



NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI



Forskingsmidlene
for jordbruk og matindustri
Forskingsmidler over jordbruksavtalen (JA)

Beregning av næringsstoffavrenning fra skogarealer og skogsdrift til Oslofjorden

Med vurdering av kunnskaps- og databehov

NIBIO RAPPORT | VOL. 10 | NR. 47 | 2024



Eva Skarbøvik, Leah Jackson-Blake, James Sample, Heleen de Wit, Nicholas Clarke
Miljødivisjonen (NIBIO) og NIVA

TITTEL

Beregning av næringsstoffavrenning fra skogarealer og skogsdrift til Oslofjorden
Med vurdering av kunnskaps- og databehov

FORFATTERE

Eva Skarbøvik (NIBIO), Leah Jackson-Blake (NIVA), James Sample (NIVA), Heleen de Wit (NIVA),
Nicholas Clarke (NIBIO)

DATO:	RAPPORT NR.:	TILGJENGELIGHET:	PROSJEKT NR.:	SAKSNR.:
04.04.2024	10/47/2024	Åpen	53612	23/00997
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER:	ANTALL VEDLEGG:	
978-82-17-03498-8	2464-1162	58	6	

FINANSIERING:

Styret for FoU-midler over jordbruksavtalen

KONTAKTPERSON:

Heidi Engeset

STIKKORD/KEYWORDS:

Skogbruk, Oslofjorden, Eutrofiering, Nitrogen
Forestry, Oslo Fjord, Eutrophication, Nitrogen

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Vannkvalitet og hydrologi
Water quality and hydrology

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Effekten av skogbruk på eutrofibelastningen i Oslofjorden er anslått basert på tilførsler av løst uorganisk nitrogen (DIN). Dette anslaget er beheftet med en rekke usikkerheter som kan forbedres ved å bl.a. samle inn flere data om effekten av skogsdrift på vann, samt forbedre anslag over årlig hogstareal. Våre anslag antyder at tap av nitrogen fra skogsdrift til Oslofjorden ligger på nivå med tapet fra spredt avløp og bebyggelse. På side 6 finnes et utvidet sammendrag.


The effect of forestry on the eutrophic pressure of the Oslo Fjord has been estimated based on fluxes of DIN (dissolved inorganic nitrogen). This estimate is subject to many uncertainties that can be improved by, among other things, collecting more data on the effect of forestry on water, as well as improving estimates of annual logging area. Our estimate suggests that losses of nitrogen to the Oslo Fjord from forestry are in the same range as losses from households not connected to sewage treatment plants and from settlements.

LAND/COUNTRY: Norge

STED/LOKALITET: Oslofjordens nedbørfelt

GODKJENT

ANJA C WINGER

PROSJEKTLEDER

EVA SKARBØVIK



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

I Norge finnes det relativt få undersøkelser av effekten av skogbruk på vann, og kunnskapen om dette er derfor begrenset. I jordbruksoppkjøret 2023 bestilte avtalepartene derfor en utredning for å vurdere skogbrukets rolle i tilførsler av næringsstoffer til vannforekomster, med særlig vekt på avrenning til Oslofjorden. Styret for FoU-midler over jordbruksavtalen (JA) lyste ut forskningsmidlene, og NIBIO og NIVA fikk tilslaget.

Prosjektteamet understreker at dette arbeidet må ansees som en pilot: Vi har hatt svært lite data til å støtte opp under beregningene, og en viktig del av arbeidet har derfor vært å identifisere kunnskapshull og datamangler, og hvordan disse kan tettes i et samarbeid mellom forskning, bransje og forvaltning.

NIBIO og NIVA har samarbeidet om oppgaven. Hele teamet har bidratt aktivt i vurdering og valg av metoder, vurdering av usikkerhet og tolkning av resultater.

I NIBIO har Eva Skarbøvik vært prosjektleder, har gjennomgått litteratur for å finne estimat av næringsstofftap etter hogst, og har hatt ansvar for å redigere sammen rapporten. Nicholas Clarke har sørget for å skaffe relevante data og kartmateriale, bidratt til rapporten og dessuten utført faglig kvalitetssikring av rapporten.

I NIVA har Heleen de Wit hatt hovedansvaret for evaluering av litteraturen og usikkerhetsvurderinger i datagrunnlaget. Leah Jackson-Blake har, sammen med Heleen de Wit, beregnet faktorene for endringer i næringsstoff etter hogst. James Sample har hatt en nøkkelrolle i prosjektet siden han har utført TEOTIL3-modelleringen som ligger til grunn for denne rapportens resultater og konklusjoner. Alle tre har bidratt til rapporteringen. Øyvind Kaste har utført faglig kvalitetssikring.

Landbruksdirektoratet har bistått med råd og relevante data over skog og skogbruk. Prosjektet har også hatt en referansegruppe bestående av representanter fra Landbruksdirektoratet, sekretariatet for JA, PEFC Norge, Norskog, Skogeierforbundet og Kystskogbruket. Et møte ble avholdt 9. februar, hvor bl.a. behovene for overvåking ble presentert og diskutert.

For å forsikre oss om at teamet hadde forstått hva som var de viktigste belastningene på Oslofjorden mht næringsstoff og eutrofiering, ble det også gjennomført et møte med marinbiologer tidlig i prosjektet. Takk til Helene Frigstad, Eli Rinde og Hilde Trannum for gode innspill.

En stor takk til både prosjektgruppe og referansegruppe for godt samarbeid, og til Anja C. Winger, som har utført kvalitetssikring i henhold til NIBIOs rutiner.

Ås, 04.04.24



Eva Skarbøvik

Prosjektleder

Innhold

Sammendrag	6
Ord og begreper i rapporten	7
1 Innledning.....	8
1.1 Bakgrunn.....	8
1.2 Skogdrift og kunnskap om påvirkning på vann.....	8
1.3 Nedbørfeltet til Oslofjorden	9
1.4 Valg av nøkkelparameter for eutrofipåvirkning i Oslofjorden.....	10
1.5 Målsetning for rapporten	10
2 Metode	12
2.1 Metodisk tilnærming, oversikt	12
2.1.1 Valg av modell	12
2.1.2 Hvilket år er modellert?	12
2.2 Innsamling av relevant statistikk og kartgrunnlag	12
2.3 Valg av forsøksfelt med relevante data.....	13
2.3.1 Andebu i Vestfold, Norge	14
2.3.2 Langtjern i Flå kommune, Norge	14
2.3.3 Birkenesfeltet i Birkenes kommune, Agder.....	16
2.3.4 Balsjö forsøksfelt nær Umeå, Nord-Sverige	16
2.3.5 Storskogen i Alsingsås kommune, Vestre Götaland (Sverige).....	16
2.3.6 Kangasvaara, et forsøksfelt i Øst-Finland	16
2.3.7 Forsøksfelt i Nord-Karelen, Øst-Finland	17
2.4 Beregning av sammenlignbare faktorer/koeffisienter	17
2.5 Beregning av tap fra hogstfelt per REGINE-enhet	18
2.5.1 Første beregning: Avrenning fra voksende skog.....	18
2.5.2 Andre beregning: Korreksjonsfaktor (F) for hogstfelt	18
2.5.3 Tredje beregning: Totalt tap fra hogstfelt.....	19
2.6 Beregning av tap videre nedover vassdraget	19
3 Resultater	21
3.1 Beregnet hogstareal 2011-2021,	21
3.1.1 Usikkerhet i beregnet hogstareal	21
3.2 Beregnet faktor for økt næringsstofftap etter hogst.....	22
3.3 Resultater fra modellering og beregninger	24
3.3.1 Tap av DIN fra hogst i hvert REGINE-felt	24
3.3.2 Tap av DIN fra hogst til Oslofjorden	27
3.3.3 Kartbasert informasjon om tap av DIN	30
4 Diskusjon om usikkerhet i estimatene	36
4.1 Oversikt.....	36
4.2 Usikkerhet i estimat av hugget skog (SR16 og SR16-beta)	37
4.3 Usikkerhet i faktor <i>F</i>	37
4.3.1 Kombinasjonen av usikkerhet i hogstareal og faktor <i>F</i>	37
4.4 Usikkerhet i retensjon (tilbakeholdelse i nedbørfeltet)	38

4.5 Andre feilkilder	38
4.6 Bruk av andre tilgjengelige data	39
5 Konklusjon	40
5.1 Anslått effekt av skogsdrift på eutrofi i Oslofjorden	40
5.2 Hvordan estimatene kan forbedres.....	40
Litteraturreferanser.....	41
Vedlegg.....	44
Vedlegg 1. Data fra forsøksfelt benyttet til utregning og/eller kontroll av koeffisienten F	45
Vedlegg 2. Data fra skog og utmark knyttet til JOVA-overvåking.....	50
Vedlegg 3. Referat fra møte med marinøkologer.....	52
Vedlegg 4. Behov for data og overvåking.....	53
Vedlegg 5. Data om hogst og avvirkning fra skog.....	55
Vedlegg 6. Method for correcting for harvested area when estimating the effects of harvesting on water quality.....	56

Sammendrag

For å bedre miljøtilstanden peker Oslofjordplanen bl.a. på tiltak som vil redusere utslipp av nitrogen. Hva skogbruket bidrar med av nitrogen er hittil ikke kvantifisert. Det er spesielt avrenning av løst uorganisk nitrogen (summen av nitrat og ammonium, ofte forkortet DIN) som øker etter skogsdrift. DIN er den mest biotilgjengelige fraksjonen av nitrogen og som dermed har størst eutrofierende effekt på Oslofjorden. I denne rapporten presenteres et første estimat av skogbrukets rolle i tilførsler av DIN til Oslofjorden, samt kart over hvilke arealer i Oslofjordens nedbørfelt som bidrar med mest nitrogen. Det er også gjort vurderinger av usikkerheten i estimatene, med forslag til strategier for å redusere denne usikkerheten.

Anslaget over skogbrukets andel av tilført DIN til Oslofjorden sammenlignet med andre kilder er beheftet med stor usikkerhet, som bl.a. omfatter:

- En meget sannsynlig underestimering av hugget areal, som også vil gi et underestimert anslag av DIN-tap fra skogbruket på i størrelsesorden et par tonn per år.
- Tre varianter (minimum, middels og maksimum) av DIN-økning etter at et nedbørfelt hugges, hvor vi har basert de fleste av anslagene på middel-verdien.
- Flere andre usikkerhetsmomenter, se bl.a. tabell 5.

Estimater for det totale bidraget fra skogsdrift av DIN til Oslofjorden i 2021 varierer fra et titalls- til nærmere tusen tonn. Estimater fra Teofil3, inkludert usikkerhet i tapskoeffisientene, er ca. 40-600 tonn DIN, med en middelvei omkring 200-300 tonn. Korrigert for den betydelige underestimeringen av hogstareal (men tatt i betraktning retensjon i innsjøer) øker dette anslaget til en middelvei på ca. 350 (55 - 800) tonn DIN. Det betyr at bidraget fra skogsdrift til DIN i Oslofjorden ligger i samme størrelsesorden som bidraget fra diffuse kilder som spredt avløp, bebyggelse, N-avsetning på innsjøer og bakgrunnsavrenning fra skog. Bidraget er imidlertid vesentlig lavere enn fra jordbruk og kommunalt avløp.

I dette estimatet er det tatt hensyn til usikkerhet i faktorene som beskriver effekten av hogst på DIN, innsjø-retensjon, samt nåværende og historisk hogstareal (2011-2019). Faktorer som ikke er eksplisitt vurdert er for eksempel betydningen av bonitet, atmosfærisk N-avsetning på skog, kantsoner og andre miljøtiltak.

Vi anbefaler i første omgang å forbedre anslag over hogd areal 10 år tilbake i tid, for eksempel ved å utforske kilden til SR16-beta kartene, dvs. data fra Global Forest Watch. En annen strategi på kort sikt er bedre utnyttelse av eksisterende data fra hogst, kanskje i et felles nordisk prosjekt hvor vi går til kildene og får mer informasjon enn det som fremkommer i artikler og rapporter. I et lengre perspektiv er det viktig å få frem flere empiriske data om effekten av hogst på vannkvalitet i Norge. Råd om dette er gitt i Vedlegg 4.

Ord og begreper i rapporten

Under er noen av begrepene i rapporten forklart:

DIN: Løst uorganisk nitrogen = nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+). (DIN er en vanlig brukt betegnelse for dette og står for Dissolved Inorganic Nitrogen).

Faktor: Er betegnelsen på en faktor F som er benyttet i denne rapporten og som beskriver relativ økning i DIN etter hogst, se figur 7.

Flatehogst: Åpen hogstform der de fleste nyttbare trærne hogges (unntak for livsløpstrær). Kun stammene blir tatt, mens stubber, røtter, samt greiner og topper (*grot*) oftest blir liggende på hogstflata uten senere å bli hentet ut. Dette er den vanligste hogstformen i Norge.

Grot: Rester etter hogst, som greiner og topper. Andre tredeler, som røtter og stubber, er ikke inkludert i begrepet grot.

Heltrehogst: Hogstform der *grot* blir tatt ut (for eksempel til bioenergi) i tillegg til stammene. *Grot* blir samlet i hauger i flere måneder for at de næringsrike nålene skal falle av, før haugene blir fjernet.

Lukket hogst (også kalt bledningshogst eller plukkhogst): Fordrer at trær av ulike aldre står om hverandre, slik at skogen er flersjiktet og fleraldret. Trær hugges selektivt og ungsogpleie, tynning og foryngelse kan utføres samtidig.

Markberedning: Etter hogst pløyes/harves det øvre laget av skogsjorda opp for å gi bedre oppvekstforhold for nye trær.

Tap, transport, tilførsler (eller på engelsk, flux) av et næringsstoff: Dette er en beskrivelse av hvor mye (f.eks. kg/år) av et næringsstoff som renner av f.eks. fra et REGINE-felt til det neste nedstrøms, eller fra et nedbørfelt til et marint område. Vi skiller i denne rapporten mellom ulike nivå for slike tap (se figur 13 for illustrasjon av disse nivåene):

1. Den mengde næringsstoff som 'produseres' innenfor et REGINE-felt, uten å regne med det som kommer fra oppstrøms REGINE-felt (dette kan oppgis enten i kg/år DIN, eller arealspesifikt, som kg/km²/år);
2. Hvor mye av det som produseres innenfor et REGINE-felt og som vil nå fjorden, hvor det er tatt høyde for tilbakeholdelse i innsjøer.
3. Hvor mye som transporteres hele veien fra det øverste REGINE-feltet, via alle REGINE-felt og sidevassdrag, og til det nederste REGINE-feltet, før vassdraget munner ut i Oslofjorden, og her er det også tatt høyde for tilbakeholdelse i innsjøer.

REGINE-felt: REGINE er et register over nedbørfelt. Hele Norge er inndelt i nedbørfelt. I REGINE-systemet inndeles disse nedbørfeltene i flere nivåer med stadig finere delområder, ned til de minste enheter – REGINE-enheten. Hvert delområde er identifisert med et vassdragsnummer. Kilde: NVE.no.

SR16 beta: Et kartlag som viser hogstareal per år, og som her er benyttet til å vurdere hogst per år siden 2011.

TEOTIL3: En enkel modell for å fordele tap av næringsstoffer (og deres fraksjoner) på kilder, samt beregne samlede tap til f.eks. kysten. TEOTIL3 er den mest oppdaterte utgaven av denne modellen, og ble klar i mars 2024 (Sample m.fl. in prep.).

Vassdragsnummer: Et nummer som gjenspeiler den hydrologiske strukturen i et nedbørfelt, og gir informasjon om hvor mange nivåer den overordnede enheten er delt i. Inndelingssystemet er stringent, men åpent slik at nye enheter på laveste nivå i hierarkiet kan deles inn og kodes etter samme enhetlige systematikk. For eksempel har Glomma Vassdragsnummer 002. Innen dette nedbørfeltet finnes mange små REGINE-felt. Kilde: nve.no.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

I forordet til Oslofjordplanen (KMDs helhetlige tiltaksplan for Oslofjorden; KMD 2021) heter det bl.a.:

«No er miljøet i Oslofjorden trua. Torskebestanden er på eit historisk lågt nivå. Ærfugl døyr. Tareskogen og ålegrasengene blir mindre. Miljøgifter gjer at vi ikkje bør ete fisk og skaldyr frå delar av fjorden. Marin forsøpling og mikroplast er eit alvorleg miljøproblem. Samtidig forsterkar klimaendringane den negative utviklinga.»

og dessuten,

«Regjeringa vil derfor legge til rette for at Oslofjorden skal få god miljøtilstand...»

For å bedre miljøtilstanden peker Oslofjordplanen bl.a. på tiltak som vil redusere utslipp av nitrogen. Nitrogen anses som et begrensende næringsstoff for algevekst i Oslofjorden (se avsnitt 1.4), og i planen nevnes utslippskilder for nitrogen som bl.a. kommunalt avløp og avløp fra spredt bebyggelse, samt arealavrenning fra jordbruk. Vannforskriften, som implementerer EUs Rammedirektiv for vann i Norge, gjør det imidlertid klart at alle relevante sektorer skal bidra til å bedre vannmiljøet. Et aktuelt spørsmål er derfor hva skogbruket bidrar med av nitrogen, og hvor stort dette bidraget er i forhold til andre kilder. Bakgrunnsavrenning fra skog og utmark er tidligere anslått til å utgjøre om lag 38% av alt nitrogen til Oslofjorden, og om lag 14% av det biotilgjengelige nitrogenet (Staalstrøm m.fl. 2022). Det biotilgjengelige nitrogenet er løst uorganisk nitrogen (nitrat og ammonium; også kalt DIN – Dissolved Inorganic Nitrogen). Det må presiseres at estimatene til Staalstrøm m.fl. (2022) ikke skiller mellom voksende 'urørt' skog og hogstfelt, og antakelig heller ikke mellom bakgrunnsavrenning fra skog vs. fra fjell.

Styret for FoU-midler over jordbruksavtalen (JA) lyste ut en utredning og satte følgende tre mål for denne:

1. En sammenfatning av gjeldende kunnskap om avrenning fra skogarealer generelt og skogsdrift spesielt og hvilke effekter slik avrenning har på vannmiljøet i Oslofjorden.
2. En identifisering av skogarealer og skogsdrift som i særlig grad påvirker vannmiljøet i Oslofjorden.
3. En beskrivelse av hvordan tilstrekkelig kunnskap kan framskaffes for å kunne gi grunnlag for kunnskapsbaserte vurderinger av eventuelle avbøtende tiltak for å redusere avrenning til Oslofjorden fra skogarealer og skogsdrift, i balanse med fortsatt bærekraftig aktivt skogbruk.

Etter utlysningen kom det ut en rapport med en litteraturgjennomgang om skogbruk og vann (Skarbøvik m.fl. 2023) som langt på vei svarte ut det første punktet. Derfor ble det første punktet omgjort til å finne konkrete tall over avrenning fra hogst fra ulike forsøksfelt som kunne være representative for norske forhold, og som kunne benyttes direkte inn i anslagene over skogbrukets bidrag til eutrofibelastning av Oslofjorden.

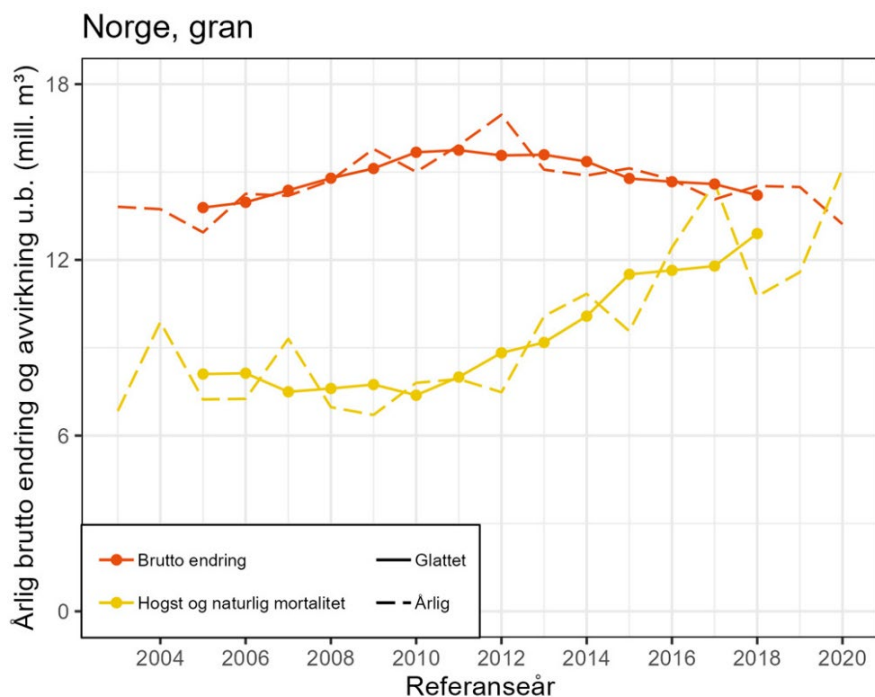
1.2 Skogsdrift og kunnskap om påvirkning på vann

Verken i Staalstrøm m.fl. (2022) eller i andre tidligere norske studier har såkalt «bakgrunnsavrenning» (avrenning fra mest mulig uberørt areal) blitt differensiert mellom hva som kommer fra relativt urørt, voksende skog, og hva som kommer fra skogsdrift.

Det er godt kjent at skogsdrift, spesielt hogst, fører til økt avrenning av næringsstoffer fra jord til vann fram til ny vegetasjon er etablert (Kreutzweiser m.fl. 2008). Urørt skog holder igjen næringsstoffer gjennom opptak i vegetasjon og immobilisering i jord, og fungerer også som et sluk for atmosfærisk

tilført nitrogen (Vuorenmaa m.fl. 2016). Derfor er avrenning av næringsstoffer fra urørt skog svært lav sammenlignet med skog som er påvirket av skogsdrift (de Wit m.fl. 2020).

Avvirkning av trær i Norge har økt noe de siste årene (Figur 1; Breidenbach m.fl. 2024) og en ytterligere økning er sannsynlig siden det forventes mer etterspørsel etter biomasse i forbindelse med det grønne skiftet (f.eks. Skarbøvik m.fl. 2020).



Figur 1. Brutto volumendring, på grunn av hogst og naturlig mortalitet, for gran i Norge. Kilde: Breidenbach m.fl. (2024)

Effekt av skogsdrift på vann kan bl.a. omfatte økt tap av næringsstoff, sediment, organisk materiale og tungmetaller (Clarke m.fl. 2018; de Wit m.fl. 2020; Shah m.fl. 2022). Påvirkningen avhenger av faktorer som hogstform, jordtype, terreng, graden av markberedning, skoggjødsling (Kaste m.fl. 2021) og grøfting (Finér m.fl. 2021), samt erosjon fra skogsbilveier (Jones m.fl. 2000) og avrenning fra tømmervanning (Myhra 1998). Når næringsstoffene kommer ut i kystområder er *fraksjonene*, eller formen næringsstoffene finnes i, av betydning for biotilgjengeligheten. F.eks. vil nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+) ha større biotilgjengelighet enn organisk bundet nitrogen.

Skarbøvik m.fl. (2023) ga ut en begrenset litteraturgjennomgang om skogbrukets påvirkning på vann. Denne ga en beskrivelse av mulige lokale påvirkninger på vann av ulike aktiviteter ved skogsdrift i boreale skoger, herunder hydromorfologiske endringer, økning i næringsstoff og tungmetaller og biologiske effekter. Den lister også opp de mest aktuelle tiltakene for vannmiljøet i skogbrukets sertifiseringsordning Norsk PEFC (Programme for the Endorsement of Forest Certification) Skogstandard (2023).

1.3 Nedbørfeltet til Oslofjorden

I dette prosjektet er fokus på næringsstoff-belastning, og vi har definert 'Oslofjorden' til å omfatte både Indre og Ytre Oslofjord, men vi har skilt mellom disse i resultatene.

Nedbørfeltet til Indre Oslofjord har vi definert som området nord for Drøbak, og dette omfatter nedbørfeltene med Vassdragsnummer 005 (Nesodden og Bunnefjorden) i øst, til 009 (Årosvassdraget) i vest. Det større arealet som er modellert i vårt arbeid, og som også inkluderer ytre Oslofjords nedbørfelt, omfatter nedbørfeltene fra Vassdragsområde 001 (Haldenvassdraget) til og med Vassdragsområde 014 (Aulivassdraget, som renner ut ved Tønsberg).

I Engelsmo m.fl. (2022) er også Vassdragsområdene 015 (Numedalslågen) og 016 (Skienselva) tatt med, og samlet anslo forfatterne at Glomma, Drammenselva, Numedalslågen og Skienselva utgjorde ca. 90% av ferskvanntilførslene til fjorden, mens det var Glomma som hadde de største næringsstofftilførslene.

Hele nedbørfeltet til Oslofjorden er dekket av om lag 53 % skog. I nedbørfeltet til Indre Oslofjord er ca. 67 % dekket av skog. I begge nedbørfeltene pågår aktiv skogsdrift. Skogavvirkningsdata fra virkesdatabasen for skogfond og måleopplysninger (VSOP) rapportert til SSB, tilsier at avvirkning av industrivirke for salg for fylkene Oslo og (daværende) Viken, Innlandet og Vestfold og Telemark er 8 millioner m³ årlig i perioden 2020-2022.

1.4 Valg av nøkkelparameter for eutrofipåvirkning i Oslofjorden

Nitrogen anses som det mest begrensende næringsstoffet for algevekst i Oslofjorden (Staalstrom m.fl. 2022).

For å forsikre oss om at fokus på nitrogen var riktig, ble det avholdt et møte med forskere på marine økosystemer tidlig i prosjektet. Hele referatet er gjengitt i Vedlegg 3. Møtet klargjorde bl.a. at:

- Økt tilførsel av næringsstoffer og organisk materiale vil kunne gi algeoppblomstringer i fjorden, og i noen tilfeller oksygenvinn i bunnvannet (anoksia).
- Endringer i forholdet mellom næringsstoffer, og spesielt da økt andel nitrogen i forhold til fosfor kan gi høyere sannsynlighet for giftige algeoppblomstringer.
- Næringssalter og formørkning (brunfarging) av vannet påvirker veksten til tang, tare, og sjøgress.
- Små hurtigvoksende trådalger («lurv»), både grønne, brune og røde, kan vokse fortere under økt N-tilførsel, mens flerårige (makro)alger og sjøgress blir overgrodd av «lurv», slik at tang, tare og sjøgress blir redusert eller forsvinner.

Samtidig er det klart at andre påvirkninger, som organisk materiale, partikkelforurensning og fosfor også vil gi problemer, men påvirkningen av hogst på disse parametrene er størst i vannforekomstene som ligger nær hogstfeltene. Ti år med data fra en lavproduktiv skog ved Langtjern (de Wit m.fl. 2014; de Wit personlig kommunikasjon) har for eksempel vist at fosfor fra skog lett adsorberes av organismer (trådalger) i ferskvannet, mens nitrogen gjerne følger vannstrømmen videre mot havet. I tillegg bør det noteres at nitrogen i mindre grad holdes tilbake av eksisterende tiltak som buffersoner og fangdammer (f.eks. Blankenberg m.fl. 2017). Nitrogen ansees derfor som det viktigste næringsstoffet ved vurdering av skogbrukets rolle i eutrofipåvirkning på Oslofjorden.

Alt nitrogen er ikke like biotilgjengelig, og organisk nitrogen er mindre biotilgjengelig enn nitrat og ammonium. I løpet av litteraturgjennomgangen (se avsnitt 2.3 og Vedlegg 1) kom det dessuten frem at endringene i organisk nitrogen etter hogst var svært små i forhold til endringene i nitrat.

Vi har derfor valgt å vurdere effekten av skogsdrift på Oslofjorden ved å se på endringer i løst uorganisk nitrogen før og etter hogst. Løst uorganisk nitrogen omfatter nitrat og ammonium, og forkortes gjerne «DIN» (Dissolved Inorganic Nitrogen).

1.5 Målsetning for rapporten

Rapportens målsetning har vært å fremskaffe et første estimat av skogbrukets rolle i tilførsler av løst uorganisk nitrogen (DIN) til Oslofjorden, å vise hvilke arealer i Oslofjordens nedbørfelt som bidrar med mest nitrogen, samt å peke på usikkerhet i estimatene og foreslå strategier for å redusere denne usikkerheten.

For å løse denne målsetningen er det utført følgende arbeid:

1. Effekten av hogst på avrenning av DIN (løst uorganisk nitrogen) er anslått basert på litteratur, og det er gitt et usikkerhetsintervall (minimum, middel og maksimum);
2. Kartbasert informasjon om hogstaktivitet per år i nedbørfeltet til Oslofjorden mellom 2011-2021 er hentet inn;
3. Informasjon fra punkt 1 og 2 (over) er koblet sammen i en helt ny utgave av TEOTIL3 modellen (Sample m.fl. in prep.), hvor effekten av hogst på avrenning av DIN er beregnet for året 2021 basert på hogst siden 2011, og sammenlignet med andre kilder for DIN;
4. Det er produsert i alt fire kart som viser hvor i nedbørfeltet til Oslofjorden DIN fra skogsdrift stammer fra (i 2021);
5. Det er utført en omfattende vurdering av usikkerhet i datakildene, beregningene og resultatene, samt gitt forslag til hvordan usikkerheten kan reduseres i fremtidige analyser.

2 Metode

2.1 Metodisk tilnærming, oversikt

2.1.1 Valg av modell

Det finnes en rekke ulike nedbørfeltmodeller som kunne vært brukt for å svare ut spørsmålet om skogbrukets påvirkning på eutrofitilstanden i Oslofjorden. Felles for de fleste er at de er svært ressurs- og datakrevende (f.eks. Farkas m.fl. 2023), og med et stort nedbørfelt som Oslofjordens er det mangel på detaljerte data som kan 'mates inn' i denne typen modeller. Det er i tillegg mangel på data som dokumenterer skogbrukets påvirkning på vann i Norge (de Wit m.fl. 2020; Sundnes m.fl. 2020, Skarbøvik m.fl. 2023) slik at parameteriseringen av slike modeller ville vært basert på et svært begrenset datagrunnlag.

Den nye utgaven av TEOTIL-modellen, TEOTIL3, er imidlertid egnet. Det at modellen først ble klar rett før prosjektets tidsfrist og bare hadde blitt testet for et mindre antall nedbørfelt/eksempler skapte noe usikkerhet, men vi valgte likevel å benytte oss av den nye modellen siden den ga oss mulighet til å anslå skog og skogbrukets tilførsler av næringsstoffer i forhold til 'alle' andre kilder.

For å kunne skille mellom skog og skogbruk (naturlig skog og hogstflater) har vi beregnet en faktor (F) for næringsstofftap (se avsnitt 2.4 og 2.5, og figur 7). Disse tapskoeffisientene ble funnet gjennom en litteraturstudie og er lagt til grunn for beregninger av næringsstofftransport fra skog/hogstfelt til Oslofjorden.

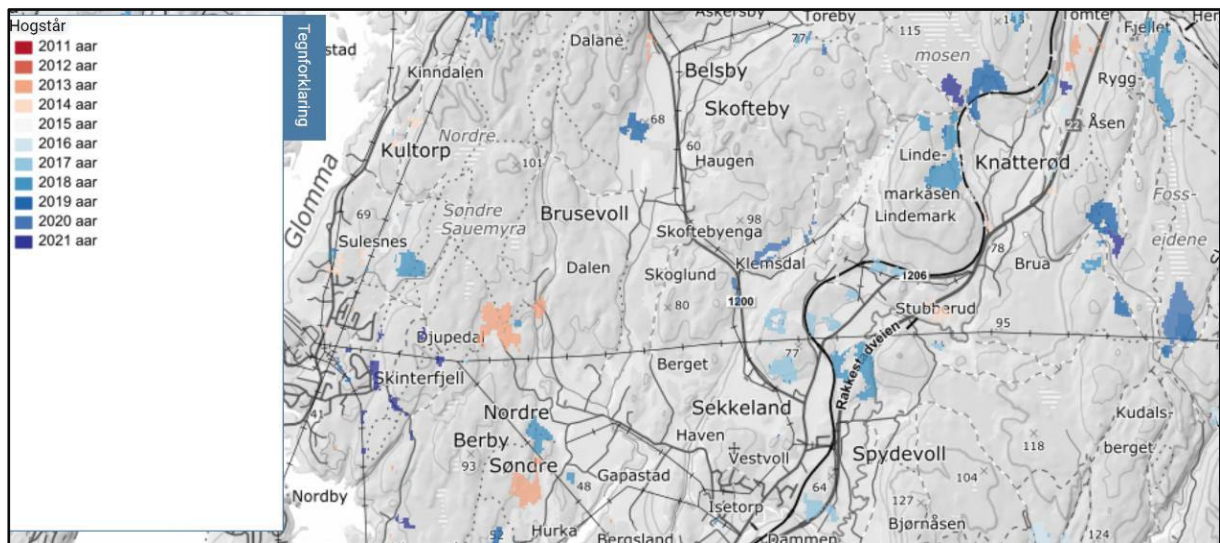
2.1.2 Hvilket år er modellert?

Modelleringen i denne rapporten er gjort for år 2021. Det betyr imidlertid ikke at bare hogst i 2021 er tatt med, men at beregningene også inkluderer hogstareal tilbake til 2011. Slik modelleringen er utført vil de nærmeste årene før 2021 ha mest å si for tapet av nitrogen til Oslofjorden, siden effekten av hogst synker etter to år (se figur 7).

2.2 Innsamling av relevant statistikk og kartgrunnlag

Data for bonitet ble lastet ned fra skogressurskartet SR16 (Astrup m.fl. 2019) og for hogst fra SR16-beta. Sistnevnte bruker satellittbaserte data fra Global Forest Watch (Hansen m.fl. 2013). Figur 2 viser et utsnitt av SR16-beta. Dette kartet benyttes blant annet som grunnlag for tidsfesting og kvantifisering av andel hogst i nedbørfeltene. Skogressurskartet SR16 brukes som grunnlag for skogbruksplanlegging, inklusivt taksering av skog for planlegging av hogst (Rahlf m.fl. 2021a). Kvaliteten på dataene i Global Forest Watch (GFW)-datasettet varierer: Den vanligst forekommende hogstform i Norge er flatehogst, hvilket kan oppdages relativt lett der hogstflata er stor. Derimot kan små hogstflater, hogstflater hvor det settes igjen frøtrær og flater med kun delvis reduksjon i kronedekning være vanskeligere å oppdage med satellitt.

Rossi m.fl. (2019) så på hvor nøyaktige data fra GFW var under norske forhold, ved å sammenligne med ortofoto i Gudbrandsdalen. De fant at areal på hogstflater ofte ble undervurdert (med gjennomsnittlig 29%), og at dette var et problem spesielt for små hogstflater eller flater der frøtrær ble igjen etter hogst. Imidlertid undersøkte Rossi m.fl. (2019) områder i bratt terreng, og det er ikke sikkert at resultatene ville ha vært de samme i områder med mindre bratt terreng.



Figur 2. Eksempel på kartgrunnlag fra SR16-beta, bearbejdet av teamet.

Skogressurskartet SR16 brukes som grunnlag for skogbruksplanlegging, spesielt taksering av skog for å bedre planlegge hvor det skal hogges. Det er gjort valideringer av SR16 for ulike dataprodukter av SR16. Breidenbach m.fl. (2020) evaluerte klassifisering av treslag i SR16 med data fra landskogstakseringen og konkluderte med at den var avhengig av skogsstruktur, og at nøyaktigheten var best i gammel skog og lavest i ung skog. Rahlf m.fl. (2021b) evaluerte et SR16 treslagskart med en skogbruksplan i indre Troms og konkluderte at identifikasjon av hogstflater kunne forbedres. Skogegenskaper (volum, grunnflate, treantall, middelhøyde) fra SR16 ble evaluert av Breidenbach m.fl. (2022) med kontrollmålinger i skogsflater på Østlandet for vurdering av kvaliteten på anslag av tømmervolum. Validering av hogstareal og tiden gått siden hogst ble ikke vurdert.

I denne rapporten har vi brukt SR16-beta til å estimere endringer i hogstareal over tid. Helt på slutten av prosjektperioden viste det seg at disse data ikke virket spesielt godt tilrettelagt for dette formålet. Det var dessverre utenfor prosjekts tidsramme å vurdere egnetheten av direkte bruk av GFW data for kvantifisering av endringer i hogstareal, å forbedre metoden, eller finne andre metoder, men vi anbefaler at dette utføres i et oppfølgingsprosjekt.

2.3 Valg av forsøksfelt med relevante data

Den første litteraturgjennomgangen av skogbruk og vann med tanke på norske forhold (Skarbøvik m.fl. 2023) inneholdt dessverre lite kvantifiserbar informasjon til bruk i dette prosjektet, siden den i stor grad var basert på såkalte 'review'-artikler hvor det ble oppgitt kvalitative endringer etter skogdrift (f.eks. en relativ økning i nitrat eller sedimenttransport etter hogst). Litteratur ble derfor gjennomgått på nytt, samtidig som vi tok inn data fra to forsøksfelt ved Langtjern og Birkenes, knyttet til overvåkingsprogrammet for effekter av langtransportert forurenset luft og nedbør (Vogt og Skancke 2022). Vi fikk også oversendt nyere, upubliserte data fra et forsøksfelt i Sverige (Balsjø). Siden det dreier seg om upubliserte data er de ikke gjengitt, men benyttet som bidrag til den generelle analysen av effekter knyttet til hogst (L. Högbom, personlig kommunikasjon).

Basert på denne data- og litteraturgjennomgangen, ble det satt opp tabeller over konsentrasjoner og tap/transport av næringsstoff (DIN), både i referansefeltene og i hogstfeltene, før og etter hogst (tabell 1 og Vedlegg 1), sammen med tilleggsinformasjon som andel hogst i nedbørfeltet, bonitet og nitrogenavsetning fra luft.

Vi har fortrinnsvis ønsket å hente data fra forsøk med minst to felt, hvorav ett referansefelt og ett med hogst. Siden det dessverre var få forsøksfelt med relevans for norske forhold, ble det også tatt med to forsøk hvor det kun finnes data før og etter hogst fra samme felt (Birkenes og Storskogen). Årsaken til

at det er nyttig med et referansefelt er at meteorologiske og hydrologiske forhold kan gi store utslag på næringsstofftapene. Ved å ha et referansefelt er det lettere å korrigere for slike klimatiske ulikheter mellom år.

De benyttede feltstudiene er beskrevet under.

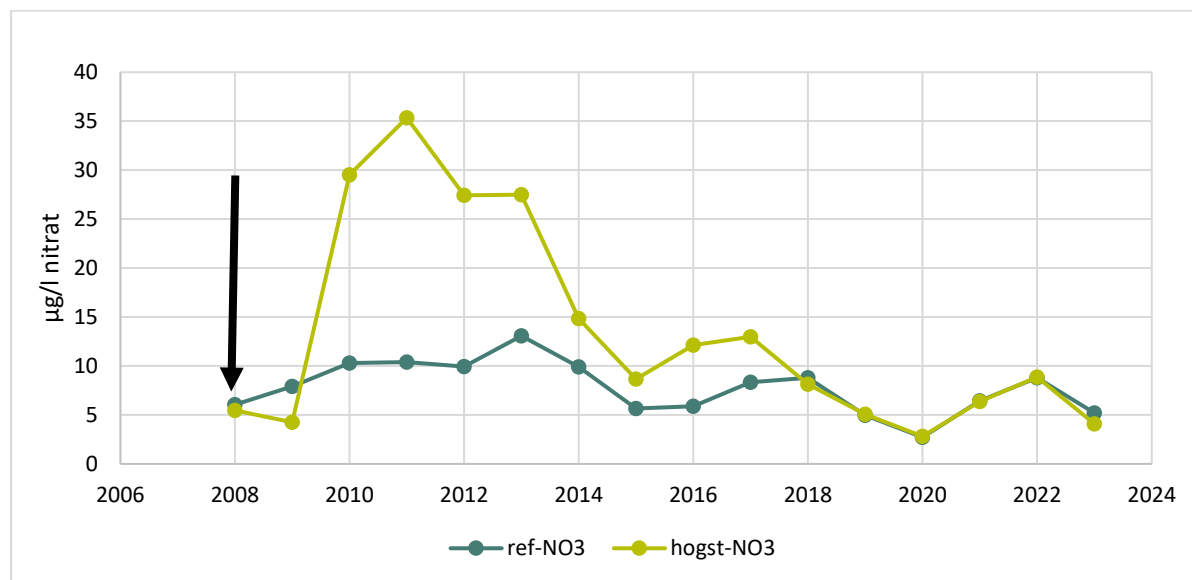
2.3.1 Andebu i Vestfold, Norge

Haveraaen (1981) undersøkte to små nedbørfelt ved Andebu i Vestfold. Det ene feltet ble brukt som referanse, i det andre ble 40 ha (53% av nedbørfeltet) flatehogd vinteren 1974/75. Prøvetaking av vannkvalitet og avrenning pågikk mellom 1972 og 1977. Området hadde tynt morenelag over fjell og terrenget var kupert og variert, og lå ca. 220-400 moh. Det er sannsynlig at det ikke var beholdt bufferzoner mellom hogstfelt og vannforekomster på denne tiden.

2.3.2 Langtjern i Flå kommune, Norge

Feltet ligger i Hallingdal i Buskerud fylke og er dekket av lavproduktiv skog, med mest furu og noe gran. Jordtypen er morene og myr. Det ble gjennomført undersøkelser av to parallelle nedbørfelt, ett med og ett uten hogst. Resultater fra de første årene er beskrevet i de Wit m.fl. (2014).

Det ble utført målinger av vannkjemi et halvt år i 2008, parallelt i begge nedbørfelt, før hogst ble gjennomført i det ene av feltene i januar 2009 (ca. 30% av nedbørfeltet). Deretter har vannkjemi-målingene fortsatt med månedlig frekvens (figur 3). Vannføring har blitt målt i referansefeltet, men ikke i hogstfeltet (dette ble forsøkt, men var dessverre for utfordrende). Hogstfeltet hadde før hogst høyere løst organisk karbon, NH_4 og totP enn referansefeltet, på grunn av en stor andel myr i nedbørfeltet.



Figur 3. Årlig gjennomsnittskonsentrasjon av nitrat, før og etter hogst, i Langtjern-nedbørfeltene. Ref-NO₃ er konsentrasjonen i referansefeltet. Hogst-NO₃ er konsentrasjonen i hogstfeltet. Pil viser når hogsten ble gjennomført (de Wit, personlig kommunikasjon)

Tabell 1. Oversikt over forsøksfelt som er benyttet i rapporten, og som er underlag for beregning av faktorer for økning i nitrogen etter hogst.

Navn	Andebu	Birkenes	Langtjern	Balsjö CC	Storskogen	Kangasvaara	Murtopuro	Kivipuro
Beliggenhet	Vestfold, Norge	Birkenes kommune, Norge	Flå kommune, Norge	Nord-Sverige (v Umeå)	Sør-Sverige	Finland	Ø Finland	Ø Finland
Breddegrad	59°20'	58°23'	60°22'	63°49'	57°51'	63°51'	63°45'	(63°52'
Lengdegrad	10°01'	8°15'	9°39'	20°15'	12°40'	28°58'	28°30'	28°39'
Bonitet, jord og skogstype	Middels bonitet (25% høy, 50% middels, 25% lav)	Middels bonitet, ulike nåletrær (gran og furu)	Lav, ulike nåletrær (gran og furu)	Middels Morene over fast fjell, noe myr. Furu, gran og noe bjørk.	Middels (gammel gran. Tynt jorddekke)	Middels (50% gran, 30% furu, bærmark eller myr)	Middels?	Middels?
N-avsetning fra luft¹	Høy	Høy	Lav	Lav	Høy	Lav	Lav	Lav
Skogbruks-aktiviteter	Hogst vinteren 1974/5	Hogd i 1985, 7% av feltet	Hogd i 2009, 30% av feltet	Hogst i to felt i 2006. Ett felt (73%), ett felt med buffersone (53%)	Hogst i 2018 (ekstremt tørt år)	Hogst høst 1996, mark-beredning høst (ca 50% areal) 1998, såing 1999	1983: Hogst 286 ha 1986: Mark-beredning	1983: Hogst 6 ha 1986: Mark-beredning 34 ha
Overvåkings-periode – før hogst	1972-1974	1972-1985	2008-2009	2004-2006	2006-2019	1992-1996	1979-82	1979-82
Overvåkings-periode – etter hogst*	1975-1977	1985-d.d.	2009-d.d.	2006-2008 (2017)***	2019-2021	1997-2010	1983-1994	1983-1994
Buffersone?	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Nei	Ja	Ja (33-71 m)	Ja	Nei
Referansefelt?	1	Nei	1	2**	Nei	1	1	1
Areal nedbørfelt (ha)	76	41	24	41	7	56	494	54
% Myr	2-7	7	20	2-19	Ikke oppgitt	8	50	32
% av feltet flatehogd	54	7	30	56	74	34	58	67
% biomasse hugget	70	Ikke oppgitt	38	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	28	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt

¹ Høy > 5 kg N/ha/yr

* «Etter hogst» representerer data fra en periode etter hogst som er benyttet i denne rapporten. I noen overvåkingsprogram kan overvåkingen ha fortsatt i flere påfølgende år.

** Feltet hadde to referansefelt som ga veldig forskjellige resultater. Vi brukte gjennomsnitt av begge to og av koeffisient beregnet uten referansefelt.

*** Beregningene av faktor F er basert på perioden frem til 2008, og dermed før markberedning, mens data i perioden 2009-2017 ennå ikke er publisert og derfor ikke benyttet i beregningen av faktoren (Lars Högbom m. fl., in prep). Dog viser disse data at effekten av hogst kan vare i mer enn 10 år etter hogst.

2.3.3 Birkenesfeltet i Birkenes kommune, Agder

Dette er et forsøksfelt for overvåking av langtransportert forurensing, og feltet har vært målt siden 1972. Feltet ligger på Sørlandet og har mest granskog, med litt furu i høyereliggende områder og noen løvtrær. Berggrunnen består av granitt. I dalbunnen renner bekker omgitt av torvjord. Høyere opp er det podsol og cambisol på morene, leptosol og bart fjell. Vegetasjonstype er bærlyng-barblandingsskog. I samme felt er det et areal som overvåkes av Overvåkingsprogrammet for Skogskader (OPS), og der er det bonitet G12,9.

Skogen er av naturlig opphav (ikke plantet), med bare noe plukkhogst tidligere. I 1985 ble 7% av nedbørfeltet flatehogd øverst i nedbørfeltet. Dette var ikke en del av noe overvåkingsprogram for effekter av hogst, men siden det fantes langtidsserier – feltet har vært målt siden 1970-tallet – har vi valgt å benytte dataene. Det fantes ikke noe referansefelt.

2.3.4 Balsjö forsøksfelt nær Umeå, Nord-Sverige

Löfgren m.fl. (2009) har utført undersøkelser i Balsjö-feltet, ca. 60 km vest for Umeå. Feltet har morene over fast fjell med noe myrland, varierende fra 2-19%, og består av 85-120 år gammel skog både under og over marine grense. Skogen består av furu, gran og noe bjørk.

Forsøket har bestått av totalt fire felt: To referansefelt og to med hogst; hvorav ett hogstfelt med buffersone (53% av nedbørfeltet) og ett hogstfelt uten (73%). I hogstfeltet uten buffersone ble bekken krysset med maskiner på to steder, mens det i hogstfeltet med buffersone ikke var noen kryssing av bekk.

Det ble utført hogst på frossen mark i 2006. Topper og grener ble liggende igjen og ikke fjernet. I 2009 ble det utført markberedning, men de data vi viser her (fra Löfgren m.fl., 2009) er fra før markberedning ble gjennomført.

Det er to referansefelt (stort og lite) med noe ulike bestandsalder. Skogen i hogstfeltene og det lille referansefeltet hadde bestandsalder rundt 85-120 år, mens det store referansefeltet hadde bestandsalder på 12-35 år. Vi har derfor valgt å sammenligne hogstfeltet med begge referansefeltene, og har beregnet forskjellen i avrenning før og etter og deretter beregnet faktor F utfra dette. Upubliserte data (Högbom m.fl., in prep) viste at den største effekten på uorganisk nitrogen (spesielt nitrat) oppsto 2 år etter hogst, og at denne effekten avtok gradvis fram til 2017, da overvåkingen ble avsluttet. Det er få studier med såpass lange tidsserier og disse upubliserte dataene viser at effekten av hogst kan vare i hvert fall 10 til 12 år etter hogst.

2.3.5 Storskogen i Alsingsås kommune, Vestre Götaland (Sverige)

Forsøksfeltet består av ca. 100 år gammel granskog på tynt jorddekke over berggrunn. En stor andel av nedbørfeltet (74%) ble hogget i 2018. Her er det ingen referansefelt, kun målinger før og etter hogst (Hellsten m.fl. 2021; Karlsson m.fl. 2021). Det er blitt utført månedlige målinger i perioden 2014-2020, men annenhver uke i 2019 (etter hogsten). Nitrogenavsetning fra luft er anslått til 10 kg N/ha/år. Det er en utfordring at hogsten skjedde i tørkeåret 2018, særlig siden det ikke foreligger noe referansefelt.

2.3.6 Kangasvaara, et forsøksfelt i Øst-Finland

Dette feltet er med i et langtidsstudie med ett referansefelt og tre hogstfelt. Feltet ligger helt øst i Finland, om lag på samme breddegrad som Oulu/Uleåborg. To av hogstfeltene lå i svært flatt landskap og hadde kun 8 og 11% hogstflater. Samtidig hadde vide buffersoner blitt beholdt mellom hogstfelt og bekk (10-450 m brede). Palviainen m.fl. (2014) konkluderte med at de to feltene hadde liten eller ingen økning av næringsstoffer etter hogst. I det tredje feltet, Kangasvaara, var det kun 8% myrland,

og med 34% flatehogst ble det registrert en endring i tap av nitrogen etter hogst. Det er resultater fra dette feltet som er benyttet i vår rapport. Resultatene viste at feltet fikk høyere tap etter hogst av total N, organisk N, NO₃-N, ortofosfat og suspendert stoff, og at virkningen varte i over ti år.

Skogen i området består mest av gran, men også noe furu og bjørk. Jorda er en blanding av myrland og tynn jernholdig podsol over morene. Hogståret var i 1996, og kun stammene ble fjernet mens grener og topper ble liggende. Markberedning ble utført i 1998, og året etter ble det plantet med furu og gran. Buffersonen i dette feltet varierte mellom 33-71 meter.

Referansefeltet forble uten hogst i hele måleperioden.

2.3.7 Forsøksfelt i Nord-Karelen, Øst-Finland

Dette eksempelet (Ahtiainen og Huttunen 1999) omfatter flere forsøksfelt i Nord-Karelen i Finland, fordelt på to områder, hvorav Murtopuro (hogstfelt) og Liuhapuro (referansefelt) ligger litt lenger sør (omlag 0° 07') for de andre feltene. Av de nordlige feltene har vi benyttet Kivipuro med referansefelt Välipuro. Det andre hogstfeltet i nord, Koivupuro, er ikke tatt med pga. svært høy myrandel (57%). Alle disse feltene har for øvrig høy myrandel, se tabell 1, og det kan diskuteres om de er relevante for norske forhold. Svært myrholdige felt vil 'dra' F-faktoren ned, sannsynligvis pga. denitrifikasjon i myr. I mangelen på relevante feltforsøk er de likevel tatt med. Testfeltene ble flatehogd i 1983, mens referansefeltene forble uten hogst.

- Murtopuros nedbørfeltareal er på 494 ha, med 50% myrland, hvor 58% ble flatehogd i 1983. Referansefelt for Murtopuro er Liuhapuro, med et nedbørfelt på 165 ha og myrprosent på 48%.
- Kivipuros nedbørfeltareal er på 54 ha med 32% myrreal, og 56% av nedbørfeltet ble flatehogd i 1983. Referansefelt for Kivipuro er Välipuro, på 86 ha nedbørfelt, hvorav 56% er myrreal.

2.4 Beregning av sammenlignbare faktorer/koeffisienter

I ethvert skogsfelt vil næringsstoffkonsentrasjonene og vannføring variere. Dette skyldes naturlige forhold i feltene, som klimatiske forhold, næringsstoffinnholdet i jordsmonnet, avsetning av nitrogen fra atmosfæren, osv. For å kunne sammenligne de ulike feltene ble det derfor beregnet en faktor F for endring i næringsstofftap etter hogst. Vi sammenlignet tap i stedet for konsentrasjoner, siden både vannføring og konsentrasjon kan øke etter hogst. Hvis Faktor er 1, tilsvarer dette ingen endring i tap sammenlignet med før hogst.

Effekten av hogst på tap av næringsstoff kan forventes å avta i en 10-års periode etter hogst (Kreutzweizer m fl 2008; se også data fra Langtjern i figur 3). Det er dog en del variasjon, og noen studier har for korte tidsserier til at dette kan bekreftes. Vi har likevel valgt å beregne endring av effekt for en 10-års periode, og tilpasset koeffisientene til dette.

Faktoren ble beregnet på følgende måte:

1. Først ble faktoren, F , estimert ut fra overvåkingsdata:

$$\text{I nedbørfelt uten referansefelt: } F = \frac{T_1}{T_0}$$

$$\text{Når data er tilgjengelig fra et referansefelt: } F = \frac{T_{1,h} / T_{1,r}}{T_{0,h} / T_{0,r}}$$

Hvor T er årlig tap/transport (eller konsentrasjon i noen få tilfeller hvor tap ikke var tilgjengelige), subskripter 0 og 1 er før og etter hogst, og subskripter h og r er hhv. hogst- og referanse-nedbørfelt.

2. Deretter ble det korrigert for andelen av nedbørfelt som var hogd, p : $F_h = \frac{F+p-1}{p}$
Hvor p er andel av nedbørfeltet som var hogd (enhetsløs, med variasjon fra 0-1).

For en beskrivelse av begrunnelsen til denne ligningen, se Vedlegg 6.

Data for tap (transport ut av feltene) var ikke tilgjengelig i to av de finske nedbørfeltene, Murtopuro og Kivipuro, eller i Langtjern (Norge). Der brukte vi endringer i konsentrasjoner for å beregne koeffisientene. I Storskogen og Birkenes, hvor det ikke fantes referansefelt, delte vi først de årlige tapsanslagene med årlig avrenning før faktorene ble beregnet. Dette var nødvendig for å korrigere for variasjoner i tap av nitrogen som skyldes store variasjoner i avrenning mellom tørre og våte år. Bortsett fra i Birkenes (hvor NH_4 data mangler) ble det beregnet tap av DIN ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$). Der det fantes data over hvor stor andel av trebiomasse som ble hogd (Langtjern, Andebu, Kangasvaara), brukte vi dette for å korrigere for andelen av nedbørfelt som var hogd, i stedet for andelen av arealet. Dette i tilfelle en del av arealet ikke er egnet til hogst (f.eks snaufjell). I de andre feltene brukte vi areal.

2.5 Beregning av tap fra hogstfelt per REGINE-enhet

2.5.1 Første beregning: Avrenning fra voksende skog

For naturlig bakgrunnsavrenning er det i TEOTIL3 beregnet for hvert REGINE-felt:

- Årlig avrenning (i mm) for det modellerte året (2021).
- Gjennomsnittlig DIN-konsentrasjon i avrenning fra naturlig skog, basert på tusensjøersundersøkelsen (Hindar m.fl. 2020).
- Skogsareal (basert på AR50-kart).

Når det gjelder data fra tusensjøersundersøkelsen (fra 2019), så ble disse filtrert slik at bare data med følgende kriterier ble tatt med i videre databehandling:

- a. Kun små, første-ordens nedbørfelt (dvs. ingen store innsjøer oppstrøms)
- b. Få eller ingen menneskelige aktiviteter (dvs. ikke jordbruk, tettsted eller punktutslipp)
- c. Hovedsakelig dekket av skog

Dette ble interpolert romlig i et kart over næringsstoffkonsentrasjoner, til et grid på 1 km².

Mengden av vann som renner av fra skog i hvert REGINE-felt kan anslås ved å gange skogsarealet med avrenning. Tapet av DIN, i kg, kan så beregnes ved å gange dette volumet med gjennomsnittlig DIN-konsentrasjon.

Denne fremgangsmåten gjør det mulig å anslå tap av DIN fra voksende skog per REGINE-felt. Jo større REGINE-feltet er, desto større er det totale tapet fra feltet. Denne beregningen tar dermed høyde for areal skog. Beregningen tar også høyde for at tapet er større i våte enn i tørre år. Det er ikke tatt høyde for ulik bonitet eller høyde over havet.

2.5.2 Andre beregning: Korreksjonsfaktor (F) for hogstfelt

Faktorene beregnet som beskrevet i kapittelet over (kap. 2.4), gir et tall på den relative økningen (dimensjonsløs) i DIN-konsentrasjon når et areal med skog hugges. Ved for eksempel en faktor på 10, anslås en økning av DIN-tap som er ti ganger større enn tapet fra voksende skog.

1. Ved hjelp av SR16beta, ble hugget areal i hvert REGINE-felt registrert for hvert år i perioden 2011 -2021.
2. For hvert av disse hogstområdene ble økningen i DIN-tap pga hogst beregnet slik:

$$DIN_{har} = \alpha(F_h - 1)C_{nat}RA_{har}$$

Hvor DIN_{har} er økningen i DIN-tap pga. hogst (i kg); F_h er den dimensjonsløse faktoren (justert for antall år siden hogst); C_{nat} er DIN-konsentrasjonen i avrenning fra voksende skog, som brukt i

standard TEOTIL3-beregning beskrevet i pkt 1, over; R er avrenning (i mm); og A_{har} er hogstarealet (i km²). α er kun en dimensjonsløs korreksjonsfaktor for å justere enhetene.

På samme måte som beskrevet i avsnitt 2.5.1, vil denne ligningen sørge for at det ekstra DIN-tapet etter hogst er proporsjonalt med arealet som er hugget, og er også tilpasset avrenning det enkelte år (større tap i våte enn i tørre år). Bruken av $(F_h - 1)$ istedenfor bare F_h betyr at ligningen anslår det *ekstra* tapet av DIN etter hogst, altså i tillegg til naturlig bakgrunnsavrenning. Den naturlige avrenningen er fremdeles inkludert som en del av bakgrunnsavrenningen, som beskrevet i 2.5.1.

2.5.3 Tredje beregning: Totalt tap fra hogstfelt

Det totale DIN-tapet fra hogst i hvert REGINE-felt er summen av alle tap fra hogstflater siden 2011:

$$DIN_{har} = \alpha C_{nat} R \sum_{i=2011}^{year-1} (F_h^i - 1) A_{har}^i$$

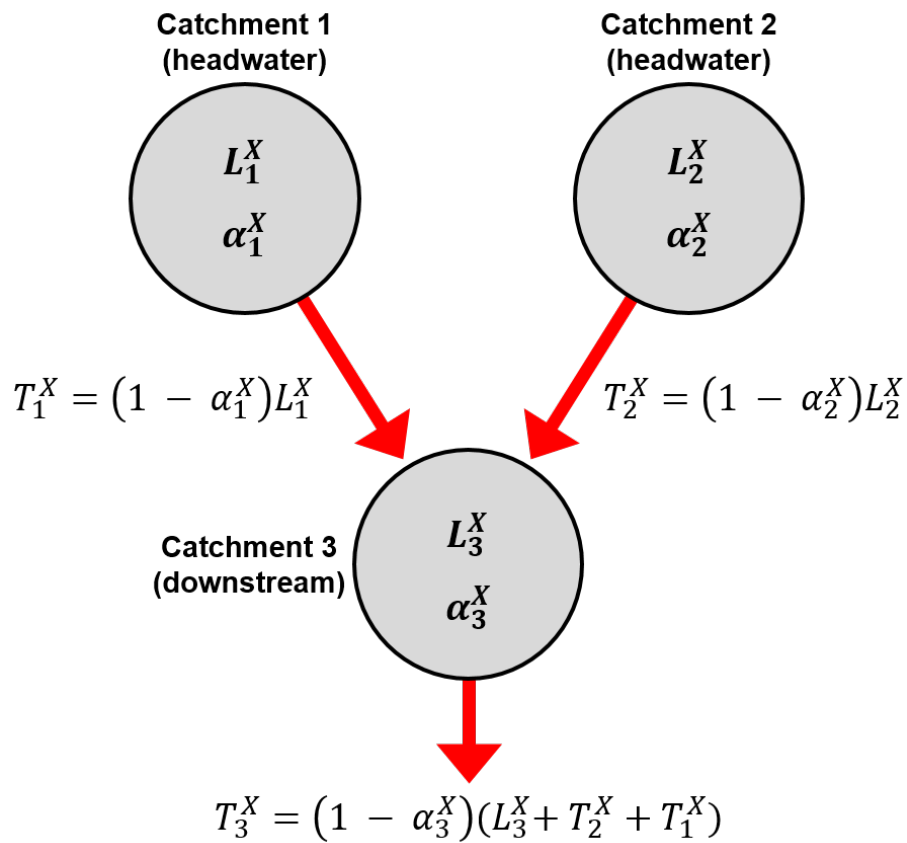
Hvor i representerer årene i SR16beta før modelleringsåret (*year*); F_h^i er korreksjonsfaktor for hogst i år i ; og A_{har}^i er arealet som er hugget i år i .

Denne ligningen beregner derfor et DIN-tap som en konsentrasjon ganget med et volum, hvor volumet er anslått basert på areal og avrenning, og konsentrasjonen er tilpasset til å representere effekten av hogst.

2.6 Beregning av tap videre nedover vassdraget

Ved å benytte metodene beskrevet over, kunne vi anslå (i) bakgrunnsavrenning av DIN fra naturlig skog og (ii) økt DIN-tap som følge av hogst i ti år før 2021. Disse data er brukt som input til TEOTIL3-modellen, og har gjort oss i stand til å sammenligne tap fra skog og skogbruk med tap fra andre kilder for DIN (som jordbruk, avløp, industri, osv.). Ved hjelp av TEOTIL3 har vi også kunnet akkumulere tilførslene nedover i vassdraget, samtidig som vi har tatt høyde for tilbakeholdelse i innsjøer.

Tilbakeholdelse (retensjon) av DIN i innsjøer er modellert som en funksjon av hydraulisk transport (forholdet mellom årlig vannføringsvolum og innsjøens overflate), ved bruk av en modifisert Vollenweider-tilnærming (Vollenweider 1975). TEOTIL3 tar hensyn til alle innsjøer langs et vassdrag med større overflate enn 0,025 km². Retensjonsverdier for hver innsjø aggregeres til REGINE-nivå og retensjonen på det nivået benyttes til å beregne samlet transport nedover vassdraget, som illustrert i figur 4. TEOTIL3 tar ikke hensyn til retensjon i elver, men dette ansees som mindre viktig, og spesielt for DIN.



Figur 4: Skjematisk illustrasjon av tilførselsakkumuleringsprosedyren i TEOTIL3. L_i^X , summen av lokale innganger av parameter X til delnedbørfelt i ; α_i^X , retensjonsfaktor for parameter X i delnedbørfelt i ; T_i^X , belastning på X overført nedstrøms fra delnedbørfelt i .

3 Resultater

3.1 Beregnet hogstareal 2011-2021,

Hele nedbørfeltet til Oslofjorden, her definert fra Haldenvassdraget i øst (Vassdragsområde 001) og til Aulivassdraget i vest (014), er dekket av om lag 53 % skog. Av dette skogsarealet har vi beregnet at det var ca. 4,5 % som ble hugget i løpet av perioden 2011-2021. I nedbørfeltet til Indre Oslofjord (nord for Drøbak, Vassdragsområdene 005-009) er ca. 67 % dekket av skog, og 3,8 % av dette skogsarealet ble hugget i perioden 2011-2021. Dette er basert på SR16-betakartene, og som nevnt i metodekapittelet er det sannsynlig at hogstareal i disse kartene er betydelig underestimert. Vi har imidlertid ikke hatt tilgang til andre datakilder og har isteden gjort et forsøk på å kvantifisere denne usikkerheten.

3.1.1 Usikkerhet i beregnet hogstareal

Figur 5 viser årlige estimat av hogstareal fra SR16-beta. Det er en skarp økning i hogstareal fra 2011. Det er lite trolig at dette gir en god representasjon av endringer i hogstaktiviteten i Oslofjordens nedbørfelt siden avvirkningen i fylkene rundt Oslofjorden har holdt seg på et noenlunde stabilt nivå i perioden 1996-2010 (ca 8,0 Mm³ årlig) og økt med gjennomsnittlig 25% i perioden 2017-2023 (10,2 Mm³; se vedlegg 5, kilde SSB).

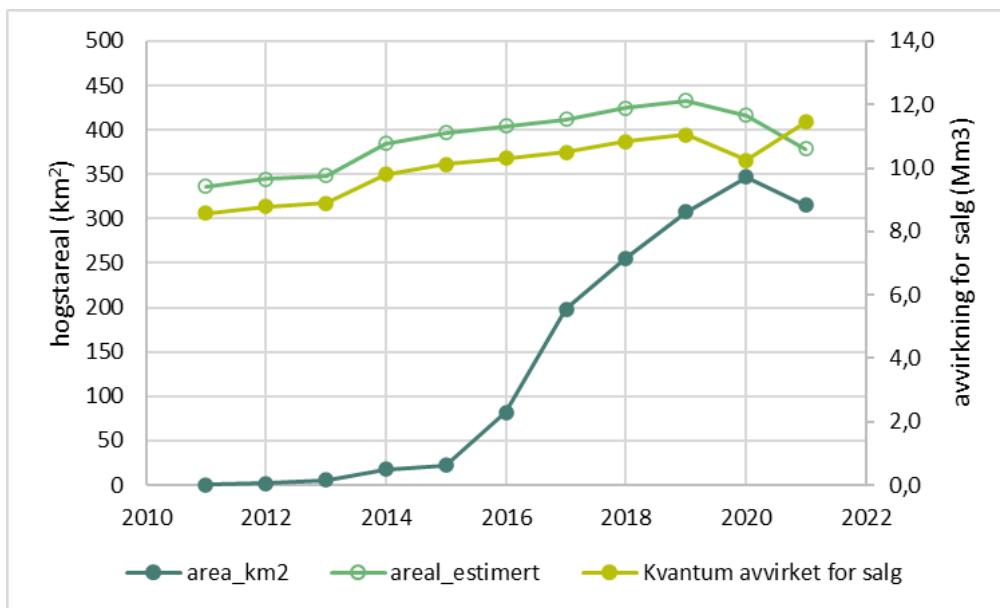
Et anslag av hogstareal for 2011-2021 (Figur 5) ble basert på:

- i. en konservativ antagelse om underestimering av hogstareal fra Rossi m. fl. 2019, som sammenlignet grunnlagsdataene for SR16-beta (Global Forest Watch) med ortofoto i et nedbørfelt i Gudbrandsdalen, hvor noe av hogsten foregikk i bratt lende. Her ble hogstarealet målt med SR16-beta vurdert underestimert med om lag 30%.
- ii. en antagelse om at det er et konstant forhold mellom avvirkning og hogstareal.

Vi antar at mesteparten av produktiv skog rundt Oslofjorden befinner seg i et noe flatere terreng enn feltet som Rossi m.fl. (2019) undersøkte. Det gjør det enklere å identifisere hogd areal, slik at underestimeringen er anslått til om lag 20%. Hogstareal fra SR16-beta for 2021 og nasjonal statistikk på avvirket volum for salg for 2021 ga et forhold på 0,034 Mm³/km², og dette forholdet ble konvertert til km² basert på historiske data om avvirkning for salg fra SSB.

Deretter ble alle areal ganget med 1,2 for å gi et estimat av årlig hogstareal (figur 5). Det totale hogstarealet for 2011-2021 basert på SR16-beta er 1550 km². Arealet basert på avvirkningsstatistikk fra SSB er 3567 km², og inkludert korreksjonen for underestimering (20%) blir hogstarealet 4280 km².

Perioden 2017 til 2021 er mest viktig for avrenning av DIN fra skogsdrift til Oslofjorden, siden avrenning etter hogst reduseres kraftig 4 år etter hogst (se avsnitt 3.2). For denne perioden anslår vi at underestimatet av hogstareal er på cirka 30%. I diskusjonen benytter vi dette estimatet for vurderingen av kilder til usikkerhet av effekten av skogsdrift på DIN-transport til Oslofjorden.

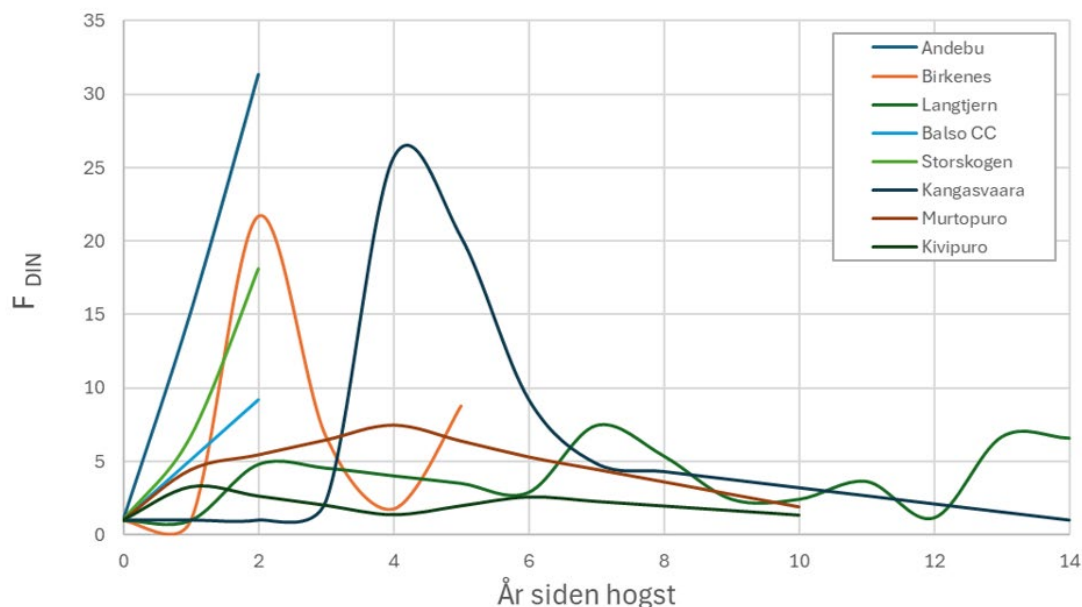


Figur 5. Årlig hogstareal (area_km2, mørkegrønn, y-akse til venstre) i ytre Oslofjord for perioden 2011-2021 (SR16-beta, NIBIO). Årlig avvirkningskvantum for salg (Mm3, lysegrønn, høyre y-akse) (SSB). Estimert hogstareal (areal_estimert) (mosegrønn, y-akse til venstre) basert et antatt konstant forhold mellom avvirkning og hogstareal.

3.2 Beregnet faktor for økt næringsstofftap etter hogst

Vi viser til kapittel 2.4 og 2.5 hvor vi redegjorde for hvordan vi beregnet faktoren (F) for å beskrive årlig endring i DIN etter hogst, og hvordan denne faktoren ble benyttet. Figur 6 viser variasjon i faktoren for hvert av de åtte nedbørfelt-eksemplene vi har benyttet (se også tabell 1). Det er stor variasjon både mellom nedbørfelt og over tid, og de høyeste verdiene i hvert nedbørfelt (kulminasjon av konsentrasjons- og tapsverdiene) spenner fra 3 til 31 (tabell 2).

De høyeste verdiene er oftest observert 2-3 år etter hogst, med unntak for Kangasvaara hvor kulminasjonen først inntreffer etter markberedning. Effekten etter hogst forsvinner som regel ca. 10 år etter hogst, men det er få studier som pågår over mer enn 2-4 år etter hogst.



Figur 6. Beregnet faktor (F_{DIN}) over tid for de forskjellige feltene

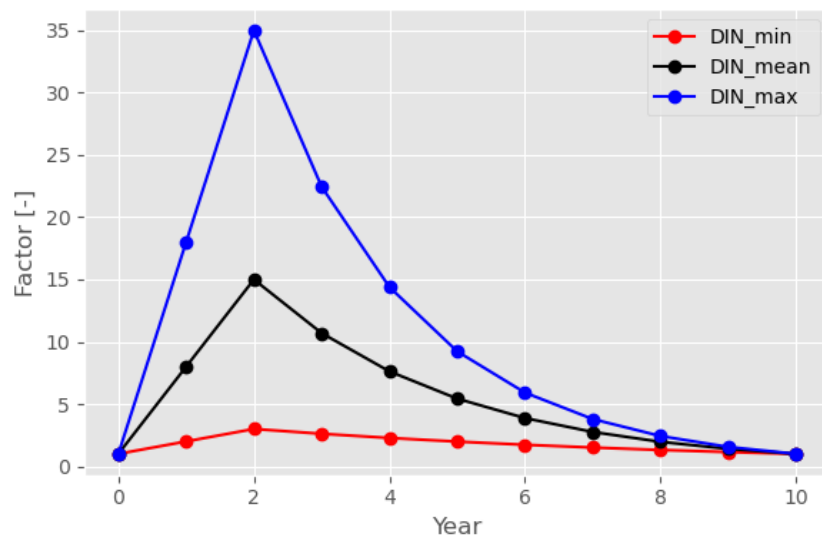
Tabell 2. Kulminasjon av kurven til faktor F for DIN (løst uorganisk nitrogen) i de åtte forsøksfeltene benyttet i denne undersøkelsen.

Navn	Høyeste punkt på kurven av F
Andebu	31
Balsjo CC	9
Birkenes	22
Kangasvaara	26
Kivipuro	3
Langtjern	7
Murtopuro	7
Storskogen	18
Median	14
Gjennomsnitt	16
Minimum	3
Maksimum	31

Basert på data fra de åtte lokalitetene, har vi anslått en kulminasjon 2 år etter hogst som varierer mellom et minimum av faktor F på 3 og et antatt maximum på 35 (fordi undersøkelsene i Andebufeltet kan ha blitt avsluttet før kulminasjonen ble nådd). Det er videre antatt et snitt på 15 (median på 14 og gjennomsnitt 16) og at alle tre kurver går gradvis tilbake til 1 etter 10 år (Figur 7).

Kurvene bør oppdateres med data når det foreligger flere resultater fra nye undersøkelser, men per i dag er dette det beste som kan fremskaffes, og vi antar dermed at spennet mellom 3 og 35 for faktoren F dekker ytterpunktene av avrenning av DIN fra et hogstfelt.

Kivipuro er feltet som gir opphavet til verdien '3', og det må bemerkes at dette feltet er preget av en andel myr over 30%. Skogdrift på såpass myr-rik mark er antakelig mindre vanlig i Norge, og minimums-faktoren er derfor sannsynligvis mer unntaket enn regelen. Samtidig var dette et felt med brede buffersoner. Vi vet forholdsvis lite om hvor mye bredden av buffersoner har å si, men data fra bl.a. Balsjö tyder på en vesentlig reduksjon av næringsstofftap ved bruk av brede buffersoner.



Figur 7. Modellkurve av en dimensjonsløs Faktor som gir effekten av hogst på DIN tap, benyttet i modelleringen.

Med det datagrunnlaget vi har (åtte forsøksfelt, hvorav tre i Norge) er det selvsagt usikkerhet forbundet med denne beregnede faktoren. En høyere faktor kan forventes i områder med høy bonitet og høyproduktiv skog, høy nitrogenavsetning fra luft, bratt terreng og lav andel myr/våtmark. Høy nitrogenavsetning er en viktig faktor i identifiseringen av 'hensynssonen' for gjødsling av skog (Kaste

m.fl. 2021). Hensynssonen omfatter deler av Rogaland, Sørlandet og deler av Østlandet rundt Oslofjorden, hvor det er et tak på areal som kan gjødsles. Resultatene fra forsøksfeltene ga en viss indikasjon på høyere faktor i områder med høy N-avsetning fra luft, men ellers var det ingen sammenheng mellom faktoren F og nedbørfeltkarakteristika, som f.eks. nedbørfeltareal eller andel flatehogd areal. Flere forsøksfelt vil kunne bidra til å avdekke slike sammenhenger, men også tilgang til grunnlagsdataene og eventuelt samarbeid med dataeierne for de respektive feltene ville kunne bidratt til en mer dyptløyende analyse.

3.3 Resultater fra modellering og beregninger

Merk at dette avsnittet rapporterer tap av DIN basert på data om hogstareal fra SR-16, F -faktoren og TEOTIL3-modellering. Hvordan usikkerheten i data fra SR16 (og andre usikkerheter) kan påvirke sluttresultatet, blir vurdert i diskusjonen i kapittel 4.

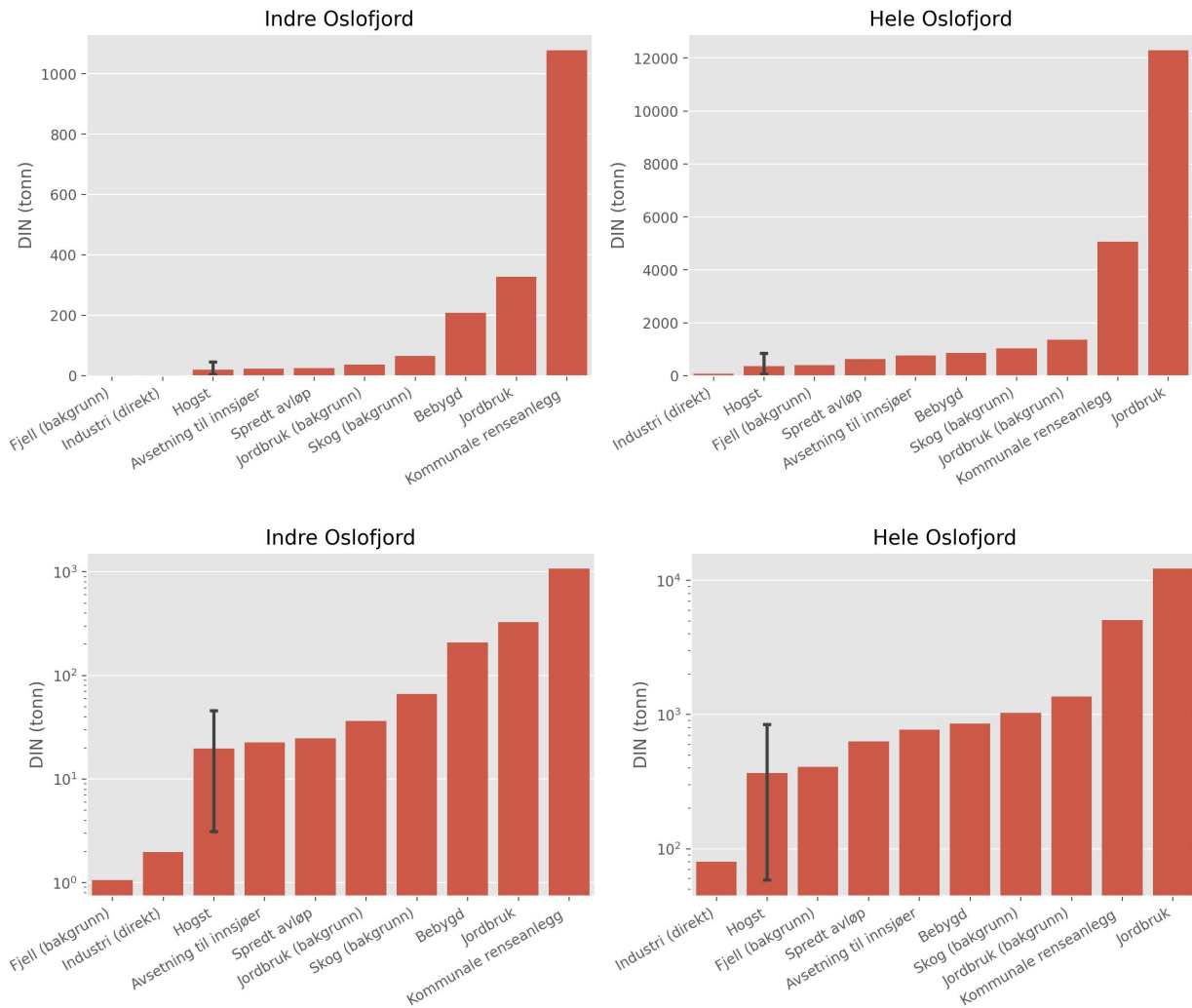
3.3.1 Tap av DIN fra hogst i hvert REGINE-felt

Akkumulert bidrag fra hogst av DIN for alle REGINE-felt (uten beregning av det som når Oslofjorden) er vist i figur 8. Tabell 3 gir en forklaring på de ulike arealtypene vist i figuren.

Som nevnt tidligere i rapporten er Indre Oslofjord definert som området nord for Drøbak (Vassdragsområder 005-009), mens hele Oslofjordens nedbørfelt er definert som vassdragsområdene fra og med 001 til og med 014. Det er beregnet et DIN-tap i snitt på 20 (min:3, maks: 45) tonn DIN fra REGINE-feltene i nedbørfeltet til indre Oslofjord og 368 (min: 58, maks: 846) tonn DIN fra REGINE-feltene i hele Oslofjordens nedbørfelt. Merk at usikkerhetsestimateret middel, min og maks kun er knyttet til usikkerhet i benyttet faktor F .

Tabell 3. Forklaring til arealtyper benyttet i modelleringen med TEOTIL3.

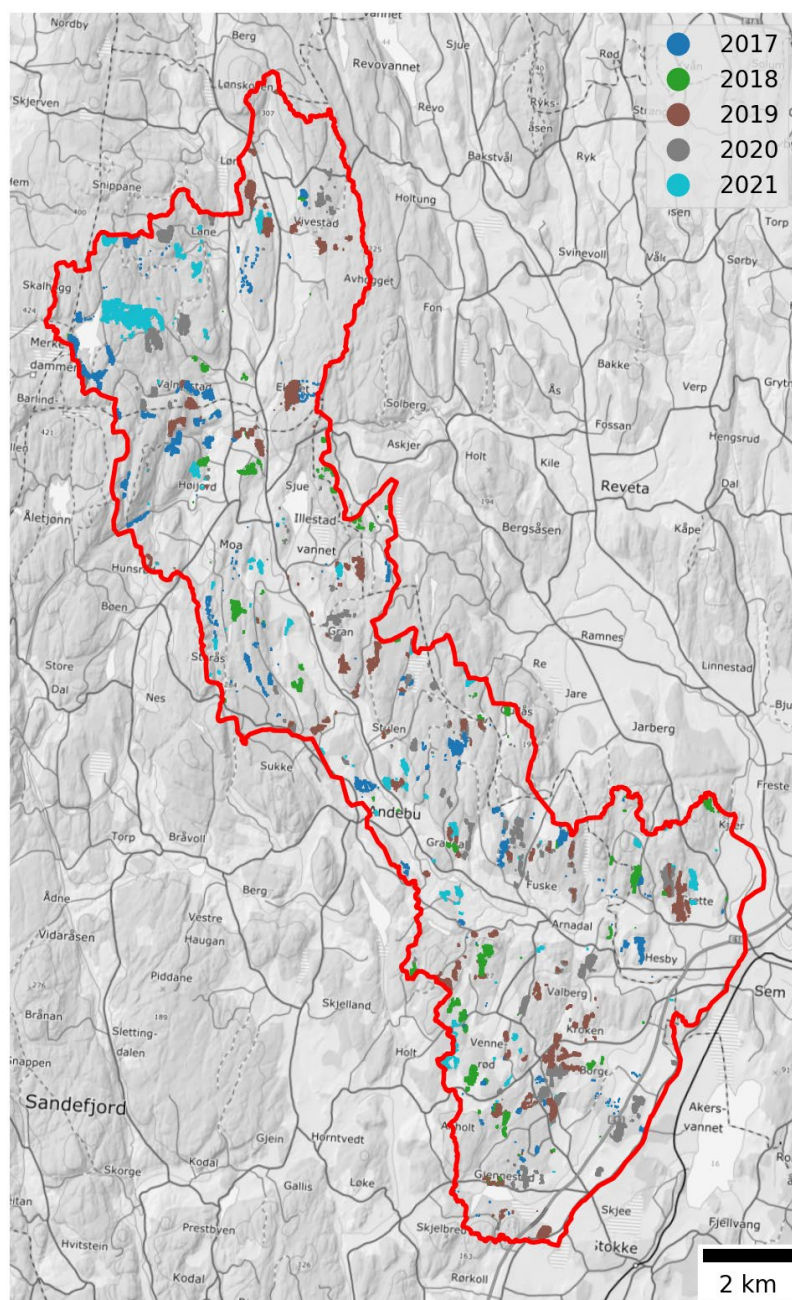
Arealtyper benyttet:	Forklaring på kilden til DIN fra hver arealtype:
Fjell (bakgrunn)	Bakgrunnsavrenning i områder med bart fjell (uten skog og jordbruk)
Industri (direkte)	Industri punktkilder med utløp direkte til vassdraget (ikke kommunalt nett)
Hogst	Avrenning fra hogstfelt
Avsetning på innsjøer	Atmosfærisk nitrogen-avsetning direkte på innsjø-overflater
Spredt avløp	Avløp fra "små" anlegg (<50 personekvivalenter, inkludert septiktanker)
Jordbruk (bakgrunn)	Bakgrunnsavrenning fra jord i jordbruksområder. Denne jorda er ofte naturlig mer næringsrik (f.eks. marine avsetninger eller elveavsetninger) enn skogsjord som ofte består av et tynt morenelag over bart fjell.
Skog (bakgrunn)	Bakgrunnsavrenning fra skog
Bebyggd	Avrenning fra byer og tettsteder
Jordbruk	Avrenning fra jordbruksaktivitet
Kommunale renseanlegg	Avløp fra "store" anlegg (≥50 personekvivalenter)



Figur 8. Tap av DIN anslått ved kilden (altså uten å ta hensyn til hva som når kysten) for Indre Oslofjords nedbørfelt (til venstre) og hele fjordens nedbørfelt (til høyre). I de to øverste grafene er det vanlige y-akser, i de to nederste er det logaritmiske y-akser, dette for bedre å vise tapene for de kildene med minst bidrag av DIN. Sorte linjer på kolonnen med hogst viser øvre og nedre estimat knyttet til faktoren F . Tabell 3 gir en utdypning av arealtypene langs x-aksen.

Noen eksempel-felt

Kartet i figur 9 viser REGINE-felt 014.AZ, som er en del av Merkedamselva ved Andebu. Ifølge resultatene fra TEOTIL3-modellen er dette det REGINE-feltet i Oslofjordens nedbørfelt med det største tapet av DIN fra hogst. Dette er beregnet i forhold til tap av DIN per REGINE-felt, og det er ikke tatt høyde for videre transport til Oslofjorden. Det naturlige bakgrunnstapet av DIN fra dette feltet er beregnet til 5,6 tonn i 2021, med et tillegg for hogstfelt på 4,4 tonn. Årsaken til de høye tapene er at området har hatt intensiv skogsdrift de senere årene (2017-2021) med en høy faktor F . Samtidig må det påpekes at selv om dette REGINE-feltet har det høyeste tapet av alle REGINE-felt, så utgjør DIN-tapet pga. skogsdrift (4,4 tonn) bare ca. 3 % av det totale DIN-tapet fra dette REGINE-feltet, siden om lag 70% av tapet fra dette feltet kommer fra jordbruksaktivitet.

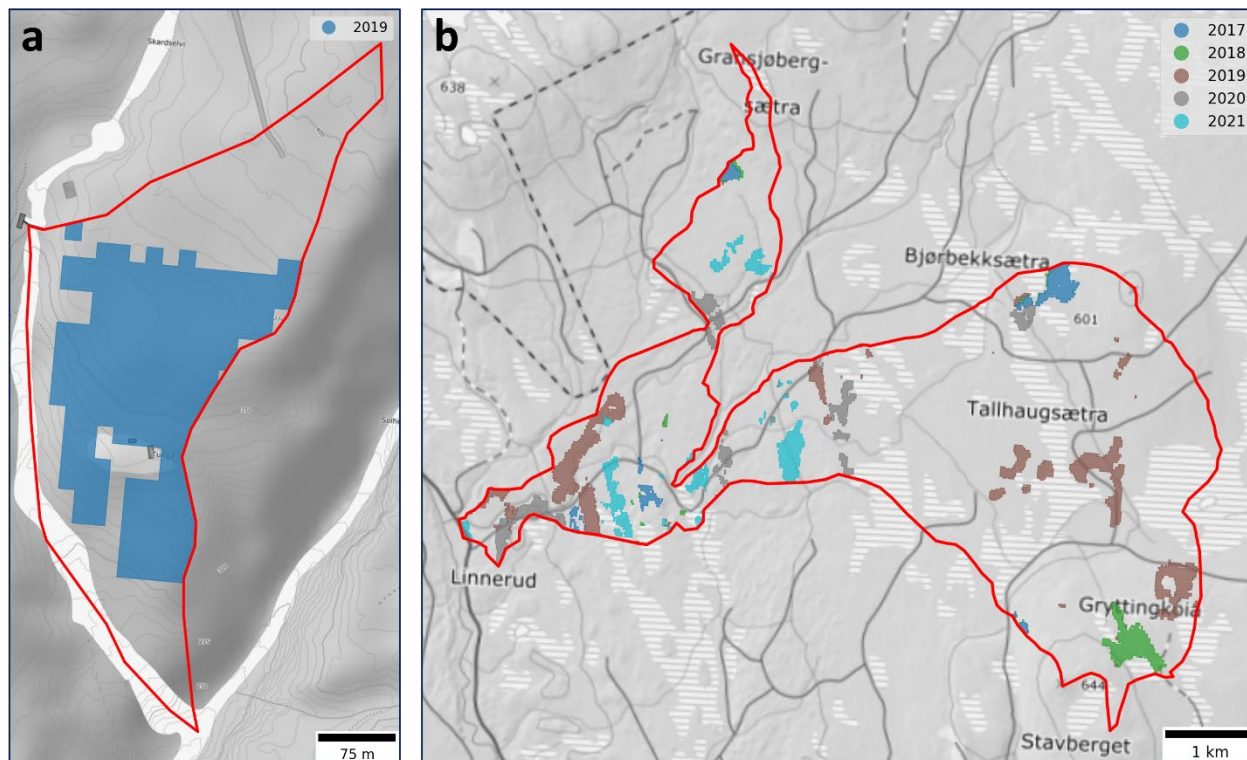


Figur 9. REGINE-felt 014.AZ (del av Merkedamselva ved Andebu) var det REGINE-feltet i Oslofjordens nedbørfelt med det største tapet av DIN fra hogst.

Figur 10 viser to REGINE-felt og illustrerer forskjellen på prosentvis tap per REGINE-felt mot totalt tap (i f.eks. kg).

- a. Det første eksempelet (figur 10a) illustrerer at et felt med høy prosentvis andel DIN-tap ikke behøver å bidra mye med DIN til vannforekomstene nedstrøms: REGINE 012.CB7B1, befinner seg nordøst for Gulsvik i nordenden av Krøderen. Det er et smalt og skogsdominert nedbørfelt (0,1 km²) som ble flatehogd i 2019. Siden vi har modellert tap av DIN fra hogst i 2021, og siden vi ofte ser at DIN øker to år etter hogst, vil dette feltet ha et stort modellert tap av DIN. Hogst står for ca. 80 % av DIN-tapet fra feltet i 2021, og det blir derfor det REGINE-feltet som er prosentvis mest påvirket av hogst i hele Oslofjordens nedbørfelt. Hvis vi derimot ser på faktisk tap, så er det tilnærmet ubetydelig da kun 15 kg DIN ble beregnet uttransportert fra feltet i 2021.

- b. Det andre eksempelet (figur 10b) illustrerer et felt hvor om lag halvparten av DIN-tapet (48%) i 2021 skyldes hogst, men hvor totalt DIN-tap er større: REGINE 002.JAAB, nord for Elverum. Dette er et større REGINE-felt enn eksempelet over (21 km²), og totalt DIN-tap til nedstrøms vannforekomster ble anslått til ca 600 kg i 2021.

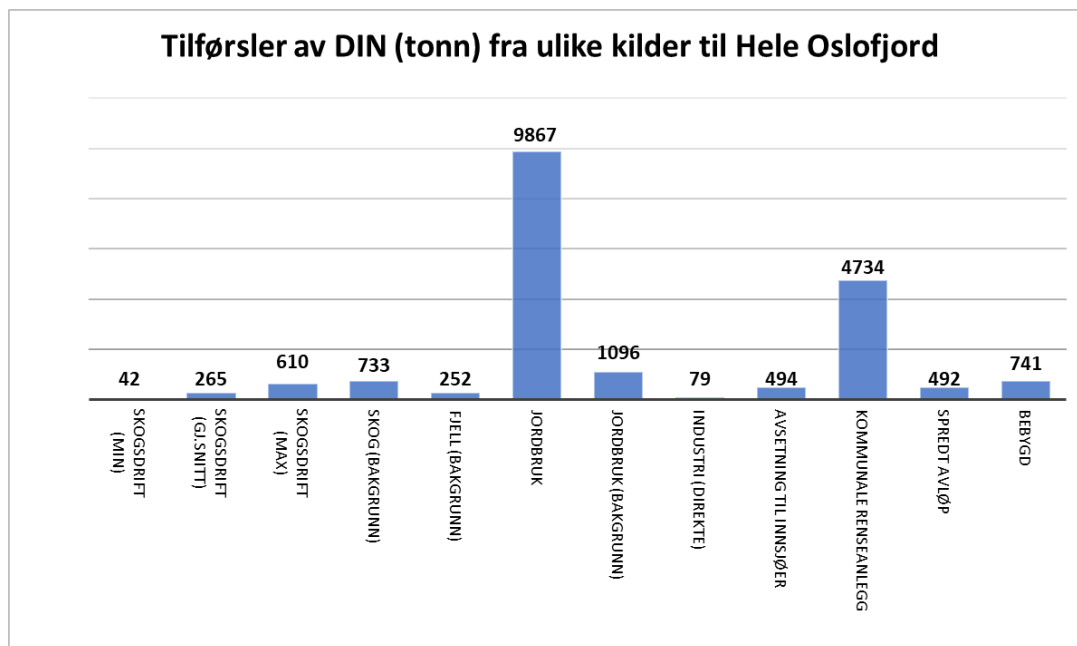


Figur 10. To REGINE-felt, valgt ut som eksempler for å illustrere forskjellen på prosentvis tap per REGINE-felt mot totalt tap (i f.eks. kg).

3.3.2 Tap av DIN fra hogst til Oslofjorden

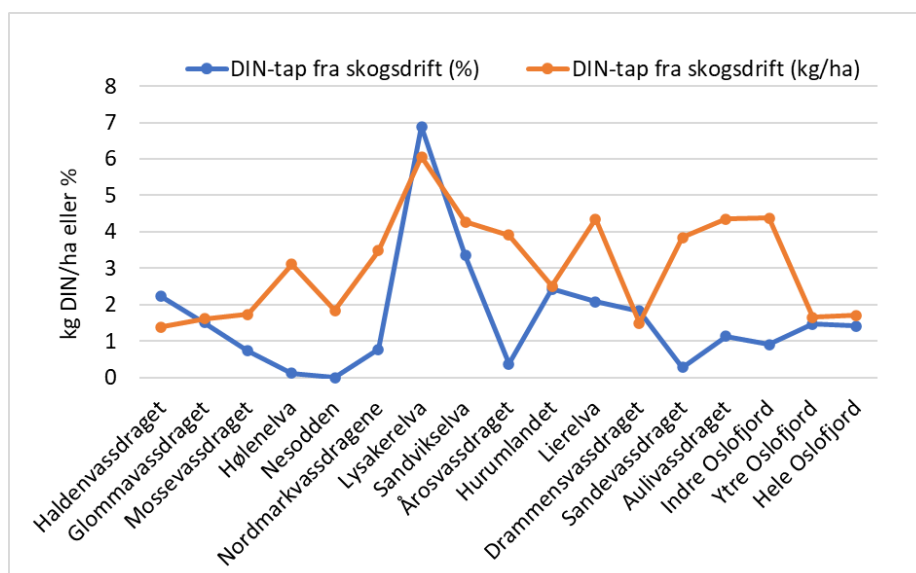
Tabell 4 viser totalt nedbørfeltareal, skogs- og hogstareal (2011-2021) for hvert av vassdragsområdene som renner til Oslofjorden, og samlet for Indre, Ytre og hele Oslofjordens nedbørfelt (blå kolonner i tabellen). Gule kolonner viser tap til Oslofjorden av løst uorganisk nitrogen (DIN) fra skogsdrift for tre scenarier basert på vår beregnede faktor F (se figur 7). Kolonnene med grønn farge viser det samme for andre arealtyper, som modellert med TEOTIL₃ per mars 2024. Helt til høyre, med lysrøde celler, vises tapt DIN fra skogsdrift i % av alle andre kilder, samt arealspesifikt tap. Disse to siste kolonnene er basert på *gjennomsnittsfaktoren av F* (altså den kurven som kulminerte ved en faktor 15 i figur 7).

Vi har vist noen av resultatene også i figurer: Figur 11 viser tilførsler av DIN i tonn til Oslofjorden fra alle 10 kildene. De tre søylene til venstre viser tap fra hogst som beregnet ved minimum, middels og maksimum faktor F . Totalt for hele Oslofjorden er det jordbruk som står for de største tilførslene, med kommunale renseanlegg som nummer to. Maksimalt beregnet tap fra skogsdrift ligger på nivå med bakgrunnsavrenning fra skog, og over både spredt avløp og atmosfærisk avsetning direkte på innsjøoverflater. Beregner vi fra minimum- eller middelvei for F får vi at avrenning av DIN fra skogsdrift er blant de minste bidragsyterne, på linje med bakgrunnsavrenning fra fjell og direkteutslipp fra industri. Det minnes om at feilmarginene som oppgis her kun er knyttet til faktoren F , og ikke til andre feilkilder, f.eks. i SR16-beta kartene.



Figur 11. Tilførsler av DIN (i tonn) fra ulike kilder, samlet fra alle Vassdragsområder (001-014) til Oslofjorden. De tre søylene til venstre gir tre estimat på tap fra skogsdrift basert på de tre utgavene av faktor *F* (min, middel og maks) i figur 7. Øvrige feilkilder for DIN-tap fra skogsdrift (se kap. 4) er ikke tatt inn i denne grafen.

Figur 12 viser tap av DIN fra skogsdrift fordelt på de 14 vassdragsområdene samt Indre, Ytre og hele Oslofjordens nedbørfelt. Bidraget fra skogsdrift uttrykt i % er mellom 0 og 7% av totaltilførslene fra alle kilder. Der %-satsen er relativt lav i forhold til DIN-tapet fra skogsdrift i kg/ha, skyldes dette at det er andre DIN-kilder i nedbørfeltene. Lysakerelva har hatt mye hogst nylig, og som beskrevet over for REGINE-felt 014.AZ (Figur 9), vil nylig hogst slå kraftig ut siden *F*-faktoren øker kraftig rett etter hogst. De andre vassdragsområdene med høy arealspesifikk avrenning etter hogst omfatter Sandvikselva, Lierelva, Sande- og Aulivassdragene.



Figur 12. Tap av DIN pga. skogsdrift fra vassdragsområdene 001-014, samt fra Indre, Ytre og hele Oslofjordens nedbørfelt, vist både som arealspesifikke tap (kg/ha) og i % av tap fra alle kilder til fjorden fra det respektive nedbørfelt-areale (se tabell 4). Basert på gjennomsnittlig faktor *F*.

Tabell 4. Nedbørfeltareal, skogsareal og totalt hogstareal (for perioden 2011-2021) for hvert av Vassdragsområdene som renner til Oslofjorden, og samlet for hhv. Indre, Ytre og hele Oslofjordens nedbørfelt (blå celler). Gul del av tabellen viser tap av løst uorganisk nitrogen (DIN) fra skogbruk for tre scenarier basert på vår beregnede faktor *F* (se figur 7), og i tilsvarende fra andre areal typer (grønn farge) som fremkommet med TEOTIL3. Helt til høyre, med lys røde celler, vises tapt DIN fra skogsdrift i % av alle andre kilder, og som kg/ha; disse to kolonnene er basert på gjennomsnittsfaktoren av *F* (altså den kurven som kulminerte ved en faktor 15 i figur 7).

Nedbørfelt	Navn	Nedbørfelt egenskaper			DIN tap (tonn)												DIN tap fra skogsdrift (gj.snitt; %)	DIN tap fra skogsdrift (gj.snitt; kg/ha)
		Landareal (km ²)	Skogareal (km ²)	Hogstareal (km ²)	Skogsdrift (min)	Skogsdrift (gj.snitt)	Skogsdrift (max)	Skog (bakgrunn)	Fjell (bakgrunn)	Jordbruk	Jordbruk (bakgrunn)	Industri (direkte)	Avsetning til innsjøer	Kommunale renseanlegg	Spredt avløp	Bebyggd		
001	Haldenvassdraget	2494	1406	99	2,2	13,7	31,3	22,9	1,3	334,0	37,1	12,5	33,1	131,7	15,7	12,1	2,2	1,4
002	Glommavassdraget	42413	21142	979	25,1	157,7	361,9	432,7	195,0	6231,0	692,3	34,2	272,9	1918,3	285,4	293,5	1,5	1,6
003	Mossevassdraget	853	563	28	0,8	4,8	10,9	11,5	0,3	343,9	38,2	0,0	11,3	214,9	10,0	22,6	0,7	1,7
004	Hølenelva	204	113	1	0,1	0,4	0,9	4,4	0,1	189,9	21,1	0,0	0,1	125,1	10,1	12,2	0,1	3,1
005	Nesodden	279	170	0	0,0	0,0	0,0	5,9	0,1	114,9	12,8	0,0	2,1	52,3	12,4	20,1	0,0	1,8
006	Nordmarkvassdragene	392	244	8	0,5	2,9	6,6	11,1	0,2	10,9	1,2	0,0	6,0	273,0	1,1	68,5	0,8	3,5
007	Lysakerelva	202	155	7	0,7	4,5	10,3	12,8	0,2	15,3	1,7	0,0	2,2	0,0	1,2	27,0	6,9	6,1
008	Sandvikselva	279	194	11	0,7	4,5	10,4	13,1	0,3	56,3	6,3	0,0	1,3	0,4	2,2	50,7	3,3	4,3
009	Årosvassdraget	214	148	8	0,5	3,2	7,3	7,3	0,1	65,8	7,3	2,0	1,6	751,2	5,0	24,5	0,4	3,9
010	Hurumlandet	114	88	5	0,2	1,2	2,9	2,8	0,0	28,9	3,2	0,0	1,0	7,7	2,3	3,4	2,4	2,5
011	Lierelva	360	274	11	0,8	4,9	11,6	15,7	0,2	111,2	12,4	0,0	3,0	65,7	7,5	17,5	2,1	4,4
012	Drammensvassdraget	17151	9691	368	8,6	55,1	127,8	165,0	53,9	1464,5	162,7	3,3	155,5	735,8	106,1	109,9	1,8	1,5
013	Sandevassdraget	364	233	5	0,3	2,0	4,6	11,5	0,2	229,1	25,5	27,4	2,0	404,6	9,9	30,3	0,3	3,8
014	Aulivassdraget	592	300	23	1,6	10,1	23,4	16,6	0,7	671,3	74,6	0,0	1,9	52,8	22,6	48,9	1,1	4,4
005-009	Indre Oslofjord	1366	910	34	2	15	35	50	1	263	29	2	13	1077	22	191	0,9	4,4
001-004; 010-014	Ytre Oslofjord	64544	33811	1520	40	250	575	683	252	9604	1067	77	481	3657	470	550	1,5	1,6
001-014	Hele Oslofjord	65910	34721	1554	42	265	610	733	252	9867	1096	79	494	4734	492	741	1,4	1,7

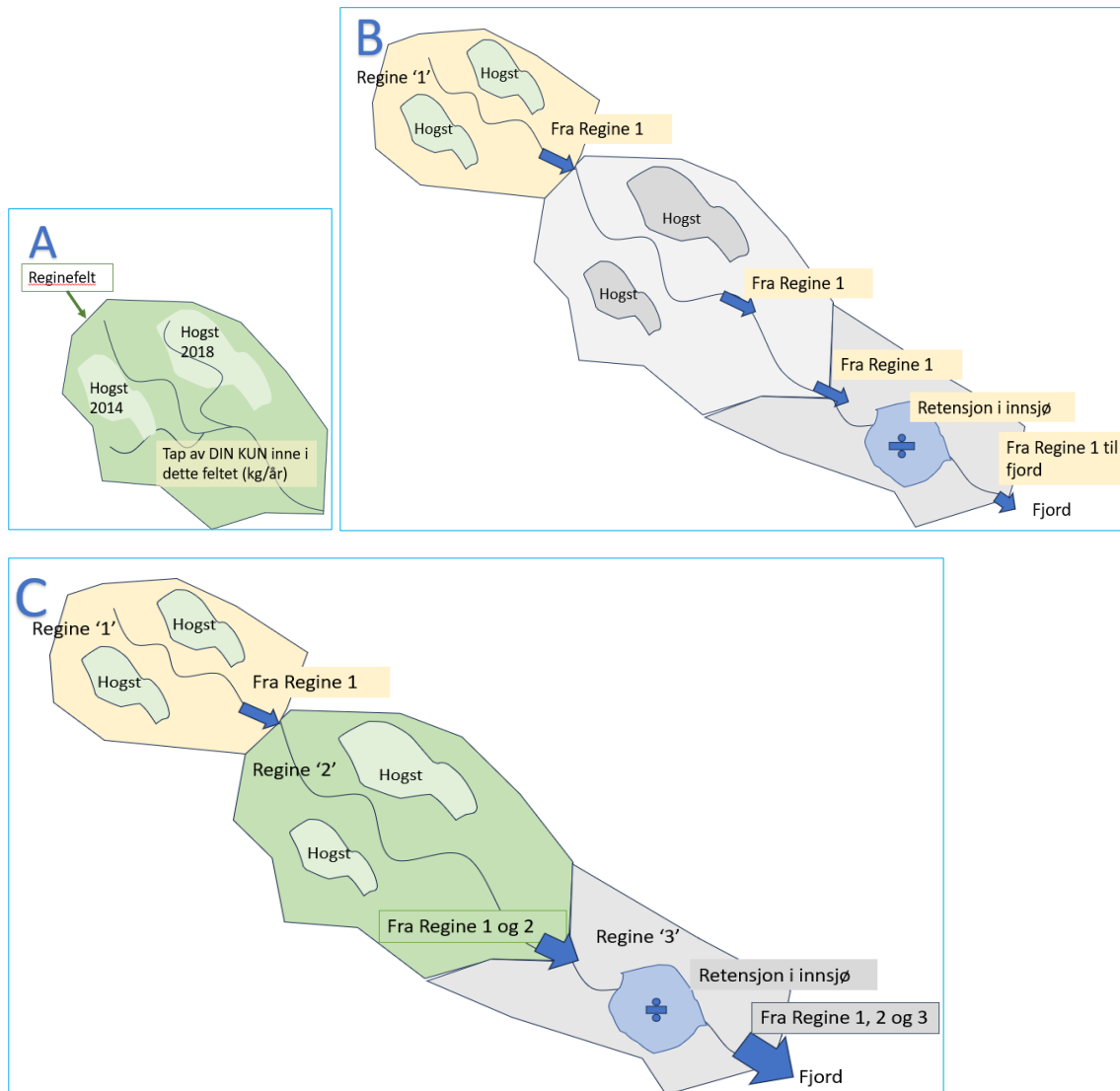
Forklaringer:

- 001, 002 etc. er Vassdragsområder etter REGINE-systemet
- Indre Oslofjord er arealet nord for Drøbak (Vassdragsområder 005 til 009); Ytre Oslofjord er Vassdragsområder 001 til 004 og 010 til 014; Hele Oslofjord er Vassdragsområder 001 til 014.
- Hogstareal er det totale høstede arealet fra 2011 til 2021 basert på SR16beta.
- Alle tap som ikke handler om hogst er basert på foreløpige resultater fra modellen TEOTIL3.
- Alle tap representerer akkumulerte verdier ved utløpet til kysten i hvert vassdragsområde (med andre ord inkluderes det som kommer fra hele vassdraget minus tilbakeholdelse i innsjøer).

3.3.3 Kartbasert informasjon om tap av DIN

I Oslofjordens nedbørfelt har vi beregnet tap av DIN grunnet hogst på ulike nivå:

- Som tap per REGINE-felt (altså det DIN som produseres i hvert REGINE-felt) både i kg (Figur 14) og i kg/km² (dvs. arealspesifikt, slik at de ulike størrelsene på REGINE-feltene blir utjevnet; Figur 15), se figur 13 (A) for illustrasjon.
- Hvert REGINE-felts betydning for tap av DIN til Oslofjorden (Figur 16), altså hvor mye av tapet fra hvert REGINE-felt som når fjorden (viser lokaliteten til kildene til DIN fra hogst til Oslofjorden), se figur 13 B for illustrasjon.
- Hvordan tapene summeres nedstrøms fra ett REGINE-felt til det neste, også videre ned til Oslofjorden (Figur 17). DIN tapet fra skogsdrift øker for hvert steg nedover mot Oslofjorden, unntatt når retensjonen i innsjøen er større enn bidraget fra skogsdrift fra et gitt REGINE-felt. Det akkumulerte bidraget viser hvilke elveutløp/vassdragsområder som har størst tap av DIN (fra skogsdrift) til Oslofjorden se figur 13 C for illustrasjon.



Figur 13. Skissene A-C er en forklaring på hva de fire følgende kartene viser: Kart i figur 14 og 15 viser det som er illustrert i (A), altså DIN som produseres i hvert REGINE-felt. Kart i figur 16 viser det som er illustrert i (B), altså det DIN som forlater hvert enkelt REGINE-felt og som når kysten, fratrukket retensjon i innsjøer. Kart i figur 17 viser det som er illustrert i (C), altså oppaggregert DIN fra alle REGINE-felt fra fjell til fjord, fratrukket retensjon i innsjøer.

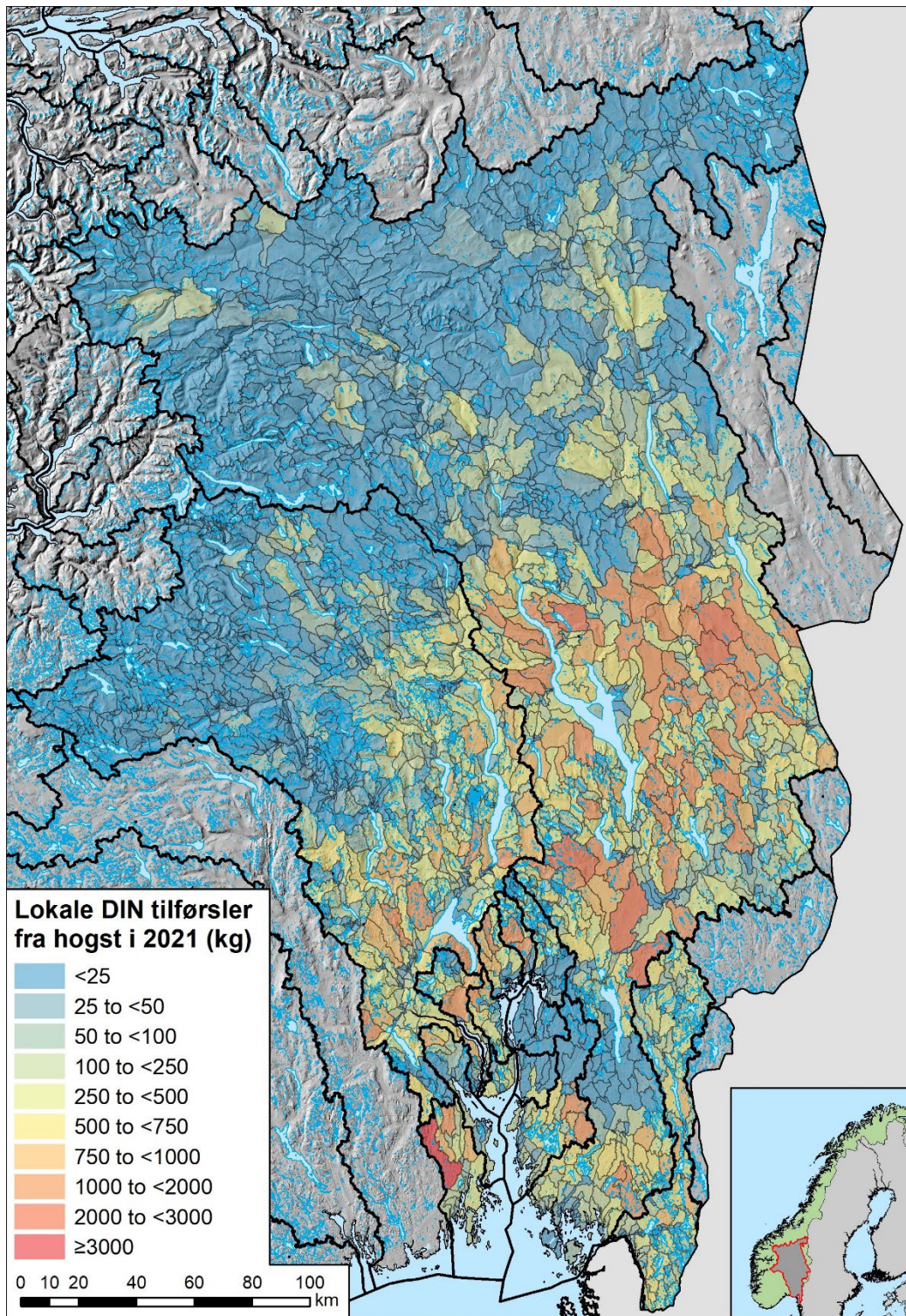
Alle kart er beregnet utfra en gjennomsnittlig faktor F (se figur 7) og viser effekten av hogst for alle år fra 2011-2021, slik den gjorde seg utslag i 2021. Det innebærer bl.a. at hogst nærmere år 2021 har større effekt enn hogst tidlig i denne 10-års perioden.

Figur 14 og 15, som viser 'produksjon' av DIN fra hogst i hvert REGINE-felt, kan bl.a. gi nyttig informasjon for vannområdene i nedbørfeltet. I ellers uberørte skogsvassdrag kan hogst gi økt avrenning av nitrogen og kan forklare eventuell endring i lokal vannkvalitet og akvatisk økologi i årene rundt 2021.

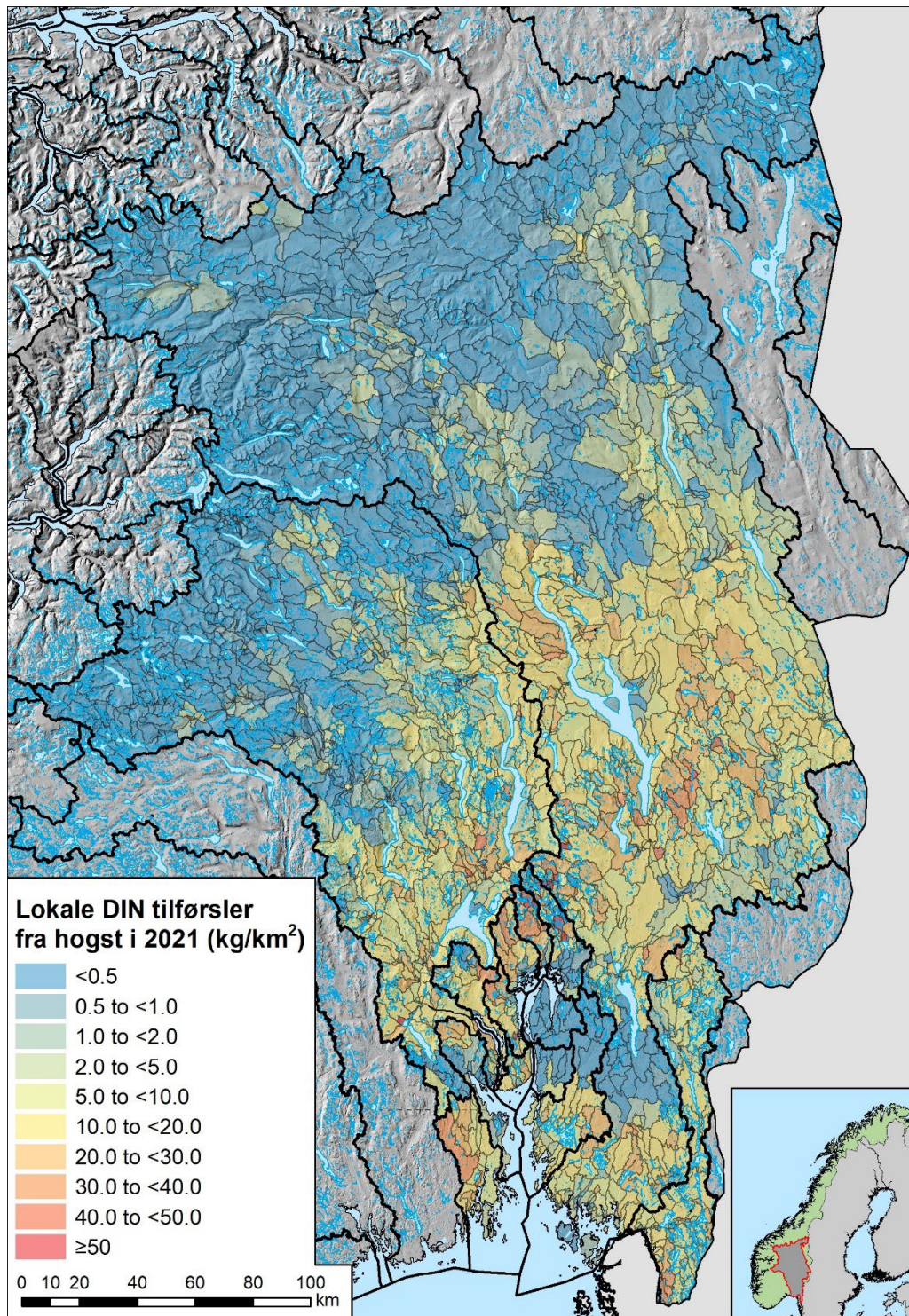
Kartet i figur 16 avdekker hvilke REGINE-felt som ga mye eller lite DIN til Oslofjorden i 2021. Årsaken til at enkelte REGINE-felt høyt oppe i nedbørfeltet har stor innvirkning på Oslofjorden, er at det er få store innsjøer mellom disse og fjorden. Store innsjøer kan holde tilbake nitrogen og redusere påvirkningen på Oslofjorden, men innsjøene har ulik grad av tilbakeholdelse, avhengig av bl.a. oppholdstid. For eksempel holder ikke Øyeren tilbake mye nitrogen siden den har kort oppholdstid for vannet. Dette kartet svarer ut spørsmålet om hvilke områder som hadde størst betydning for Oslofjorden i 2021, når det gjelder tap av DIN pga. hogst. Antar vi at hogsten er relativt jevnt fordelt per år, kan dette mønsteret også være gjeldende for kommende år.

Det siste kartet, figur 17, viser akkumulerte tilførsler av DIN (kg) til fjorden, som modellert med TEOTIL3. Dette tilsvarer tapene oppgitt i tabell 4. Det er særlig nedre deler av Glomma og Drammensvassdraget som utpeker seg her, med sine store oppstrøms nedbørfelt.

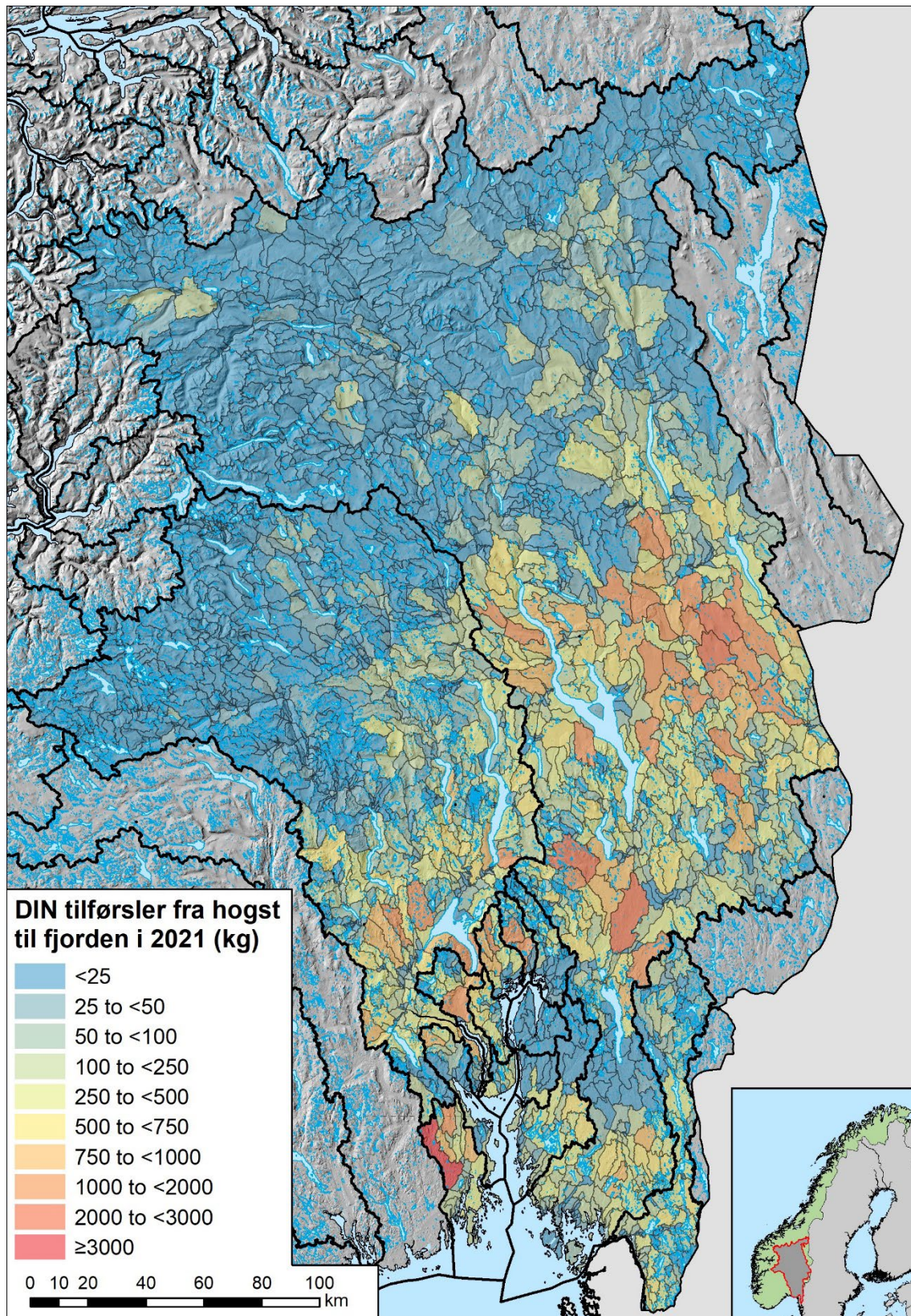
Det må igjen noteres at tilbakeholdelse i bekker og elver ikke er inkludert i modellen, men det er grunn til å tro at dette utgjør en relativ liten feilkilde for løst nitrogen. Retensjon av nitrogen i elver krever at det er et lager av nitrogen som vil øke i elva – et eksempel ville vært i biomasse i vannplanter. Vi vurderer det slik at netto opptak av nitrogen i elver er minimal. Tabell 6 viser retensjon av DIN i innsjøer, fordelt på kilder. Siden mye av hogsten ikke foregår direkte i nærheten av fjorden, i motsetning til f.eks. industrielle kilder, er %-andel som blir tilbakeholdt relativt stor (28%) for skogsdrift, sammenlignet med industri (0,5%).



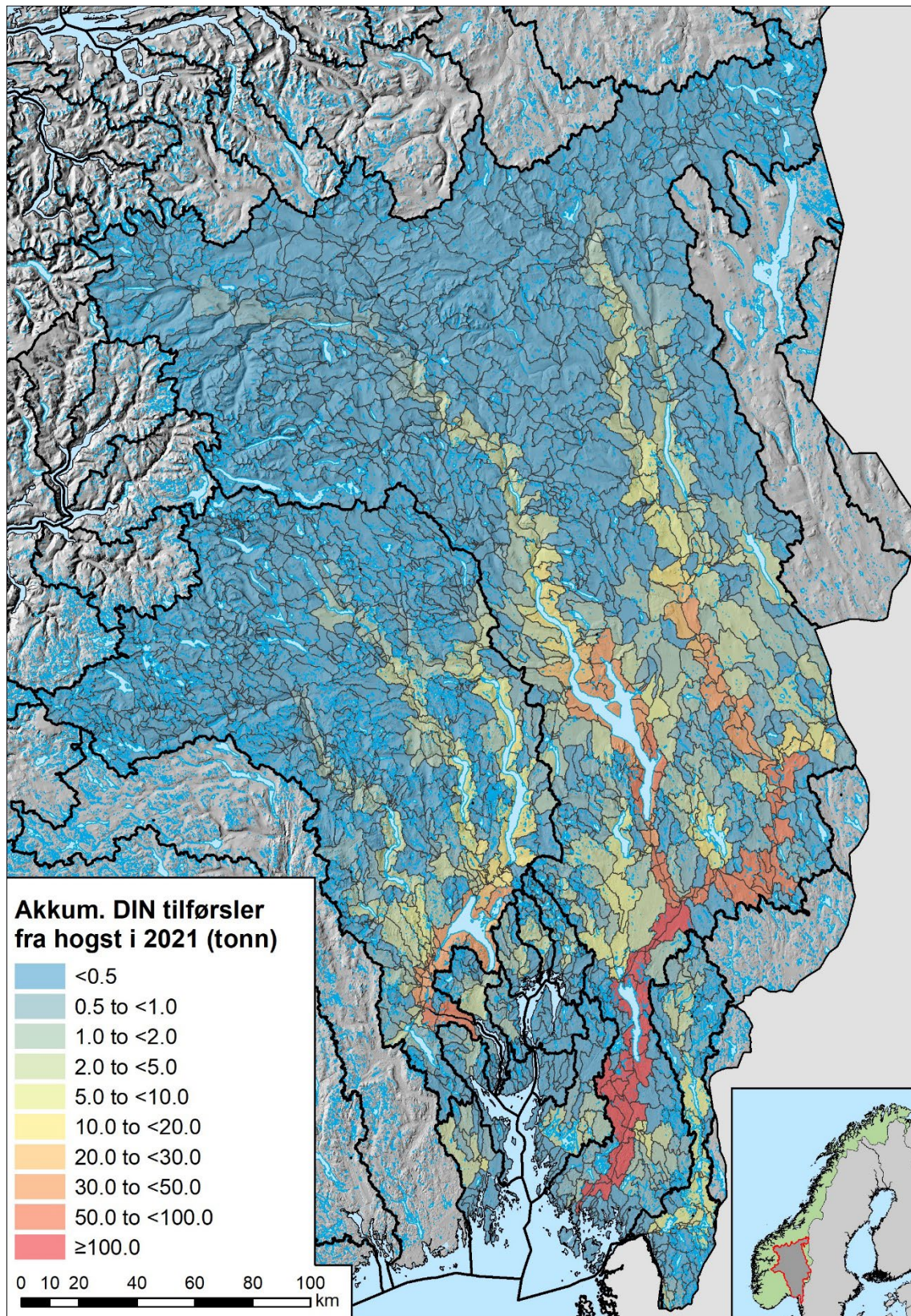
Figur 14. Kartet viser lokale DIN-tilførsler, eller 'DIN-produksjon' fra hogst (i kg) innen hvert REGINE-felt i 2021.



Figur 15. Kartet viser det samme som figur 14, altså produksjon av DIN fra hogst i 2021 i hvert REGINE-felt, men denne gangen arealspesifikt, altså i kg/km². Dette utjevner forskjeller som skyldes størrelsen på REGINE-feltet.



Figur 16. Kartet viser hvert REGINE-felts betydning for tap av DIN (kg) fra hogst til Oslofjorden i 2021, beregnet som andel av tapt fra hvert REGINE-felt som når ned til fjorden (fratrukket tilbakeholdelse i innsjøer).



Figur 17. Kartet viser tilførsler av DIN (kg) fra REGINE-felt pga. hogst i 2021, akkumulert til Oslofjorden.

4 Diskusjon om usikkerhet i estimatene

4.1 Oversikt

Det må understrekes at det ligger svært mange antakelser og usikkerhetsfaktorer til grunn for beregningene av tap fra hogst til Oslofjorden. Denne rapporten må ansees som det første forsøket på å skille mellom skog som generell bakgrunnsavrenning (naturlig skogsareal/voksende skog) og produksjonsskog med hogstareal. En viktig del av prosjektet har vært å påpeke hva som trengs av data og kunnskap for å forbedre disse første estimatene. Tabell 5 gir en oversikt over kilder til usikkerhet, og hvordan de eventuelt kan forbedres.

Tabell 5. Oversikt over noen viktige kilder til usikkerhet, hva som er utfordringen og hvordan dette kan forbedres.

Kilder til usikkerhet	Utfordring	Anslått usikkerhet	Hvordan forbedre
Hogstareal 2011-2021	SR16-beta kartene er ikke nøyaktige nok tilbake i tid.	Vanskelig å anslå, men mest sannsynlig underestimert, spesielt i de tidligste årene. Sannsynligvis relativt mer nøyaktig for senere år frem mot 2021.	Forbedre kartbaserte data for hogst tilbake i tid, f.eks. benytte data fra <i>grunnlaget</i> for SR16-beta data, dvs. satellittbaserte data fra Global Forest Watch.
Effekt av hogst på DIN	Få feltforsøk, spesielt for norske forhold	Vanskelig å anslå i dag. Kulminasjon av faktor F (se fig. 6) på min 3, middel 15 og maks 35 er usikkert, det samme er en eksponentiell nedgang etter kulminasjonen.	Flere feltforsøk for å få på plass mer nøyaktige estimat av faktor F .
Varighet av effekten av hogst	Vi har anslått dette til å være 10 år	Noen studier peker på at effekten kan vare lenger, men dette varierer fra sted til sted. Sannsynligvis ikke den usikkerheten som er viktigst å rydde opp i.	Flere feltforsøk som varer i 10+ år.
Effekter av hogst på totN (org N), samt andre parametere	Selv om DIN betyr mest, kan også andre næringsstoff bety noe for miljøet i fjorden (se vedlegg 3).	Ikke anslått	Mer kunnskap gjennom flere feltforsøk og økt forståelse for retensjon av ulike næringsstoffer (og evt også andre parametere, som f.eks. tungmetaller) nedover et vassdrag.
Retensjon	Vi har benyttet retensjon i TEOTIL3 som tar høyde for retensjon i innsjø, men ikke i elv.	Usikkerhet ved å ikke inkludere retensjon i elv er ikke estimert, men for DIN er dette sannsynligvis av mindre betydning, basert på ekspertvurderinger av hvordan DIN transporteres i vassdrag.	Generelt behov for bedre kunnskap om retensjon av ulike næringsstoff og deres fraksjoner i vassdrag.
Betydningen av miljøtiltak	Dette er ikke inkludert per i dag.	Ikke anslått	Flere feltforsøk hvor også effekten av ulike miljøtiltak undersøkes.
Betydningen av samlede inngrep, inkludert hogstmetoder	Dette er ikke inkludert per i dag.	Ikke anslått	Flere feltforsøk som også inkluderer ulike hogstmetoder

Noen av disse usikkerhetene er videre utdypet i avsnittene under.

4.2 Usikkerhet i estimat av hugget skog (SR16 og SR16-beta)

Vi valgte å benytte data fra kartene SR16 og SR16-beta til å vurdere andel areal med flatehogst. I ettertid har det vist seg at disse kartene har to former for usikkerhet. Den første er en systematisk underestimering av nåværende hogstareal (dokumentert av Rossi m.fl. 2019, og satt til 20% basert på generelle betraktninger om 'bias' i SR16 for hogstareal, se kap. 3.1.1), den andre en systematisk underestimering av tidligere hogstareal, i et 10-års perspektiv (2011-2021) (se Figur 5).

Underestimeringen er størst, men konstant, i 2011-2016, og deretter minker usikkerheten gradvis fram til estimatet blir antatt mest presist for årene 2020-2021. Den andre delen av usikkerheten er forsøkt korrigert basert på historisk avvirkningstatistikk fra SSB for 2011-2022 (se kap. 3.1.1 og figur 5). Perioden 2017 til 2021 er mest viktig for avrenning av DIN fra skogsdrift til Oslofjorden, siden avrenning etter hogst reduseres kraftig fire år etter hogst. Selv om vi har gjort et forsøk på å kvantifisere usikkerheten (se også kap. 3), er dette i seg selv usikkert, og TEOTIL3-modelleringen ble kjørt basert på data fra SR16-beta-kartene. Oppdatering av SR16-kartet for 10 år tilbake i tid vil kunne redusere denne usikkerheten betydelig.

4.3 Usikkerhet i faktor F

Usikkerhetsintervallet i effekt-faktoren (se figur 7) for skogsdrift på DIN er 3-35 (middel: 15) for år 2 etter hogst, og avtar eksponentielt fram til effekten er 1 (lik bakgrunnsavrenning) 10 år etter hogst. Vi ikke har grunnlag for å si noe om sannsynligheten for over- eller underestimering av effekten.

Faktoren F er avledet fra i alt åtte ulike nedbørfeltstudier, hvor andelen av nedbørfeltet som ble hogget varierte fra 7% til 75%. Det er imidlertid mange faktorer som påvirker effekten av hogst på avrenning, som for eksempel bonitet, helning, hvor i nedbørfeltet hogsten utføres, hydrologisk forbindelse (konnektivitet) mellom hogstareal og bekk, meteorologiske forhold under hogst, når på året hogsten utføres, data fra 70-tallet og hogstmetoder da (Haveraaen 1981) versus hogstmetoder nå, hvor representative data fra Sverige og Finland er for Norge, forsøksopplegget, nitrogenavsetning og skoggjødsling.

Det er også stor usikkerhet rundt hvor mye DIN som blir tatt opp på vei nedstrøms fra de minste bekkene til større bekker.

Usikkerheten kan bli redusert med et større datagrunnlag. Med vårt datagrunnlag mener vi at det beste vi kunne gjøre var å ta høyde for en stor variasjon i faktoren F – derfor la vi oss altså på en variasjon mellom 3 og 35, og med et snitt rundt 15.

4.3.1 Kombinasjonen av usikkerhet i hogstareal og faktor F

Kombinasjonen av usikkerheten i hogstareal og faktor F virker antakelig i motsatt retning på usikkerheten i DIN-avrenningen fra REGINE-enheter. Hogst i 2011 har minst effekt på den totale avrenningen siden effekten for 10 år siden er redusert til 'nesten ingen effekt' per i dag (se figur 7). Det er størst effekt av underestimering i hogstareal for de nærmeste årene (2017-2020), og som vi i kap. 3 har anslått til å være omlag 30%. En forbedring av SR16-beta-kartene med oppdaterte data tilbake i tid vil redusere denne usikkerheten.

4.4 Usikkerhet i retensjon (tilbakeholdelse i nedbørfeltet)

Retensjon mellom REGINE-felt til fjord er estimert til å være ca 28% for bidraget fra skogsdrift; se tabell 6. Hvor stor usikkerhet som ligger i dette anslaget av retensjon er ikke estimert.

Tabell 6. Anslått retensjon i TEOTIL3, per arealtype.

Arealtype	per REGINE-felt (tonn)	til fjorden akkumulert (tonn)	retensjon i %
Jordbruk (bakgrunn)	1370	1100	19,7
Jordbruk	12300	9870	19,7
Skogsdrift (hogst)	368	265	27,9
Industri	80	80	0,5
Avsetning til innsjøer	770	494	35,9
Kommunale renseanlegg	5060	4730	6,5
Spredt avløp	629	492	21,8
Fjell (bakgrunn)	406	252	37,9
Bebyggd	859	741	13,7
Skog (bakgrunn)	1030	733	29,1

Retensjon i elvestrengen er ikke inkludert. Det kan være opptak av DIN i små bekker nær hogstområdet (e.g. Schelker m.fl., 2016), men disse studiene tar ikke tilstrekkelig hensyn til at opptak av DIN i biota kan frigjøres igjen når plantene fryser. Denitrifikasjon skjer i svært liten grad i norske rasktflytende elver, og i TEOTIL3 gjøres det derfor en antakelse om at retensjon i elver er minimal.

4.5 Andre feilkilder

Her gis en oversikt over andre mulige feilkilder.

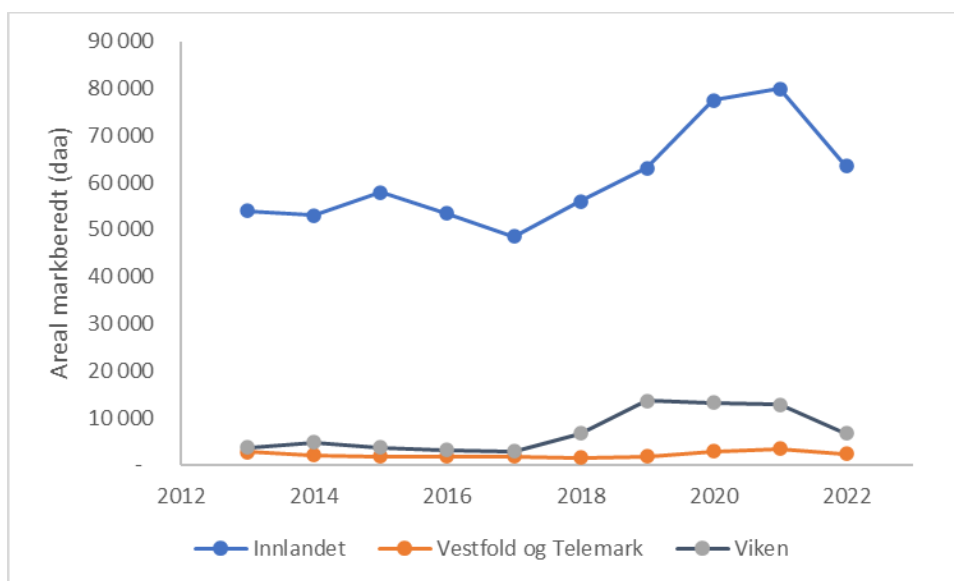
Bruk av tidlige undersøkelser kan være misvisende i forhold til dagens mer skånsomme hogstmetoder, bl.a. med mer bruk av buffersoner i henhold til PEFC-standarden fra 2023. Samtidig er det slik at buffersoner gjerne ikke benyttes i de minste bekkene som ikke har årssikker vannføring, da dette ikke er et krav. Betydningen av buffersoner i små bekker burde undersøkes bedre. Miljøtiltak som brede buffersoner, også i små bekker, kan potensielt ha stor reduserende effekt på DIN-tapet, men vi er ikke i stand til å kvantifisere dette basert på de data som foreligger.

Vi har ikke tatt i betraktning at nitrogen-tapet kan synke etter planting av nye trær, siden ungtrær trekker opp mer nitrogen enn gammel skog.

I rapporten har vi sett på årlige tap, men sesongmessige variasjoner kan også være viktige (f.eks. Ide m.fl., 2013). Dette vil imidlertid kreve et helt annet datagrunnlag og andre typer modeller, og er neppe realistisk i nær fremtid.

Markberedning er ofte gjort etter hogst, også i flere av de åtte forsøksfeltene vi har lagt til grunn for arbeidet. Areal markberedt har økt i det siste tiåret i Norge, og vi mener derfor at undersøkelser i felt med markberedning også er relevant for våre forhold (figur 18). Ved markberedning pløyes/harves det øvre laget av skogsjorda for å gi bedre oppvekstforhold for de nye trærne. Markforstyrrelsen kan øke risikoen for tap av næringsstoffer fra flata, men det er lite data om dette, og hvis markberedningen bidrar til økt vekst av nye trær kan tapene reduseres fordi de nye trærne tar opp næringsstoffene. Publiserte resultater er ikke entydige. Markberedning med simulert skålharv etter hogst av nitrogengjødslet furuskog i Sverige påvirket vegetasjonen og vannavrenningen slik at det ble økt nitrogenavrenning fra tidligere gjødslete flater (George m.fl. 2017). Ring m.fl. (2018) fant derimot lavere nitratkonsentrasjoner i jordvann etter simulert markberedning, muligens på grunn av økt opptak i unge trær, og færre hogstrestre på bakken som kunne lekke nitrogen. Det er altså usikkert

hvordan markberedning påvirker N-tap fra gjødslet skog. Begge disse to studiene er dessuten basert på modellering og ikke på faktiske målinger (Skarbøvik m.fl. 2023).



Figur 18. Fylkesvis areal markberedt per år, 2013-2022. Data fra Landbruksdirektoratet.

4.6 Bruk av andre tilgjengelige data

Det finnes i tillegg andre tilgjengelige og interessante data som f.eks. areal skog som er gjødslet, avvirket volum og lengde av grøfter som er rensket. Denne typen statistikk vil være nyttig når det foreligger mer erfaringsdata om hvordan slike aktiviteter kan påvirke vassdrag i Norge, men denne type data ble ikke benyttet i vår studie.

5 Konklusjon

5.1 Anslått effekt av skogsdrift på eutrofi i Oslofjorden

Hovedkonklusjonen er at effekten av skogsdrift på eutrofitilstanden i Oslofjorden generelt er liten sammenlignet med kilder som jordbruk og kommunalt avløp, men at den ikke er ubetydelig.

Det totale bidraget fra skogsdrift på DIN-tilførsler i 2021, beregnet med TEOTIL3, er ca. 40-600 tonn, med middelvei på om lag 200-300 tonn (Tabell 4). Med annen usikkerhet enn F-faktoren, herunder særlig usikkerhet knyttet til at SR16-beta-kartene ikke er pålitelige bakover i tid, kan dette anslaget være underestimert med noen hundre tonn. Da spenner anslaget mellom noen titalls og opp mot tusen tonn DIN fra skogbruk per år.

Generelt anslås det dermed at det gjennomsnittlige tapet av DIN fra skogbruk er i samme størrelsesorden som f.eks. tap fra spredt avløp og bebyggelse (byer og tettsteder), men vesentlig mindre enn tap fra jordbruk og kommunale renseanlegg.

Siden anslagene våre er usikre, bør det foreløpig ikke konkluderes med at skogsdrift har en ubetydelig innvirkning på Oslofjorden. Våre laveste anslag stemmer riktignok med resultater fra Futter m.fl. (2010) for Sverige, der det ble beregnet at stammehogst av skog stod for kun 3% av svensk N-avrenning til Østersjøen. Også Löfgren m.fl. (2009) påpekte at skogsdrift i Sverige hadde liten effekt på næringsstofftilførsler til marine områder, bl.a. fordi arealet som hugges hvert år er relativt lite i forhold til det totale skogarealet. Her må det imidlertid påpekes at skogbruk rundt Østersjøen ble sammenlignet med avrenning fra jordbruket, og dette kan ha mer omfattende næringsstofftap enn norsk jordbruk (Andersen m.fl. 2016).

Effekten er mest synlig fra REGINE-enheter med nylig flatehogst, siden vi, basert på vår litteraturgjennomgang, har antatt at det er størst effekt de første årene etter hogst. Siden det nylig var hugget relativt mye skog i nedbørfeltene til Lysaker-, Sandviks-, Lier-, Sande- og Aulivassdragene hadde disse relativt større arealspesifikke tap av DIN fra hogst enn andre vassdragsområder.

5.2 Hvordan estimatene kan forbedres

Når det gjelder videre arbeid for å forbedre estimatene, anbefaler vi i første omgang å forbedre anslag over hogd areal 10 år tilbake i tid, altså å utbedre SR16beta-kartene. Dette kan gjøres ved å utforske kilden til kartene, dvs. data fra Global Forest Watch.

En annen strategi på kort sikt er bedre utnyttelse av eksisterende data fra hogst, kanskje i et felles nordisk prosjekt hvor vi går til datakildene og får mer informasjon enn det som fremkommer i artikler og rapporter.

I et lengre perspektiv er det viktig å få frem flere empiriske data om effekten av hogst på vannkvalitet i Norge. Råd om dette er gitt i Vedlegg 4.

Litteraturreferanser

- Ahtiainen, M & Huttunen, P. 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. *Boreal Environment Research* 4: 101-114.
- Andersen, H.E., Blicher-Mathiesen, G., Thodsen, H. m.fl. 2016. Identifying Hot Spots of Agricultural Nitrogen Loss Within the Baltic Sea Drainage Basin. *Water Air Soil Pollut* 227, 38 (2016). <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2733-7>
- Astrup R, Rahlf J, Bjørkelo K, Debella-Gilo M, Gjertsen AK & Johannes Breidenbach, 2019. Forest information at multiple scales: development, evaluation and application of the Norwegian forest resources map SR16, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34:6, 484-496, DOI: 10.1080/02827581.2019.1588989.
- Blankenberg, A.-G. B.; Skarbøvik, E.; Kværnø, S. 2017. Effekt av buffersoner - på vannmiljø og andre økosystemtjenester. NIBIO Rapp. 3(14) 2017. 76 s.
- Breidenbach J, Rahlf J, Rätty J, Hauglin M, Bergsens E (2022) Validering av SR16 med kontrollmålinger i Asker, Alver og Elverum/Våler. https://www.nibio.no/tema/skog/kart-over-skogressurser/skogressurskart-sr16/_attachment/inline/b1351797-d448-4a67-b099-961efaa6bf80:ee86cfca94ca89db5c17610fd52b04b1fc6290f1/Notat-Validering-av-SR16-med-kontrollm%C3%A5linger-i-Asker-Alver-og-ElverumV%C3%A5ler.pdf.
- Breidenbach, J. Snoksrud, O.M., Søgaard, G., Granhus, A., Svensson, A., Eriksen, R. og Astrup, R. 2024. Granvolumet i Norge har kulminert. *Norsk Skogbruk* 2024. <https://norsk-skogbruk.no/forskning/granvolumet-i-norge-har-kulminert/>
- Breidenbach J, Waser LT, Debella-Gilo M, Schumacher J, Rahlf J, Hauglin M, Puliti S, Astrup R (2020) National mapping and estimation of forest area by dominant tree species using Sentinel-2 data. 2020. *Canadian Journal of Forest Research*. 51(3): 365-379. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0170>.
- Clarke, N. m.fl. 2018. Effects of forest residue harvesting on short-term changes in soil solution chemistry. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33: 299-307, <https://doi.org/10.1080/02827581.2017.1375141>
- de Wit, HA, m.fl. 2020 Land-use dominates climate controls on nitrogen and phosphorus export from managed and natural Nordic headwater catchments. *Hydrological Processes*. 2020; 1– 20. <https://doi.org/10.1002/hyp.13939>
- de Wit, H. A., Granhus, A., Lindholm, M., Kainz, M. J., Lin, Y., Braaten, H. F. V., & Blaszcak, J. R. (2014). Forest harvest effects on mercury in streams and biota in Norwegian boreal catchments. *Forest Ecology and Management*, 324, 52-63. doi:10.1016/j.foreco.2014.03.044
- Engelsmo, A. m.fl. 2022. Overvåking av Ytre Oslofjord 2019-2023. Tilførsler og undersøkelser i vannmassene i 2021. NIVA-Rapp 7759.
- Farkas, C., Shore, M., Engebretsen, A., Skarbøvik, E. 2023. Suspended sediment response to Nordic bioeconomy and climate change scenarios in a first-order agricultural catchment. *Catena*, Vol. 222, 106794, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106794>
- Finér, L. m.fl. 2021. Drainage for forestry increases N, P and TOC export to boreal surface waters. *Sci. Tot. Environ.* Vol 762, 2021, 144098, ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144098>
- Futter MN, Ring E, Högbom L, Entenmann S, Bishop KH (2010) Consequences of nitrate leaching following stem-only harvesting of Swedish forests are dependent on spatial scale. *Environmental Pollution* 158: 3552-3559. doi:10.1016/j.envpol.2010.08.016.
- George MOR, Hansson LJ, Ring E, Jansson PE, Gärdenäs AI (2017) Nitrogen leaching following clear-cutting and soil scarification at a Scots pine site—A modelling study of a fertilization experiment. *Forest Ecology and Management* 385: 281-294.
- Hansen, M.C.; Potapov, P.V.; Moore, R.; Hancher, M.; Turubanova, S.A.; Tyukavina, A.; Thau, D.; Stehman, S.V.; Goetz, S.J.; Loveland, T.R.; m.fl. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 2013, 342, 850–853. [Google Scholar] [CrossRef] [PubMed]
- Haveraaen, O. 1981. Virkning av hogst på vannmengde og vannkvalitet fra en østnorsk barskog. *Meddelelser fra Norsk institutt for skogforskning* 36(7): 1-27.
- Hellsten, S, Karlsson, PE, Pihl Karlsson, G & Akselsson, C. 2021. Hur påverkas mark-, grund- och ytvatten vid en skogsavverkning? Fallstudie Storskogen i Västra Götaland. IVL Rapport C 570.
- Hindar, A., Garmo, Ø., Austnes, K., Sample, J.E. 2020. Nasjonal innsjøundersøkelse 2019. NIVA-Rapport 7530-2020. 86 s.

- Högbom, L., Ring R., Schelker J., von Brömssen C., Laudon H., Bishop K. og Löfgren S. In prep. Effects of a forest buffer on nitrogen and phosphorus concentration in stream water following final felling of a boreal forest. (in prep.)
- Ide, J., Finér, L., Laurén, A., Piirainen, S., Launiainen, S. 2013. Effects of clear-cutting on annual and seasonal runoff from a boreal forest catchment in eastern Finland. *Forest Ecology and Management*, Vol 304, p 482-491, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.051>
- Jones, J. A., m.fl. (2000). Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology*, 14(1), 76-85. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99083.x.
- Karlsson, P.E., Pihl Karlsson, G., Hellsten, S. & Akselsson, C. 2021. Uttransport av olika ämnen i avrinningen från en granskog i västra Sverige före och efter en slutavverkning – Resultat från vattenkemiska mätningar i bäck-, grund-, och markvatten vid Storskogen 2014 – 2020, IVL Rapport C569.
- Kaste, Ø. m.fl. 2021. Gjødsling av skog - vurdering av eksisterende hensynssone og tak for nitrogen gjødsling på bakgrunn av ny kunnskap. NIVA Rapp. 7663-2021.
- KMD 2021. Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv. Tiltaksplan. Klima og miljødepartementet 2021. 58 s. <https://www.regjeringen.no/contentassets/7e80a758716344cbbb97adc5c7c27f18/t-1571b.pdf>
- Kreutzweiser, DP, Hazlett PW, Gunn JM. 2022. Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: A review. *Environmental Reviews*, 16, 157-179. doi:10.1139/a08-006.
- Löfgren, S, Ring, E, von Brömssen, C, Sørensen, R & Högbom, L. 2009. Short-Term Effects of Clear-Cutting on the Water Chemistry of Two Boreal Streams in Northern Sweden: A Paired Catchment Study. *Ambio* 38: 347-356.
- Myhra, H.H. 1998. Avrenning fra tømmervanning. Norsk treteknisk institutt, Fokus på Tre Rapp. 17. <http://www.trefokus.no/resources/filer/fokus-pa-tre/17-Avrenning-fra-tommervanning.pdf>.
- Norsk PEFC Skogstandard. 2023. <https://cdn.pefc.org/pefc.no/media/2023-04/191010dd-81a3-41ec-9aeb-76a67effda24/b877f9c0-47fa-5a50-b9ab-b82536994907.pdf>.
- Palviainen, M, Finér, L, Laurén, A, Launiainen, S, Piirainen, S, Mattsson, T & Starr, M. 2014. Nitrogen, phosphorus, carbon, and suspended solids loads from forest clear-cutting and site preparation: long-term paired catchment studies from eastern Finland. *Ambio* 43(2):218-33. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0439-x>.
- Rahlf J, M Hauglin, R Astrup, J Breidenbach (2021a) Timber Volume Estimation Based on Airborne Laser Scanning -- Comparing the Use of National Forest Inventory and Forest Management Inventory Data. *Ann For Sci* 78. <https://doi.org/10.1007/s13595-021-01061-4>.
- Rahlf J, Hauglin M, Breidenbach J (2021b) Sammenligning av SR16 treslagskart med en skogbruksplan i Tjeldsund, Sør-Troms https://www.nibio.no/tema/skog/kart-over-skogressurser/skogressurskart-sr16/_attachment/inline/b1351797-d448-4a67-b099-961efaa6bf80:3b8b5737b9f49aa3196cfa3e55cbc560c968788/Treslag_SR16_Troms_4.pdf.
- Ring E, Högbom L, Jacobson S, Jansson G, Nohrstedt HÖ (2018) Long-term effects on soil-water nitrogen and pH of clearcutting and simulated disc trenching of previously nitrogen-fertilised pine plots. *Canadian Journal of Forest Research* 48: 1115-1123.
- Rossi F, Breidenbach J, Puliti S, Astrup R, Talbot B. 2019. Assessing Harvested Sites in a Forested Boreal Mountain Catchment through Global Forest Watch. *Remote Sensing* 11, 543; doi:10.3390/rs11050543.
- Sample JE, Jackson-Blake LA, Vogelsang C, Kaste Ø and Vogt RD. In prep. TEOTIL3: En eksportkoeffisientbasert modell for simulering av elvetilførsler. NIVA rapport (under utarbeidelse).
- Schelker, Jakob, m.fl. "Nitrogen export from a boreal stream network following forest harvesting: Seasonal nitrate removal and conservative export of organic forms." *Biogeosciences* 13.1 (2016): 1-12.
- Shah, N.W., m.fl. 2022. The effects of forest management on water quality. *Forest Ecology and Management*, Vol 522, 2022, 120397, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120397>.
- Skarbøvik, E., Clarke, N. & Pettersen, R.A. 2023. Skogdriftens påvirkning på vannmiljø: En begrenset litteraturgjennomgang. NIBIO Rapport 109 (9). 52 s.
- Skarbøvik, E., P. Jordan, A. Lepistö, B. Kronvang, M. I. Stutter, J. E. Vermaat. 2020. Catchment effects of a future Nordic bioeconomy: From land use to water resources. *Ambio* 49 (11): 1697–1709. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01391-z>
- Staalstrøm, A., Walday, M. G., Vogelsang, C., Frigstad, H., Borgersen, G., Albretsen, J., Naustvoll, L.J., 2022. Utredning av behovet for å redusere tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord. NIVA Rapport 7723-2022.

- Sundnes F, Karlsson M, Platjouw FM, Clarke N, Kaste Ø, Valinia S. 2020. Climate mitigation and intensified forest management in Norway: To what extent are surface waters safeguarded? *Ambio* 2020, 49(11):1736-1746. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01357-1>.
- Vandsemb, S. 2006. Kvantifisering av tap av nitrogen, fosfor og erosjon fra ikke-jordbruksarealer i JOVA-programmet (Jord og vannovervåking i landbruket). Fokus på utmarkavrenning. Bioforsk Rapport 56 (vol 1). 50 s. (Referert til i vedlegg 2)
- Vogt, R. D., & Skancke, L. B. (2022). Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport–Vannkjemiske effekter 2021. NIVA report 7778-2022; Miljødirektoratet report 2347-2022.
- Vollenweider, R.A. 1975. *Input-output models*. Schweizerische Zeitschrift für Hydrol. 37, 53–84. doi:10.1007/BF02505178
- Vuorenmaa, J., Augustaitis, A., Beudert, B., Clarke, N., de Wit, H. A., Dirnbock, T., . . . Vana, M. (2017). Long-term sulphate and inorganic nitrogen mass balance budgets in European ICP Integrated Monitoring catchments (1990-2012). *Ecological Indicators*, 76, 15-29. doi:10.1016/j.ecolind.2016.12.040.

Vedlegg

Vedlegg 1. Data fra forsøksfelt benyttet til utregning og/eller kontroll av koeffisienten *F*.

Lokalitet/ kilde	Nedbørfelt	Avrenning (mm)	Konsentrasjoner før hogst (ug/l)					Konsentrasjoner etter hogst (ug/l)			Transport ut før hogst (kg/ha/år)	Transport ut etter hogst (kg/ha/år)
Andebu, Vestfold, Norge Haveraaen (1981)	Referanse- felt (Andebu I)	Før hogst: 1,8 Etter hogst: 2,0	Se Tabell 5, Haveraaen (1981) (Konsentrasjoner er rapportert på tre nivå av avrenning, men ingen vannføringsveid konsentrasjon er oppgitt).								NH4-N: 0,001 NO3-N: 0,4 DIN: 0,401 Total N: 1,1 Total P: 0,007	NH4-N: 0,005 NO3-N: 0,22 DIN: 0,225 Total N: 1,4 Total P: 0,06
	Hugget felt (Andebu II)	Før hogst: 1,9 Etter hogst: 2,7 Økte med 35%									NH4-N: 0,002 NO3-N: 0,54 DIN: 0,54 Total N: 1,4 Total P: 0,019	NH4-N: 0,36 NO3-N: 6,4 DIN: 6,76 Total N: 9,5 Total P: 0,1
Langtjern, Flå kommune, Norge De Wit 2014	Referanse- felt		Tid	År	NH₄-N	NO₃-N	DIN	TP	TN	Ikke angitt		
			Før	2008	3,5	6,0	9,5	5,5	237			
			Etter	2009	5,1	7,9	13,0	4,5	238			
			Etter	2010	8,2	10,3	18,4	5,5	257			
			Etter	2011	8,4	10,4	18,8	5,6	210			
			Etter	2012	4,8	9,9	14,8	4,4	253			
			Etter	2013	8,3	13,1	21,4	7,1	256			
			Etter	2014	4,2	9,9	14,1	4,6	228			
			Etter	2015	2,6	5,7	8,2	4,8	249			
			Etter	2016	3,1	5,9	9,0	4,3	248			
			Etter	2017	4,4	8,3	12,7	5,1	237			
			Etter	2018	3,4	8,8	12,2	4,5	254			
			Etter	2019	3,1	5,0	8,0	4,6	232			
			Etter	2020	4,5	2,7	7,2	4,6	207			
			Etter	2021	2,9	6,4	9,3	4,1	198			

Lokalitet/ kilde	Nedbørfelt	Avrenning (mm)	Konsentrasjoner før hogst (ug/l)				Konsentrasjoner etter hogst (ug/l)			Transport ut før hogst (kg/ha/år)	Transport ut etter hogst (kg/ha/år)
			Etter	2022	5,0	8,8	13,8	4,4	189		
			Etter	2023	10,9	5,2	16,1	5,6	196		
	Hugget felt		Tid	År	NH₄-N	NO₃-N	DIN	TP	TN		
			Før	2008	10,4	5,4	15,9	7,3	331		
			Etter	2009	9,9	4,3	14,2	8,3	342		
			Etter	2010	45,9	29,5	75,5	9,8	295		
			Etter	2011	38,4	35,3	73,8	10,6	392		
			Etter	2012	25,7	27,4	53,1	8,4	431		
			Etter	2013	42,5	27,5	70,0	9,7	347		
			Etter	2014	25,9	14,8	40,7	7,9	384		
			Etter	2015	38,7	8,7	47,4	8,1	365		
			Etter	2016	27,8	12,1	39,9	8,2	369		
			Etter	2017	20,0	13,0	33,0	7,3	398		
			Etter	2018	23,4	8,2	31,6	10,7	325		
			Etter	2019	21,9	5,1	26,9	7,1	435		
			Etter	2020	10,0	2,8	12,8	7,2			
			Etter	2021	42,8	6,4	49,2	11,6			
			Etter	2022	63,1	8,9	72,0	11,4	333		
			Etter	2023	35,0	4,1	39,1	9,1	364		
Sverige, Stor- skogen Hellsten m.fl. (2021); Karlsson	Hugget felt	Før: 450 År 1 etter: 425 År 2 etter: 790	NO ₃ : nesten alle målinger ca. 100				NO ₃ : År 1 etter hogst: 100-ca. 300 År 2: flere målinger på ca. 1000			Vannføring-normaliserte flukser (kg/(ha.år.m avrenning))	
									År	NO ₃ -N	DIN
									Før	0,22	0,67
									1 etter	2,35	3,53
									2 etter	8,23	9,24

Lokalitet/ kilde	Nedbørfelt	Avrenning (mm)	Konsentrasjoner før hogst (ug/l)	Konsentrasjoner etter hogst (ug/l)	Transport ut før hogst (kg/ha/år)	Transport ut etter hogst (kg/ha/år)
m.fl. (2021)						
Birkenes	Hugget felt	Før: 1061 Gjennomsni tt, 6 år etter: 1254	Ikke angitt		<i>År NO₃-N (kg/ha.år.m avrenning)</i> Før 1,0 1 2,5 2 1,5 3 1,1 4 1,6 5 2,3 6 1,6	
Balsjø, Nord- Sverige. Løfgren m.fl. (2009)	Referanse (Ref-S)	Før: 371 Etter: 545		Før Etter		Før Etter
			NO3	29 28	NO3	0,10 0,18
			NH4	19 12	NH4	0,08 0,06
			DIN	48 40	DIN	0,18 0,22
			orgN	294 318	orgN	1,04 0,98
			TotN	342 357	TotN	1,22 1,69
	Hugget felt CC (uten buffersone)	Før: 396 Etter: 670		Før Etter		Før Etter
			NO3	16 127	NO3	0,09 0,73
			NH4	15 33	NH4	0,07 0,12
			DIN	31 160	DIN	0,16 0,86
			orgN	293 358	orgN	1,29 2,13
			TotN	323 519	TotN	1,45 2,74
	Hugget felt BScC (med buffersone)	Før: 395 Etter: 557		Før Etter		Før Etter
			NO3	12 10	NO3	0,08 0,03
			NH4	18 12	NH4	0,08 0,06
			DIN	30 22	DIN	0,16 0,08

Lokalitet/ kilde	Nedbørfelt	Avrenning (mm)	Konsentrasjoner før hogst (ug/l)	Konsentrasjoner etter hogst (ug/l)	Transport ut før hogst (kg/ha/år)	Transport ut etter hogst (kg/ha/år)		
			orgN 292	317	orgN 1,07	1,67		
			TotN 322	327	TotN 1,23	1,77		
Murto- puro, Finland Ahtiainen & Huttunen (1999)	Referanse- felt	Ikke angitt	<i>Før (1979-1982)</i>		<i>Etter</i>		Ikke angitt	
				1983-85	1986-88	1989-91		1992-94
	NO3-N		19,2	20,4	19,0	13,8		18,1
	NH4-N		13,8	10,2	8,5	9,7		7,8
	DIN	33,0	30,6	27,5	23,5	25,9		
	Hugget felt		<i>Før (1979-1982)</i>		<i>Etter</i>			
			1983-85	1986-88	1989-91	1992-94		
			NO3-N	26,0	50,4	101,0	68,9	36,9
			NH4-N	19,2	74,6	77,8	43,4	16,9
			DIN	45,2	125,0	178,8	112,3	53,8
Kivipuro, Finland Ahtiainen & Huttunen (1999)	Referanse- felt	Ikke angitt	<i>Før (1979-1982)</i>		<i>Etter</i>		Ikke angitt	
				1983-85	1986-88	1989-91		1992-94
	NO3-N		20,0	13,4	33,1	13,0		17,9
	NH4-N		29,3	8,4	12,8	10,9		10,3
	DIN	49,3	21,8	45,9	23,9	28,2		
	Hugget felt		<i>Før (1979-1982)</i>		<i>Etter</i>			
			1983-85	1986-88	1989-91	1992-94		
			NO3-N	11,5	12,2	14,7	14,1	9,1
			NH4-N	11,1	13,0	11,4	8,4	6,7
			DIN	22,6	25,2	26,1	22,5	15,8
Kangasvaara, Finland Palviainen m.fl. (2014)	Referanse- felt	Før: 409	Total N: 210 TON: 200 NH4-N: 3,5 NO3-N: 7,0 Total P: 5,5 PO4-P: 1,2 TOC: 9,5 SS (mg/L): 0,15		Total N: 0,94 TON: 0,90 NH4-N: 0,02 NO3-N: 0,02 Total P: 0,026 PO4-P: 0,005 TOC: 42,2 SS: 0,96			

Lokalitet/ kilde	Nedbørfelt	Avrenning (mm)	Konsentrasjoner før hogst (ug/l)	Konsentrasjoner etter hogst (ug/l)	Transport ut før hogst (kg/ha/år)	Transport ut etter hogst (kg/ha/år)
	Hugget felt	Før: 311 Etter: 1- 30% økning (4-102 mm). 16% over 14 år.	Total N: 153 TON: 141 NH4-N: 3,1 NO3-N: 8,4 Total P: 4,8 PO4-P: 1,2 TOC: 6,2 SS (mg/L): 0,1	Data ikke gitt, bare en beskrivelse/figurer: NO3-N: 14-39 ug/l økning (182-512%). Høyeste nivåer etter 4 år, høy frem til 8 år etter hogst. TOC: 1.7 mg/l reduksjon (17%) Ingen signifikant endring i andre parametere.	Total N: 0,48 TON: 0,46 NH4-N: 0,01 NO3-N: 0,02 Total P: 0,017 PO4-P: 0,004 TOC: 19,9 SS (mg/L): 0,24	Ingen signifikant økning i NH4-N, total P eller TOC. Maksimum økning (kg/ha/yr): Total N: 0,36 (72%) TON: 0,35 (76%) NO3-N: 0,15 (1056%) PO4-P: 0,002 (35%) SS: 2,0 (715%) Effektene varte i 11-14 år

Vedlegg 2. Data fra skog og utmark knyttet til JOVA-overvåkingen

Fra JOVA-felt i skog eller utmark, med og uten hogst – gjengis fordi de representerer små nedbørfelt som kan sjekkes mot 1000-sjøers undersøkelsen. Kilde: Vandsemb (2006). Kun de eksemplene som er tydelig markert med enten med eller uten hogstfelt gjengis her.

Uten hogstfelt i nedbørfeltet:

Navn Type vegetasjon	Område	Nedbørfelt-str (km ²) Høyde over havet (m)	Årlig nedbør (mm) 1961-1990	Jordtype	Overvåkings- periode	TN (kons) mg/l	TN (tilførsel) kg N/ha/år	TP kons mg/l	TP tilførsel: g P/ha/år
Svartebekk Ikke-produktiv skog	Ramnes og Andebu, Vestfold	0,67 170-250	1035	Silt, leire, bart fjell	1992-1996	0,280 (0,240-0,320)	2,3	0,011	3,1
Tuften Skog og hei	Ramnes og Andebu, Vestfold	10,2 200-400	1035	Bart fjell, tynt morenedekke	1992-1995	0,480 (0,200-0,800)	3,1	0,003	-
Holt Skog. Høyproduktiv skog, ikke hugget	Nannestad, Akershus	0,2 135	665	Sandig, siltig	1984-1985	0,500	1,8	0,020	71

Med hogstfelt i nedbørfeltet:

Navn Type vegetasjon	Område	Nedbørfelt-str (km ²) Høyde over havet (m)	Årlig nedbør (mm) 1961-1990	Jordtype	Overvåkings- periode	Tot-N (kons) mg/l	Tot-N (tilførsel) kg N/ha/år	Tot-P kons mg/l	Tot-P tilførsel: g P/ha/år
Dal «Produktiv skog med store hogstflater»	Ramnes og Andebu, Vestfold	0,12 75-170	1035	Sand, silt, leire	1992-1998	1,200 0,540-2,210	1,03 (0,45-1,45)	0,020 0,010-0,080	6,45
Skuterud Skog “Skog, noe hogstflater”	Ås, Akershus	0,02 146	785	Siltig mellomleire, sand, bart fjell	2000-2003	1,200 0,900-1,800		0,030 0,018-0,048	
Bjørnebekk Skog Høy produktivitet, ca. 30 % hogstflater	Ås, Akershus	0,13 110	785	Morene, sand	1984-1985	1,100	0,46	0,033	13,9
Nyhagabrøtin Skog/utmark	Øystre Slidre Innlandet (gml Oppland)	0,19 675-865	575	Morene, sandig leire	1993-2004	0,500 (0,300-0,950)	0,180 (0,090-0,280)	10,9 (4,7-21,5)	3,7 (1,4-7,7)

Vedlegg 3. Referat fra møte med marinøkologer

Referent: Heleen de Wit.

Oppsummering av effekter av økt næringsstoff-belastning i Oslofjorden.

Effekter i vannmassene

- Økt tilførsel av næringsstoffer og organisk materiale, vil kunne gi algeoppblomstringer og i noen tilfeller oksygenvinn i bunnvannet (anoksia)
- Økt mengde partikler og organisk materiale vil redusere lysmengden i vannet (formørkning) og gi økt flokkulering og nedslamming av hardbunn/bløtbunn
- Endringer i støkiometri (økt N:P ratio) kan gi høyere sannsynlighet for giftige algeoppblomstringer

Effekter på makroalger (tang og tare) og angiospermer i sjøvann

- Næringsalter og formørkning påvirker veksten til tang og tare, og sjøgress
- små hurtigvoksende trådalger, både grønne, brune og rød («lurv») kan vokse fortere under økt N mens flerårige (makro)alger og sjøgress blir overgrodd – sånn at tang, tare, og sjøgress blir redusert eller forsvinner.
- Nedslamming (partikler, DOC) kan påvirke fotosyntesen til algene og sjøgress, og i tillegg gjøre det vanskeligere for tareplanter å rekruttere.
- Tap av tareskog, tang og ålegrasenger gir store ringvirkninger for dyrelivet siden deres rolle som matfat og oppvekstområder for fisk (torsk) blir sterkt redusert

Bunnlevende virvelløse dyr på bløtbunn og på fjellbunn

- Arter på bløtbunn påvirkes av sedimentasjon, organisk belastning og oksygenforhold
- Nedslamming har en negativ påvirkning på filtrerende dyr som lever på fjell og stein

Vedlegg 4. Behov for data og overvåking

Både dette og andre prosjekt (Kaste m.fl. 2021; Skarbøvik m.fl. 2022) har vist at det er mangel på data om skogbrukets påvirkning på vannforekomstene. Under har vi samlet informasjon om hvordan et måleprogram på vannkvalitet kan bygges opp. I tillegg bør det, for vurdering av lokale påvirkninger i skogsbekken, tas prøver av biologiske kvalitetselementer iht Vannforskriften. Dette bør følge standard prosedyrer og er ikke videre beskrevet her.

Resultater av et overvåkingsprogram bør være bedre datagrunnlag for å kunne vurdere skogdriftens påvirkning på vannkvalitet og vannmiljø, og dermed forbedrede input til modeller og beregninger. I tillegg bør det informeres godt underveis, for å øke kunnskap og bevissthet om skogbruk og vann, herunder betydningen av å iverksette aktuelle miljøtiltak.

Et overvåkingsprogram for å vurdere effekt på vannkvalitet av hogst bør omfatte:

Overvåking av to parallelle vassdrag i skog, hvorav

- ett referanse-nedbørfelt som ikke hugges i de neste 2+10 årene, og hvor det ikke har vært hogst på noen tiår tidligere;
- ett nedbørfelt hvor det skal hugges ganske omfattende (ca. 30% eller mer av feltet) om ca. 3-4 år, og hvor det heller ikke har vært hogst de siste ca. 50 år.

Overvåkingen skjer i følgende perioder:

- Målinger 2-3 år før hogst i begge felt.
- Målinger 5-10 år etter hogst i begge felt.

Noen utdypninger:

- Vi vil aldri finne to 'like' nedbørfelt, men ved å overvåke begge felt er det lettere å ta høyde for meteorologiske forskjeller fra år til år.
- Det må beregnes tid og ressurser til å finne gode kandidater til overvåkingsfelt. Det antas at en sesong vil gå med til dette, inkludert GIS-arbeid og tett kontakt med aktuell skogeier.

Ved utarbeiding av et overvåkingsprogram finnes mange muligheter, men disse begrenses ofte av tilgjengelige midler. Valgmulighetene knyttes i størst grad til vannkvalitetsovervåkingen, siden den biologiske overvåkingen har færre muligheter for variasjon.

En god stasjon for å måle tap av næringsstoffer kan være

- Kontinuerlig vannhøydemåling i bekkene i et fast profil ⁽¹⁾
- Blandprøver samles inn vannføringsproporsjonalt med automatiske prøvetakere, og hentes ut hver 7-14 dag. ⁽²⁾
- Alternativt samles det inn vann av lokale prøvetakere *eller* i enkeltflasker i den automatiske prøvetakeren (den rommer 24 flasker). Ved høy nedbør eller snøsmelting bør det tas hyppigere prøver enn ved mer stabile meteorologiske forhold, siden store deler av næringsstoff- og partikkeltransporten kan skje ved høye vannføringer. ⁽³⁾

Noen noter

(1) Det er viktig å ha kontroll på vannføringen i bekkene, siden konsentrasjonen av et stoff kan være relativt lik før og etter hogst, mens transport av stoffer ut av nedbørfeltet kan øke pga. økt vannføring. Den enkleste og billigste måten å gjøre dette på er å sette ned en sensor i hver bekk for å måle

vannhøyde (ved et mest mulig stabilt bekkeprofil), og så ta vannhastighetsmålinger ved ulike vannføringer. En sikrere måte er å installere et V-overløp i bekkene, men det er et mer omfattende inngrep.

(2) Blandprøver kan være krevende siden det er behov for å oppbevare prøven kaldt før den hentes ut. Uten strøm kan dette ordnes ved å bruke et oppsamlingskar som settes i en stor kjølebag med fryseelement.

(3) Det enkleste alternativet er nok å benytte lokale prøvetakere til innsamling av stikkprøver. For å beregne tap (ikke bare gjennomsnittskonsentrasjoner) bør det tas hyppigere prøver under høy vannføring (nedbør, snøsmelting). Da kan en automatisk prøvetaker være nyttig som supplement.

Parametere

Det er ønskelig å bestemme i hvert fall næringsstoffer (total N, ammonium, nitrat, total P, fosfat), og dessuten TOC, DOC, suspendert stoff, turbiditet, fargetall, samt kvikksølv og metylkvikksølv.

Tidsramme for overvåkingen

Det kan ta tid å finne egnede nedbørfelt og lokale prøvetakere må læres opp. Det er derfor viktig å beregne god tid i oppstartsfasen. Dette må kommuniseres med skogeier, som ikke bør planlegge hogst før overvåkingsprogrammet er etablert og har fått pågå i et par år.

Hvor lenge et overvåkingsprogram skal vare etter hogst kan diskuteres. Generelt er det slik at jo bedre overvåking, desto bedre utsagnskraft i data. Derfor vil det optimale være overvåking i en periode på ca. 2-3 år før hogst og 5-10 år etter hogst. Overvåking er imidlertid kostbart, og med den mangelen på data som vi har i Norge i dag, kan det diskuteres om overvåkingen bør avsluttes tidligere, og deretter flyttes til et nytt område.

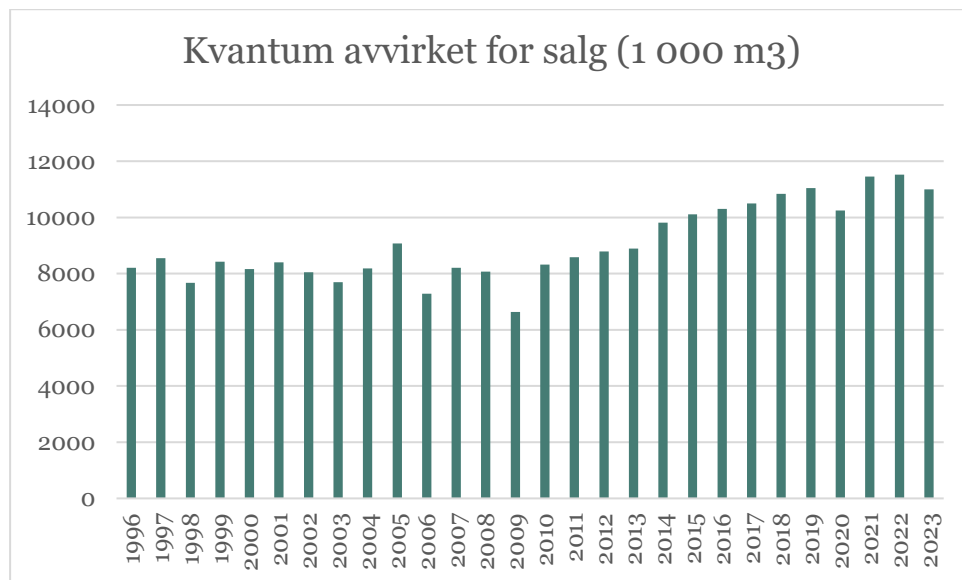
Dette kan vurderes basert på de data man får fra feltet: Er konsentrasjoner og tap tilbake til utgangspunktet tidligere enn etter 10 år kan overvåkingen avsluttes, og deretter kan overvåkingsprogrammet flyttes til et annet felt med ulik bonitet og topografi – for å få inn mer data.

Effekt av tiltak (særlig buffersoner), samt av ulike typer hogst

I forbindelse med nye overvåkingsprogrammer er det viktig å også undersøke effekten av ulike miljøtiltak, samt variasjoner i skogdriften. Effekt av buffersoner med ulik bredde bør undersøkes både for lokale vannforekomster og for redusert tap av nitrogen nedover vassdragene.

Vedlegg 5. Data om hogst og avvirkning fra skog

Figur V5-1 viser data nedlastet fra SBB om årlig avvirket tømmer volum for salg. Disse dataene finnes kun for hele Norge, ikke for fylker. Tabell V5-1 viser statistikk om tømmer volum for industrivirke, som også finnes fylkesvis. Disse dataene ble brukt for å dokumentere at hogstarealet i ytre Oslofjord nedbørfelt har vært noenlunde konstant, og for å estimere sannsynlig hogstareal for 2011-2021, satt i sammenheng med data fra SR16beta-kartene.



Figur V5-1. Kvantum avvirket for salg 1996-2023 for hele Norge (inneholder ikke ved til brensel fra 2006). Kilde: SSB (tabell 08979).

Tabell V5-1. Avvirkning av industrivirke for salg (1 000 m³), etter region, statistikkvariabel og år. Kilde: SSB (Tabell 11712) for fylkene Oslo og Viken, Innlandet, Vestfold og Telemark. Ved for brensel kun gitt for hele Norge, og estimert for fylkene basert på andel befolkningen for hele Norge.

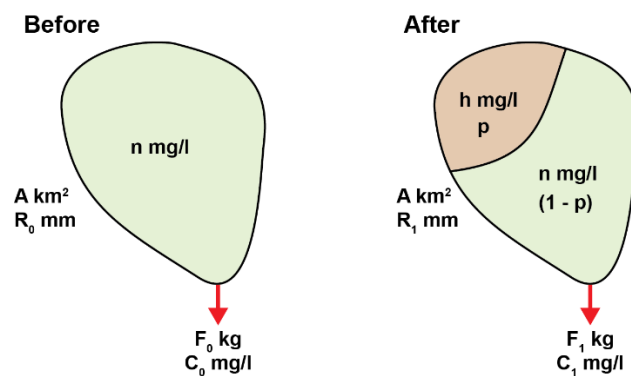
	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
03+30 Oslo og Viken	2581	2740	2819	2596	3061	3056	2850
34 Innlandet	4347	4389	4418	4120	4474	4641	4450
38 Vestfold og Telemark (2020-2023)	1010	1033	1108	985	1132	1093	1007
ved for brensel		949	832	924	1061	1123	
sum		9112	9177	8625	9728	9912	

Vedlegg 6. Method for correcting for harvested area when estimating the effects of harvesting on water quality

Aim: a number of studies provide data on the effects of harvesting on water quality. However, it is very rare that the whole area upstream of the monitoring point is harvested, only some proportion of the catchment. To compare between studies, we therefore need to correct for the proportion of the catchment which is harvested catchment (e.g. we would obviously expect a smaller effect were 5% of a catchment harvested compared to 50%). This document describes how to make this correction, so that we can **estimate the concentration or flux increase per hectare of harvested land** from each of the studies included in the literature review.

There are two ways of looking at the effects of harvest: (1) a before/after study on a single catchment, and (2) a paired catchment before/after study, where two similar catchments are selected, monitoring is carried out in both of them for the 'before' period, and then just one is harvested, and monitoring continues in both of them for some time period 'after' harvesting. These are considered separately below:

1. Single catchment, before/after study



The catchment has area A km². Before harvesting, we assume the forest has an approximately natural mean runoff concentration of n mg/l and the annual runoff is R_0 mm. A proportion p of the catchment is then harvested (where p is a dimensionless number between 0 and 1). The mean concentration in runoff from the harvested area changes to h mg/l, while concentrations from the unharvested portion remain the same as before. The runoff in the year after harvesting is R_1 mm, and here we will have to assume that it is the same in both harvested and unharvested portions of the catchment (this is a simplification, likely R_1 is higher in harvested areas). Before harvesting, the flux and mean concentration measured at the catchment outflow are F_0 kg and C_0 mg/l, respectively. After harvesting, these change to F_1 kg and C_1 mg/l, the area-weighted mean of values on harvested and non-harvested land.

Before harvesting:

$$F_0 = AR_0n \quad [1]$$

$$C_0 = n \quad [2]$$

After harvesting:

$$F_1 = pAR_1h + (1-p)AR_1n \quad [3]$$

$$C_1 = \frac{pAR_1h + (1-p)AR_1n}{AR_1} = ph + (1-p)n = ph + (1-p)C_0 \quad [4]$$

Rearranging [4] gives us the equation we need to estimate the post-harvest concentration in harvested areas using data measured at the catchment outflow:

$$h = \frac{C_1 - (1-p)C_0}{p} \quad [5]$$

Some studies in the literature report the change factor, f , of before and after concentrations or fluxes measured at the catchment outflow:

$$f = \frac{c_1}{c_0} \text{ or } f = \frac{F_1}{F_0} \quad [6]$$

Substituting this into equation [5] gives an alternative equation for estimating the harvesting treatment effect:

$$h = \frac{c_0(f+p-1)}{p} \quad [7]$$

When the literature only provides a change factor, and not before/after concentrations or fluxes, we can estimate the change factor directly:

$$f_h = \frac{h}{c_0} = \frac{f+p-1}{p} \quad [8]$$

Note that *this factor is only valid when $f > 1$* . Otherwise it can become physically unrealistic: when $f + p < 1$, $f_h < 0$, which can result in negative concentrations.

Overall, equations [5] and [7] make it possible to estimate typical runoff concentration from harvested forest using only basic information describing: (1) before and after concentrations measured at the catchment outflow, and (2) the proportion of the area harvested. As runoff and area cancel out, these equations apply to fluxes too. Equation [8] allows us to directly scale literature-derived change factors by the proportion of harvested land.

2. Paired catchments, before/after study

In addition to monitoring the change before and after harvesting in a target catchment, some studies also report before/after concentrations from a nearby “reference catchment” where harvesting did not take place. This provides an additional control to allow for changes in concentration not related to the harvesting. As an example, consider the table below:

Catchment	Before concentration (mg/l)	After concentration (mg/l)
Reference	1	2
Target	2	6

In this case, concentrations doubled in the reference catchment, which implies concentrations would have also increased in the target catchment even without harvesting. Based on the reference, we might have expected concentrations in the target catchment to increase from 2 to 4 mg/l even if harvesting had not occurred. A simple interpretation is therefore that harvesting caused an increase from 4 to 6 mg/l (i.e. a factor of 1.5), rather than driving the full change from 2 to 6 mg/l (a factor of 3). In this case, we can define an *effective* change factor due to harvesting, f_{eff} . This is analogous to the change factor in equation [6], but adjusted to represent the fact that not all changes are necessarily due to harvesting (based on changes observed in the reference catchment).

$$f_{eff} = \frac{c_1^{target}/c_1^{reference}}{c_0^{target}/c_0^{reference}} \quad [8]$$

i.e. the ratio of target to reference concentrations after harvesting divided by the ratio before harvesting. This ratio, f_{eff} , is often reported in the literature. Where provided, it can be used in equation [7] instead of f to provide an estimate of mean concentrations from harvested land allowing for changes in a reference catchment. It can also be used in equation [8] in cases where only a change factor is provided (for paired catchment studies, C_0 in equation [7] is defined differently than in before/after studies, but cancels out anyway when you calculate the change factor).

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.