	0 %	0 %	2 %	0 %
Valdres 4	98 %	0 %	0 %	2 %	0 %
Valdres 5	99 %	0 %	0 %	1 %	0 %
Valdres 6	99 %	0 %	0 %	1 %	0 %
Valdres 7	99 %	0 %	0 %	1 %	0 %
Valdres 8	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Valdres 9	99 %	0 %	0 %	1 %	0 %
Valdres 10	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Valdres 11	73 %	0 %	26 %	0 %	1 %
Valdres 12	62 %	0 %	37 %	0 %	2 %

Tabell 12.8 Beregnet tap av jordpartikler (SS), totalfosfor (TP), løst fosfat (PO₄-P) og totalnitrogen (TN) fra jordbruksareal i tiltaksområdene i vannområde Valdres, for året 2020.

Tiltaksområde	SS tonn/år	SS kg/daa	TP kg/år	TP g/daa	PO ₄ -P kg/år	PO ₄ -P g/daa	TN kg/år	TN kg/daa
Valdres 1	41	10	439	103	195	46	7 874	2,0
Valdres 3	161	10	1 014	64	491	31	33 255	2,1
Valdres 4	632	12	3 331	62	1 420	26	78 754	2,2
Valdres 5	273	9	1 569	49	676	21	59 169	2,4
Valdres 6	94	9	1 739	163	926	87	22 530	2,4
Valdres 7	64	10	349	54	150	23	16 323	2,5
Valdres 8	44	9	270	54	126	25	7 968	1,5
Valdres 9	164	8	878	43	351	17	37 755	1,8
Valdres 10	73	11	424	66	193	30	15 599	2,4
Valdres 11	272	14	989	51	341	17	64 217	3,1
Valdres 12	177	22	454	56	120	15	26 746	3,4

12.7 Tilførsler fra andre kilder

Tilførsler fra arealer i kategorien «andre kilder» kommer i hovedsak fra skog og utmark (skog, myr og fjell). I hele vannområdet bidro «andre kilder» med 57% av tilførslene av totalfosfor og 63% av tilførslene av totalnitrogen. Det var beregnet høyest tilførsel av totalfosfor og totalnitrogen fra disse kildene i Valdres 2 (95 % av totale tilførsler av totalfosfor og 99% av totale tilførsler av totalnitrogen i tiltaksområdet), som skyldes at hele arealet av Valdres 2 er skog, utmark og vann.

Tilførsel av totalfosfor, løst fosfat (som er direkte biotilgjengelig) og totalnitrogen fra samferdsel og bebyggelse var høyest i Valdres 11 (Tabell 12.9). Dette skyldes at Valdres 11 er et stort tiltaksområde som gjør at det er også stort areal av samferdsel og bebyggelse. Om vi ser på relativt bidrag fra samferdsel og bebyggelse i alle tiltaksområdene, er bidrag likende i alle og er på ca. 1% av de totale tilførslene for totalfosfor or ca. 2% for totalnitrogen.

Tabell 12.9 Utslipp av totalfosfor (TP), biotilgjengelig fosfor (PO4-P) og totalnitrogen (TN) fra andre kilder i Valdres vannområde.

Tiltaksområde	Samferdsel og bebyggelse			Skog og utmark		
	TP kg/år	PO4-P kg/år	TN kg/år	TP kg/år	PO4-P kg/år	TN kg/år
Valdres 1	12	4,0	1 406	1 182	118	33 727
Valdres 2	0,5	0,2	184	257	26	7 609
Valdres 3	22	7,4	1 925	1 137	114	29 967
Valdres 4	76	25	4 195	1 728	173	43 373
Valdres 5	60	20	3 537	2 499	250	63 988
Valdres 6	23	7,6	1 003	484	48	12 177
Valdres 7	27	8,9	1 265	607	61	14 874
Valdres 8	7,7	2,5	1 168	1 695	169	45 473
Valdres 9	39	13	2 894	2 237	224	54 456
Valdres 10	25	8,1	1 432	832	83	20 709
Valdres 11	81	27	7 574	5 924	592	143 971
Valdres 12	29	9,5	3 650	3 146	315	79 374

12.8 Tiltakseffekter på jordbruksavrenning

Det er beregnet effekter av ulike scenarier med tiltak for å redusere tap av jordpartikler, fosfor og nitrogen fra jordbruksareal. Sammenlikningsgrunnlaget er vekstfordeling slik den var i 2020, med høstpløying på alt kornareal. Dette gir et bilde av maksimal forventet effekt av tiltakene, forutsatt gjeldende vekstfordeling. I enkeltår (her representert ved 2020) og i de enkelte tiltaksområdene, vil deler av tiltakseffekten allerede være tatt ut, avhengig av hvor stor tiltaksgjennomføring det har vært. Dette reflekteres i scenario 0 «faktisk drift».

12.8.1 Tiltak mot jord- og fosfortap

For jord- og fosfortap ble det beregnet effekter av fem scenarier: fire med enkelttiltak og ett med kombinasjon av flere tiltak. Resultatene er vist i Figur 12.6. Herunder omtales kun tiltakseffektene for totalfosfor. Effekten på jordpartikler er som vist i Figur 12.6, høyere enn effekten på totalfosfor, som skyldes anrikning av fosfor på partiklene (anrikning øker med avtakende jordtap). Alle tiltakene har effekt på både partikkelbundet fosfor og løst fosfat (direkte biotilgjengelig fosfor).

Scenario 4, stubb på alt kornareal, innebærer at areal med korn, oljevekster og andre ettårige vekster (unntatt potet og grønnsaker) ikke blir pløyd eller harvet om høsten, og halmstubben blir stående. Det blir i stedet pløyd og/eller harvet først til våren, evt. direktesådd. På denne måten blir jorda minst mulig forstyrret og mest mulig beskyttet mot avrenning og erosjon utenom vekstsesongen. I tiltaksområdene Valdres 1-10 var det så lite kornareal at dette tiltaket ikke hadde særlig betydning. I Valdres 11 og 12, med henholdsvis 26 og 37% kornareal, ga scenario 4 henholdsvis 30 og 38% reduksjon i totalfosfortap sammenliknet med om alt kornareal var høstpløyd.

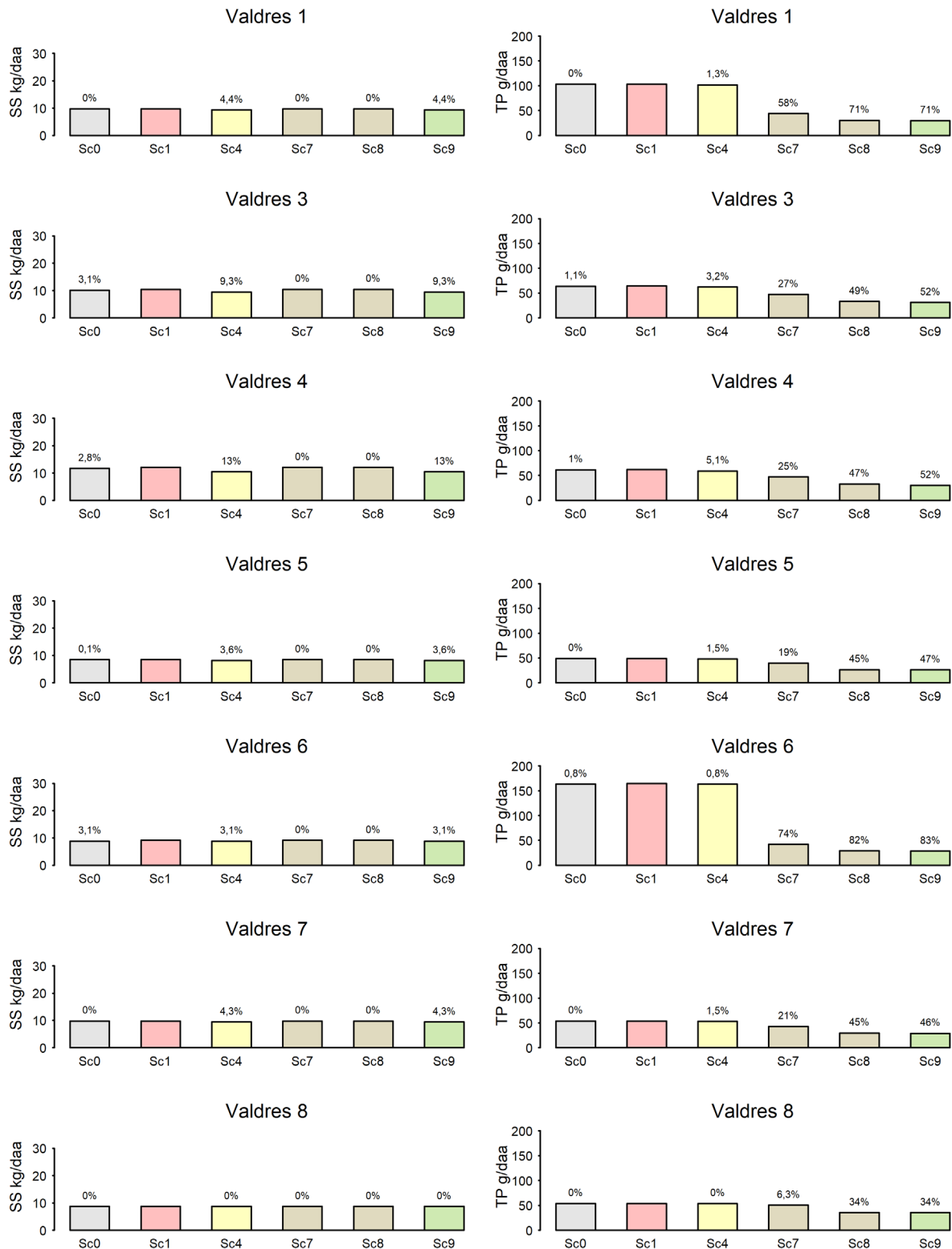
Reduksjon av fosforstatus i jord, P-AL (scenario 7 og 8), reduserer tap av partikkelbundet fosfor og direkte tap av løst fosfat fra jordprofilen. Dette oppnås først og fremst gjennom redusert gjødsling med fosfor, som på lengre sikt vil få ned fosforinnholdet i jorda. Her ble det valgt å beregne effekt av å redusere P-AL til 10 eller 7 mg/100 g, på areal der disse nivåene er overskredet. Den minste reduksjonen i P-AL (scenario 7) ga ingen effekt i Valdres 9, 11 og 12, ettersom gjennomsnittlig P-AL var 10 mg/100 g eller lavere her (kun gjennomsnittlig P-AL ble brukt som input i modellen, så høyere verdier kan forekomme på enkeltskifter). I Valdres 8, med P-AL 11 mg/100 g, var det 8 % reduksjon i

totalfosfortap sammenliknet med totalfosfortapet ved dagens P-AL-nivå. I resten av tiltaksområdene, som hadde høyere P-AL-nivåer, var tiltakseffekten stort sett over 20%, helt opp til 58 % i Valdres 1 (P-AL = 18 mg/100 g i utgangspunktet) og hele 74 % i Valdres 6 (P-AL = 30 mg/100 g i utgangspunktet). Å redusere P-AL ytterligere (scenario 8), ga enda bedre effekt, for Valdres 1-10 31-82% reduksjon i totalfosfor, og for Valdres 11 og henholdsvis 22 og 4% reduksjon.

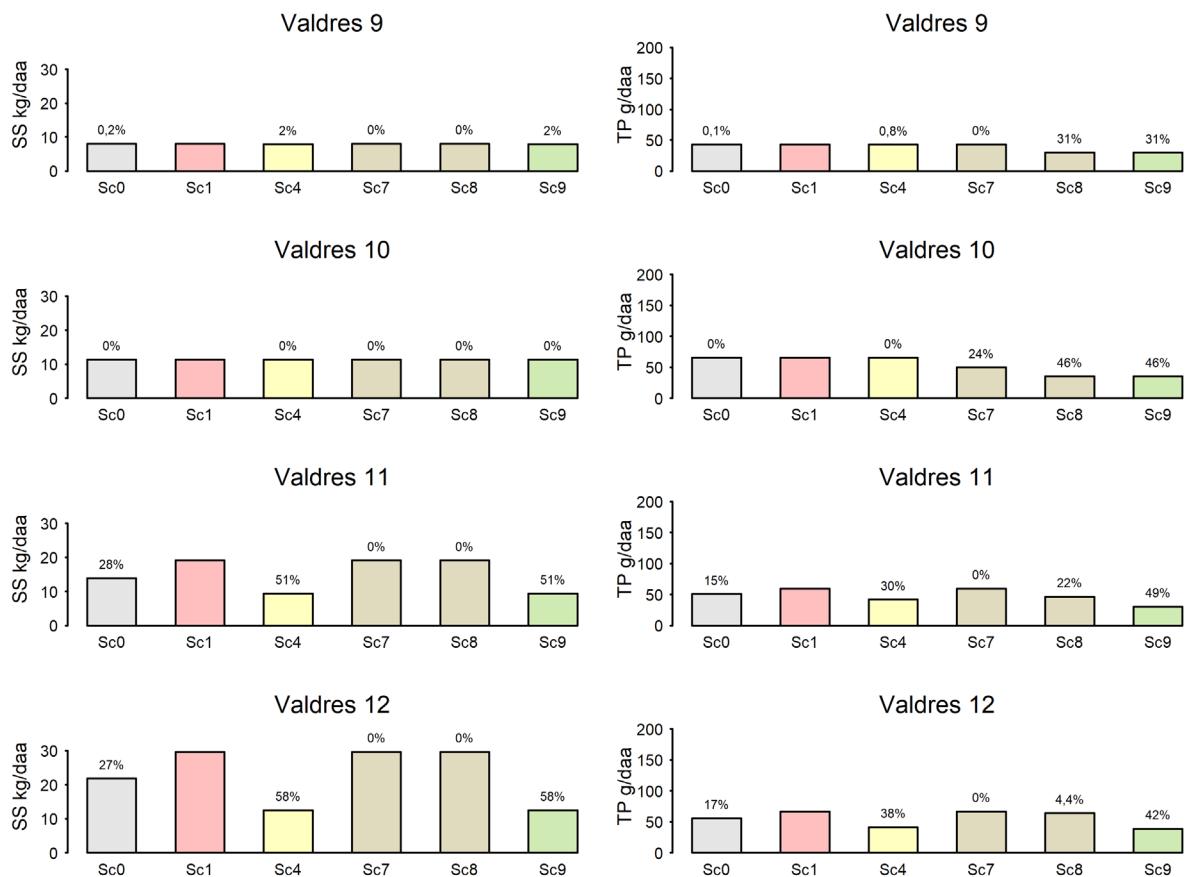
En kombinasjon av tiltak vil være enda mer effektivt enn enkelttiltakene som er beskrevet over. I scenario 9 ble det beregnet effekt av å kombinere stubb på alt kornareal og P-AL redusert til 7 mg/100 g på alt areal der P-AL var høyere enn dette nivået. Effekten av dette var over 30% i alle tiltaksområdene, og maksimalt 83% (Valdres 6), sammenliknet med om ingen tiltak hadde vært gjennomført.

Andre aktuelle tiltak på åpen åker, som det ikke er beregnet effekter av for dette vannområdet, er bl.a. grastiltak som grasdekte kantsoner i åker og grasdekte vannveier i åker. Kantsoner anlegges langs alle elver og innsjøer. Tiltakets viktigste effekt er å bremse overflateavrenning og fremme infiltrasjon av vann i jorda, slik at jordpartikler og partikkelbundne næringsstoffer fanges opp og i mindre grad når fram til åpent vann. Tiltaket har ingen effekt på partikler som tapes gjennom grøftesystemene. Grasdekte vannveier anlegges i såkalte «dråg», forsenkninger i terrenget der overflateavrenning kan samle seg og grave i jorda med potensielt stor kraft.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. I de fleste tiltaksområdene var det tilnærmet ingen forskjell mellom scenario 0 og 1 (alt kornareal høstpløyd), pga. lite kornareal. I Valdres 11 og 12, med mer kornareal, var totalfosfortapet for scenario 0 var henholdsvis 15 og 17% lavere enn scenariet der alt kornareal var høstpløyd og ingen andre tiltak gjennomført. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det burde være et stort potensial for å redusere totalfosfortapene fra jordbruksareal i alle tiltaksområdene. I de grasdominerte tiltaksområdene må det fokuseres spesielt sterkt på å få ned P-AL-nivået i jorda, mens i tiltaksområder der korndyrking er viktigere, er tiltak mot erosjon viktig i tillegg til å redusere P-AL.



Figur 12.6 Jordtap (kg SS/daa) og totalfosfortap (g TP/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 5 scenarier for tiltaksområdene i Valdres vannområde. Sc1 representer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc4: stubb på alt kornareal; Sc7-Sc8: redusert P-AL - maksimalt hhv. 10 og 7 mg/100 g (tiltaket påvirker ikke jordtap, kun fosfortap); Sc9: kombinasjon av stubb på alt kornareal og P-AL maks. 7 mg/100 g.



Figur 12.6 (fortsettelse). Jordtap (kg/daa) og fosfortap (g/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 5 scenarier for tiltaksområdene i Valdres vannområde. Sc1 representerer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i utslipp sammenliknet med Sc1 (ingen tiltak).

12.8.2 Tiltak mot nitrogentap

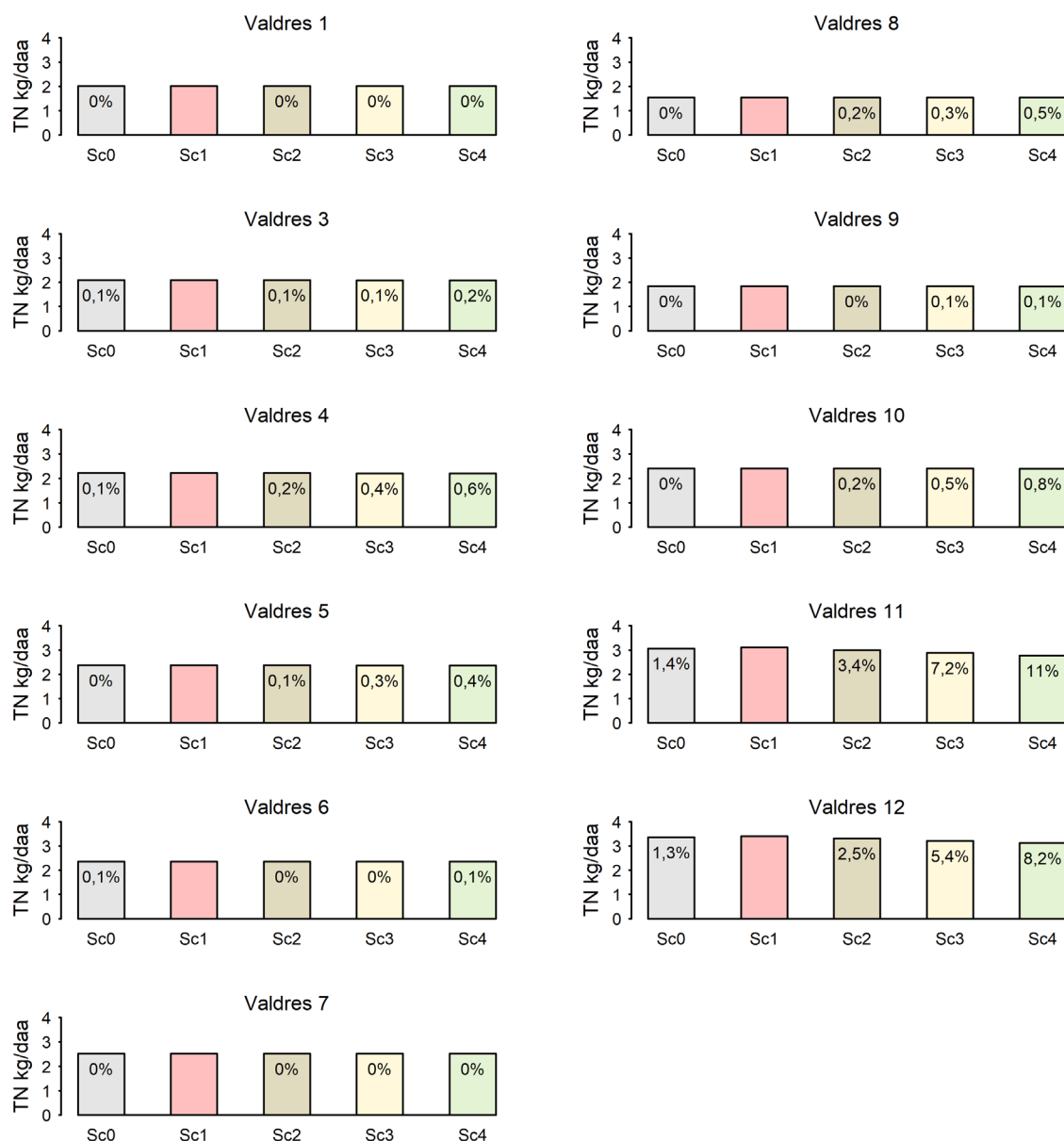
For nitrogentap ble det beregnet effekter av fire ulike scenarier med tiltak. Resultatene er vist i Figur 12.7. I tiltaksområdene Valdres 1-10, med stort sett svært lite kornareal, var det ingen til minimal effekt av tiltakene, ettersom tiltakene kun var aktuelle på kornareal.

Scenario 2 representerer en situasjon med stubb på alt kornarealet. Når jord forstyrres og brytes opp ved jordarbeiding, øker nitrogenomsetningen i jorda. Når jordarbeidingen utsettes til våren, vil jorda ligge uforstyrret over en lengre periode, og risiko for frigjøring og utvasking av nitrogen reduseres. Beregnet effekt av scenariet var ca. 3 % reduksjon i totalnitrogentap i Valdres 11 og 12, sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd.

Scenario 3 innebærer at halvparten av kornarealet legges om til eng. Dette gir samme fordel som å utsette jordarbeiding til våren, ved at jorda ikke forstyrres om høsten, men i tillegg kan graset ta opp nitrogen utover høsten, og reduserer slik nitrogenoverskuddet som ellers kan tapes ved utvasking. Den beregnede effekten i Valdres 11 og 12 var henholdsvis 7 og 5 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. En så omfattende omlegging av kornproduksjon til eng, vil naturlig nok ha negativ effekt på matkornproduksjon, ettersom korn erstattes med gras.

Scenario 4 innebærer at det dyrkes fangvekst på alt kornarealet. I likhet med gras, vil fangveksten kunne ta opp nitrogen fra jorda utenom vekstsesongen. Beregnet effekt av tiltaket i Valdres 11 og 12 var på henholdsvis 11 og 8 % reduksjon i totalnitrogentap sammenliknet med om alt kornarealet var høstpløyd. Effektiviteten av tiltaket forutsetter god utvikling av fangveksten, og den beregnede tiltakseffekten vil kunne være for høy i områder der klima eller andre forhold medfører lite potensiale for dyrking av fangvekst.

Som nevnt, representerer scenario 0 tiltaksgjennomføringen slik den var i året 2020. I Valdres 11 og 12 var totalnitrogentapet som beregnet for 2020, ca. 1 % lavere enn totalnitrogentapet beregnet i scenario 1 med alt kornareal var høstpløyd. Tiltakseffektene beregnet for de andre scenariene viser at det er litt potensiale for å redusere totalnitrogentapene fra jordbruksareal i disse tre tiltaksområdene mer enn det tiltaksgjennomføringen i 2020 har bidratt til.



Figur 12.7 Totalnitrogentap (kg TN/daa) for faktisk drift i 2020 (Sc0) og 4 scenarier for tiltaksområdene i Valdres vannområde. Sc1 representer en situasjon der alt kornareal er høstpløyd (ingen tiltak). Tall i % viser reduksjon i tap sammenlignet med Sc1 (ingen tiltak). Sc2: stubb på alt kornareal; Sc3: eng i stedet for korn på 50 % av kornarealet; Sc4: fangvekst på alt kornareal.

12.9 Oppsummering

I vannområde Valdres var tilførsel av totalfosfor beregnet for året 2020 ca. 49 tonn og tilførsel av totalnitrogen 1306 tonn. Jordbruk og avløp bidro med til sammen 0-61% tilførslene av totalfosfor og 0-52% av totalnitrogen. For totalfosfor var jordbruk en viktigere kilde enn avløp i Valdres 1, 3, 4, 6 og 8. For totalnitrogen var jordbruk viktigere enn avløp i alle tiltaksområdene unntatt Valdres 2 og 7.

Internt i avløpssektoren var tilførsler fra privat avløp største kilde til totalfosfor og totalnitrogen i alle tiltaksområdene, med unntak av Valdres 7, 10 og 11, der var kommunalt avløp største kilde til totalnitrogen. Over 80% av nitrogentilførslene fra kommunalt avløp skyldtes utslipp fra rensesanlegg i alle tiltaksområdene unntatt Valdres 1, mens for totalfosfor varierte andelen som skyldtes utslipp fra rensesanlegg mellom ca. 16 og 100%, mens resten skyldtes lekkasjer fra avløpsnett. Tilførsler fra overløp var ikke inkludert i beregningene.

Fosfor- og nitrogentap fra jordbruksareal var et resultat av ulike faktorer knyttet til klima, terreng, jordsmonn og jordbruksdrift. Erosjonsrisiko var betydelig i flere av tiltaksområdene, med særlig mye areal i høyere erosjonsrisikoklasser i Valdres 4, 7 og 10. Fosforstatus i jord var middels til svært høy, med høyest verdier i Valdres 6. Det dyrkes hovedsakelig eng i alle tiltaksområdene, unntatt Valdres 11 og 12, der er det noe åpen åker. I 2020 var det registrert ingen jordarbeiding om høsten på hele kornarealet i Valdres 11 og 12. Tap av totalfosfor per arealenhet jordbruksareal varierte mellom ca. 43 og 163 g/daa, og totalnitrogen mellom 1,5 og 3,4 kg/daa.

Beregnete effekter av jordbrukstiltak varierte mellom ulike tiltak og mellom tiltaksområder. Sammenliknet med høstpløying på alt kornareal, og fosforstatus i jord som i 2020, ble det beregnet 31-83% reduksjon i totalfosfortap ved å kombinere stubb på alt kornareal og redusert fosforstatus i jord. I de grasdominerte tiltaksområdene var effekten hovedsakelig et resultat av redusert fosforstatus i jord. Effekten av tiltak mot nitrogentap var svært lav i de grasdominerte tiltaksområdene, ettersom grasdekke allerede er effektivt mot nitrogentap. I Valdres 11 og 12, med større andel kornareal, var det 3-11% reduksjon i nitrogentap ved de ulike tiltakene. Beregnet effekt av tiltaksgjennomføringen i 2020 i tiltaksområdene Valdres 11 og 12, der det dyrkes korn, var henholdsvis 15 og 7% reduksjon i tap av totalfosfor, og inntil 1,5% reduksjon i tap av totalnitrogen, sammenliknet med høstpløying på alt kornareal. Samlet antyder tallene at det er et potensiale for å redusere særlig fosfortapene fra jordbruksarealene.

13 Konklusjon

For hele regionen utgjorde jordbruk den største tilførselskilden av totalfosfor (41% av totale tilførsler) og totalnitrogen (39%) til vassdragene. Jordbruk var stort sett også største kilde i alle vannområdene, med noen unntak: Avløp var største kilde til totalnitrogen i vannområde Drammenselva, og utmark (skog, myr, fjell og avsetning på innsjøer) var største kilde til totalfosfor i Hallingdal, Valdres og Randsfjorden, og til totalnitrogen i Hallingdal, Valdres, Simoa og Numedalslågen.

I avløpssektoren var privat avløp største kilde til totalfosfor, mens største kilde til tilførsel av totalnitrogen var kommunalt avløp. Mesteparten av nitrogentilførslene fra kommunalt avløp skyldtes utslipp fra renseanlegg.

Nivå på tap av fosfor og nitrogen fra jordbruksareal var avhengig av faktorer som jordart, avrenningsmengde, erosjonsrisiko, vekstfordeling, fosforstatus i jord og tiltaksgjennomføring. De 10 tiltaksområdene med høyest totalfosfortap per arealenhet dyrka mark for året 2020 (250-500 g/daa), lå i vannområdene Lierelva, Drammenselva og Numedalslågen. I syv av disse tiltaksområdene var det særlig stor andel areal av erosjonsutsatte kulturer som potet og grønnsaker. Disse tiltaksområdene hadde også stor andel areal i høyere erosjonsrisikoklasser og høy til svært høy fosforstatus i jord. Tiltaksområdene med de laveste totalfosfortapene (25-55 g/daa) lå i nordlige del av Numedalslågen og i Hallingdal, Randsfjorden og Valdres, og hadde stort sett stor andel grasareal (70-100%). De høyeste tapene av totalnitrogen per arealenhet dyrka mark i 2020 (5,0-6,6 kg/daa), forekom i tiltaksområder i Eikeren, Numedalslågen og Tyrifjorden. Det var hovedsakelig knyttet til høy avrenning og stor andel åpenåkerareal. De laveste nivåene på tap av totalnitrogen (1,5-2,5 kg/daa) var i grasdominerte tiltaksområder primært i Hallingdal og Valdres.

Effekter av tiltak på fosfor- og nitrogentap fra jordbruksareal varierte mellom tiltaksområdene og mellom ulike typer tiltak. Tiltakseffektene ble sammenliknet med en situasjon der alt kornareal var høstpløyd og ingen andre tiltak gjennomført. Der det i utgangspunktet var stor andel grasareal, var effekter av tiltak som overvintring i stubb (aktuelt både for fosfor og nitrogen), grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier (mest aktuelt for fosfor) av mindre betydning enn i tiltaksområder med mye åpenåkerareal. Reduksjon av fosforstatus i jord var et effektivt tiltak mot fosfortap der fosforstatusen i utgangspunktet var høy til svært høy, også i områder med stor andel grasareal. Kombinasjon av alle tiltak ga i flere tiltaksområder svært god effekt, opptil ca. 80 % reduksjon i totalfosfortap på det beste. For nitrogen var fangvekst på alt kornareal det mest effektive tiltaket (opptil ca. 30% reduksjon i totalnitrogentap), men det forutsetter at klimaet gir mulighet for god etablering av fangvekst. Fosfor- og nitrogentap beregnet for tiltaksgjennomføringen i 2020, viste at det sannsynligvis er et betydelig potensial for å redusere både fosfor- og nitrogentap fra jordbruksarealene i regionen (forutsatt at året 2020 er representativt mht. tiltaksgjennomføring de siste årene).

Behovet for tiltaksgjennomføring må ses i sammenheng med total belastning, økologisk tilstand og miljømål i de enkelte vannforekomstene, og både jordbruks- og avløpssektoren må bidra med tiltak der dette er nødvendig for å nå miljømålene.

14 Referanser

- Bechmann, M., Haande, S., Kværnø, S., Poverud, L.M., Turtumøygard, S., 2016. Evaluering og revidering av tiltaksanalyse for Tunevann. NIBIO Rapport 2(115), 53 s.
- Bechmann, M., Thrane, J.-E., Kværnø, S., Turtumøygard, S., 2022. Eutrofiering på Hadeland - Kartlegging av årsaksforhold og kilder til fosfor i fem nedbørfelt. NIBIO Rapport 8(115), 32 s.
- Krzeminska, D., Kværnø, S., Turtumøygard, S. 2019. Beregning av jord- og fosfortap i Vestfold og Telemark fylke i Agricat2, driftsår 2017. Revidert utgave. NIBIO Rapport 5(122).
- Kværnø, S., Krzeminska, D., 2023. Agricat 2-beregninger av jord- og fosfortap i vannområdet PURA, basert på arealbruk i 2022. NIBIO rapport 9(127), 22 s.
- Kværnø, S.H., Turtumøygard, S., Grønsten, H.A. Bechmann, M. 2014a. Modellverktøy for beregning av jord- og fosfortap fra jordbruksdominerte områder. Dokumentasjon av modellen Agricat 2. Bioforsk rapport nr. 9(108)
- Kværnø, S.H., Borch, H., Greipsland, I., Buseth-Blankenberg, A.-G., Eggestad, H.O., Bechmann, M., 2014b. Beregning av landbruksavrenning i et utvalg av vannområder i vannregion Glomma. Bioforsk rapport 9(37).
- Kværnø, Sigrun, Franziska Fischer, Marianne Bechmann. 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).
- REGINE. Dataset fra NVE. <https://nve.no/kart/kartdata/vassdragsdata/nedbørfelt-regine/>. Last ned 09.2022
- Sample, J. E., Jackson-Blake, L. A., Vogelsang, C., Kaste, Ø. 2024. TEOTIL3: En modell for beregning av kildebaserte tilførsler via elver og direktetilførsler til kyst. NIVA-rapport 7996-2024.
- Saunes, H., Åstebøl, S.O. 2014. Beregning av forurensning i overvann fra tette flater i Glomma vannregion. COWI rapport for Fylkeskommunen i Oslo og Akershus, oppdragsnr. A043458.
- Skaalsveen, K., Kværnø, S., Turtumøygard, S., Bechmann, M. 2022. Beregning av forurensningstilførsler til vassdrag i Bærum. Delrapport 2: Isielva. NIBIO Rapport 8(17)
- Skaalsveen, K., Kværnø, S., Turtumøygard, S., Bechmann, M. 2022. Beregning av forurensningstilførsler til vassdrag i Bærum. Delrapport 1: Øverlandselva. NIBIO Rapport 8(16)
- Solheim, A. L., Haande, S., Dillinger, B. N., Persson, J., Skjelbred, B. Mjelde, M. 2022. Eutrofiering av norske innsjøer. Tilstand og trender. NIVA-rapport.
- Staalstrøm, A., Gomes, T., Gitmark, J., Engesmo, A., Borgersen, G. Andersen, G. S. 2023. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord Årsrapport 2022. NIVA-rapport.
- Turtumøygard, S. G. Hensel, 2021. WebGIS avløp – Fagsystem for avløp fra private renseanlegg. NIBIO-pop 7(31).
- Vannforekomster. Dataset fra Miljødirektoratet. <https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/3061>. Last ned 09.2022
- Øgaard, A.F., Skarbøvik, E., Bechmann, M., Krogstad, T. 2012. Biotilgjengelighet av fosfor fra jordbruksavrenning – kunnskapsstatus. Vann 47(3): 357-368.

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.



Forsidefoto: Lise Kihle Gravermoen- Kornarealer i stubb på Flågansletta. Bildet er tatt fra Endeberg

Baksidefoto: Lise Kihle Gravermoen- Kantsone mot vassdrag og grasdekt vannvei på areal med kornproduksjon i Nedre Eggedal