

Utslipp av nitrogen fra bergsprengning

Innledende vurdering av påvirkning på Oslofjorden fra Statens
vegvesens prosjekter

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 1000



Tittel

Utslipp av nitrogen fra bergsprengning

Undertittel

Innledende vurdering av påvirkning på
Oslofjorden fra Statens vegvesens prosjekter

Forfatter

Lene Sørli Heier, Halldis Fjermestad, Gina M.
Granheim, Lene Jacobsen og Ola Rosing Eide

Avdeling

Fagressurser Utbygging

Seksjon

Klima og Miljø utbygging

Prosjektnummer

24/116363

Rapportnummer

1000

Prosjektleder

Lene Sørli Heier

Godkjent av

Tore Bjørkøyli

Emneord

sprengning, nitrogen, utslipp, vann,
forurensing, Oslofjorden, miljørisikovurdering,
usikkerheter

Sammendrag

Bergsprengning kan føre til nitrogenutslipp til vannmiljø fra uomsatt emulsjonssprengstoff som inneholder ammoniumnitrat. Nitrogenavrenning skjer hovedsakelig fra utslipp av tunneldrivevann og avrenning fra sprengstein. Utslipp vil variere avhengig av prosjektets omfang og art, der sprenging ved bygging av tunnel vil være den største kilden. Rapporten beskriver kunnskapsgrunnlaget, beregning av nitrogenutslipp fra byggeprosjekt, samt vurderinger av usikkerheter, aktuelle rensetiltak og sammenlikning av nitrogenutslipp fra sprengning med andre kilder til nitrogen

Title

Nitrogen emissions from rock blasting

Subtitle**Author**

Lene Sørli Heier, Halldis Fjermestad, Gina M.
Granheim, Lene Jacobsen og Ola Rosing Eide

Department

Construction

Section

Planning and Engineering Services

Project number

24/116363

Report number

1000

Project manager

Lene Sørli Heier

Approved by

Tore Bjørkøyli

Key words

rock blasting, nitrogen, emissions, water
pollution, Oslofjord, uncertainties

Summary

Blasting can lead to nitrogen emissions into the aquatic environment, mainly from unreacted emulsion explosives containing ammonium nitrate. Nitrogen runoff primarily occurs from the discharge of tunnel driving water and runoff from blasted rock. Emissions will vary depending on the scope and nature of the project, with tunnel construction blasting being the largest source. The report describes the knowledge base, calculation of nitrogen emissions from construction projects, as well as assessments of uncertainties, potential mitigation measures, and comparison of nitrogen emissions from blasting with other sources of nitrogen.



Forord

Samferdselsdepartementet har gjennom Supplerende tildelingsbrev nr. 16 (2023) gitt Statens vegvesen i oppdrag å kartlegge kilder og omfang av tilførsler av nitrogen til Oslofjorden fra bygge- og anleggsvirksomhet i statlig samferdselssektor (arkivreferanse 21/215345-191). Oppdragets trinn 1 omfatter tilførsel av nitrogen til Oslofjorden fra egen virksomhet. Utredningen skal danne grunnlag for en vurdering av om det bør gjøres ytterligere utredning i et trinn 2. Denne rapporten har samlet kunnskapsgrunnlag om nitrogen fra bergsprengning og vurdert tilførsler av nitrogen fra bergsprengning fra Statens vegvesens prosjekter innenfor tiltaksområdet for helhetlig plan for Oslofjorden. Rapporten ble skrevet før NTP 2025- 2036 ble lagt frem. Oppdragets dokumenter ligger på MIME 24/116363.

Ansvarlig enhet for utarbeiding av rapporten har vært Divisjon Utbygging. Prosjektleder har vært Lene Sørli Heier (Divisjon Utbygging). Arbeidsgruppen har bestått av Halldis Fjermestad, Gina Marie Granheim (begge Divisjon Utbygging), Lene Jacobsen og Ola Rosing Eide (begge Divisjon Transport og Samfunn). Takk til Hanne Barane Haldorsen (Statens vegvesen) og Roger Roseth (NIBIO) for innspill og kommentarer, samt prosjektmedarbeidere fra omtalte prosjekt i rapporten som har bidratt med prosjektspesifikk informasjon.

Sammendrag

Bakgrunn for rapporten har vært oppdrag fra Samferdselsdepartementet gjennom Supplerende tildelingsbrev nr. 16 (2023) der Statens vegvesen fikk i oppdrag å kartlegge kilder og omfang av tilførsler av nitrogen til Oslofjorden fra bygge- og anleggsvirksomhet i statlig samferdselssektor (arkivreferanse 21/215345-191), der første trinn var å utrede dette for egen virksomhet. Dette med hensikt i å vurdere betydningen av nitrogenutslipp fra bygge- og anleggsprosjekter på Oslofjorden, sette i sammenheng med andre kilder til nitrogen. Oppdragets dokumenter er lagt i MIME 24/116363.

Bergsprengning kan føre til nitrogenutslipp til Oslofjorden og andre resipienter, hovedsakelig fra uomsatt sprengstoff som inneholder ammoniumnitrat. Nitrogenavrenning skjer fra utslipp av tunneldrivevann og avrenning fra sprengstein. Tunnelsprengning er den største kilden til nitrogenutslipp, og utslippene kan være høye lokalt. Hvert prosjekt vil påvirke Oslofjorden forskjellig, avhengig av flere faktorer som mengde bergsprengning, nedbørsfelt, avrenningsveier, avbøtende tiltak, fremdriftsplaner, massehåndtering mv. Nitrogen i avrenningen foreligger hovedsakelig som nitrat og ammonium, der nitrat ofte utgjør hovedandelen. Nitrat er mobilt og kan transporteres videre i vassdrag.

Teoretisk mengde uomsatt nitrogen fra bergsprengning som kan utgjøre en miljørisiko, kan beregnes ut fra mengde berg som skal sprenges, forventet mengde sprengstoff benyttet, mengde nitrogen i sprengstoff og forventet andel uomsatt sprengstoff. Estimatenes har mange usikkerheter knyttet til seg da grunnlagsfaktorene kan variere. I tillegg kan en rekke andre faktorer påvirke det faktiske utslippet, eksempelvis massehåndtering, fremdrift, direkte eller indirekte utslipp, retensjon av nitrogen i vannforekomster og avbøtende tiltak.

Estimatene for nitrogenutslipp fra et utvalg prosjekter i Statens vegvesen viser at mengden nitrogen fra uomsatt sprengstoff per prosjekt kan være i størrelsesorden 1-25 tonn N/år og 10-100 tonn totalt for hele anleggsperioden for prosjektet, før avbøtende tiltak for utslipp er iverksatt. Disse estimatene er avhengige av mengden berg som skal sprenges, med tunnelsprengning som den største kilden. Overvåking av utslipp og rapportering vil gi faktiske utslippsmengder.

For utslipp til Oslofjorden som helhet er det vanskelig å angi et totalt årlig gjennomsnittlig estimat fra Statens vegvesens prosjekter. Basert på pågående prosjekter var direkte utslipp til Oslofjorden i 2022/2023 lave, < 1 tonn. Indirekte utslipp var i størrelsesorden < 5 tonn. Utslipp frem i tid vil avhenge av prosjektporteføljen, og variere i ulike prosjekt. Sammenliknet med andre kilder til utslipp av nitrogen til Oslofjorden utgjør disse utslippene en liten andel. Innførsel av sprengstoff på landsbasis indikerer at nitrogen fra sprengstoff total sett er en relativ liten kilde sammenliknet med andre kilder som avløp og landbruk.

Det er viktig at prosjekter som skal starte opp iverksetter avbøtende tiltak for reduksjon av nitrogen. For eksempel blir mye av tunneldrivevannet rundt indre Oslofjord sendt til kommunalt renseanlegg som har renseteknologi for nitrogen. Pilotanlegget for rensing av nitrogen som testes ved E16 Bjørum-Skaret viser foreløpige lovende resultater, og kan være et aktuelt tiltak for nye store prosjekter. Det er også under utvikling sprengstoff uten nitrogen som kan være aktuelt å benytte i fremtidige prosjekter.

Det anbefales at det for store bygge- og anleggsprosjekter stilles krav til miljørisikovurderinger og regulering av utslipp etter forurensingsloven. Det er de store prosjektene, spesielt tunnelprosjekt, som vil være de største kildene til nitrogenutslipp fra sprengningsarbeider. Ved at det stilles krav om

rapportering av utslipp vil miljømyndighetene og utbyggere på sikt få en bedre oversikt over faktiske utslipp av nitrogen fra bergsprengingsarbeider.

Innhold

1. Innledning	4
2. Nitrogenets kretsløp og tilstandsformer	5
3. Sprengstoff som kilde til nitrogen.....	7
3.1. Avrenning av nitrogen fra sprengstoff.....	7
3.2. Mengde sprengstein	8
3.3. Forbruk av sprengstoff.....	9
3.4. Nitrogen i sprengstoff	10
3.5. Uomsatt nitrogen fra sprengstoff	10
3.5.1. Uomsatt sprengstoff fra bergsprengning i tunnel	11
3.5.2. Uomsatt sprengstoff fra bergsprengning i dagen	11
3.5.3. Uomsatt sprengstoff i tunneldrivevann	13
3.5.4. Uomsatt nitrogen i slam.....	13
3.5.5. Fordeling av nitrogenutslipp mellom tunnelsprengstein og tunneldrivevann	13
4. Sprengstoff uten nitrogen.....	14
5. Utslipp av nitrogen fra sprengstein og tunneldrivevann	14
5.1. Grenseverdier i resipient	14
5.2. Konsentrasjonsnivåer og tilstandsformer av nitrogen i avrenningsvann	16
6. Rensemeter	18
7. Estimering av utslipp av nitrogen til Oslofjorden	19
7.1. Prosjekter iht. mandatet	19
7.2. Generalisert metode for estimat av utslipp.....	24
Estimat av potensialet for nitrogenutslipp til Oslofjorden	24
7.3. Utslipp 2022 og 2023	27
7.3.1. E16 Bjørum Skaret.....	27
7.3.2. E18 Vestkorridoren	27
7.3.3. Betrachtninger	28
7.4. Usikkerheter rundt estimer av nitrogen til Oslofjorden fra bygge- og anleggsprosjekter	28
8. Salg av sprengstoff	30
9. Sammenlikning med andre kilder til utslipp av nitrogen i Oslofjorden	31
9.1. Eksempel – bygging av 1 km tunnel.....	31
9.2. Indre og ytre Oslofjord.....	32
9.3. Salg av sprengstoff	34
10. Oppsummering og anbefaling om videre arbeid	35
11. Bibliografi	37

1. Innledning

I dag bor det rundt 1,6 millioner mennesker bare i de 26 kystkommunene rundt Oslofjorden, det er trangt om plassen og arealene er kostbare. Hele nedbørsfeltet til Oslofjorden dekker i alt 118 kommuner, og er befolket av ca. 2,8 millioner mennesker, som er mer enn halvparten av Norges befolkning. Området regnes som et av de mest artsrike i hele Norge og Oslofjorden betyr mye for mange, både dyr og mennesker. Påvirkninger på fjordsystemet i Oslofjorden er langt større enn det økologien kan tåle.

Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv er en viktig strategi for å forbedre miljøtilstanden og fremme friluftsliv i fjorden. Planen ble vedtatt i 2021 og strekker seg over en femårsperiode.

Tilførsel av nitrogen til Oslofjorden har økt kraftig de siste 30 årene, og det er Norge selv som forurensner. De fire største vassdragene (Drammensvassdraget, Glommavassdraget, Numedalslågen og Skiensvassdraget) bidrar med 72 % av samlet nitrogentilførsel. Videre står jordbruk for 39 % av total nitrogen (TN), med diffus avrenning fra jordbruksarealer som betydelig kilde. Kommunal- og interkommunal avløpssektor bidrar med 25 % av TN-tilførsel. I tillegg står utslipp fra industri (særlig Yara Norge i Porsgrunn) for en betydelig andel av de direkte utslippene til fjorden (Staalstrøm, et al., 2022). Næringstilførsel fra nitrogen (og fosfor) må reduseres kraftig i hele nedbørsfeltet til Oslofjorden (Oslofjordrådet, 2023).

Så langt har ikke mulig påvirkning fra bygge- og anleggsprosjekter vært inkludert i kildevurderingene for tilførsel av nitrogen til Oslofjorden. Denne typen prosjekter har de siste årene fått stadig økt oppmerksomhet, blant annet har Roseth et al. (2022) fremsatt hypotese om at bergsprengning i denne typen prosjekter kan være en betydelig kilde til nitrogen til Oslofjorden som bør vurderes i sammenheng med andre kilder.

Samferdselsdepartementet har gjennom Supplerende tildelingsbrev nr. 16 (2023) gitt Statens vegvesen i oppdrag å kartlegge kilder og omfang av tilførsler av nitrogen til Oslofjorden fra bygge- og anleggsvirksomhet i statlig samferdselssektor (mandat gitt i vedlegg 1). Oppdragets trinn 1 omfatter tilførsel av nitrogen til Oslofjorden fra egen virksomhet. Utredningen skal danne grunnlag for en vurdering av om det bør gjøres ytterligere utredning i et trinn 2.

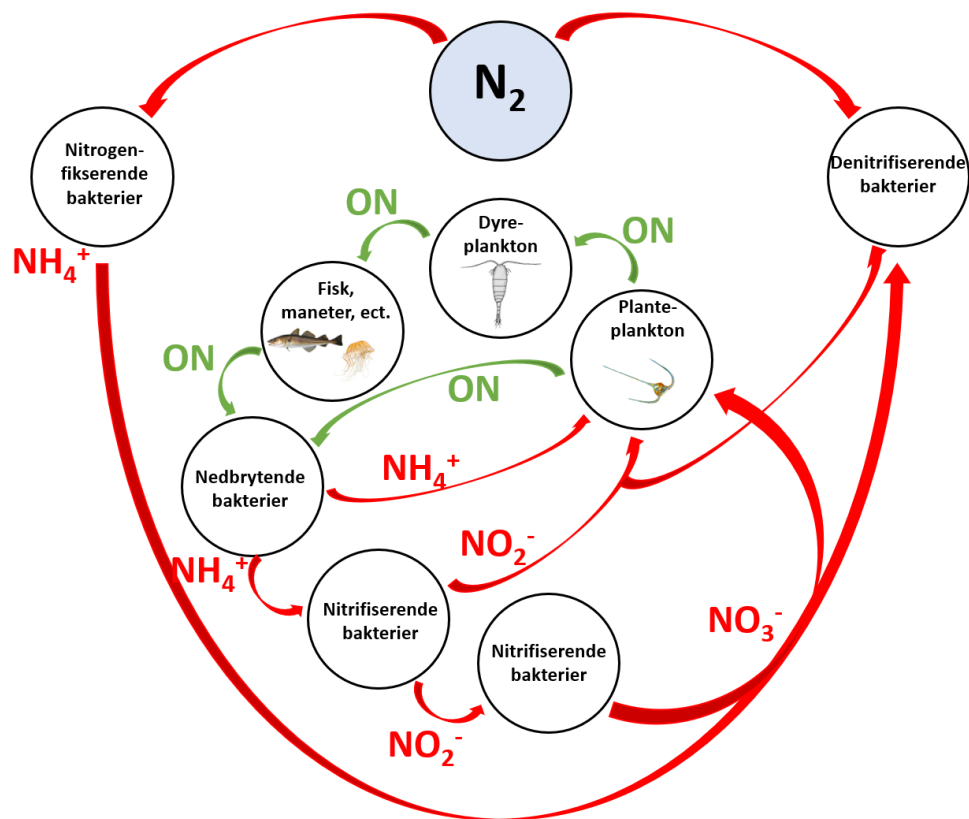
Trinn 1 skal beskrive problemet med avrenning av relevante nitrogenfraksjoner fra bygge- og anleggsvirksomhet til Oslofjorden, og gi et bilde av hvor store tilførslene fra Statens vegvesens virksomhet er. Arbeidet skal også gi et sammenlikningsgrunnlag for hvor stor andel avrenningen fra Statens vegvesens byggeprosjekter utgjør av totalutslippet. Oslofjorden har et stort nedbørsfelt med mange aktører som bidrar med tilførsel av nitrogen.

Denne rapporten, som utgjør trinn 1 av oppdraget fra Samferdselsdepartementet, beskriver kunnskapsgrunnlaget (nitrogenets kretsløp, sprengstoff som kilde til nitrogen, rensemetoder), og estimerer potensialet for utslipp av nitrogen til Oslofjorden fra Statens vegvesens virksomhet. Det er i første del av rapporten lagt vekt på å beskrive grunnlagsfaktorene som benyttes til beregningene, dette for å illustrere størrelsesorden av usikkerheter knyttet til teoretiske estimer.

2. Nitrogenets kretslop og tilstandsformer

I tillegg til kjente nitrogenkilder som landbruk og avløpsvann, vil også avrenning fra bygge- og anleggsprosjekter kunne bidra til forhøyede nitrogenkonsentrasjoner og eventuell algeoppblomstring i fjordsystemet. Normalt sett er fosfor vurdert som det viktigste næringsstoffet for eutrofiering og algevekst i ferskvann, mens nitrogen gjerne er begrensende faktor i marine miljøer. Økte tilførsler av nitrogen vil også kunne påvirke alge- og planteveksten i ferskvann, og til en viss grad artssammensetning og dynamikk for både påvekst- og planktonalger. Nitrogen i vann kan opptre i ulike former, og nitrogenets ulike former kan endres gjennom kjemiske, biologiske og mikrobielle reaksjoner. Avrenning av nitrogen til vann skjer hovedsakelig som nitrat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) og ammoniakk (NH_3). Nitrogenets syklus foregår både i terrestrisk, limnisk og marint miljø.

Nitrogen i marint miljø foreligger hovedsakelig (ca. 95%) som molekylært nitrogen (N_2) (Staalstrøm, et al., 2022). Resterende nitrogen er fordelt relativt likt mellom organiske og uorganiske former. Molekylært nitrogen er inert og for de fleste av havets ulike organismer ikke mulig å benytte seg av direkte. Nitrogenfikserende bakterier spiller derfor en viktig rolle i kampen om tilgjengelig nitrogen. Disse bakteriene gjør molekylært nitrogen om til ammonium. Ammonium er tilgjengelig for et stort utvalg planter og mikroskopiske organismer. Pilene i **Figur 1** viser strømmen av nitrogen mellom molekylært nitrogen og de andre bestanddelene i nitrogenets kretslop i marint miljø. Pilene med rød farge angir uorganiske former for nitrogen, mens de grønne pilene angir organisk nitrogen (ON).



Figur 1 Nitrogenets kretslop i vannmassene. Pilene med rød farge viser uorganiske former for nitrogen i vannmassene, mens de grønne pilene viser organiske former for nitrogen. De hvite sirklene viser levende organismer som omsetter nitrogen. Blå sirkel viser molekylært nitrogen (N_2). Anammox-prosessen der bakterier omdanner nitritt (NO_2^-) og ammonium (NH_4^+) direkte til molekylært nitrogen er ikke tatt med i illustrasjonen. Kilde: (Staalstrøm, et al., 2022).

Total mengde nitrogen (TN) kan deles inn i partikulært nitrogen (PN), oppløst organisk nitrogen (DON) og oppløst uorganisk nitrogen (DIN). Partikulært nitrogen består først og fremst av partikulært organisk nitrogen, og det antas at andelen partikulært uorganisk nitrogen er lav. Løst uorganisk nitrogen består hovedsakelig av nitrat (NO_3^-), nitritt (NO_2^-), og ammonium (NH_4^+). Likningen for totalt nitrogen vil dermed se slik ut (Staalstrøm, et al., 2022):

$$TN = \text{DON} + \overbrace{\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4}^{\text{DIN}} + PN$$

Organisk nitrogen

Det er hovedsakelig alger, enten planteplankton, bentiske alger eller vannlevende planter, som sammen med enkelte bakterier står for omdanningen av nitrogen fra uorganisk til organisk form. Disse produsentene transporteres videre i næringsnettet, først til mikroskopiske dyr og deretter videre til større predatorer som for eksempel fisk. Strømmen av nitrogen kan også gå motsatt vei, fra større predatorer til mindre organismer, for eksempel ved at fisk gyter.

Omtrent 2-3 % av nitrogenet i havet foreligger som organisk bundet nitrogen. Organisk nitrogen består av mange forskjellige former for molekyler, og vil dermed ha varierende grad av biotilgjengelighet. Noen former for organisk nitrogen, for eksempel urea, er svært biotilgjengelige. Andre former kan betraktes som inerte da nedbrytningen foregår svært langsomt. Det finnes svært lite kunnskap om hvor raskt organisk nitrogen brytes ned i fjordsystemet (Staalstrøm, et al., 2022).

Uorganisk nitrogen

Uorganisk nitrogen i vannmassen forekommer hovedsakelig som:

- Molekylært nitrogen (N_2)
- Ammonium (NH_4^+)
- Nitritt (NO_2^-)
- Nitrat (NO_3^-)

De uorganiske formene for nitrogen (unntatt N_2) er reaktive og tilgjengelige for biologisk liv. Det er store forskjeller mellom nitrat og ammonium når det kommer til utvasking, retensjon og omsetning, samt hvilke av disse formene planteplankton foretrekker som N-kilde (Roseth, et al., 2022).

Ammonium vil ha affinitet for å binde seg til jord, finstoff og organisk materiale. I tillegg vil det skje en retensjon av ammonium gjennom opptak i alger og planter underveis i transporten. Konsentrasjonene av ammonium vil dermed raskt kunne reduseres i nærkontakt med løsmasser og andre overflater i steindeponier, samt under transport med jordvann, grunnvann eller resipient.

Gjennom nitrifikasjon vil ammonium kunne gjøres om til nitrat (**Figur 1**). Nitrifikasjonen er en aerob mikrobiell prosess som går over to trinn og utføres av forskjellige typer bakterier. Først oksideres ammonium til nitritt ved hjelp av ammoniumoksidierende bakterier. Deretter oksiderer nitrittoksidierende bakterier nitritt om til nitrat.

Ved mikrobiell denitrifikasjon kan nitrogen fjernes permanent i form av gass. Prosessen foregår anaerobt og denitrifikasjonsbakteriene benytter oksygenet i nitrat til respirasjon. Gjennom denitrifikasjon reduseres dermed nitrat og nitritt til nitrogenoksid (NO), lystgass (N_2O) eller molekylært nitrogen.

Effekter i resipient – ulike tilstandsformer

Nitrat og ammonium har forskjellige biologiske og økologiske effekter i resipienten, og vil dermed gi ulik risikovurdering ved utslipp. Begge nitrogenfraksjoner kan bidra til både endrede konkurranseforhold for plante- og zooplankton, samt eutrofiering i resipient. Dette kan igjen føre til mange negative ringvirkninger.

Ammonium vil ved høy pH og vanntemperatur omdannes til giftig ammoniakk (NH_3). Ammoniakk har allerede ved lave konsentrasjoner vist seg å være akutt giftig for vannlevende organismer (Vikan, 2013; Roseth, et al., 2022).

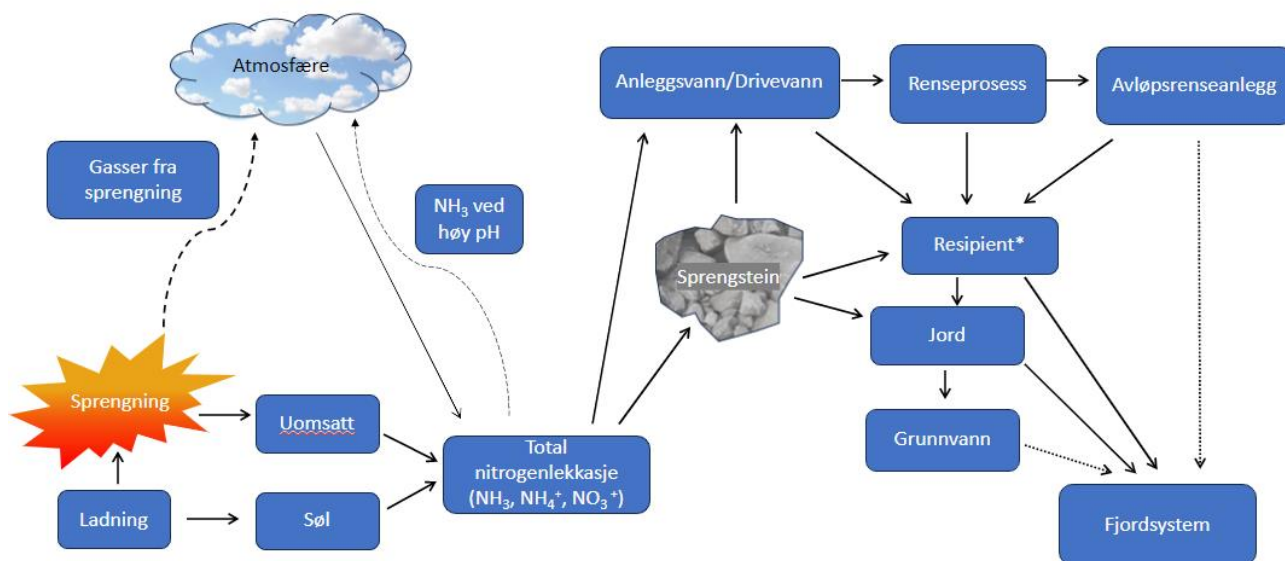
Nitrifikasjonsprosessen, der ammonium omdannes til nitrat, forbruker oksygen. Når oksygenforbruket i en resipient er stort i forhold til vannutvekslingen, vil oksygenkonsentrasjonene i vannmassene senkes og miljøet kan risikere å bli anoksisk. Nitrifikasjonenes mellomprodukt, nitritt, kan være skadelig da det kan hemme hemoglobinet oksygenopptak og dermed være giftig for fisk og en del andre vannlevende organismer (Roseth, et al., 2022). Endeproduktet nitrat er mindre skadelig.

Dersom nitrifikasjonsbakteriene får dårlige forhold i form av lav pH eller lave oksygenverdier vil det bli produsert økende mengde lystgass (N_2O) som biprodukt. Økt produksjon av lystgass kan også skje ved mikrobiell denitrifikasjon dersom det foreligger lav pH eller forhold som ikke er strikt oksygenfrie. Lystgass er en uønsket klimagass med nesten 300 ganger sterkere klimaeffekt enn CO_2 , til sammenlikning utgjør 1 kg lystgass 298 kg CO_2 -ekvivalenter.

3. Sprengstoff som kilde til nitrogen

3.1. Avrenning av nitrogen fra sprengstoff

Sprengstoff inneholder nitrogenforbindelser og kan derfor være en kilde til nitrogen i miljøet. Figur 2 illustrerer hvordan sprengning kan bidra til avrenning av nitrogen til vannforekomster. Det lades med sprengstoff som inneholder nitrogenforbindelser, hovedsakelig ammoniumnitrat. Ved sprengning vil mesteparten av nitrogen i sprengstoffet gå over i gassform, mens noe forblir uomsatt. Det kan også forkomme noe søl ved lading. Det uomsatte sprengstoffet vil være en kilde til nitrogenforbindelsene nitrat og ammonium, samt ammoniakk. Nitrogenforbindelsene vil følge med sprengstein, samt forekomme i anleggsvann/tunneldrivevann. Fordeling av ulike former for nitrogen fra ulik type avrenning i bygge- og anleggsprosjekter omhandles senere i rapporten. Sprengstein som nyttiggjøres til vegfyllinger/vegoppbygning, deponeres i tiltaksområdet, kjøres ut av tiltaksområdet eller nyttiggjøres i andre prosjekter, vil også være en kilde til utlekking av nitrogen. For tunnelarbeider vil vann fra tunneldriving (driving omfatter boring, ladning og sprengning av en tunnel) og innlekkasjevann pumpes ut til et renseanlegg for tunneldrivevann. Et slikt renseanlegg kan bestå av forsedimentering, tilsetting av koaguleringsmiddel for ytterligere sedimentering, pH-justering og eventuelt et etterpoleringstrinn for økt renseeffekt før utslipp til resipient eller til avløpsrenseanlegg. Vanlig brukt renseteknologi for tunneldrivevann vil ha en stor renseeffekt på partikler/finstoff og et utvalg andre miljøgifter, men i liten grad være effektivt for tilbakeholdelse av nitrogenforbindelser. Utslipp fra anlegg kan gå via en primærresipient eller som direkte utslipp til Oslofjorden. En del av vannet vil også kunne infiltrere i grunnen.



*Fjordsystemet kan også fungere som primærresipient.

Figur 2 Prinsippkisse for mulige avrenning av nitrogenforbindelser fra sprengstoff. Modifisert etter (Tilly, et al., 2006).

Faktorer som påvirker den totale mengde nitrogen som potensielt kan bidra til avrenning fra et bygge- og anleggsprosjekt er mengde berg som skal sprenges, forbruk av sprengstoff, mengde nitrogen i sprengstoffet, og andel uomsatt sprengstoff. Hvor mye av dette som slippes ut til Oslofjorden vil være avhengig av en rekke faktorer, bl.a. hvordan anleggsvann/tunnelvann blir håndtert, hvilke avbøtende tiltak er iverksatt, nedbør, infiltrasjon i grunn og retensjon av nitrogen i primærresipienter.

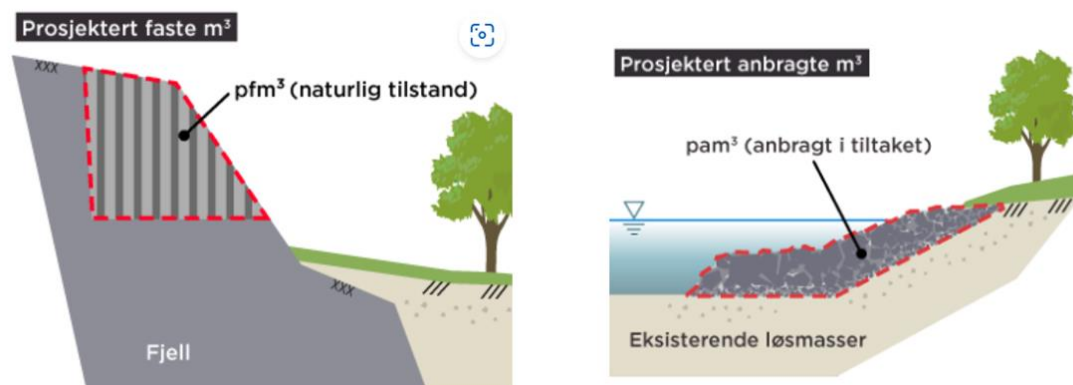
Som en generell tilnærming for å estimere mengde nitrogen som kan dannes i et anleggsprosjekt kan det tas utgangspunkt i: mengde berg som blir sprengt, mengde forbruk av sprengstoff, mengde nitrogen i sprengstoffet og andel av uomsatt sprengstoff som kan lekke ut til resipient.

Grunnlagsfaktorene for en **generalisert metode** vil variere fra prosjekt til prosjekt avhengig av ulike faktorer, og det vil også være forskjeller om sprengningen foregår i tunnel eller veg i dagen. En generell metode vil derfor ha en relativt stor grad av usikkerhet, dette vil bli belyst nærmere. Estimaten vil baseres på konservative grunnlagstall, og er derfor forventet å gi et øvre estimat. Nedenfor følger en kort beskrivelse av de ulike faktorene som danner grunnlag for estimering av potensialet for nitrogenutslipp.

3.2. Mengde sprengstein

Potensialet for uomsatt nitrogen vil være korrelert med mengde berg som skal sprenges ut. Ved beregning av volum av masser oppgis mengdene enten som prosjekterte faste masser (p_{fm}³), løse masser eller prosjekterte anbrakte masser (p_{am}³)/anbrakte masser (a_m³). Prosjekterte faste masser er massene før de blir sprengt ut, utført løse masser betyr løste eller opplastet på transportmiddel og prosjekterte anbrakte masser betyr at de er anbrakt der de skal brukes, bearbeidet og komprimert i for eksempel en fylling. Veiledende omregningsfaktorer fra teoretiske faste masser til løse og anbrakte masser er angitt i kap. 7.4 i Statens vegvesens Håndbok R761. Veiledende omregningsfaktor for tunnelstein og stein fra grøft fra teoretisk til anbrakte masser er 1,5, og for øvrige sprengstein 1,4. Dette er gjennomsnittstall og vil variere med sprengningsmetode og bergart (Statens vegvesen, 2018). Faktor for prosjekterte anbrakte masser påvirkes også av

komprimeringsgraden (NVE, 23.03.2022). Forskjellen mellom faste og anbrakte masser er illustrert i Figur 3.



Figur 3 Illustrasjon av prosjektert faste masser og prosjekterte anbrakte masser, hentet fra (NVE, 23.03.2022).

Som grunnlag til en generalisert metode for utregning av nitrogenutslipp baserer denne rapporten seg på prosjekterte faste masser (pfm^3). Ved bruk av andre tilstander av volum av masser må omregningsfaktorer benyttes. Disse bør om mulig være prosjektspesifikke.

3.3. Forbruk av sprengstoff

Forbruk av sprengstoff (kg/pfm^3) vil variere i prosjekter avhengig av blant annet om det er tunnelsprengning eller sprengning i dagen, bergartenes egenskaper og sprengbarhet, sprengstoffets egenskaper, design av borplan, sprengningsteknikk, sikkerhetskrav mm. Bergets sprengbarhet beskriver mengden sprengstoff som er nødvendig for å oppnå en bestemt fragmentering. En høy sprengbarhet betyr at ønsket fragmentering kan oppnås med et lavt forbruk av sprengstoff. Tyngre bergarter krever mer energi og mer sprengstoff per kubikkmeter for å brytes sammenlignet med lettere bergarter. Strukturen i berget, som lagdeling og oppsprekking, kan også påvirke effekten av sprengstoffet, ettersom sprenggassene kan infiltrere sprekker og hulrom hvor de ikke har full effekt. Derfor kan en lett bergart med lav strekkfasthet og strukturelle egenskaper som lagdeling eller oppsprekking være relativt vanskelig å spreng (Olofson, 1999).

Det brukes som hovedregel større mengder sprengstoff ved tunnelsprengning enn ved sprengning i dagen. En generell reduksjon av sprengstofforbruk vil kunne oppnås ved en optimalisering av borplan (Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk, 2009).

Forbruk av sprengstoff antas generelt å være i størrelsesorden $1\text{--}3 \text{ kg}/\text{pfm}^3$ for tunnelarbeider, med et forventet middel på rundt $1,5 \text{ kg}/\text{fm}^3$ (Roseth, et al., 2022; Vikan, 2013). For sprengning i dagen er forventet forbruk i størrelsesorden $0,5\text{--}0,8 \text{ kg}/\text{fm}^3$. Prosjekterfaring har vist at ved driving av Espatunnelen ved E6 var forbruket ca. $2,1 \text{ kg}/\text{fm}^3$ (Rannekleiv, et al., 2017) og ved tunneldriving på E16 Bjørum- Skaret har forbruket vært på ca. $2,25 \text{ kg}/\text{fm}^3$. Til sammenlikning er det i Sverige rapportert at det brukes $0,5\text{--}0,7 \text{ kg}/\text{fm}^3$ ved dagsprengning og $1,5\text{--}2 \text{ kg}/\text{m}^3$ ved tunnel (Tilly, et al., 2006). I sammenstillingen utført av Tilly et al. (2006) konkluderes det med at miljørisikovurderinger som utføres i Sverige ofte benytter et sprengstofforbruk på $1\text{--}2 \text{ kg}/\text{m}^3$ som grunnlag for estimat, mens det erfaringsvis ved prosjekter rundt Stockholm i snitt brukes $2,2 \text{ kg}/\text{m}^3$. Etter innspill også fra entreprenører (Sverige) er ofte forbruket $2\text{--}3 \text{ kg}/\text{m}^3$ (Tilly, et al., 2006). Dette viser at forbruk som

skal benyttes ved miljørisikovurderinger er prosjektspesifikt og at forbruket som benyttes ved estimering av nitrogenutslipp vil ha stor betydning for den totale mengden nitrogen som kan forventes.

3.4. Nitrogen i sprengstoff

For bergsprengning brukes hovedsakelig emulsjonsbaserte eksplosiver. Emulsjonsbaserte eksplosiver består av en emulsjon (blanding) av to væsker som normalt ikke blandes sammen, en oljefase og en vannfase. I tillegg tilsettes et emulgeringsmiddel som hjelper til å stabilisere blandingen.

Emulsjonsbaserte eksplosiver er vanlig å bruke i byggeprosjekter blant annet på grunn av stabilitet og dets evne til å tilpasse seg forskjellige former og størrelser.

Vanlige typer sprengstoff er emulsjonssprengstoff og ANFO. Emulsjonssprengstoff består av 60-80 % ammoniumnitrat (kan være mer i noen typer), destillater/oljeforbindelser og natriumnitritt, mens ANFO består av en blanding ammoniumnitrat (80-95 %) og fyringsolje eller dieselolje.

Emulsjonssprengstoff er vannbestandig og brukes hovedsakelig ved bergsprengning i tunneler.

Emulsjonssprengstoff brukes i hovedsak i norske tunneler også av arbeidsmiljøhensyn, da det avgir mindre skadelige avgasser i form av nitrogendioksid og karbonmonoksid enn ANFO (Statens vegvesen, 2018). Ammoniumnitrat (NH_4NO_3) inneholder 35 % nitrogeninnhold, har en molekylvekt på 80 g/mol og er løselig i vann.

Mengden ammoniumnitrat i sprengstoff kan variere. Basert på datablad for sprengstoff benyttet i pågående prosjekter i Statens vegvesen er det vist noen eksempler i Tabell 1.

Tabell 1 Eksempel på innhold i noen typer brukt sprengstoff i Statens vegvesens prosjekter (Orica, 2024).

Sprengstoff	Type	Ammonium-nitrat, %	Destillater (petroleum), solventavvoksede tunge parafiner, %	Destillater (petroleum), hydrogenbehandlede lette, %	Natrium-nitritt, %	Etylendi-nitrat, %
Orica civec control	bulkemulsjon	60-80	2,5-<5	1-<2,5	0.1-<0.25	
Orica Centra Gold	bulkemulsjon	80-95	2,5-<5	1-<2,5	0.1-<0.25	
Exan	ANFO	80-95		5-<10		
Exan E	ANFO	80-95		5-<10		
Eurodyn	patronert	60-80				25-40

3.5. Uomsatt nitrogen fra sprengstoff

Uomsatt sprengstoff defineres her som den delen av nitrogenet som etter sprengningen ikke er gått over i gassform, men som er til stede i tiltaksområdet i en av sine andre tilstandsformer. Andel uomsatt nitrogen fra sprengning bidrar til utslipp fra tunneldrivevann og fra avrenning fra sprengstein, henholdsvis både dagsprengt stein og tunnelstein. I tillegg kan også nitrogen bundet til finstoff samles i slam i sedimentasjonsbassenger og bunnrenskmasser.

Årsaker til uomsatt sprengstoff skyldes hovedsakelig fjellforhold, sprengningsteknikk, koblingsfeil og søl fra lading (Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk, 2009). For udetonert sprengstoff brukes begrepene forsager og gjenstående sprengstoff. Sprengstoff som står igjen, skal behandles som sprengstoff. **Forsager** defineres som «Et sprengstoff eller tennmiddel, eller deler av dette, som ikke

detonerer som forutsatt når det har blitt tilført den energi/initiering som er beskrevet brukt i brukerveiledning for sprengstoff/tennmiddel», og gjenstående sprengstoff defineres som «*et produkt som ikke er omsatt /detonert i en sprengning og finnes igjen i salva etter gjennomført sprengning*» (Bransjeråd for fjellsprengning, 2023). Forhold som kan påvirke gjenstående sprengstoff er salveplanleggingen, kontur/type sprengning og ladeteknikk (Bransjeråd for fjellsprengning, 2023). Udetonert sprengstoff som skyldes kvalitet i utført arbeid kan til et visst punkt forbedres, mens forhold som skyldes egenskaper i bergmaterialet som for eksempel sprekker, slag og vanninntrenging er det vanskelig å minimere (Tilly, et al., 2006).

3.5.1. Uomsatt sprengstoff fra bergsprengning i tunnel

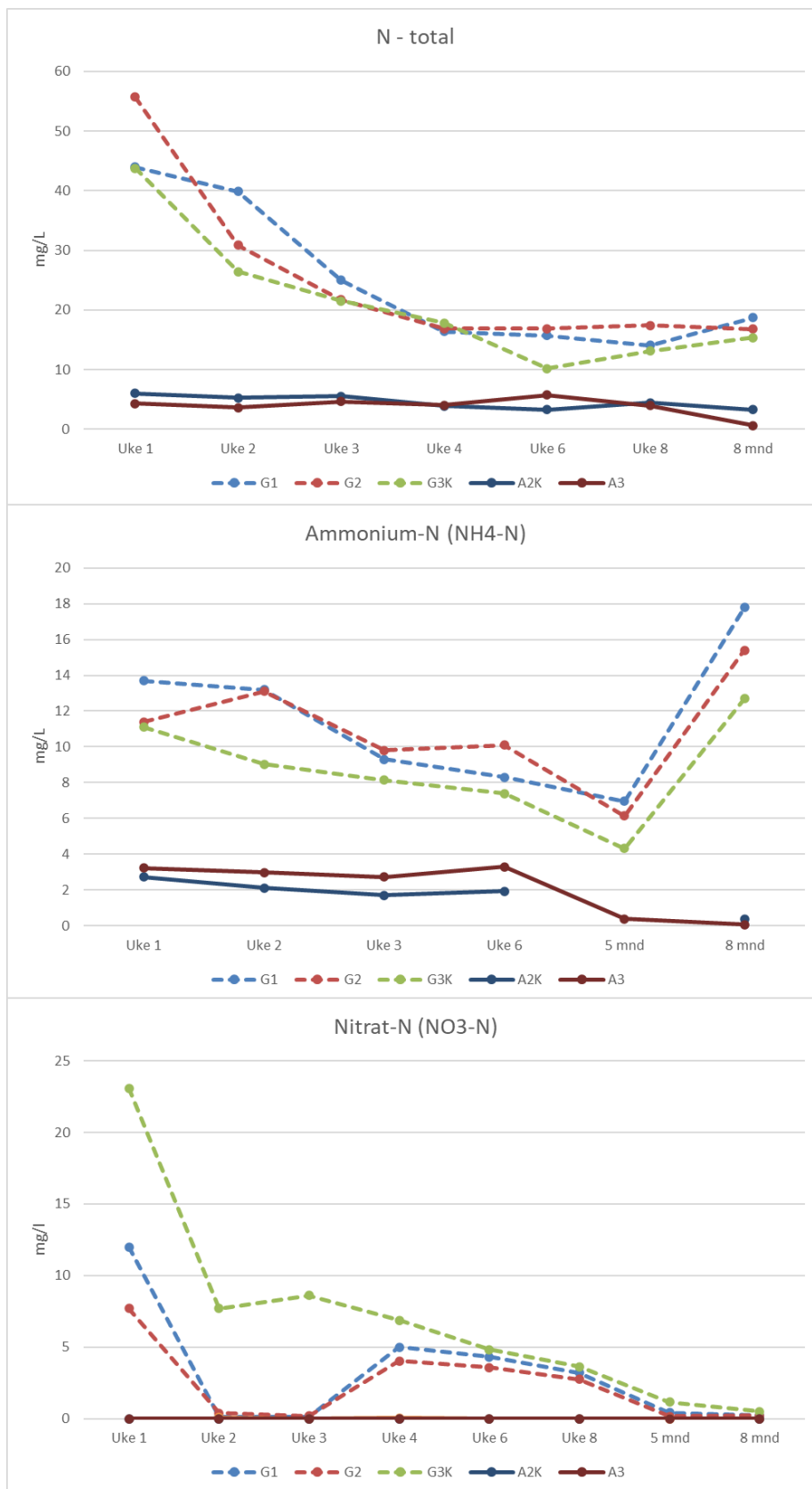
Mengden uomsatt sprengstoff vil kunne variere avhengig av driftsforhold, og er rapportert i størrelsesorden mellom 5-20 % for tunnelsprengt stein:

- Utvaskingsforsøk med tunnelstein viste at 14,7 % av forbrukt sprengstoff fulgte tunnelsprengtstein. Fordeling av nitrat og ammonium var fordelt på hhv. 60 % nitrat og 40 % ammonium (Bækken, 1998)
- NFF rapporterer at uomsatt sprengstoff er i størrelsesorden 7-15 % i tunnelsprengtstein, mens for pallsprengning ca. 1 % (Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk, 2009)
- Testforsøk under driving av Espatunnelen på E6 viste at rundt 10 % av forbrukt sprengstoff fulgte med sprengstein fra tunnelsprengning, testet i kontainerforsøk (Ranneklev, et al., 2017). Uomsatt sprengstoff ble bestemt ved målinger av $\text{NH}_4\text{-N}$ og $\text{NO}_3\text{-N}$ i avrenningsvann fra sprengstein samlet i tre 10 m^3 containere. Resultatene indikerte en utvasking på 17-22 g/tonn sprengstein.
- I størrelsesorden 5-20 % uomsatt sprengstoff var assosiert med tunnelstein i kontainerbasert utlekkingsforsøk utført i Sverige (Olsson, et al., 2019). Studiet viste at mesteparten av nitrogenet var assosiert med finstoff.
- Et utlekkingsforsøk i Finland viste at 5 % av forbrukt emulsjonssprengstoff ble assosiert med sprengstein i en kontainerbasert studie. Resultatene viste en utvasking i størrelsesorden 0,004 g N/tonn stein (Rako, 2015).

Det er også gjort tilsvarende studier i forbindelse med gruvedrift i Sverige. Det ble der gjort funn som tilsa at mengden uomsatt sprengstoff som fulgte med sprengstein varierte mellom 9-11 % (Hjerpe, 2011) og 15-19 % (Forsberg & Åkerlund, 1999).

3.5.2. Uomsatt sprengstoff fra bergsprengning i dagen

Det er ofte antatt at uomsatt sprengstoff fra dagsprengning er i størrelsesorden 1-2 % (Vikan, 2013; Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk, 2009). Det er imidlertid lite dokumentasjon på utlekking fra dagsprengt stein i kontrollerte forsøk. I et forsøk utført i forbindelse med utlekking fra alunskifer ved bygging av ny rv. 4 på Gran (Fjermestad, et al., 2017) ble det også målt utlekking av nitrogenforbindelser. I forsøket ble både dagsprengt stein (fra grøftesprengning) og tunnelsprengt stein (fra Granstunnelen) plassert i containere som stod ute i friluft og i kontakt med regn. Vann som var i kontakt med massene ble samlet opp og prøvetatt ukentlig i fire uker, deretter etter seks uker, åtte uker og åtte måneder. Resultatene viste at utlekkingen av nitrogen fra containerne med skifer fra dagsonen lekket ut 11-31 % mindre total nitrogen enn containerne med skifer fra tunnelen, se Figur 4. Avrenningen fra den dagsprengte steinen var hovedsakelig ammonium, mens det fra tunnelsprengt stein var både ammonium og nitrat. Den dagsprengte steinen lå ute noen dager etter sprengning før de ble samlet inn. Ettersom det var regnvær noen dager før innhenting kan noe nitrat ha lekket ut fra massene før utlekkingsforsøket startet.



Figur 4 Utlekking fra konteinere med dagsprengt stein (A2K og A3) og tunnelsprengt stein (G1, G2 og G3K). Hver konteiner hadde ca. 200 L sprengstein. De utsprengte massene var svartskifer fra henholdsvis Tøyenformasjonen (Galgebergledet) og alunskiferformasjonen. Figur revidert fra Fjermestad et. al (2017).

3.5.3. Uomsatt sprengstoff i tunneldrivevann

I tillegg til at nitrogen følger med tunnelstein, vil også en del nitrogen følge med tunneldrivevannet. For tunneldriving vil nitrogenmengden i anleggsvann fra tunneldriving komme i tillegg til det som kan lekke ut fra sprengsteinen. Det er gjort få estimater på hvor mye nitrogen dette anslagsvis er, men Roseth (2022) anslår at opptil så mye som 10 % av total mengde nitrogen fra sprengstoff kan lekke ut på denne måten.

3.5.4. Uomsatt nitrogen i slam

I de kontrollerte kontainerforsøkene som er utført på utvasking av uomsatt nitrogen fra tunnelstein er det i mindre grad analysert på innholdet av nitrogen i finstoff og slam. Siden mye av nitrogenet bindes til finstoff, vil det være en andel som fjernes med slam fra sedimentasjonsanlegg og fra andre finere masser som tas ut. Andelen finstoff som følger med stein vil derfor kunne ha stor betydning for potensialet for avrenning fra deponering av stein. En del nitrogen vil også følge med bunnrenskmassene og i slam fra rens tiltak for tunneldrivevann. Analyser fra utlagt bunnrensk fra tunnelene E16 Bjørum - Skaret (totalt 11 prøver) viste nitratverdier ($\text{NO}_3\text{-N}$) fra 6,1 – 77 mg/kg. Total nitrogen (mod. Kjeldahl) varierte fra < 100 mg/kg - 200 mg/kg.

3.5.5. Fordeling av nitrogenutslipp mellom tunnelsprengstein og tunneldrivevann

For sprengning i tunnel har det vært anslått at 30-50 % av uomsatt nitrogen følger tunneldrivevannet og 50-70 % følger med tunnelmasse (Vikan, 2013). Olsson, et al. (2019) beskriver at man i Sverige ofte har gått ut fra at 25 % av nitrogenet lekker ut med tunnelvannet og at 75 % er assosiert til sprengstein og masser. Resultatene fra utlekkingsforsøk antyder derimot at det nok er mer riktig å anta at opp mot 50 % av uomsatt nitrogen sitter i massene (Olsson, et al., 2019). Fordelingen mellom vann og masser er usikker og er blant annet avhengig av sprengningsteknikk, driftsprosedyrer og fjellkvalitet med mer (Roseth, et al., 2024).

Usikkerheten kan illustreres i et regneeksempel basert på erfaringsdata fra tunneldriving på E16 Bjørum-Skaret. Basert på ukesblandprøver og utslipp av totale vannmengder ved tunneldriving av Sollihøgdtunnelen i 2022, var det totale utslippet av nitrogen i tunneldrivevannet 3,3 tonn. Andelen fm^3 sprengt i perioden var 193 318 fm^3 , og forbruket av sprengstoff var 2,25 kg/ fm^3 . Hovedandelen av sprengstoff benyttet var emulsjonssprengstoff med et midlere innhold av nitrogen på 25 %. Ved å anta 10 % uomsatt nitrogen fra sprengning i tunnel, vil andelen nitrogen ført ut med tunneldrivevannet tilsvare 30 % av total mengde uomsatt nitrogen. Resten av uomsatt nitrogen (70 %) vil kunne assosieres til sprengstein, bunnrensk og finstoff i massene. Antar man derimot at 50 % av uomsatt nitrogen følger med tunneldrivevannet, tilsvarer det at anslagsvis 6 % av nitrogenet er uomsatt. Dette regneeksempellet illustrerer noe av usikkerheten omkring de antatte grunnlagsverdiene som benyttes for estimering av utslipp.

Oppsummert vil samlet nitrogenmengde som vaskes ut fra sprengstein og anleggsvann fra tunneldriving synes å kunne utgjøre opp mot anslagsvis 20 % av den totale nitrogenmengden i anvendt sprengstoff (Roseth, et al., 2022; Roseth, et al., 2024). Fordelingen av utslipp mellom tunnelstein og tunneldrivvann vil variere, men kan antas å være 30-40 % fra tunneldrivevann og 60-70 % fra tunnelstein.

4. Sprengstoff uten nitrogen

Emulsjonssprengstoff uten bruk av ammoniumnitrat er nå under utvikling. Hydrogenperoksid brukes som erstatning for ammoniumnitrat, og uten bruk av nitrogenforbindelser vil kilden til nitrogen fra sprengning reduseres/elimineres. Ved detonasjon ved bruk av hydrogenperoksid brytes emulsjonen ned til vanddamp, karbondioksid og en minimal mengde karbonmonoksid uten NO_x-gass. Hvis emulsjonen blir liggende udetonert i en fjellmasse, vil den brytes ned til vann og restkomponenter (Hypex Bio, u.d.). Per mars 2024 er sprengstoffet testet ut ved noen pilotforsøk, blant annet i to av Statens vegvesens tunnelprosjekter. Foreløpig er det ikke publisert offentlige data om resultatene.

5. Utslipp av nitrogen fra sprengstein og tunneldrivevann

5.1. Grenseverdier i resipient

Utslipp av nitrogen kan gi økte konsentrasjoner i resipientene. I veilederen til vannforskriften finnes grenseverdier for klassifisering av tilstand av total nitrogen og nitrogenforbindelser i ferskvann og kystvann (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vannforskriften, 2018), se Tabell 2, Tabell 3 og Tabell 4.

Vannforskriften §4 angir miljømål for overflatevann: «*Tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand, i samsvar med klassifiseringen i vedlegg V og miljøkvalitetsstandardene i vedlegg VIII*». Utslippene av nitrogen fra byggeprosjekt må vurderes opp mot miljømålene.

Tabell 2 Klassegrenser for total nitrogen i innsjøer og elver hentet fra (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vannforskriften, 2018)

Tabell 7.10 Referanseverdier og klassegrenser for Total nitrogen – Innsjøer og elver. a) Absoluttverdier.									
Innsjøtype N-GIG	Innsjøtype (nr)*	Elvetype N-GIG	Elvetype (nr)*	Total Nitrogen (Tot-N) i innsjøer og elver (µg/L)					
				Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L-N2a	L104, L105a, L207	R-N2	R104, R105, R207	200	1-325	325-475	475-775	775-1350	>1350
L-N2b	L105b	n.a.		175	1-200	200-400	400-650	650-1300	>1300
L-N3a	L106, L208	R-N3	R106, R208	275	1-475	475-650	650-1075	1075- 1775	>1775
L-N1	L107 , L109	R-N1, R-N4	R107 , R109	275	1-425	425-675	675-950	950-1425	>1425
L-N8a	L108 , L110	n.a.	R108 , R110	325	1-550	550-775	775-1325	1325- 2025	>2025
L-N5a	L101, L102, L201, L202, L204, L205	R-N5, R-N6	R101, R102, R201, R202, R204, R205	150	1-250	250-425	425-675	675-1250	>1250
L-N6a	L103, L203, L206	R-N9	R103, R203, R206	250	1-400	400-550	550-900	900-1500	>1500
L-N7	L301, L302, L304, L305	R-N7	R301, R302, R305	125	1-175	175-250	250-475	475-775	>775
n.a.	L303, L306	n.a.	R303, R306	150	1-250	250-425	425-675	675-1250	>1250

* typer med fetskrift er mest lik NGIG typen

Tabell 3 Klassegrenser for næringssalter i sjøvann ved saltholdighet over 18 (psu), hentet fra (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vannforskriften, 2018)

Tabell 9.26 Klassifisering av tilstand for næringssalter og siktedyp i overflatelaget, samt oksygen i dypvannet ved saltholdighet over 18 (modifisert fra SFT 97:03).						
Parameter		Tilstandsklasser				
		I	II	III	IV	V
		Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Overflatelag Sommer (Juni-August)	Total fosfor (µg P/l)*	< 11,5	11,5-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat (µg P/l)*	< 3,5	3,5-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen (µg N/l)*	< 250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat + nitritt (µg N/l)*	< 12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium (µg N/l)*	< 19	19-50	50-200	200-325	>325
	Siktedyp (m)	> 7,5	7,5-6	6-4,5	4,5-2,5	<2,5
Overflatelag Vinter (Desember-Februar)	Total fosfor (µg P/l)*	< 20	20-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat (µg P/l)*	<14,5	14,5-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen (µg N/l)*	<291	291-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat+nitritt (µg N/l)*	<97	97-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium (µg N/l)*	<33	33-75	75-155	155-325	>325
Dypvann	Oksygen (ml O ₂ /l)**	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
	Oksygen metning (%)***	>65	65-50	50-35	35-20	<20

* Omregningsfaktor til mg-at/l er 1/31 for fosfor og 1/14 for nitrogen. ** Omregningsfaktor til mgO₂/l er 1,42. *** Oksygenmetning er beregnet for saltholdighet 33 og temperatur 6 °C.

Tabell 4 Klassifisering av tilstand fra næringssalter i sjøvann ved saltholdighet 5 og 18 psu, hentet fra (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vannforskriften, 2018).

Tabell 9.27 Klassifisering av tilstand for næringssalter og siktedyp i overflatelaget, samt oksygen i dypvannet ved saltholdighet (psu) 5 og 18 (modifisert fra SFT 97:03).							
Parameter		psu	Tilstandsklasser				
			I	II	III	IV	V
			Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Overflatelag Sommer (Juni-August)	Total fosfor (µg P/l)*	5	<8	8-12	12-22	22-53	>53
		18	<11,5	11,5-15,5	15,5-28	28-59	>59
	Fosfat (µg P/l)*	5	<2	2-3,5	3,5-7,5	7,5-21	>21
		18	<3,5	3,5-6,5	6,5-15	15-46	>46
	Total nitrogen (µg N/l)*	5	<250	250-383	383-538	538-800	>800
		18	<250	250-337	337-505	505-800	>800
	Nitrat + nitritt (µg N/l)*	5	<97	97-156	156-223	223-363	>363
		18	<24	24-41	41-86	86-265	>265
	Siktedyp (m)	5	>7	7-4,5	4,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
		18	>7,5	7,5-6	6-4	4-2,5	<2,5
Overflatelag Vinter (Desember-Februar)	Total fosfor (µg P/l)*	5	<10,5	10,5-14,5	14,5-26	26-53	>53
		18	<20	20-24	24-40	40-59	>59
	Fosfat (µg P/l)*	5	<7	7-9	9-16	16-31	>31
		18	<14,5	14,5-19	19-32	32-48	>48
	Total nitrogen (µg N/l)*	5	<261	261-385	385-553	553-800	>800
		18	<291	291-398	398-559	559-800	>800
	Nitrat + nitritt (µg N/l)*	5	<143	143-226	226-326	326-478	>478
		18	<97	97-139	139-239	239-367	>367

* Omregningsfaktor til mg-at/l er 1/31 for fosfor og 1/14 for nitrogen

5.2. Konsentrasjonsnivåer og tilstandsformer av nitrogen i avrenningsvann

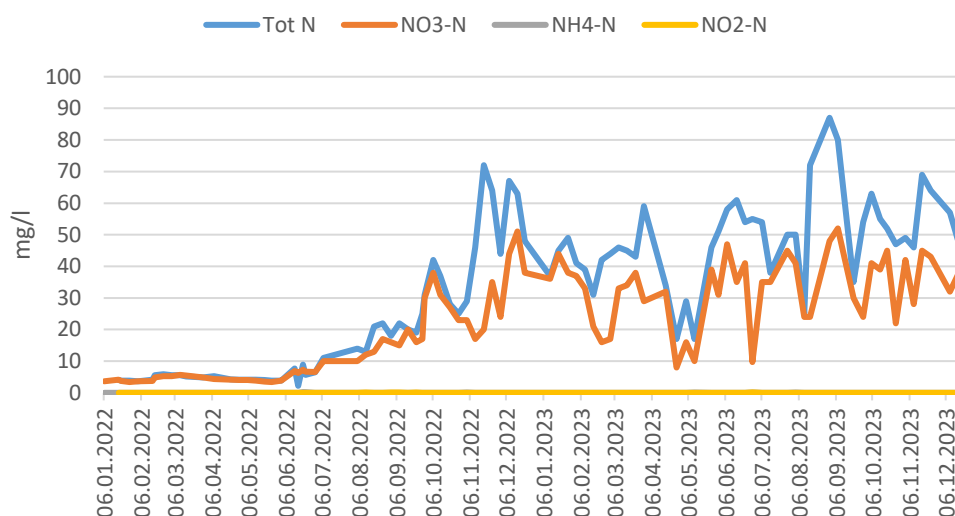
Utslipp av nitrogen fra uomsatt sprengstoff vil som tidligere beskrevet hovedsakelig være fra tunneldrivevann og avrenning fra sprengsteindeponier i sjø, på land og i veifyllinger. NIBIO (Norsk institutt for bioøkonomi) utarbeidet på oppdrag fra Statens vegvesen i 2022 en kunnskapssammenstilling om nitrogen fra sprengstein som beskriver konsentrasjonsnivåer, avrenningsforløp, effekter på vannmiljø og aktuelle rensemetoder. Det har også tidligere vært oppmerksomhet rundt problemstillinger knyttet til uomsatt sprengstoff og mulige miljøeffekter, jf. Bækken (1998), Vikan (2013) og Ranneklev et al. (2017).

Kunnskapssammenstillingen fra NIBIO viste at konsentrasjonsnivåer av nitrogen i bekker nedstrøms fyllinger og deponier for **dagsprengt berg** i prosjektet E18 Rugtvedt-Dørdal raskt fikk en høyere konsentrasjon av nitrogen. For små bekker nedstrøms deponier ble det påvist konsentrasjoner fra 5 til 30 mg N/l (tilsvarende tilstandsklasse svært dårlig), mens de samme bekkene før oppstart viste bakgrunnskonsentrasjoner rundt 0,2-0,3 mg N/l. I de nedre delene av de store vassdragene var det begrensede endringer i N-konsentrasjonen, og endringene i ammoniumkonsentrasjon var mindre enn i de små bekkene. Roseth et al. (2022) konkluderte med at utvasking av nitrogen fra sprengstein skjer raskt, og at mesteparten vaskes ut i løpet av ett til to år.

I forbindelse med byggingen av E16 Bjørum – Skaret er det gjennomført en omfattende overvåking av avrenning fra en sprengsteinsfylling på rundt 1,7 millioner am^3 sprengstein fra tunnel og dagsone. Fyllingen ble anlagt i 2021 og ferdigstilles i 2024. Konsentrasjoner av nitrogen i ukeprøver fra avrenningen fra fyllingsfoten varierte mellom 2,2 og 87 mg/l fra 2022- 2023 (Figur 5), og nitrogenet forelå hovedsakelig som nitrat. Ammonium antas å bli fjernet og holdt tilbake ved binding og nitrifikasjon under utvaskingsprosessen fra fyllingen. Avrenningen av nitrogen har økt etter hvert som fyllingen ble fylt opp med sprengstein, og gjennomsnittlig nitrogenkonsentrasjon i ukentlige prøver fra avrenningen var 19 mg/l i 2022 og 48 mg/l i 2023. Bekken nedstrøms fyllingen, Nordlandsbekken, viste nitrogenverdier fra 1,7 – 43 mg/l i månedsprøver fra 2022 – 2023. Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) var mellom <5 – 32 $\mu\text{g/l}$ og nitritt ($\text{NO}_2\text{-N}$) mellom <2 – 9,7 $\mu\text{g/l}$. Nitrogenverdier før anleggsstart var 0,46 – 0,70 mg N/l.

I Damtjernbekken, som mottok både rensed tunneldrivevann og avrenning fra en sprengsteinsfylling på ca. 600 000 am^3 , var nitrogenkonsentrasjonene i bekken nedstrøms mellom 1,8 og 56 mg/l i månedsprøver fra 2022 -2023. Verdier målt før anleggsstart var 0,35 – 0,82 mg/l. De høyeste verdiene ble registrert i de tørreste månedene da det var lite vannføring i bekkene. Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) var fra 2,5 til 7300 $\mu\text{g/l}$ og nitritt ($\text{NO}_2\text{-N}$) mellom <2 og 990 $\mu\text{g/l}$. Flere detaljer finnes i overvåkingsrapportene til Skrutvold & Roseth (2023) og Roseth & Rognan (2024).

Nitrogenfraksjoner i avrenning fra steinfylling



Figur 5 Nitrogenfraksjoner i avrenning fra steinfylling i Nordlandsdalen på prosjektet E16 Bjørum – Skaret. Fyllingen var fylt opp med ca. 1,7 millioner am^3 sprengstein ved utgangen av desember 2023.

Erfaringsdata fra utvasking fra deponier med **tunnelstein** i jernbaneprosjektet Farriseidet-Porsgrunn indikerte også høye nitrogenverdier i bekkene, konsentrasjoner opp mot eller over 100 mg N/l. Også her skjedde mye av utvaskingen relativt raskt, i løpet av ett til to år etter deponiet var oppfylt. Konsentrasjonsnivåer vil blant annet avhenge av mengde stein som deponeres, nedbør, infiltrasjon i grunnen, varighet av oppfylling mm.

Erfaringene indikerer at mesteparten av nitrogenet i både tunnel- og dagsprengt stein blir vasket ut innen ett til to år etter deponering. Maksimale konsentrasjoner av nitrogen i nedstrøms bekker var mellom 100 og 240 mg N/l, og avtok betydelig innen ett år etter at deponiene var fylt opp (Roseth, et al., 2022). Konsentrasjon vil naturlig nok være svært avhengig av vannføring i resipientene, men resultatene sier allikevel noe om potensialet. Konsentrasjonene av nitrogen var høyest rett etter deponering. "Fersk" sprengstein ga avrenning der ammonium utgjorde en stor andel av totalnitrogenet. For eldre deponier og ved transport av "fersk" avrenning i vassdrag avtok konsentrasjonene av ammonium. Fjerning av ammonium gjennom binding og opptak reduserer konsentrasjonen av nitrogen som vaskes ut fra sprengstein. Tunnelstein, som inneholder mer finstoff enn dagsprengt stein, gir muligheter for binding og tilbakeholdelse av ammonium i deponiet. I deponier og resipienter med høye konsentrasjoner av ammonium, økte antallet nitrifikasjonsbakterier. For byggeprosjektet E18 Rugtvedt-Dørdal skjedde all nitrogenavrenning fra dagsprengt stein. Nitrogenkonsentrasjonen i vassdraget synes å avta og normaliseres relativt raskt etter at anleggsaktiviteten ble avsluttet. Utvasking av nitrogen fra forsøket på Gran med sprengstein i containere viste at nitrogenkonsentrasjonene ble redusert med 70 -80 % i løpet av 4 uker.

I **tunneldrivevann** vil nitrogenkonsentrasjonen erfaringsmessig variere mye, i størrelsesorden 30-150 mg N/l (Roseth, et al., 2024). Konsentrasjonene er avhengig blant annet av hvordan tunnelen drives, innlekking av grunnvann og i hvor stor grad drivevannet resirkuleres. Hvilke former for nitrogen tunneldrivevannet består av avhenger av sprengstoffets sammensetning og type emulsjon. Roseth et al. (2024) anslår en fordeling på omtrent 60-70 % nitrat og 30-40 % ammonium i tunneldrivevannet. Dette forholdet vil raskt kunne endre seg under transport når avrenningen kommer i kontakt med

jord, organisk materiale og mineralpartikler. Ammonium har affinitet for å binde seg til partikler, og fordelingen mellom de to nitrogenforbindelsene vil dermed gradvis forskyves mot en overvekt av nitrat. Mengde finstoff vil derfor kunne ha stor betydning for andelen ammonium.

6. Rensemetoder

Det har ikke vært vanlig å rense nitrogen fra tunneldrivevann eller fra avrenningsvann fra sprengsteinsfyllinger i samferdselsprosjekter. Det er derfor lite praktisk anleggserfaring knyttet til slike rensetiltak (Vikan, 2013). I sammenstillingen til Vikan (2013) i tidsskriftet VANN ble det pekt på noen mulige rensemetoder for fjerning av ammonium eller ammoniakk, ved bruk av natriumhypokloritt og aktivt kull, lufting eller stripping, men metodene har ikke vært testet ut i norske anleggsprosjekter. Roseth et al. (2022) diskuterer også mulige tiltak for nitrogenrensing og vinterdrift av disse, samt tilgjengelig erfaringsgrunnlag om rensegrad.

Flere av anleggsprosjektene til Statens vegvesen i området rundt indre Oslofjord sender imidlertid alt eller deler av renset anleggsvann/tunneldrivevann til kommunale renseanlegg som har rensing for nitrogen. Dette gjelder E16 Bjørum - Skaret og E18 Vestkorridoren (til VEAS renseanlegg) og det kommende Riksveg 162 Ring 1 Hammersborgtunnelen og Vaterlandstunnelen (til Bekkelaget renseanlegg).

I de senere årene har det blitt økt oppmerksomhet på bidraget anleggsarbeider og samferdselsprosjekter kan ha på nitrogentilførsel til vassdrag, og spesielt i områdene rundt Oslofjorden. I utslippstillatelsen til prosjektet E16 Bjørum – Skaret satt Statsforvalteren i Oslo og Viken (2022) krav om å etablere et rensetrinn for nitrogen for avrenningsvann fra en større sprengsteinsfylling, prosjektert 2,2 millioner m³: «*Renseanlegg for avrenning fra sprengsteinsfylling i Nordlandsdalen skal inkludere et rensetrinn for rensing av relevante nitrogenforbindelser. Det skal kunne dokumenteres hvilken renseeffekt renseanlegget har på nitrogenforbindelser. Renseanlegget skal følges nøye opp under anleggsgjennomføringen og skal også ha som formål å bidra med økt kunnskap om nitrogenrensing i anleggsprosjekter*». Formålet var å innhente mer kunnskap om nitrogenrensing i anleggsprosjekter. Det ble etablert et rensetrinn bestående av et biofilter av flishugd virke, røtter og skjellsand (Foto 1). Rensefilteret fungerer ved bakteriell nedbrytning (denitrifikasjon) av nitrat til nitrogengass, og ble dimensjonert for 1,5 l/sek.

Resultater fra de to første årene viser gode renseresultater. Første år hadde en midlere rensegrad på 70 %, mens rensegrad varierte mer året etter med midlere rensegrad på 48%. Tilgjengelig karbon, temperatur og hydraulisk belastning påvirker rensegraden. Resultater fra første driftsår er tilgjengelig i NIBIO-rapport (Roseth, et al., 2023). Overvåkingen av renseeffekten har pågått fra januar 2022 og skal fortsette videre i fem år etter ferdigstillelse.

NIBIO har også, på oppdrag fra Statsforvalteren i Oslo og Viken, testet samme type rensefilter i mobile containere for deler av tunneldrivevannet på samme prosjekt. Oppnådd rensegrad for total nitrogen (Tot N) varierte mellom 60 og 97 %. For nitrat og nitritt ble det oppnådd tilnærmet fullstendig rensing. For ammonium varierte rensegraden gjennom måleperioden fra -6 til 99 %, med en snitt på 68 % (Roseth, et al., 2024).

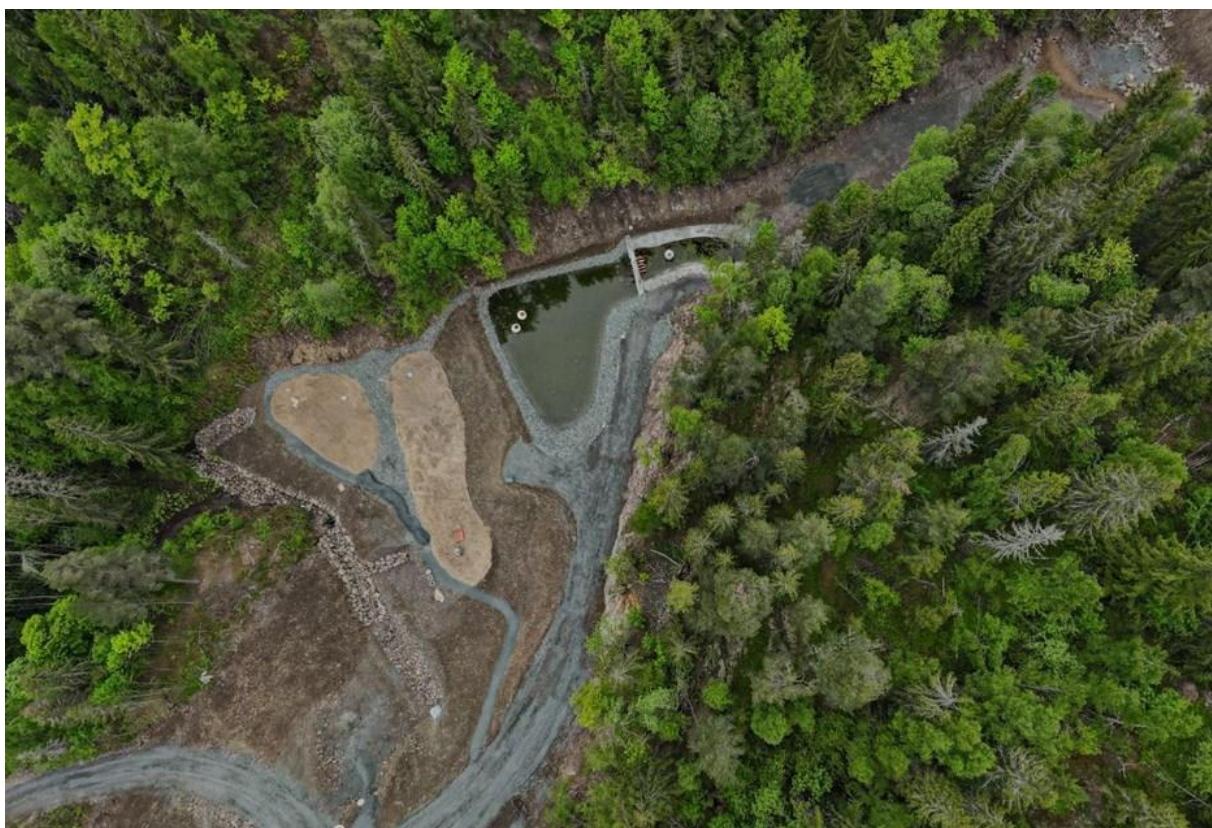


Foto 1 Dronefoto av nitrogenrenseanlegget i Nordlandsdalen. Foto: Statens vegvesen

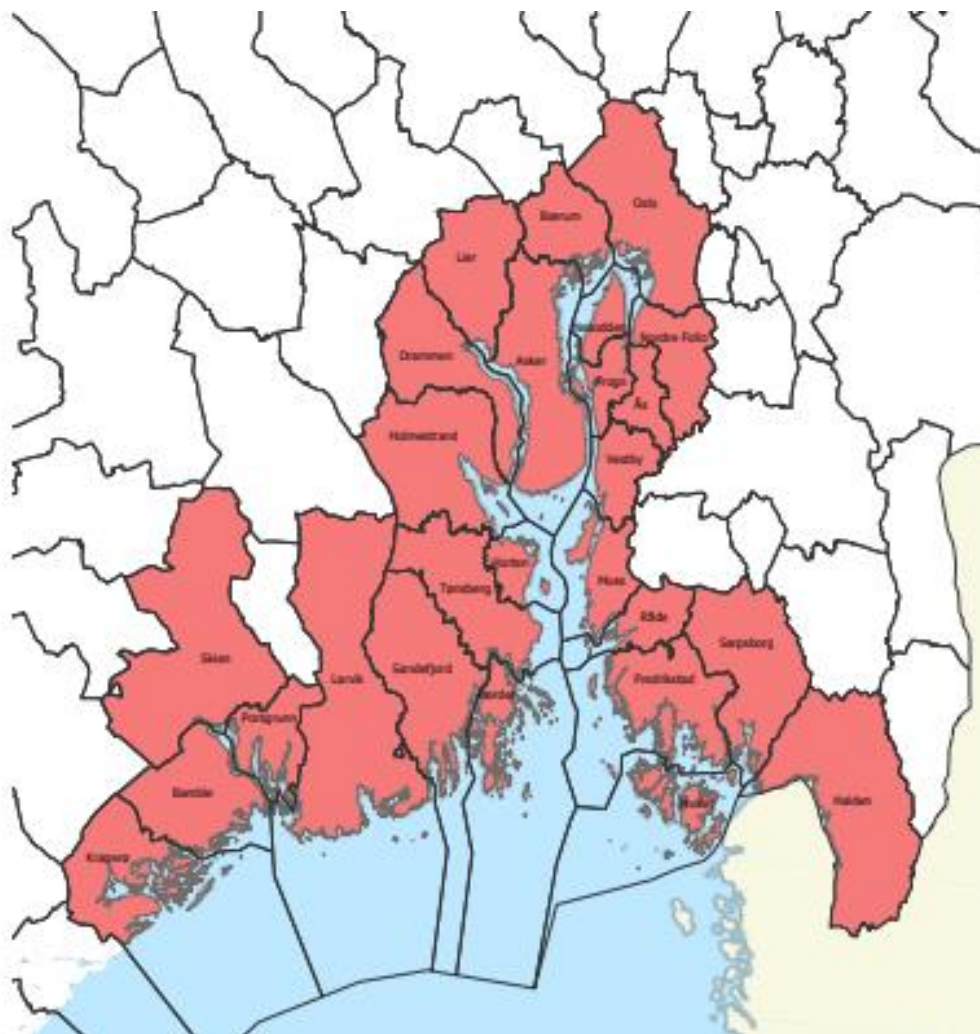
Nitrogenrenseanlegget i Nordlandsdalen hadde en etableringskostnad på ca. 6.5 mill. kr. I tillegg kommer kostnader relatert til FoU-virksomhet og overvåking knyttet til anlegget. Kostnader knyttet til etablering av tilsvarende renseanlegg i andre prosjekter vil være avhengig av lokale forhold som antall utslippspunkter, grunnforhold, tilgjengelig areal mm.

Påslipp av anleggsvann til kommunale renseanlegg med nitrogenfjerning vil også ha en kostnad. Som et eksempel brukes mengdedata fra tunneldriving på E16 Bjørum-Skaret fra 2022. Utslipp av tunneldrivevann var ca. 72 000 m³ og total mengde nitrogen (basert på ukeblandprøver) var 3,3 tonn. Kostnad for påslipp til VEAS var i 2023 4,36 kr/m³ avløpsvann. Med mengdene i eksempelet gitt, vil dette utgjøre en kostnad på anslagvis kr. 96 000/tonn nitrogen utslipp. Kostnad for påslipp vil variere fra anlegg til anlegg og fra år til år, avhengig blant annet av den totale mengden overvann som kommer til anlegget.

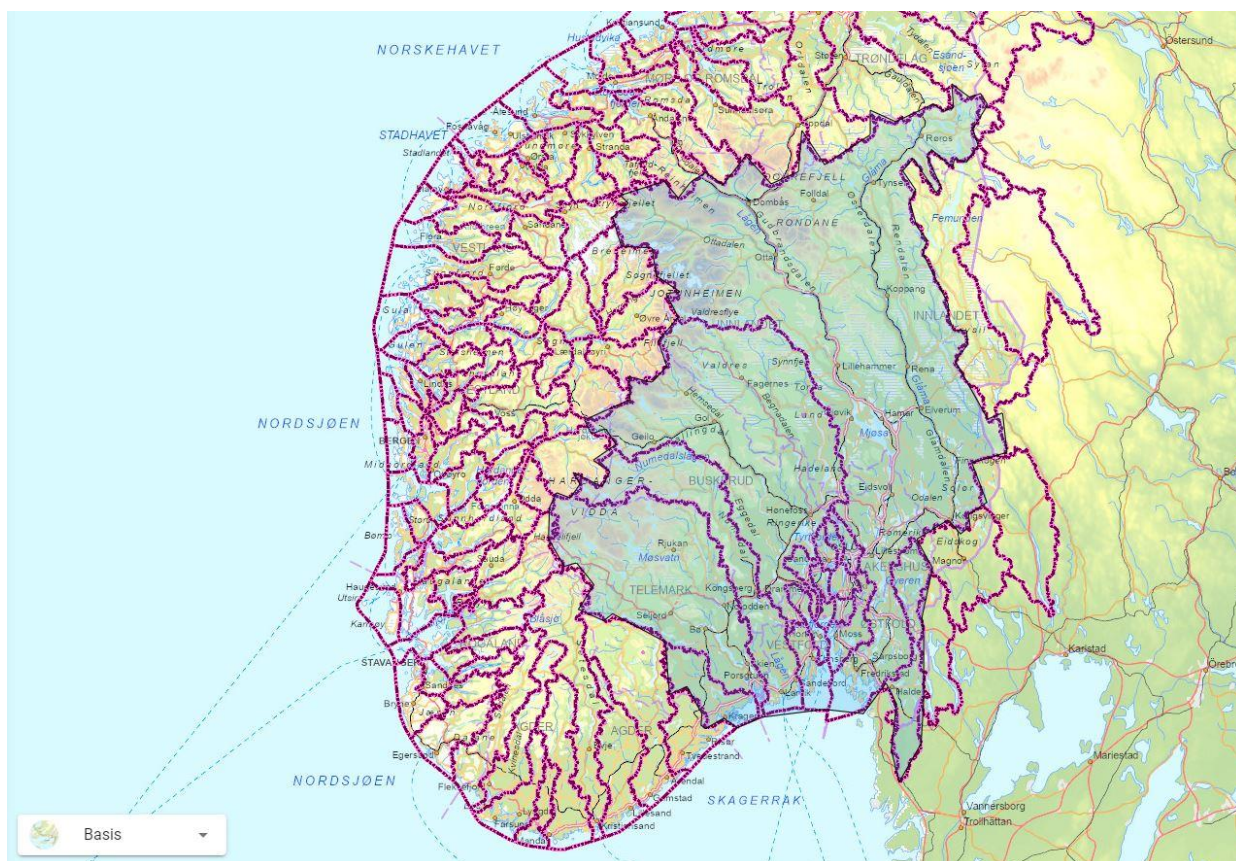
7. Estimering av utslipp av nitrogen til Oslofjorden

7.1. Prosjekter iht. mandatet

I henhold til mandatet (vedlegg 1), skal det i denne innledende utredningen av tilførsel av nitrogen til Oslofjorden fra Statens vegvesen egen virksomhet «*tas utgangspunkt i pågående store prosjekter, foreslåtte prosjekter i NTP prioritering gitt 31. mars første 6 år, samt prosjekter der det er sprengning nær åpent vann*». Det skal vurderes prosjekter innenfor virkeområdet for helhetlig plan for Oslofjorden (Figur 6). Virkeområde for tiltaksplanen er en liten del av hele nedbørsfeltet til Oslofjorden (Figur 7).



Figur 6 Virkeområdet for Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv.



Figur 7 Nedbørsfeltet for Oslofjorden (kilde: NVE temakart nedbørsfelt).

Gitt kriteriene i mandatet er prosjektene i Tabell 5 aktuelle å vurdere.

Andre aktuelle store prosjekter i det geografiske området i Figur 6, som ikke faller inn under de gitte avgrensingene, er prosjektene E18 Retvet-Vinterbro, rv. 22 Kryssing av Glomma og rv. 19 Moss (Kommunedelplan). Eventuell igangsetting og fremdrift er avhengig av NTP 2025-2036. Disse prosjektene vil kunne vurderes i et eventuelt trinn 2 når investeringsomfanget gis i kommende NTP.

Basert på informasjonen gitt i Tabell 5 estimeres det teoretiske **potensialet** for utslipp av nitrogen fra prosjektene E16 Bjørum-Skaret, E18 VK: E103 Strand – Ramstadsletta, E102 Fornebukrysset-Strand, E105 Gjønnestunnelen og E18 VK: Ramstadsletta – Slepender, E134 Oslofjordforbindelsen byggetrinn 2 og E134 Dagslett – E18. Prosjektene som utelates er basert på at de ikke skal sprengre tunnel/veg i dagen og/eller ikke har forventet utslipp til Oslofjorden, eller at de er planlagt langt frem i tid. Estimaten ved bruk av en generalisert metode vises for å synliggjøre størrelsesorden av potensialet for nitrogenutslipp fra prosjektene uavhengig av hvilke avbøtende tiltak som er eller skal iverksettes, og uavhengig av om det er direkte eller indirekte utslipp til Oslofjorden.

Tabell 5 Oversikt over aktuelle prosjekter i tiltaksområdet *= tidligst anleggsstart, avhengig av godkjent regulering og investeringsbeslutning. Andre prosjekter omfatter prosjekter med sprengning nær vann. **=foreslåtte prosjekter i NTP prioritering gitt 31. mars første 6 år (https://www.vegvesen.no/globalassets/fag/fokusomrader/nasjonal-transportplan-ntp/2025-2036/prioriteringsoppdraget_vegvesenet_hoveddokument-2.pdf).

Prosjekt	Prosjektfase	Anleggsperiode	Resipient (vannforekomstID)	Merknad
Etappe 1; E18 Vestkorridoren: Strand-Ramstadsletta E103	Pågående - anleggsfase	2022-2029	Ingen direkte utslipp til Oslofjorden fra tunneldrivevann/anleggsvann.	Tunneldrivevann og anleggsvann i dagsone går til kommunalt renseanlegg, og deler infiltreres i grunn. All sprengstein går til gjenbruk, både til veg oppbygning på anlegg og til formål utenfor tiltaksområdet. Eksempelvis leveres mye overskuddsmasse til Franzefoss.
Etappe 1; E18 Vestkorridoren: Fornebukrysset-Strand E102	Pågående - anleggsfase	2023-2030	Holtekilen som er en del av Bærumsbassenget (0101020602-C)	Tunneldrivevann og deler av anleggsvann slippes på kommunalt spillvann. Noe dagsone vann går via renseanlegg med utslipp til Holtekilen via overvannssystem. All stein gjenbrukes. Anslagsvis vil 170 000 pam ³ fra dagsone nyttiggjøres på Grendehustomta (reguleringsplan Dumpa). Masser kjøres også til gjenvinningsanlegg Vimas innenfor anlegget.
Etappe 1; E18 Vestkorridoren: Gjønnestunnelen E105	Pågående – anleggsfase	2024-2030	Dagsonevannet drenerer via Engervannet (008-5379-L) ved Sandvika, til Bærumsbassenget (0101020602-C)	Tunneldrivevann skal slippes til VEAS. Byggestart mai 2024.
Etappe 1; E18 Vestkorridoren: Lysaker kollektivterminal.	Pågående – reguleringsplan	2028-2030*	Lysakerelva (007-12-R)	Prosjektet utarbeider konsekvensutredning i 2024. Ikke tunnelsprengning, og lite sprengning i dagen (mengder vil avhenge av valgt alternativ). Kan bli noe sprengning, men dette vil avklares gjennom planarbeidet.
Etappe 2; E18 Vestkorridoren: Ramstadsletta – Slependen	Pågående – reguleringsplan	2028-2032*	Bærumsbassenget (0101020602-C) Sandvikselva (008-94-R)	Per mars 2024 stor usikkerhet i angitte mengder da prosjektet jobber med reguleringsplan. Mengder vil endres med trasevalg og tunnellengder. Tunnelsprengning i størrelsesorden 1 450 000 pfm ³ , og dagsprengning i størrelsesorden 30 000 pfm ³ .
E16 Bjørum-Skaret	Pågående – anleggsfase	2021-2025	Holsfjorden – Tyrifjorden bekkefelt øst (012-2622-R) Tyrifjorden (012-522-2-L) Sandvikselva (008-94-R) Bærumsbassenget (0101020602-C)	Tunneldrivevann fra Bærum-siden av prosjektet blitt sendt til kommunalt anlegg med nitrogenrensing. Tunneldrivevann på Skaret-siden av prosjektet har blitt sluppet til bekk som drenerer til Holsfjorden. Prosjektet har en stor sprengsteinfylling, ca. 2 000 000 m ³ som drenerer til Holsfjorden. Prosjektet utfører pilotforsøk med rensefilter for nitrogenforbindelser fra avrenning fra sprengsteinfyllingen.
Tunneloppgradering i Oslo Rv. 162 Ring 1	Pågående - anleggsfase	2024-2027	Ingen direkte utslipp til Oslofjorden.	Antatt mengde sprengning i dagen, ca. 48 000 pfm ³ . All sprengstein leveres til deponi. Anleggsvann vil slippes på kommunalt nett (Bekkelaget).

Hammersborgtunnelen og Vaterlandtunnelen				
E134 Oslofjordforbindelsen byggetrinn 2	Foreslått NTP prioritering**	2025-2032	Primærresipienter Frogn: Årungenelva (005-33-R) Bonnbecken (005-58-R) Ås/Oppegård til Bunnefjorden (005-29-R) Sekundærresipienter Frogn: Bunnebotn (0101020701-6-C) Oslofjorden (0101020601-C) inkluderer Hallangspollen Primærresipienter Asker: Hurum (0101020500-C) Storesand bekkefelt (010-R) Oslofjorden (0101020601-C)	Oppstart avhengig av stortingsproposisjon våren 2024. Håndtering av tunneldrivevann og avrenning fra dagsone ikke endelig bestemt, men foreløpig planlagt til flere primær og sekundærresipienter. Masseoverskudd er foreløpig planlagt til vegoppbygning, terrengtilpasning, nytt areal for industri på Måna og til private utbyggere. Detaljering vil skje i forbindelse med anskaffelsen.
E134 Dagslett – E18	Foreslått NTP prioritering** – oppstart reguleringsplan	Ca. 3 år ved igangsettelse	Drammensfjorden-indre (0101020801-C)	Massedisponering av overskuddstein ikke bestemt. Avbøtende tiltak for tunneldrivevann og anleggsvann ikke bestemt.
Rv. 291 Holmenbrua	Foreslått NTP prioritering**		Drammensfjorden-indre (0101020801-C)	Reguleringsplan vedtatt, oppstart ikke fastsatt. Lite/ingen sprengning.
Rv. 22 Hafslund-Donderne	Andre prosjekt -pågående - anleggsfase	2025-2028		Lite/ingen sprengning. Innkjøp (og gjenbruk) av masser til vegoppbygging.
E18 GSV Grinivegen til Røakrysset	Andre prosjekt - Pågående	2023-2024	Lysakerelva (007-12-R)	Noe sprengning i dagen nær Lysakerelva (2 000 m ³). Sprengstein leveres deponi Lier/Drammen
E18 GSV Franzebråteveien - Fornebukrysset	Andre prosjekt	2027-2028	Oslofjorden (0101020601-C)	Det skal sprenges ca. 200 m fra Oslofjorden, p.t kun et forprosjekt.
E18 GSV Mosseveien	Andre prosjekt	2029-	Bekkelagsbassenget (0101020702-2-C) Oslo havn og by (0101020702-1-C)	Sprengning 60 m fra Oslofjorden

7.2. Generalisert metode for estimat av utslipp

Beregningene som presenteres må ikke benyttes videre som eksakte tall, men vil være et anslag på størrelsesorden av mengde nitrogen som følger med sprengstein og tunneldrivevann, og som potensielt kan utgjøre en risiko for vannmiljø. Avbøtende tiltak og andre forutsetninger som beskrevet tidligere vil avgjøre faktiske utslipp.

Følgende metode er benyttet for å beregne potensialet for uomsatt nitrogen:

$$\begin{aligned} \text{Uomsatt nitrogen (kg)} &= \text{pfm}^3 \text{ bergsprengning} * \frac{\text{uomsatt N (kg)}}{\text{pfm}^3} \\ \text{der} \\ \frac{\text{Uomsatt N (kg)}}{\text{pfm}^3} &= \frac{\text{benyttet sprengstoff (kg/pfm}^3) * \text{N i emulsjon (\%)} * \text{andel uomsatt sprengstoff (\%)}}{100} \end{aligned}$$

For å finne uomsatt nitrogen per år er den totale mengden dividert på totalt antall år anleggsperiode. Dette vil være en forenklet fremstilling, men vil uansett gi et bilde av omfanget.

For tunnelsprengning er det antatt en standard mengde sprengstoff på 1,65 kg/pfm³ for alle prosjekt bortsett fra for E16 Bjørum-Skaret der det er beregnet med et forbruk på 2,24 kg/pfm³ basert på erfaringer fra prosjektet. Estimater baserer seg på bruk av emulsjonssprengstoff med et gjennomsnittlig innhold av ammoniumnitrat på 70 %, som tilsvarer 25 % nitrogen. Da det kan være stor variasjon i mengde uomsatt sprengstoff er dette beregnet for både et lavt estimat (totalt 10% uomsatt) og høyt estimat (totalt 25% uomsatt) for å illustrere noe av usikkerheten. Videre er det antatt at 40 % av uomsatt nitrogen følger tunneldrivevannet og 60 % følger med sprengsteinen.

For dagsprengning er beregningene basert på forbruk av emulsjonssprengstoff med et gjennomsnittlig innhold av ammoniumnitrat på 88 %, som tilsvarer 31 % nitrogen. Potensialet for utlekking er beregnet med et spenn fra 1-5 % av uomsatt sprengstoff. For alle prosjekter er det antatt et forbruk av sprengstoff på 0,65 kg/pfm³.

Denne beregningen vil gi et estimat over **teoretisk** mengde uomsatt nitrogen i prosjektene, noe som illustrerer **forurensingspotensialet** fra ulike prosjekter **før** implementering av avbøtende tiltak.

Estimat av potensialet for nitrogenutslipp til Oslofjorden

Tabell 6 viser potensialet for uomsatt nitrogen, ikke reelle utslippstall. Estimaterne vil gi en indikasjon på størrelsesorden av hvor mye nitrogen som potensielt kan bli dannet fra uomsatt sprengstoff fra ulike prosjekt. Alle prosjektene vil ikke gjennomføres samtidig, slik at reelle utslipp vil være mye lavere per år enn summen av alle prosjektene. I tillegg vil implementerte avbøtende tiltak redusere det faktiske utslippet.

Tunnelarbeider står for hovedandelen av utslippene. Gitt at alt tunneldrivevann renses enten via påslipp til kommunalt renseanlegg med nitrogenrensing (eksempel påslipp til VEAS), eller rensetiltak i prosjektene (eksempel biofilter brukt på E16 Bjørum-Skaret), vil estimatene for utslipp reduseres signifikant. I tillegg vil en del av avrenningen infiltrere i grunnen og ikke renne av direkte til Oslofjorden. VEAS opplyser at de har en rensegrad for nitrogen på 70-80 % (VEAS, 2024).

Som et grovt anslag har 1 km tunnel et potensiale for utslipp av anslagsvis 5,2 tonn nitrogen (gitt forbruk på 1.65 kg/pfm³ og 15 % uomsatt og sprengning av 85000 pfm³ berg). Avbøtende tiltak vil redusere det faktiske utslippet. Mengden nitrogen som da kan bidra til nitrogen i Oslofjorden vil være korrelert med aktiviteten som vil variere over tid.

Tabell 6 Estimert av total mengde nitrogen som teoretisk kan være uomsatt og lekke ut i miljøet i ulike prosjekter. Estimertene viser potensiell mengde uomsatt fra sprengstein fra tunnel og tunneldrivevann hvor det antas at 40 % av totale mengder kommer ut med drivevannet. Resultatene viser estimert for henholdsvis lav mengde totalt uomsatt (10 %) og høy (25 %). For dagsprengning viser resultatene anslag for 1 % uomsatt til 5 % uomsatt. Forutsetninger som ligger til grunn er: forbruk mengde sprengstoff tunnel 2.25 kg/pfm³ for E16 Bjørum-Skaret, for de andre prosjektene 1.65 kg/pfm³. Forbruk sprengstoff dagsprengning 0.65 kg/pfm³. Mengde nitrogen i sprengstoff er antatt til: 25% for tunnelstein og 31% for dagsprengt stein.

Prosjekt	Anleggsperiode, foreløpig antatt	Anslått mengde sprengstein tunnel, pfm ³	Uomsatt nitrogen (10% -25%), fra sprengstoff tunnel, tonn	Tunneldrivevann (40%), tonn	Sprengstein (60%) masser, tonn	Anslått mengde sprengstein dagsone, pfm ³	Uomsatt nitrogen (1 %-5 % fra dagsprengning), tonn	Total uomsatt nitrogen (tunnelsprengning og dagsprengning), tonn	Estimert uomsatt nitrogen fra sprengstoff/år, tonn
E16 Bjørum-Skaret	2021-2025	699557	39-98	16-39	24-59	1993604	4-20	43-118	9-24
Etappe 1; E18 Vestkorridoren: E103 Strand-Ramstadsletta	2022-2029	295000	12-30	5-12	7-18	110000	0,2-1	12-32	2-4
Etappe 1; E18 Vestkorridoren: E102 Fornebukrysset-Strand	2023-2030	205000	8-19	3-8	5-12	405000	1-4	9-23	1-3
Etappe 1; E18 Vestkorridoren: E105 Gjønnestunnelen	2024-2030	260000	11-24	4-10	6-15	30000	0,1-0,3	11-25	2-4
E134 Oslofjordforbindelsen Byggetrinn 2	2025-2032	820000	34-77	14-31	20-46	207000	0,4-2	34-79	4-10
Etappe 2; E18 Vestkorridoren: Ramstadsletta – Slepanden	4 år	1400000	58-131	23-53	35-79	30000	0,1-0,3	58-132	12-26
E134 Dagslett - E18	3 år	685000	28-64	11-26	17-39	25000	0,1-0,3	28-65	9-22

7.3. Utslipp 2022 og 2023

For de to store pågående utbyggingsprosjektene i tiltaksområdet er utslipp fra tidligere år (2022 og 2023) til resipienter beskrevet prosjektenes årsrapporter for ytre miljø (Statens vegvesen, 2023; Statens vegvesen, 2024), hvor detaljert informasjon er tilgjengelig. Under følger en kort sammenfatning av utslipp rapportert så langt.

7.3.1. E16 Bjørum Skaret

For prosjektet E16 Bjørum – Skaret har tunneldrivevann fra Bærum-siden av prosjektet blitt sendt til kommunalt anlegg med nitrogenrensing. Tunneldrivevann på Skaret-siden av prosjektet har blitt sluppet til bekk som drenerer til Holsfjorden. Prosjektet har en stor fylling/terrengtilpasning (Nordlandsdalen) på ca. 2 000 000 am³, hvor biofilter for rensing av nitrogen er under uttesting som beskrevet over i kapittel om rensemetoder. Utslipet herfra (etter rensing) drenerer til Holsfjorden, og ikke direkte til Oslofjorden. Vegfylling/deponering i linja med avrenning til Indre Oslofjord er ca. 150 000 pfm³. Gitt samme forutsetninger som over for dagsprengt berg, utgjør dette i størrelsesorden 0,3-1.5 tonn (1-5% uomsatt) for hele prosjektperioden.

Estimerte utslipp av nitrogen til Holsfjorden fra tunneldrivevann fra Sollihøgdtunnelen var totalt 5,4 tonn fra 2021 – 2023 (i underkant av to år med tunneldriving). Tallene er regnet ut basert på ukeblandprøver av total nitrogen multiplisert med ukentlig mengde vann sluppet ut. Prosjektet har ikke rapportert på utslipp av nitrogen til VEAS.

Estimert avrenning av nitrogen fra sprengsteinsfylling i Nordlandsdalen i 2022 var på 2,2 tonn. Mengden stein i fyllingen var ved utgangen av 2022 1,37 mill. am³ og omtrent 30 % av massene var tunnelsprengt, mens resten var dagsprengt. Sannsynligvis har avrenningen av nitrogen fra fyllingen økt i 2023 sammenlignet med 2022, i takt med økt mengde sprengstein til fyllingen. Endelige tall på dette er foreløpig ikke sammenstilt. Holsfjorden er en del av Tyrifjorden som videre har utløp i Drammenselva. Utslipet i Drammensfjorden som sekundærresipient vil være avhengig av fortykning, hvor mye av nitrogenet som tilbakeholdes i primærresipientene og hvor rask utskiftning av vann det er i Holsfjorden. Det er trolig en vesentlig retensjon av nitrogen i Hols- og Tyrifjorden før nitrogenet er transportert til Oslofjorden. Det er derfor vanskelig å estimere hvor stort utslippet vil være i Oslofjorden.

7.3.2. E18 Vestkorridoren

For prosjektet E18 Vestkorridoren mellom Lysaker og Ramstadsletta (Etappe 1) startet anleggsarbeid i november 2020 med entreprise E108 ved Høvik. Entreprise E101 Fornebukrysset Strand (forberedende arbeider) startet juni 2021 og de pågående entreprisene E103 Strand-Ramstadsletta og E102 Fornebukrysset strand startet hhv. i juni 2022 og 2023.

For entreprisen E101 Fornebukrysset Strand (forberedende arbeider) var det etablert tre renseanlegg som var i drift, hvorav to av dem hadde utslipp til kommunalt overvann og det siste hadde utslipp til Holtekilen (Grendehustomta) som er en del av vannforekomst Bærumsvassdraget. I perioden 2021 og 2022 var akkumulert utslipp til Holtekilen fra E101 95 kg total nitrogen, 24 kg ammonium og 56 kg nitrat (Statens vegvesen, 2023).

For delprosjektet E103 Strand – Ramstadsletta startet byggearbeidene fysisk opp i mai 2022, og et renseanlegg var i drift i 2022, hvor avløp gikk til kommunalt renseanlegg. Det var ingen direkte utslipp fra anlegget til resipienten Solvikbukta (vannforekomst Bærumsbassenget) i 2022. I 2023 ble alt rensed vann fra prosjektet sluppet på kommunal spillvannsledning og sendt til kommunalt renseanlegg og ingen utslipp ble sluppet direkte til resipient.

Delprosjektet E102 Fornebukrysset Strand startet opp i juni 2023. To renseanlegg var etablert, der ett hadde påslipp/utslipp til Holtekilen via overvannsystem og det andre påslipp til spillvann. Renseanleggene var i drift en kort tid i 2023, og beregnede mengder av utslipp til Holtekilen fra E102 i 2023 var rundt 30 kg (Statens vegvesen, 2024)

Som en del av miljøoppfølgingen i prosjektet overvåkes berørte vannforekomster som har/vil bli berørt av anleggsarbeider i løpet av byggetiden. Bærumsbassenget og Holtekilen er resipienter for avrenning fra mange ulike kilder, og foreløpig er det lite som indikerer at anleggsarbeidene så langt har hatt dokumenterbar effekt på disse marine resipientene (Olsen, et al., 2024). Dette vil følges opp videre under anleggsperioden. Detaljer om miljøoppfølgingen kan finnes i årsrapportene for ytre miljø (Statens vegvesen, 2023; Statens vegvesen, 2024).

7.3.3. Betraktninger

Potensielle utslipp ved generalisert metode versus reelle utslipp for de to eksemplene viser naturlig nok forskjeller. En generalisert metode for fremtidige prosjekter vil være usikker og vil mest sannsynlig overestimere hva som blir reelle utslipp. Håndtering av masser, tunneldrivevann og mengder stein som brukes i veg, terrengtilpasning og permanente deponier vil variere med prosjektene, og vurderinger må gjøres knyttet til det enkelte prosjekt basert på prosjektspesifikke forutsetninger. Flere av forutsetningene vil ofte ikke være avklart før i detaljprosjekteringen og i samarbeid med utførende entreprenør. For de to pågående prosjektene nevnt over går mye av tunneldrivevannet til kommunale renseanlegg med nitrogenrensing. Det vil fortsatt kunne bidra til utslipp i fjorden, men kommer da under kilden avløpsanlegg. Mengde avhenger av rensegrad for nitrogen hos det aktuelle avløpsanlegget. Sprengte masser benyttes både som veg oppbygning, terrengtilpasning og nyttiggjøres i andre prosjekter utenfor tiltaksområdet. For masser som nyttiggjøres til andre tiltak, utenfor tiltaksområdet, vil mulig avrenning av nitrogen ikke komme under Statens vegvesens forurensingsregnskap, men fortsatt være en kilde til utslipp av nitrogen til Oslofjorden. Det vil derfor være viktig å se massehåndtering av sprengstein som helhet, ikke bare for tiltakshaver som sprenger berget, ved vurdering av sprengstein som kilde til nitrogen til Oslofjorden.

7.4. Usikkerheter rundt estimer av nitrogen til Oslofjorden fra bygge- og anleggsprosjekter

Det er mange ulike usikkerhetsfaktorer knyttet til beregninger av utslipp til nitrogen fra bygge- og anleggsvirksomhet. Nedfor beskrives noen viktige momenter (ikke uttømmende):

GRUNNLAGSDATA: Hvilke grunnlagsdata som legges til grunn kan utgjøre en stor usikkerhet på estimatene, jf. beskrivelser tidligere i rapporten. Det må brukes prosjektspesifikke data så langt det er mulig, inkludert hvilke avbøtende tiltak som er tenkt iverksatt. Fortsatt vil det være relativt store usikkerheter i faktiske mengder som slippes ut når anleggsarbeidene er i gang.

KONTRAKTSFORM: Under anskaffelsesprosessen av entreprenør vil detaljering av tiltak og nye forslag til tiltak kunne utformes som en del av prosessen, bl.a. gjennom tildelingskriterier i anskaffelsen. Tiltak for å redusere forurensingen vil også kunne være en del av bærekraftsertifiseringen.

FREMDRIFT i prosjektene er avhengig av en rekke faktorer og et antatt årlig utslipp vil være betinget av aktiviteten i prosjektet. Tunneldriving vil eksempelvis ikke foregå gjennom hele anleggsperioden, men være avgrenset i tid. Deponering av stein i tiltaksområdet eller nyttiggjøring utenfor tiltaksområdet vil foregå over tid, og ikke jevnt fordelt gjennom anleggsfasen. For planprosjekter er det usikkerhet i når et prosjekts anleggsarbeid vil starte, entreprenørens fremdriftsplan mv. For planprosjekter er det også usikkert hva som blir faktiske mengder da detaljprosjektering vil skje i en senere fase og ved kontrahering med entreprenør. Dette med bakgrunn i krav stilt fra byggherre, både i form av konkrete krav (f.eks. overholdelse av gitte utslippsverdier) og tildelingskriterier i kontrakt.

MASSEHÅNDTERING: Sprengstein kan nyttiggjøres i tiltaksområdet til vegoppbygging og terrengtilpasning, samt permanent masselagring av overskuddsmasser. Stein kan også gjenbrukes utenfor tiltaksområdet i andre prosjekter, eller leveres til gjenvinningsanlegg/knuseverk. Steinmasser som kjøres ut av tiltaksområdet vil være en kilde til avrenning av nitrogen der massene benyttes, selv om det kan falle utenom det enkeltes prosjekts forurensingsregnskap. Massehåndtering av sprengstein bør derfor ses som en helhet i tiltaksområdet.

ANLEGGSPERIODE: I en generalisert metode for utregning kan man som et grovt anslag dele det totale estimerte teoretiske nitrogenutslippet på antall år anleggsarbeidet skal vare, for å estimere utslipp per år. Usikkerheten rundt dette er blant annet at tunneldriving ikke utføres hele perioden, masser lagres over tid og avrenning fra masser vil derfor ikke være kontinuerlig.

UTSLIPP/RENSEMETODER/OVERVÅKING: Det vil være både punktutslipp og diffuse utslipp fra et vegprosjekt. Fra diffuse utslipp kan det være vanskeligere å kvantifisere totale utslippsmengder. Alle store vegprosjekt i regi av Statens vegvesen utfører som hovedregel omfattende overvåking i påvirkede resipienter. Dette vil bidra til kunnskap om påvirkning. For punktutslipp (for eksempel fra rens tiltak for tunneldrivevann) vil det være kontinuerlig overvåking, og data kan aggregeres for å beregne totale utslipp fra renseanlegget. For noen prosjekter er det (per mars 2024) påslipp av rens tunneldrivevann og anleggsvann til kommunalt renseanlegg med nitrogenrensing. Utslippet til Oslofjorden fra Statens vegvesen som forurensingsprodusent blir i de tilfeller lavt.

Nitrogenutslipp i et byggeprosjekt varierer over tid og er ikke direkte sammenlignbare med en fast mengde som for eksempel utslipp fra industri og avløp. Man kan i noen tilfeller styre utslippene til utslippspunkt som kan gi en mindre miljøbelastning lokalt (for eksempel til dypt vann i fjorden for å redusere eutrofiering i øvre vannmasser). Alle store vegprosjekter har utslippstillatelse etter forurensingsloven for midlertidig anleggsvirksomhet ved utslipp til resipienter. Utslipp til kommunale renseanlegg er gitt i påslippstillatelse fra renseanlegget. Innføring av det varslede avløpsdirektivet kan gi endrede rammebetingelser for påslipp av overvann fra anleggsvirksomhet.

RETENSJON I VANNFOREKOMSTER: For utslipp som ikke har Oslofjorden som primærresipient vil det være en viss retensjon av nitrogen før utslippet når Oslofjorden, hvor blant annet avstand og type resipient er vesentlig. For nitratforbindelser er det antatt en relativ lav retensjon. Ammonium vil kunne bli omdannet til nitrat ved bakteriell nitrifikasjon under transport nedover vassdrag (Staalstrøm, et al., 2022). Denne prosessen vil også skje i masselager for sprengsteinmasser. Oppholdstid og vannføring vil være viktige parametere å vurdere utslippene.

UTSLIPP FRA ALLE BYGGEPROSJEKTER: Prosjektene inkludert i denne rapporten omhandler Statens vegvesens aktivitet og er kun en liten andel av bygge- og anleggsprosjektene i tiltaksområdet for helhetlig plan for Oslofjorden/nedbørsfeltet til Oslofjorden. Andre store byggherrer som

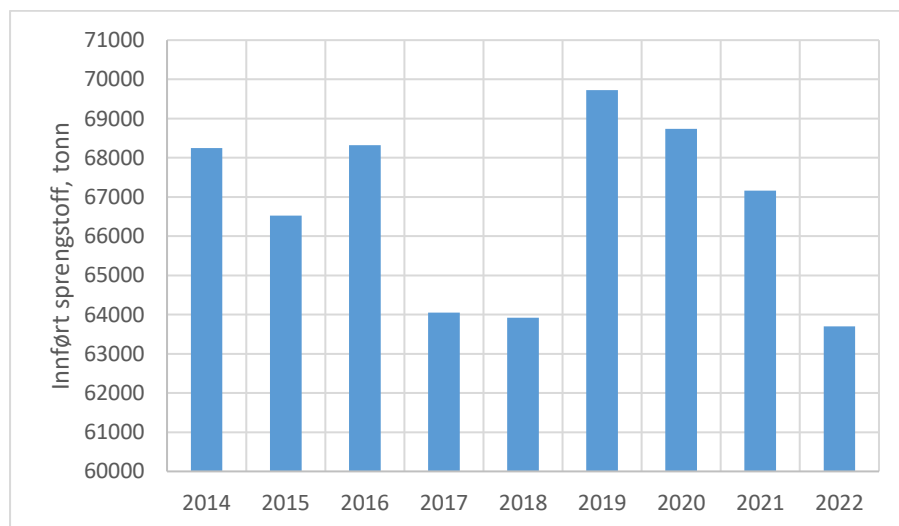
fylkeskommunene, kommunene, Nye Veier, Bane NOR, Fornebubanen mv. har også store bygge- og anleggsprosjekter i området. I tillegg kommer privat virksomhet.

INNOVASJON: Pilottester utført på E16 Bjørum-Skaret med biofilter for rensing av nitrogen viser lovende resultater, og kan derfor være aktuelt å bruke som avbøtende tiltak i nye prosjekter som skal starte opp. Sprengstoff uten nitrogenforbindelser kan også være et godt fremtidig tiltak for å redusere tilførslene av nitrogen fra sprengningsaktiviteter. Nye metoder vil gi gevinster i tiden som kommer med tanke på å redusere utslippene.

8. Salg av sprengstoff

For å få et mer nyansert bilde av størrelsesordenen på sprengning og mulige tilførsler av nitrogen til vannmiljø fra andre kilder enn Statens vegvesens prosjekter i nedslagsfeltet, som kun er en liten del av den totale byggevirkomheten, er det hentet inn data for salg av sprengstoff.

Statistikk over forbruk basert på beregnet avgift for førsteleddsomsetning er vist i Figur 8 . Dataene viser ikke *forbrukt* mengde, men *solgt* mengde. Man kan anta det er en korrelasjon mellom innført mengde og solgt/benyttet mengde. Tallene er korrigert for virksomheter som primært selger sprengstoff til bergsprengning (dvs. at røyksvakt krutt, eksplosiver for oljeindustrien for bruk offshore er utelatt). Dataene skiller ikke på hvor mye som er emulsjonsbaserte eksplosiver og hva som er tennmidler, detonerende lunte, patronert nitroglycolbaserte eksplosiver etc. Det er naturlig å anta at hovedandelen av mengden er emulsjonssprengstoff. Det er ikke mulig å differensiere på geografisk omsetning av sprengstoffet, da tallene er basert på innførsel utført av importører (Isdahl, 2024).



Figur 8 Mengde innført sprengstoff i årene 2014-2022 primært for bruk til bergsprengning (Isdahl, 2024).

Som et grovt estimat basert på dataene i Figur 8 kan det gi et anslag på mengde nitrogen som potensielt kan lekk ut fra sprengningsarbeider i hele Norge. Baseres estimatet på et gjennomsnitt på 65 000 tonn sprengstoff der man antar at alt dette er emulsjonssprengstoff med et midlere innhold av ammoniumnitrat på 70 % og at 10-20 % av forbruket har potensialet for utlekking, vil dette utgjøre i størrelsesorden 1600-3200 tonn på landsbasis.

9. Sammenlikning med andre kilder til utslipp av nitrogen i Oslofjorden

9.1. Eksempel – bygging av 1 km tunnel

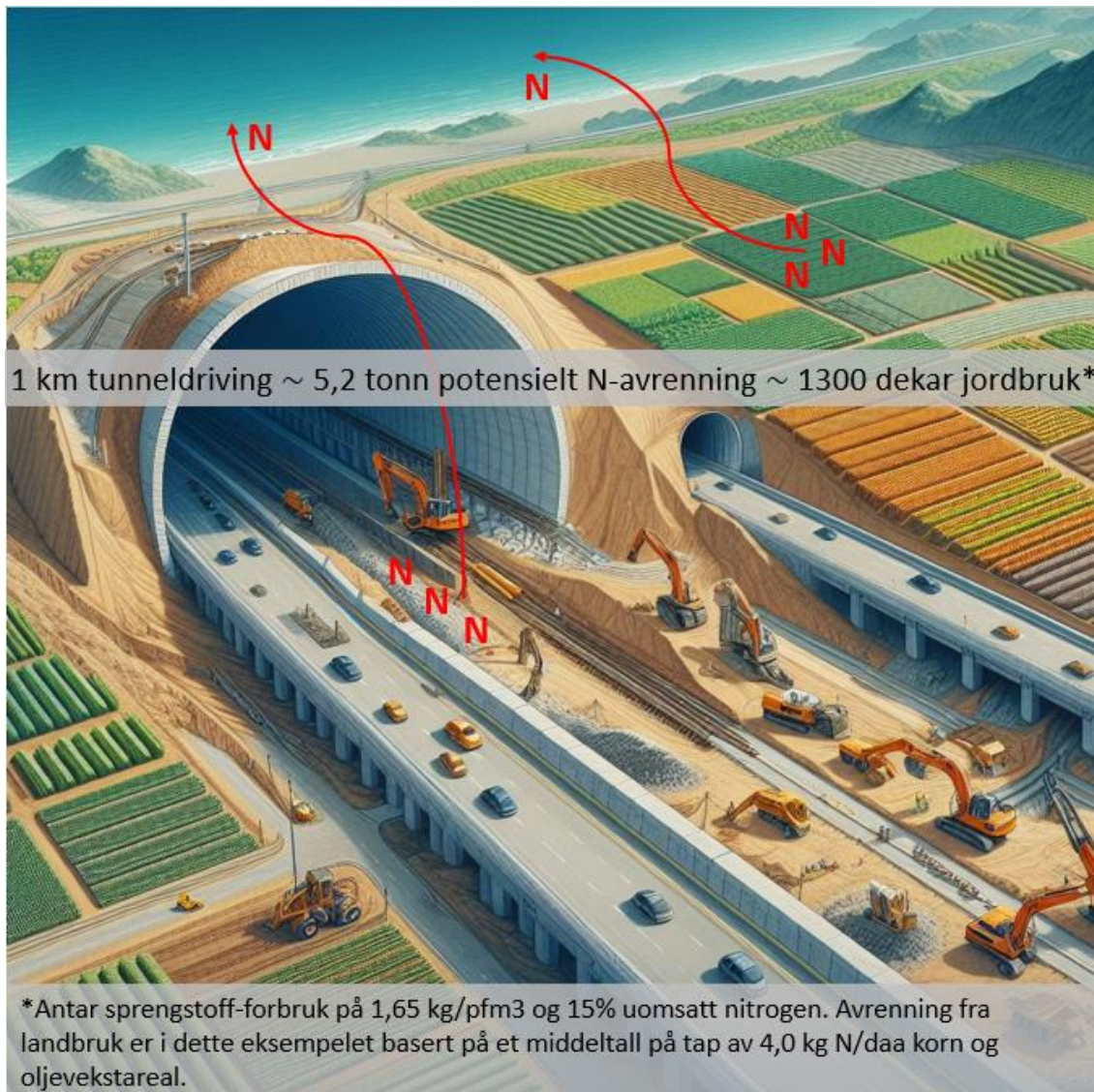
Mengde nitrogen fra vegprosjekter vil være korrelert med mengde byggeaktivitet, og det er spesielt tunnelprosjekter som vil utgjøre en hoveddel av mulige utslipp. Eksempelvis vil bygging av 1 km lang 2-felts tunnel innebære bergsprengning av i størrelsesorden 85 000 pfm³. Gitt at anslagsvis 15 % av uomsatt nitrogen fra sprengstoff kan lekke ut med tunnelstein og tunneldrivevannet, forbruket av sprengstoff er 1,65 kg/pfm³ og det benyttes emulsjonssprengstoff med midlere innhold av ammoniumnitrat på 70 %, vil arbeidene teoretisk kunne danne 5,2 tonn nitrogen, der utslippet fordeles over tid. Dette tilsvarer ca. 60 g nitrogen/pfm³.

For å sammenlikne utslipp fra byggeprosjekt og jordbruk er det tatt utgangspunkt i den årlige JOVA-undersøkelsen (Bechmann, et al., 2023). Der oppgis målinger av avrenning av næringsstoffer og jordtap fra et utvalg jordbruksdominerte nedbørfelt. Av felt nær Oslofjorden nevnes Skuterud i Ås kommune og Mørdrebekken i Nes i Akershus. I tillegg er det to felt i Ringsaker kommune. Begge feltene i Akershus er dominert av korn. Feltene har litt ulikt jordsmonn, topografi og vegetasjonsdekke inn mot bekkeløp, noe som forårsaker ulike avrenningstall. Gjennomsnittlig nitrogentap pr. daa jordbruksareal i Skuterudfeltet i Ås, er 5,4 kg N/daa. I Mørdrebekken er det på 2,5 kg N/daa. Feltene i Ringsaker ligger på henholdsvis 3,0 og 5,4 kg N/daa. Det er ikke beregnet gjennomsnittlig tall for tap av nitrogen per dekar jordbruksareal for Østlandsområdet. Det er derfor valgt å bruke et middeltall på tap av 4 kg N/daa korn og oljevekstareal i noen kommuner Tabell 7.

Tabell 7 Beregnet nitrogenavrenning i kg per år basert på areal av korn og oljevekster (Statistikkdata.no, 2024) i de ulike kommunene og et middeltap på 4 kg N/daa.

Kommune	Areal korn og oljevekster 2023 (daa)	Beregnet N-tap (kg/år)
Ås, Akershus	35 345	141 380
Nordre Follo, Akershus	33 255	133 020
Rakkestad, Østfold	95 411	381 644
Indre Østfold, Østfold	188 987	755 948
Råde, Østfold	29 109	116 436
Moss, Østfold	18 194	72 776

Med utgangspunkt i forutsetningene over, vil det beregnede utslippet for bygging av 1 km tunnel (5,2 tonn N) tilsvare nitrogenavrenningen til 1300 dekar med jordbruk (Figur 9), antatt 85 000 pfm³ bergsprengning og forutsatt at alt nitrogen lekker ut.



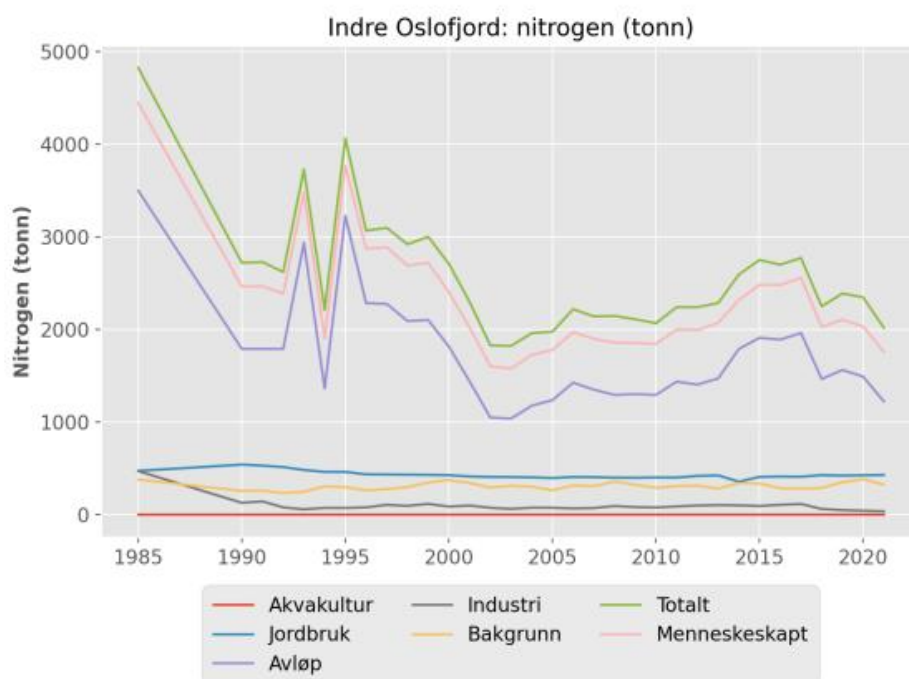
Figur 9 Beregnet utslipp fra bygging av 1 km tunnel der bergsprengning er anslått til 85 000 pfm³ gir et potensielt utslipp av 5,2 tonn nitrogen. Dette tilsvarer nitrogenavrenningen til anslagsvis 1300 dekar med jordbruk. Figuren er laget med kunstig intelligens.

9.2. Indre og ytre Oslofjord

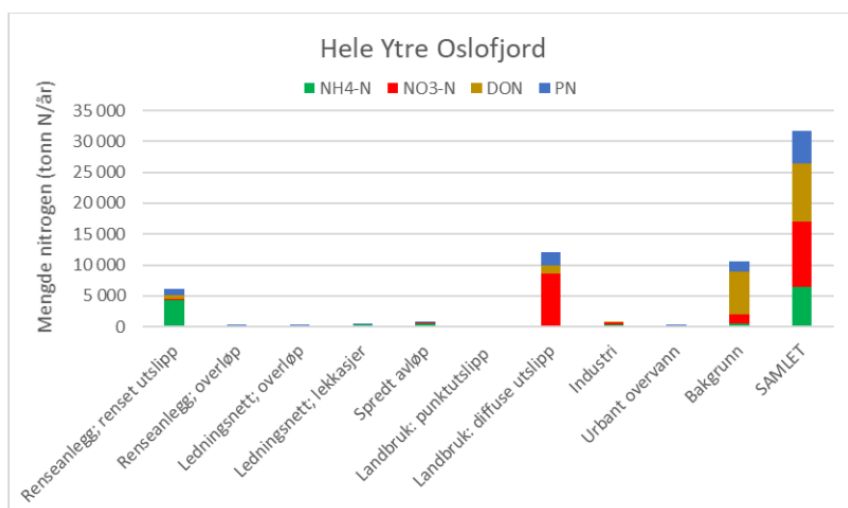
«Utredning av behovet for å redusere tilførslene av nitrogen til ytre Oslofjord» (Staalstrøm, et al., 2022) beskriver detaljert kilder, forekomst til nitrogen i ytre Oslofjord, tilstand i fjorden og nitrogenets rolle i økosystemet. Rapporten omhandler behovet for å redusere nitrogentilførselene til ytre Oslofjord, og konkluderer med at situasjonen er alvorlig og at det er nødvendig å innføre tiltak for å forbedre miljøtilstanden.

Utslipp fra Statens vegvesens prosjekter alene vil være en relativt liten kilde til nitrogen sammenliknet med de store utslippskildene avløp og jordbruk utgjør i indre (Figur 10) og ytre (Figur 11) Oslofjord. Utslippene vil variere i takt med aktiviteten, og tunnelarbeider vil være aktiviteten med størst utslipp. Om det antas et årlig teoretisk gjennomsnitt i størrelsesorden 8-16 tonn de første årene basert på prosjektene som er i gang/kommer i bygging, vil disse utslippene likevel være i underkant av utslipp av nitrogen fra industri. Faktiske utslipp forventes å være lavere fordi tunneldrivevann på E18 Vestkorridoren har påslipp til VEAS som har nitrogenrensing. Prosjektet E16

Bjørn-Skaret vil ferdigstilles i 2025, mens prosjektet E134 Oslofjordforbindelsen byggetrinn 2 vil ha anleggsstart tidligst i 2025, avhengig av bevilgning.



Figur 10 Tilførsler av nitrogen til indre Oslofjord. Hentet fra (Sample, 2023).



Figur 11 Estimerte samlede tilførsler fra ulike kilder til Ytre Oslofjord i perioden 2016-2018. Hentet fra (Staalstrøm, et al., 2022)

Utslipp fra E134 Oslofjordforbindelsen vil være i Drøbaksundbassenget. TEOTIL-estimerte tilførsler av total nitrogen i perioden 2016-2018 var her total 283 tonn/år, hvor urbant overvann og spredt avløp var estimert til hhv. 2,2 og 4,8 tonn N/år (Staalstrøm, et al., 2022). Dette vil være i samme

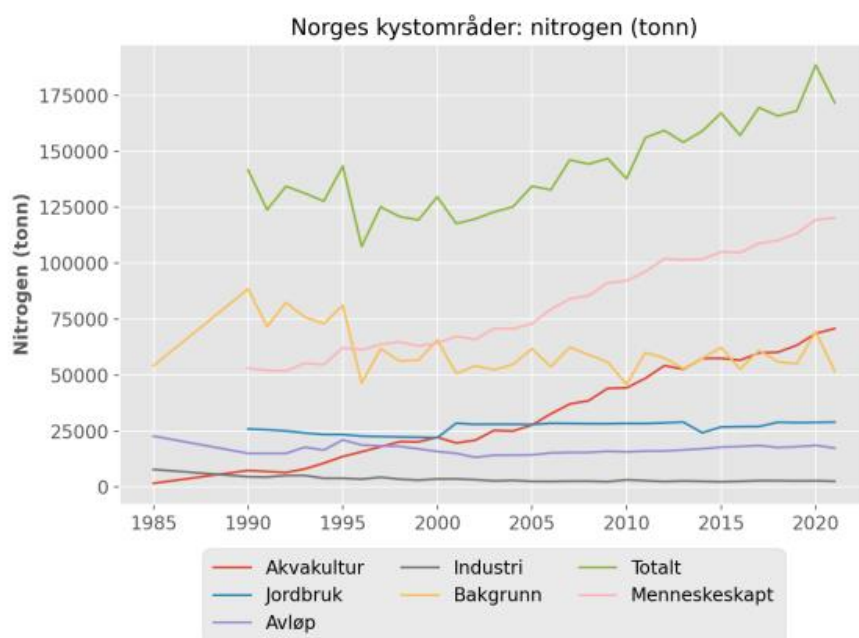
størrelsesorden som teoretiske utslipp fra vegprosjektet, som da tilsvarer rundt 1 % av totale tilførsler.

Prosjektet E134 Dagslett – E18 vil drenere til Drammensfjorden. TEOTIL-beregningene for 2016-2018 viste her et totalt utslipp på total 4602 tonn nitrogen, hvor industri stod for 0,2 % av utslippet (8.6 tonn) (Staalstrøm, et al., 2022). Dette vil være i størrelsesorden lik teoretiske utslipp fra det fremtidige vegprosjektet. Prosjektet er i oppstartsfase med reguleringsplanarbeid, og detaljer rundt veglinje, massehåndtering, utslipp mv. er ikke klarlagt.

Ser man på bygge- og anleggsprosjekt som en helhet rundt indre Oslofjord, vil eksempelvis tunnelsprengning av totalt 2 000 000 pfm³ per år kunne gi en teoretisk total nitrogen mengde til avrenning på rundt 120 tonn i året i indre Oslofjord. Det tilsvarer i størrelsesorden rundt 30 % av nitrogen tilført fra landbruk (gitt totalt utslipp i 2019 på 428 tonn).

9.3. Salg av sprengstoff

Salg av sprengstoff indikerer at denne kilden på landsbasis teoretisk kan bidra til utslipp i størrelsesorden 1600-3200 tonn nitrogen, før avbøtende tiltak er implementert. Sammenlikner man dette med tilførsler av nitrogen til Norges kystområder som fremstilt i rapporten til Sample (2023), fordelt på kildene akvakultur, jordbruk, avløp, industri, bakgrunn og menneskeskapt påvirkning (Figur 10), vil nitrogen fra bergsprengning være en relativt liten kilde. Gitt/forutsatt at alt nitrogen fra bergsprengning har utslipp til kysten, og ingen tiltak for reduksjon er iverksatt. Utslippet vil være i samme størrelsesorden som industriutslipp.



Figur 12 Kildefordelte tilførsler av nitrogen til norske kystområder i 2021. Hentet fra (Sample, 2023).

10. Oppsummering og anbefaling om videre arbeid

Bergsprengning kan bidra til nitrogenutslipp til Oslofjorden og andre resipienter. Det benyttes i hovedsak emulsjonssprengstoff som inneholder ammoniumnitrat ved bergsprengning, og nitrogen fra uomsatt sprengstoff kan bidra til avrenning. Avrenning av nitrogen skjer fra utslipp av tunneldrivevann og avrenning fra sprengstein. Bergsprengning av tunnel er den største kilden til nitrogen utslipp. Utslippene i resipientene kan lokalt være høye, og kan slippes direkte eller indirekte ut i Oslofjorden. Hvert enkelt prosjekt vil påvirke Oslofjorden forskjellig, avhengig av faktorer som mengde bergsprengning, nedbørsfelt, avrenningsveier, avbøtende tiltak, fremdriftsplaner mv. Vurderinger knyttet til utslipp av nitrogen og påvirkning må derfor gjøres spesifikt for hvert prosjekt og hver resipient. Avbøtende tiltak som påslipp til kommunalt renseanlegg med nitrogenrensing og bruk av nye rensemetoder vil redusere avrenningen.

Konsentrasjon av totalt nitrogen i tunneldrivevann ligger i området 30-150 mg/L. Avrenning fra steindeponier kan bidra til forhøyede nitrogenkonsentrasjoner i nedstrøms resipienter, spesielt i mindre bekker med lav vannføring hvor fortynningen er liten. Lokal påvirkning kan derfor være midlertidig høy i anleggsfasen, og kan i en periode påvirke økologisk status iht. vannforskriften. Tilstandsformene av nitrogen i avrenningen er hovedsakelig nitrat og ammonium. Andel av hver form vil variere. I ferskt tunneldrivevann er det rundt 40 % ammonium og 60 % nitrat. Ammonium har høy affinitet til finstoff. I avrenning fra masselager varierer det hvor mye ammonium som renner av, avhengig av blant annet mengde finstoff og denitrifikasjonsprosesser. Ofte vil hovedandelen av avrenning av nitrogen være nitrat. Nitrat er mobilt og kan transporteres videre i vassdrag.

For å estimere mengde uomsatt nitrogen i et prosjekt kan det benyttes en generalisert metode som tar utgangspunkt i mengde berg som skal sprenges, mengde forbruk av sprengstoff og antatt andel av sprengstoff som forblir uomsatt. Faktiske utslipp vil være avhengig av avbøtende tiltak, avrenningsmønster, nedbør mm.

Estimatene for nitrogenutslipp beregnet i denne rapporten viser at mengde nitrogen fra uomsatt sprengstoff per prosjekt kan være i størrelsesorden 1-25 tonn N/år og 10-100 tonn totalt for hele anleggsperioden for prosjektet før avbøtende tiltak for utslipp er iverksatt. Estimatene er avhengig av mengde berg som skal sprenges, der tunnelsprengning utgjør den største kilden. Den totale summen nitrogen for Statens vegvesens prosjekter vil være avhengig av den totale prosjektporteføljen. Det er knyttet stor usikkerhet til estimatene per prosjekt. Omfanget av prosjekter i nedbørsfeltet til Oslofjorden de neste årene vil være avhengig av hvilke prosjekter som prioriteres i Nasjonal transportplan 2025-2036.

Rapporten viser at nitrogen fra sprengningsarbeider kan være en stor midlertidig kilde til utslipp av nitrogen, spesielt lokalt. For utslipp til Oslofjorden som helhet er det vanskelig å angi et totalt årlig estimat. Basert på pågående prosjekter var direkte utslipp til Oslofjorden i 2022/2023 lave, < 1 tonn. Indirekte utslipp var i størrelsesorden < 5 tonn. Kommende prosjekter kan ha et høyere utslipp og kan også ha direkte utslipp til Oslofjorden.

Det er viktig at prosjekter som skal starte opp iverksetter avbøtende tiltak for reduksjon av nitrogen. Per i dag blir mye av tunneldrivevannet rundt indre Oslofjord sendt til kommunalt renseanlegg som har renseteknologi for nitrogen. For andre prosjekter er dette et mindre aktuelt tiltak, eksempelvis for E134 Oslofjordforbindelsen hvor noen av utslippene foreløpig er planlagt direkte til Oslofjorden. Dette vil avklares gjennom søknad til Statsforvalter om utslippstillatelse etter forurensingsloven.

Pilotanlegget for rensing av nitrogen som testes ved E16 Bjørum-Skaret viser foreløpige lovende resultater, og kan være et aktuelt tiltak for kommende nye store prosjekter. Det er også under

utvikling et sprengstoff uten ammoniumnitrat i emulsjonen som kan bli et godt tiltak for å redusere avrenning fra nitrogen.

Anbefaling om videre arbeid

Bygge- og anleggsvirksomhet i statlig samferdselssektor er midlertidige prosjekter som kan gi utslipp av nitrogenforbindelser fra sprenging. Statens vegvesens prosjekter antas å utgjøre en relativ liten andel av den totale bygge- og anleggsvirksomheten i virkeområdet som omfattes av helhetlig plan for Oslofjorden, og i det totale nedbørsfeltet for hele Oslofjorden.

Det anbefales at utslipp av nitrogen i store bygge- og anleggsprosjekter inkluderes som en del av miljørisikovurderingen i prosjektet og reguleres gjennom utslippstillatelse etter forurensingsloven. Slike krav vil også kunne bidra til utvikling av nye innovative metoder for å redusere nitrogenavrenning. Et eksempel på dette er bruken av biofilter for nitrogenrensing på E16 Bjørum-Skaret.

En fullstendig kartlegging for å vurdere samlet utslipp til Oslofjorden fra bergsprengning av alle (små og store) bygge- og anleggsprosjekt i hele nedbørsfeltet til Oslofjorden fra alle typer utbyggere vil være et omfattende arbeid. En slik sammenstilling der det beregnes en teoretisk mengde utslipp basert på en generalisert metode, vil være forbundet med svært stor usikkerhet i forhold til hva som er/vil bli faktiske utslipp. For å kunne beregne/angi reelle, faktiske utslipp fra hvert enkelt prosjekt må det gjøres steds spesifikke vurderinger og/eller benytte data fra overvåking av vannkvalitet ved punktutslipp eller i resipienter. Dette kunnskapsgrunnlaget finnes mest sannsynlig ikke for mindre prosjekter, og kan også være mangelfullt i større prosjekter hvor det ikke har vært stilt krav om overvåking av nitrogen i utslipp. Det vurderes derfor at en slik detaljert kartlegging ikke vil være hensiktsmessig sett ut fra et kost-nytte perspektiv.

Oppsummert anbefales det at det for store bygge- og anleggsprosjekter stilles krav til miljørisikovurderinger og regulering av utslipp etter forurensingsloven. Det er de store prosjektene, spesielt tunnelprosjekt, som vil være de største kildene til nitrogenutslipp fra sprengningsarbeider. Ved at det stilles krav om rapportering av utslipp vil miljømyndighetene og utbyggere på sikt få en bedre oversikt over faktiske utslipp av nitrogen fra bergsprengningsarbeider, tilsvarende som for industriutslipp. Forurensningsmyndighetene vil ha samlet oversikt over prosjekter regulert etter forurensingsloven.

11. Bibliografi

Bechmann, M. et al., 2023. *Jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA). Feltrapporter fra programmet i 2021/2022*. [Internett]

Available at: <https://hdl.handle.net/11250/3106138>

[Funnet 14. mars 2024].

Bransjeråd for fjellsprenghing, 2023. *Hvordan unngå gjenstående sprengstoff og forsagere ved dagsprengning*, s.l.: Bransjeråd for Fjellsprenghing.

Bækken, T., 1998. *Avrenning av nitrogen fra tunnemasse*, s.l.: Norsk Institutt for Vannforskning.

Direktoratsgruppa for gjennomføring av vannforskriften, 2018. *Klassifiseringsveileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringsystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.*, s.l.: Direktoratgruppa for gjennomføring av vannforskriften.

Fjermestad, H., Hagelia, P. & Thomassen, T., 2017. *Utlekkingsforsøk med svartskifrer fra Rv.4, Hadeland*, s.l.: Statens vegvesen.

Forsberg, H. & Åkerlund, H., 1999. *Kvåve og sprængæmerester i LKAB:s malm-, gråbergs- og produktfløden*, s.l.: Luleå Tekniska Universitet.

Hjerpe, J., 2011. *Kartläggning av kväve i vatten i LKAB:s verksamhet i Malmberget år 2011 och kvävets betydelse i akvatiska ekosystem ur ett lokalt och ett globalt perspekti*, s.l.: Lunds Universitet.

Hypex Bio, u.d. *Green explosives solutions for the sustainable mining, construction and civil explosives industries*. [Internett]

Available at: <https://hypexbio.com/>

Isdahl, P. O., 2024. *pers. med.* s.l.:DSB.

Norsk Forening for Fjellsprenghingsteknikk, 2009. *Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg*, s.l.: Norsk Forening for Fjellsprenghingsteknikk.

NVE, 23.03.2022. *Sikringshåndboka*. [Internett]

Available at: <https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-g2-001-omregning-av-volum-av-masser/>

[Funnet 07 03 2024].

Olofson, S., 1999. *Modern bergsprængningsteknik*, Ärla: APPLEX.

Olsen, R. C. J. et al., 2024. *E18 Vestkorridoren - Miljøovervåking i resipienter 2023*, s.l.: NIBIO.

Olsson, M., Åkeson, U. & Niklasson, B., 2019. *Lakning av kväve i bergmassor från tunnlar*, s.l.: Trafikverket.

Orica, 2024. *Orica Bulk Systemer*. [Internett]

Available at:

https://www.oricaminingsservices.com/no/nn/page/products_and_services/bulk_systems/bulk_systems

[Funnet 01 03 2024].

- Oslofjordrådet, S. f., 2023. *Gjennomføring av helhetlig tiltaksplan for Oslofjorden. Rapport for året 2022-2023*, s.l.: Miljødirektoratet.
- Rako, J., 2015. *Nitrogen residues from bulk emulsion explosives in blasted rock*, s.l.: Aalto University School of Engineering.
- Ranneklev, S. B., Garmo, Ø., Petersen, K. & Vikan, H., 2017. Undersøkelse av tunnelvann, slam og uomsatt sprengstoff under drivingen av Espatunnelen på E6. 03, Volum 2017, pp. 291-305.
- Roseth, R. & Rognan, Y., 2024. *E16 Bjørum-Skaret - Vannkjemiske og biologiske undersøkelser gjennom anleggsfasen 2023*, s.l.: NIBIO.
- Roseth, R., Rognan, Y., Skrutvold, J. & Fjermestad, H., 2022. *Nitrogen i sprengstein – avrenning og rensing. Konsentrasjoner, avrenningsforløp, målemetoder, effekter på vannmiljø og aktuelle rensemetoder*, s.l.: NIBIO.
- Roseth, R. et al., 2023. *E16 Bjørum – Skaret. Resultater for renseanlegg for nitrogen i 2022*, s.l.: NIBIO.
- Roseth, R., Sverdrup, E. M. & Kozera, R., 2024. *Nitrogen i tunneldrivevann - en pilotstudie av rensfilter*, s.l.: NIBIO.
- Sample, J. E., 2023. *Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2021 - tabeller, figurer og kart*, s.l.: Norsk Insitutt for Vannforskning.
- Skrutvold, J. & Roseth, R., 2023. *E16 Bjørum-Skaret - Vannkjemiske og biologiske undersøkelser gjennom anleggsfasen 2022*, s.l.: NIBIO.
- Statens vegvesen, 2018. *Håndbol R761. Prosesskode 1 Standardbeskrivelser for vegkontrakter. Hovedprosess 1-7*, s.l.: Statens vegvesen.
- Statens vegvesen, 2023. *E16 Bjørum-Skaret. Årsrapport ytre miljø 2022*, s.l.: Statens vegvesen E16 Bjørum-Skaret.
- Statens vegvesen, 2023. *E18 Vestkorridoren Lysaker Ramstadsletta. Årsrapport for miljø 2022. E108 Ramstadsletta, E101 Fornebukrysset - Strand og E103 Strand Ramstadsletta*, s.l.: Statens vegvesen Utbygging sørøst E18 Vestkorridoren.
- Statens vegvesen, 2024. *E16 Bjørum-Skaret. Årsrapport ytre miljø 2023*, s.l.: Statens vegvesen E16 Sandvika-Skaret.
- Statens vegvesen, 2024. *E18 Vestkorridoren Lysaker - Ramstadsletta. Årsrapport for ytre miljø 2023. E101 Fornebukrysset - Strand, E102 Fornebukrysset -Strand og E103 Strand-Ramstadsletta*, s.l.: Statens vegvesen Utbygging, E18 Vestkorridoren.
- Statistikdata.no, 2024. *Produksjonstilskuddstatistikk*. [Internett]
Available at: <https://ldir.statistikdata.no/pt-statistikk.html>
[Funnet 15. mars 2024].
- Statsforvalteren i Oslo og Viken, 2022. *Vedtak om endring av tillatelse etter forurensningsloven til utslipp i anleggsfase - bygging av E16 Bjørum - Skaret*. [Internett]
Available at:
<https://www.norskeutslipp.no/WebHandlers/PDFDocumentHandler.ashx?documentID=687232&doc>

umentType=T&companyID=139522&aar=0&epslanguage=no

[Funnet 10. mars 2024].

Staalstrøm, A. et al., 2022. *Utredning av behovet for å redusere tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord*, s.l.: Norsk institutt for vannforskning .

Tilly, L., Ekvall, J., Borg, G. C. & Ouchterlony, F., 2006. *Vattenburna kvaveutslapp från sprängning och sprengstenmassor*, Stockholm: STIFTELSEN SVENSK BERGTEKNISK FORSKNING.

Vannforskriften, 2007. *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. [Internett]

Available at: <https://lovdata.no/pro/#document/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

[Funnet 14. mars 2024].

VEAS, 2024. *Veas*. [Internett]

Available at: <https://veas.nu/>

[Funnet 13 03 2024].

Vikan, H., 2013. Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann – Giftvirkninger i resipient og renseløsninger. *VANN*, 03, Volum 2013, pp. 333-340.

Vedlegg 1 Mandat

Mandat for å kartlegge kilder og omfang av tilførsler av nitrogen til Oslofjorden fra bygge- og anleggsvirksomhet i statlig samferdselssektor.

Statens vegvesen skal i oppdragets trinn 1 utrede omfanget av tilførsel av nitrogen til Oslofjorden fra egen virksomhet. Denne utredningen skal danne grunnlag for vurdering av om det bør gjøres ytterligere utredning i et trinn 2.

Trinn 1

Beskrive problemet med avrenning av relevante nitrogenfraksjoner fra bygge- og anleggsvirksomhet til Oslofjorden. Hvor store er disse tilførselsene og hvor stor andel av de totale tilførselsene utgjør disse. Miljødirektoratet kan kontaktes for spørsmål og dialog.

Utredningen i trinn 1 vil være et eksempel på sektorens nitrogentilførsel, men Oslofjorden har et stort nedbørsfelt, og med flere aktører som bidrar til nitrogentilførsel. Det tas utgangspunkt i pågående store prosjekter, foreslåtte prosjekter i NTP prioritering gitt 31.mars første 6 år, samt prosjekter hvor det er sprengning nær åpent vann. Tilførsel av nitrogen oppgis som årlig gjennomsnitt. I tillegg bør utredningen se hen til tall for salg av sprengstoff, da dette kan bidra til å gi et større bilde over tilførselsene enn bare prosjekter i NTP eller fra Statens vegvesen.

Det skal i størst mulig grad tas utgangspunkt i kjent kunnskap og allerede utførte utredninger, som f.eks.

- Utredning av behov for å redusere tilførsler av nitrogen til Ytre Oslofjord - M 2065 fra Miljødirektoratet
- Pågående utredning fra om å undersøke rensefilter for nitrogen i tunnelvann – pilotprosjekt, avtale mellom Statsforvalteren i Oslo og Viken og Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO).
- Nitrogeninnhold i sten og avrenning fra anlegg rv. 16 Sollihøgda. Oppdrag fra SVV til NIBIO

Om mulig bør det legges til grunn en generalisert tilnærming for å anslå tilførselsene. Samtidig bør utredningen ta høyde for at et eventuelt neste trinn av utredningen vil inkludere hele nedbørsfeltet til Oslofjorden.

Leveranse

- Skriftlig rapport for trinn 1 leveres innen 1. april 2024, med en anbefaling av om det også bør gjøres ytterligere utredninger, trinn 2.

Deltagere:

- Statens vegvesen.
- Miljødirektoratet kan kontaktes for avklaringer, sammenligninger og dialog.

Geografisk avgrensning

- Tiltaksområde: Oslofjordplanens virkeområde, jf. kart side 7 i tiltaksplanen

Tidsramme:

- Trinn 1 leveres innen 1. april 2024. I tillegg holdes et statusmøte i første halvdel av februar.



Statens vegvesen
Pb. 1010 Nordre Ål
2605 Lillehammer

Tlf: (+47) 22 07 30 00

firmapost@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

Tryggere, enklere og grønnere reisehverdag