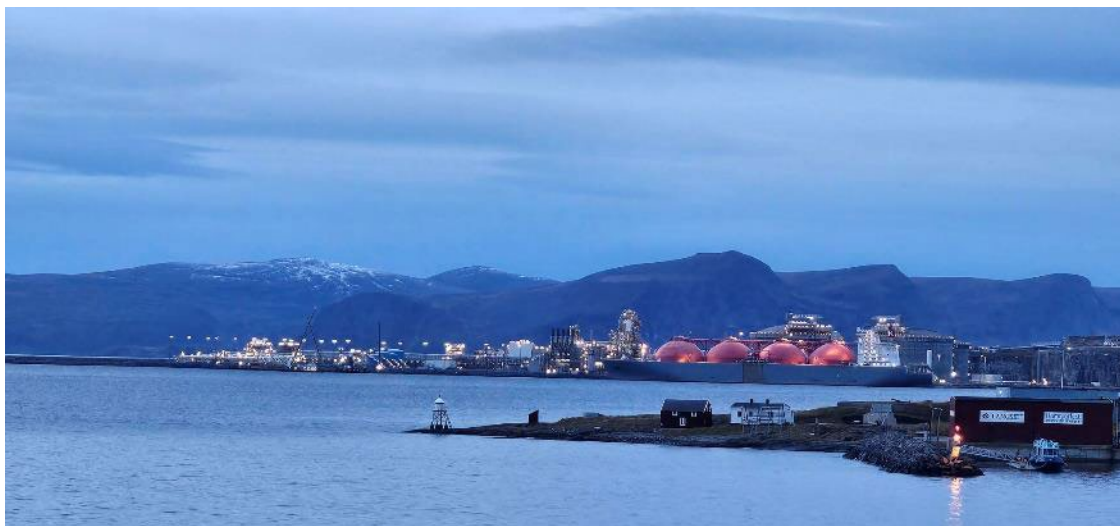


Melkøya ferskvann, nedbør, vegetasjon og jord 2024



Akvaplan-niva AS Rapport: 2025 - 66140.01

Melkøya ferskvann, nedbør, vegetasjon og jord 2024

Forfatter(e): Guttorm N. Christensen, Claudia Hak (NILU), Tore Flatlandsmo Berglen (NILU), Geir A. P. Dahl-Hansen, Jenny Jensen, Ida E. Dahl-Hansen, Eirik H. Henriksen, Katrin Bluhm, Benoît O. L. Demars, (NIVA) Marthe T. S. Jenssen (NIVA), Sébastien Oftedal Barrault (NILU), Hilde Thelle Uggerud (NILU), Katrine Aspmo Pfaffhuber (NILU), Ellen Katrin Enge (NILU)

Dato	2. mai 2025
Rapport nr.	2025 - 66140.01
Antall sider	106
ISBN:	978-82-449-0076-8
Distribusjon	Gjennom kunden
Kunde	Equinor ASA Hammerfest LNG
Kontaktperson	Åse Malene Kongsbak og Anneli Bohne-Kjersem

Godkjenninger

Prosjektleder	Kvalitetskontroll rapport
Guttorm N. Christensen	Geir A. P. Dahl-Hansen
Claudia Hak, NILU	Tore Flatlandsmo Berglen, NILU

Innholdsfortegnelse

FORORD	6
SAMMENDRAG	7
SUMMARY	13
1 INNLEDNING.....	19
1.1 Bakgrunnen for prosjektet	19
2 UTVELGELSE AV LOKALITETER	22
2.1 Ferskvann.....	22
2.2 Nedbør	26
3 OMRÅDEBESKRIVELSE	30
4 METODIKK	33
4.1 Feltarbeid	33
4.2 Vannkjemi	33
4.3 Tungmetaller og miljøgifter i sedimentprøver.....	33
4.4 Vannplanter.....	34
4.5 Bunnfauna.....	35
4.6 Miljøgifter i fisk.....	38
4.7 Tilstandsklassifisering	40
4.8 Nedbør	40
4.9 Vegetasjon	44
4.10 Jord.....	45
5 RESULTATER.....	47
5.1 Vannkjemi	47
5.1.1 Konklusjoner fra de vannkemiske undersøkelsene.....	50
5.2 Sedimentkjemi	51
5.2.1 Metaller	51
5.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).....	54
5.2.3 Konklusjoner fra sediment undersøkelsene.....	55
5.3 Vannvegetasjon.....	56
5.3.1 Resultater og diskusjon.....	56
5.4 Bunndyr	61
5.4.1 Resultater og diskusjon.....	61
5.4.2 Konklusjoner fra undersøkelser av bunndyr	65
5.5 Miljøgifter i fisk.....	66
5.5.1 Stabile isotoper	66
5.5.2 PAH metabolitter i galle.....	67
5.5.3 Metaller og kvikksølv i fisk.....	70
5.5.4 Konklusjoner miljøgifter i fisk.....	73

5.6	Nedbør	74
5.6.1	Bly og kvikksølv i nedbør	75
5.6.2	Polysykliske aromatiske hydrokarboner i nedbør	80
5.6.3	Konklusjoner fra nedbøranalysene	83
5.7	Vegetasjon og jord	84
5.7.1	Bly og kvikksølv i vegetasjon	85
5.7.2	PAH i vegetasjon	88
5.7.3	Konklusjoner fra vegetasjonsanalysene	90
5.7.4	Bly og kvikksølv i jord	91
5.7.5	PAH i jord	95
5.7.6	Konklusjoner fra jordanalysene	97
6	SAMLET VURDERING	99
7	REFERANSELISTE	103
8	VEDLEGG	106

Forord

Utbyggingen av Snøhvitfeltet og LNG-anlegget på Melkøya ved Hammerfest begynte i 2003. I den forbindelse etablerte Equinor et miljøovervåkingsprogram ut fra ambisjonene om at utbyggingen og driften av Hammerfest LNG skal gjennomføres uten skade på miljøet. Overvåkningsprogrammene omfattet blant annet jevnlig undersøkelse av mulige påvirkninger på ferskvann, luft, vegetasjon og jord. Akvaplan-niva, i samarbeid med Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), utfører overvåking av effekter på ferskvannsressurser (Snøhvit – Miljøovervåking – ferskvann). I 2006 ble det gjennomført en grunnlagsundersøkelse, mens 2008 var første året og 2013 og 2018 ble det gjennomført gjenanalyser. NILU og NINA har vært ansvarlig for overvåkingen av luft, nedbør, vegetasjon og jord.

I 2024 var det igjen tid for å gjennomføre den tradisjonelle overvåkingen av ferskvann. I forbindelse med endringer i produksjonen og mulige økte utslipp av kvikksølv ble det gjort enkelte endringer i programmet for ferskvann samtidig som det ble iverksatt undersøkelser av kvikksølv, bly og PAH i nedbør, vegetasjon og jord.

I det nye overvåkningsprogrammet er det god samlokalisering mellom prøvetakingsstasjoner for ferskvann, nedbør, vegetasjon og jordprøver og det er et samarbeid med innhenting av prøver, analyser og rapportering mellom de ulike delprogrammene.

Det nye programmet gjennomføres i nært samarbeid mellom Akvaplan-niva, NILU og NIVA.

Tromsø,



Guttorm N. Christensen

Sammendrag

I 2024 var det igjen tid for den tradisjonelle overvåkingen av ferskvann. I forbindelse med endringer i produksjonen og mulige økte utslipp av kvikksølv ble det gjort enkelte endringer i programmet for ferskvann samtidig som det ble iverksatt undersøkelser av kvikksølv (Hg), bly (Pb) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i nedbør, vegetasjon og jord. I det nye programmet er det god samlokalisering mellom prøvetakingsstasjoner for ferskvann, nedbør, vegetasjon og jordprøver.

Det ble gjennomført innsamling av prøver i ferskvann, nedbør, vegetasjon og jord fra starten av september.

Resultater

Vannkjemisk

- Vannkvaliteten er i all hovedsak i tilstandsklasse "Svært god" eller "God" i henhold til veileder 02:2018.
- Det er ingen systematiske endringer i vannkjemisk status fra 2006, 2008, 2013, 2018 og til 2024.
- Lokalitetene karakteriseres som ikke forsuret.
- Alle de undersøkte lokalitetene er godt egnet for overvåking av vannkjemiske endringer som følge av økte tilførsler av forsurende stoffer, oljeforbindelser og metaller.
- Lokalitetene er svært næringsfattige, og det anses for lite sannsynlig at det på kort sikt vil kunne måles endringer i næringsstoffer som følge av økte tilførsler av nitrogen. Grunnen er underskudd på nitrogen i vannforekomstene, og tilgjengelig nitrogen vil etter all sannsynlighet tas opp i biologiske prosesser og ikke føre til økte konsentrasjoner i vannet.

Miljøgifter i innsjøsedimenter

- Nivåene av metaller i sedimentene viser i all hovedsak en "Svært god" eller en "God" tilstand som tilsvarer tilstandsklasse I eller II.
- Enkelte metaller er i tilstandsklasse III (Moderat) i Russelvatnet på Seiland og i Gamvikvannet på Sørøya. Årsakene til dette er ikke klare.

- Alle innsjøsedimentene viser lavt innhold av metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), og nivåene ligger nært det som kan betraktes som bakgrunnsnivå for regionen.
- Resultatene gir ingen indikasjoner på at nivåer av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), kvikksølv eller andre metaller i vann eller sedimentene i de undersøkte innsjøene har økt som følge av aktiviteten ved Hammerfest LNG.
- Nivåene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i overflatesedimentet var lave og sammenlignbare med de i andre innsjøer i Nord-Norge.

Vannplanter

- Artsantallet av vannplanter er lavt, men som forventet for innsjøer i ytre Finnmark.
- Vannvegetasjonen er godt egnet for å kunne vurdere endringer i eutrofiering i alle innsjøene. Det er heller ikke påvist forsureffekter på vannvegetasjonen.
- Alle innsjøene har svært god økologisk tilstand i forhold til forurensning og eutrofiering.

Bunndyr

- Artssammensetning viser vanlige, men få arter. Artene finnes også i andre deler av landet.
- Artsantall for døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT) er lavt i forhold til det meste av uforurensede lokaliteter ellers i landet. Dette er et forventet resultat ettersom artsdiversiteten i Finnmark er generelt lavere enn i resten av landet.

Miljøgifter i fisk

- Resultatene fra 2024 samsvarer i hovedsak med de resultatene som ble funnet i undersøkelsene i tidligere år.
- Kvikksølv-nivåene i muskel fra fisk betraktes som lave og gikk noe ned i 2024 sammenlignet med 2018.
- Nivåene av PAH-metabolitter i galle fra fisk er som forventet lave og det er ingenting som tyder på at fisken har vært utsatt for PAH forurensning.

Nedbør

- Blykonsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) i nedbør var på sammenlignbart lavt nivå høsten 2024, som typisk er observert ved bakgrunnsstasjonen Birkenes.
- Ved Forsøl og Stangnes var bly (Pb)-konsentrasjonen i nedbør på samme nivå som observert i samme årstid i tidligere måleprogram og lavere enn middelveien fra tidligere måleprogram.
- Prøvene av kvikksølv (Hg) i nedbør ble samlet i perioden februar/mars 2025, dvs. ikke samtidig med de andre prøvene i dette programmet. Konsentrasjonen av kvikksølv i nedbør var rundt nivået rapportert for norsk bakgrunn.
- Lokale forskjell i nedbørmengden og generelt lite nedbør i perioden februar/mars 2025 fører til at vurderinger er basert på få prøver. Ved Forsøl var det for lite nedbør i alle enkeltprøvene til å analysere for Hg.
- Konsentrasjonen av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, her PAH16) i nedbør målt i høsten 2024 var lav ved alle lokalitetene. Det finnes imidlertid ikke regulære målinger av PAH i nedbør i norsk bakgrunn å sammenligne med.
- PAH16-konsentrasjonen i nedbør var litt høyere på Stangnes enn på Forsøl. Ved begge stedene var PAH-konsentrasjonen på samme nivå som i tidligere måleprogram.

Vegetasjon

- Bly (Pb) i vegetasjon (torvmose og furumose) var på samme nivå som ellers i Finnmark.
- Ved Forsøl og Stangnes var nivået av Pb i mose i høsten 2024 sammenlignbar med nivået observert i 2006, 2008 og 2018, og lavere enn i 2013 der det var mye variabilitet mellom enkeltprøver.
- Kvikksølv (Hg) i vegetasjon (torvmose og furumose) var på samme nivå som ellers i Finnmark.
- Ved Forsøl var nivået av Hg i mose i høsten 2024 litt høyere enn i 2008, 2013 og 2018, men lavere enn i 2006. På Stangnes var Hg-nivået i mose i høsten 2024 sammenlignbar med 2008, 2013 og 2018 og en del lavere enn i 2006.
- Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i vegetasjon var ved alle lokalitetene, unntatt Hammerfest, på samme nivå som ved bakgrunnslokasjoner i Nord-Norge.
- Ved Hammerfest var PAH-nivået tydelig høyere enn i nord-norsk bakgrunn. Årsaken kan være nærheten til et tettsted med aktiviteter som trafikk og vedfyring, i tillegg til et mulig bidrag fra HLNG.
- En tidligere rapportert nedgående trend for PAH-nivået ved Forsøl og Stangnes ser ut til å fortsette. I høsten 2024 var PAH16-nivået ved Stangnes litt lavere enn ved Forsøl.

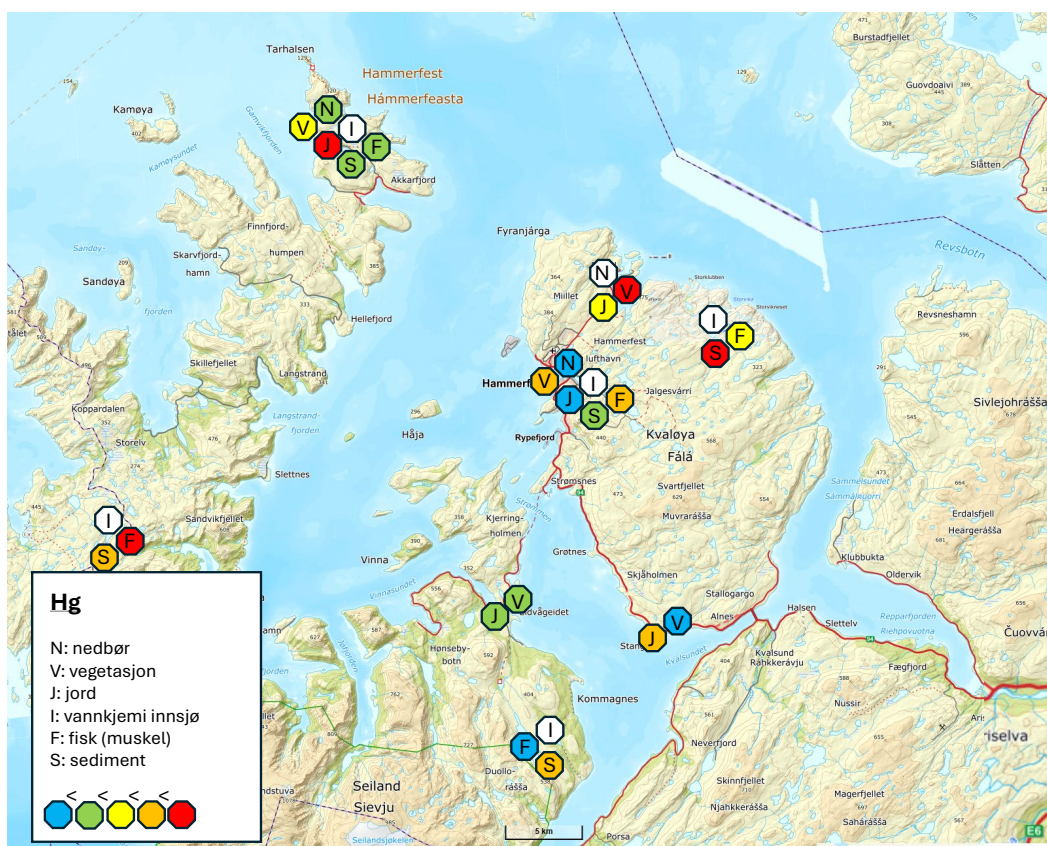
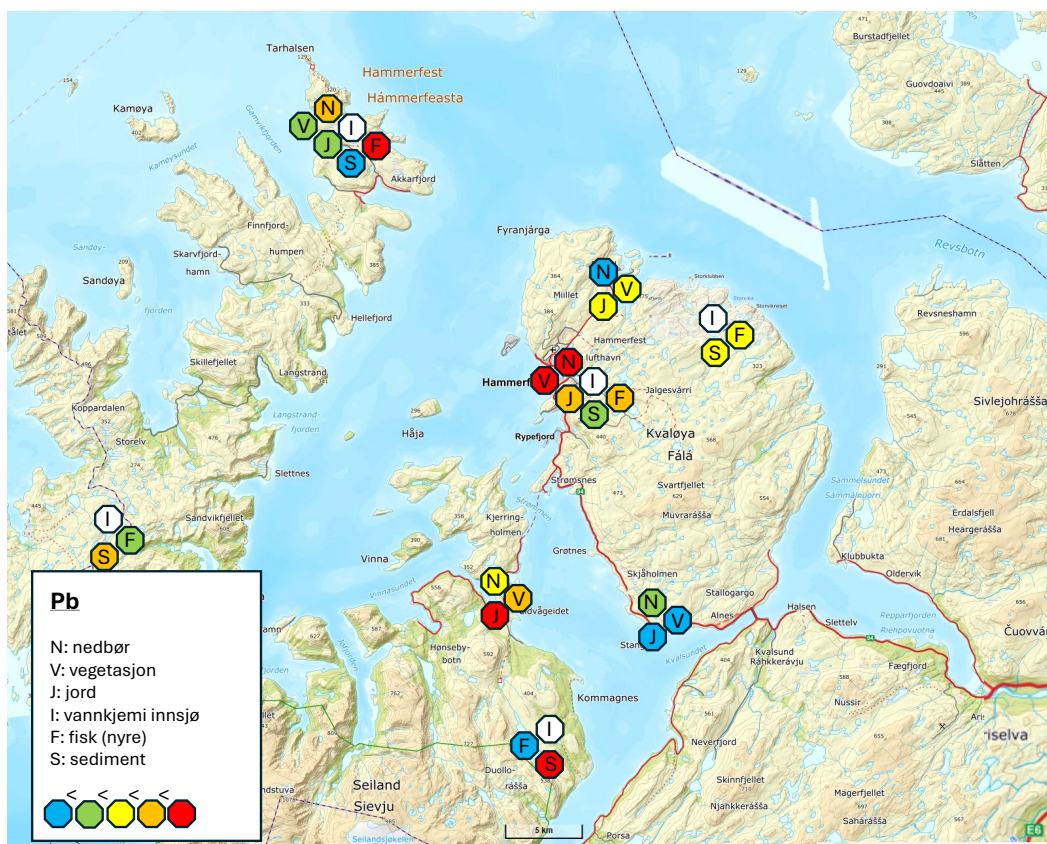
Jord

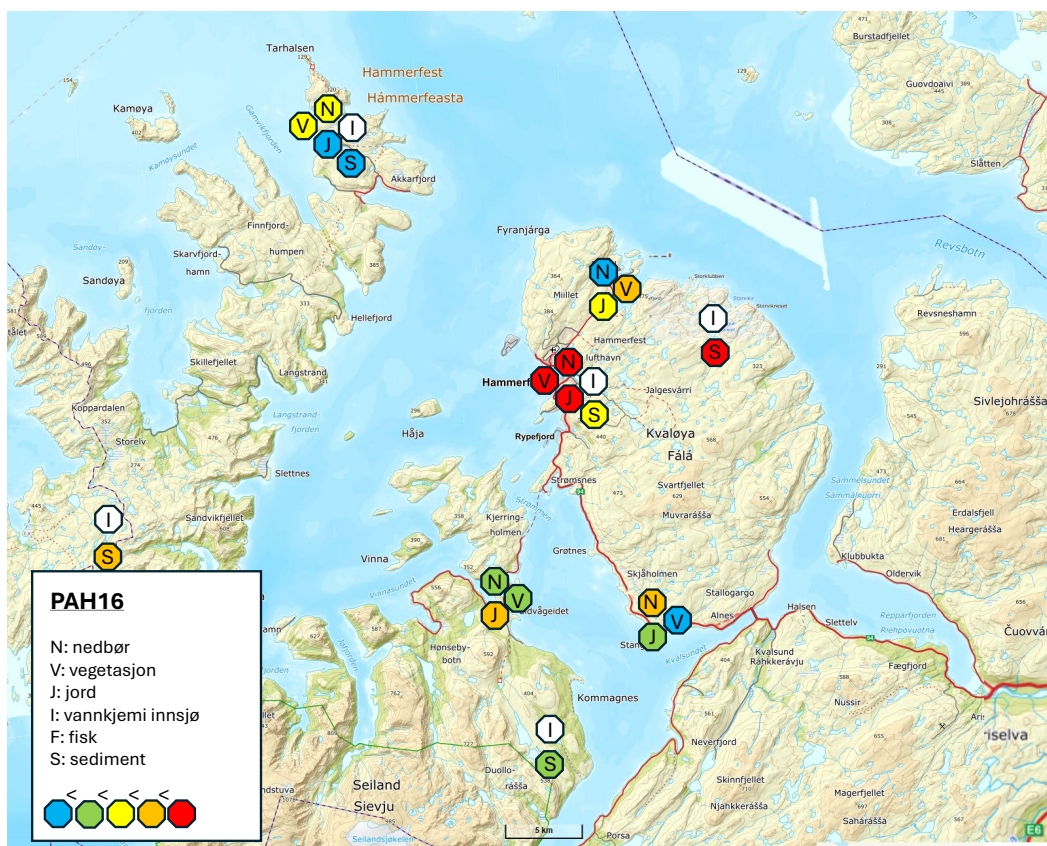
- Konsentrasjonen for bly (Pb) og kvikksølv (Hg) i jordprøvene samlet høsten 2024 var med god margin innenfor tilstandsklasse 1 (meget god) for forurenset grunn.
- Høyest Pb-innhold, og størst variabilitet mellom enkeltprøver, ble funnet på Seiland. Lavest blynivå ble funnet ved Stangnes og på Sørøya.
- Pb-nivået målt ved lokalitetene NVF1 – NVF5 i 2024 var på samme nivå som i overflatejord på Svalbard eller litt høyere.
- Høyest Hg-innhold ble funnet på Sørøya, ved Hammerfest var Hg-nivået lavest. Det var lite variabilitet ved alle fem lokaliteter og forskjellene mellom lokalitetene var små.
- Hg-nivået målt ved lokalitetene NVF1 – NVF5 i 2024 var på samme nivå som i overflatejord på Svalbard eller litt høyere.
- Pb-gjennomsnittsverdiene i myr fra Forsøl og Stangnes i 2024 var lavere og med mindre variabilitet mellom individuelle prøver enn i de foregående undersøkelsene (2006, 2008, 2013, 2018, 2021).
- Hg-gjennomsnittsverdiene i myr fra Forsøl og Stangnes i 2024 var på samme nivå eller noe lavere enn i foregående undersøkelser (2006, 2008, 2013, 2018, 2021).
- Konsentrasjonene for PAH16 og benzo(a)pyren i jordprøvene samlet høsten 2024 var med god margin innenfor tilstandsklasse 1 (meget god) for forurenset grunn.
- Det var lite variasjon av PAH-nivået ved hver av lokalitetene. Høyest PAH innhold ble funnet ved Hammerfest. PAH-nivået var vesentlig lavere ved de andre fire lokalitetene, og lavest på Sørøya.
- Ved Forsøl og Stangnes var PAH-innholdet i jord (myr) i 2024 høyere enn i prøvene fra 2009, 2010 og 2013. Ved Forsøl var PAH-nivået på samme nivå eller litt høyere enn i 2021 (etter brann i 2020). PAH-nivået i 2024 var høyere ved Forsøl enn ved Stangnes, slik at en påvirkning fra bedriften ikke kan utelukkes.

Samlet vurdering

Kvikksølv, bly og PAH-forbindelser ble analysert i nedbør, vegetasjon, jord, vannkjemi i innsjøer, fisk (muskel, nyre, lever) og sediment ved hver av de fem prøvelokalitetene rundt Melkøya. Siden både enheter og størrelsesorden av analyseresultatene varierer mellom ulike typer prøvematriks kan en sammenstilling av kjemisk innhold i de ulike mediene bare gjøres kvalitativt. Kartene vist nedenfor gir dermed en kvalitativ oversikt over rekkefølgen av innhold av (øverst) bly, (midten) kvikksølv, (nederst) PAH-er for hver av mediene fra lokaliteten med lavest innhold (blå) til lokaliteten med høyest innhold (rød). Fargeskjemaet må ikke forveksles med tilstandsklassene som bruker et lignende fargeskjema.

Det må fremheves at alle resultater for bly, kvikksølv og PAH-er i alle prøvemediene viste lavt nivå.





Kvalitativ fordeling av bly (Pb), kvikksølv (Hg) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i ulike prøvemedier behandlet i denne undersøkelsen. N: nedbør, V: vegetasjon, J: jord, I: vannkjemi i innsjø, F: fisk, S: sediment. Fargede skilt ordner analyseresultatene for hvert prøvemedium fra lokaliteten med lavest Pb / Hg / PAH innhold (blå) til lokaliteten med høyest innhold (rød).

Summary

In 2024, it was time again for the traditional monitoring programme of freshwater. In connection with changes in the production and possible increased emissions of mercury, some changes were made to the freshwater programme, while investigations of mercury (Hg), lead (Pb) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in precipitation, vegetation and soil were initiated. In the new programme, the sampling stations for freshwater, precipitation, vegetation and soil samples are well co-located.

Samples of freshwater, precipitation, vegetation and soil were collected from the beginning of September.

Results

Water chemistry

- The water quality is mainly in the class "Very good" or "Good" according to guidelines for the Water framework directive (Veileder 02:2018).
- There are no systematic changes in water chemical status from 2006, 2008, 2013, 2018 and to 2024.
- The locations are characterised as not acidified.
- All of the investigated locations are well suited for monitoring water chemical changes resulting from increased input of acidifying substances, oil compounds and metals.
- The lakes are naturally nutrient poor, and it is considered unlikely that changes in nutrients as a result of increased nitrogen input will be measurable in the short term. The reason is a deficit of nitrogen in the water bodies, and available nitrogen will in all likelihood be taken up in biological processes and will not lead to increased concentrations in the water.

Environmental contaminants in lake sediments

- The levels of metals in the sediments generally show a "Very good" or a "Good" condition corresponding to class I or II.
- Some metals are in class III (Moderate) in Russelvatnet on Seiland and in Gamvikvannet on Sørøya. The reasons for this are not clear.
- All lake sediments show low levels of metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), and the levels are close to what can be considered background levels for the region.
- The results provide no indication that levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), mercury or other metals in water or sediments in the investigated lakes have increased as a result of the activity at Hammerfest LNG.
- The levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the surface sediment were low and comparable to those in other lakes in Northern Norway.

Aquatic plants

- The number of species of aquatic plants is low, but as expected for lakes in this part of Norway and Finnmark County.
- Aquatic vegetation is well suited for assessing changes in eutrophication in all lakes. Acidification effects on aquatic vegetation have not been demonstrated.
- All the lakes have a very good ecological condition in relation to acidification and eutrophication

Benthic fauna in rivers

- Species composition shows low diversity with few species. The species are also registered in other parts of the country.
- The number of species for mayflies, plecoptera and caddisflies (EPT) are low compared to most unpolluted sites elsewhere in the country. This is an expected result as species diversity in Finnmark is generally lower than in the rest of the country.

Environmental contaminants in fish

- The results from 2024 are largely consistent with the results found in the surveys in previous years.
- Mercury levels in fish muscle are considered low and decreased slightly in 2024 compared to 2018.
- The levels of PAH metabolites in bile from fish are, as expected, low and there is nothing to indicate that the fish has been exposed to PAH contamination.

Precipitation

- The concentration of lead in precipitation ($\mu\text{g/l}$) was at a comparably low level in autumn 2024, and similar to background levels as typically observed at the background station Birkenes in Southern Norway.
- At Forsøl and Stangnes, the lead (Pb) concentration in precipitation was at the same level as observed in the same season in previous measurement programmes and lower than the average value from previous measurement programmes.
- Samples of mercury (Hg) in precipitation were collected in the period February/March 2025, i.e. not at the same time as the other samples in this programme. The concentration of mercury in precipitation was around the level reported for Norwegian background.
- Local differences in precipitation and generally low precipitation in the period February/March 2025 mean that assessments are based on a low number of samples. At Forsøl, there was too little precipitation in all individual samples to analyse for Hg.
- The concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH, here PAH16) in precipitation measured in autumn 2024 was low at all locations. However, there are no regular measurements of PAH in precipitation in the Norwegian background to compare with.
- The PAH16-concentration in precipitation was slightly higher at Stangnes than at Forsøl. At both locations, the PAH concentration was at the same level as in the previous measurement programme.

Vegetation

- Lead (Pb) in vegetation (sphagnum and pleurozium schreberi) was at the same level as elsewhere in Finnmark.
- At Forsøl and Stangnes, the level of Pb in moss in autumn 2024 was comparable to the level observed in 2006, 2008 and 2018, and lower than in 2013 where there was a lot of variability between individual samples.
- Mercury (Hg) in vegetation (sphagnum and pleurozium schreberi) was at the same level as elsewhere in Finnmark.
- At Forsøl, the level of Hg in moss in autumn 2024 was slightly higher than in 2008, 2013 and 2018, but lower than in 2006. At Stangnes, the Hg level in moss in autumn 2024 was comparable to 2008, 2013 and 2018 and somewhat lower than in 2006.
- Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in vegetation were at all locations, except Hammerfest, at the same level as at background locations in Northern Norway.
- At Hammerfest, the PAH level was clearly higher than in the northern Norwegian background. The reason may be the proximity to a built-up area with activities such as traffic and wood burning, in addition to a possible contribution from HLNG.
- A previously reported downward trend for PAH levels at Forsøl and Stangnes appears to continue. In autumn 2024, PAH16 levels at Stangnes were slightly lower than at Forsøl.

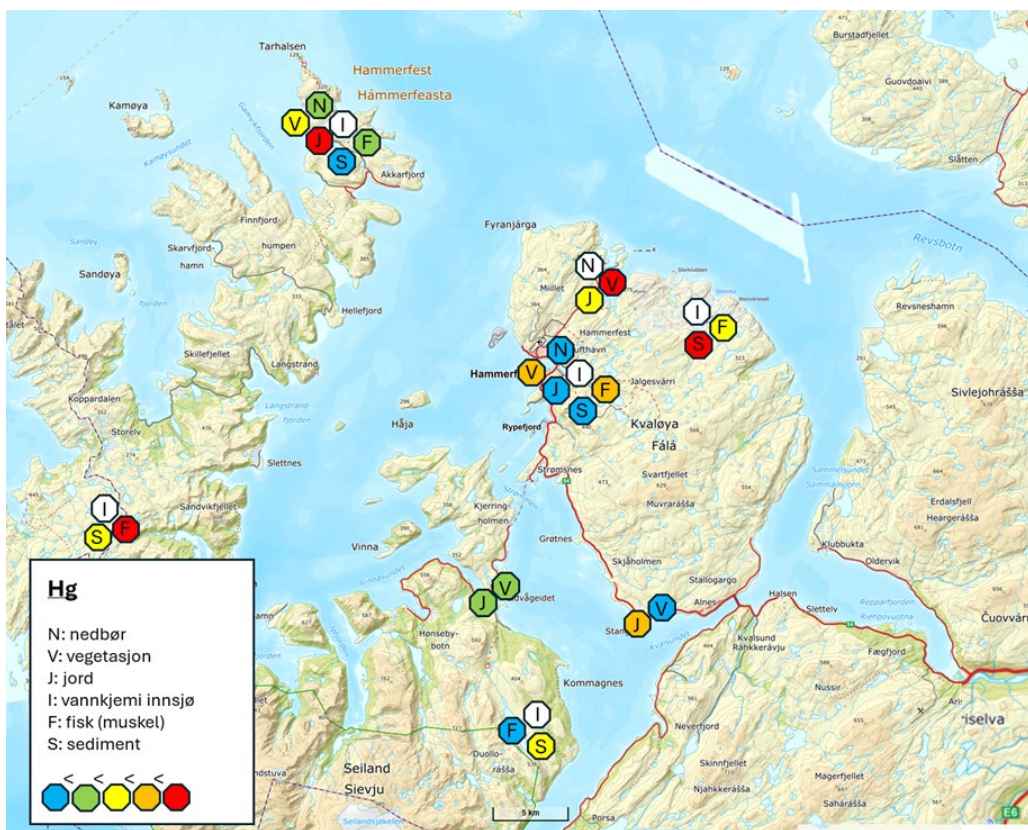
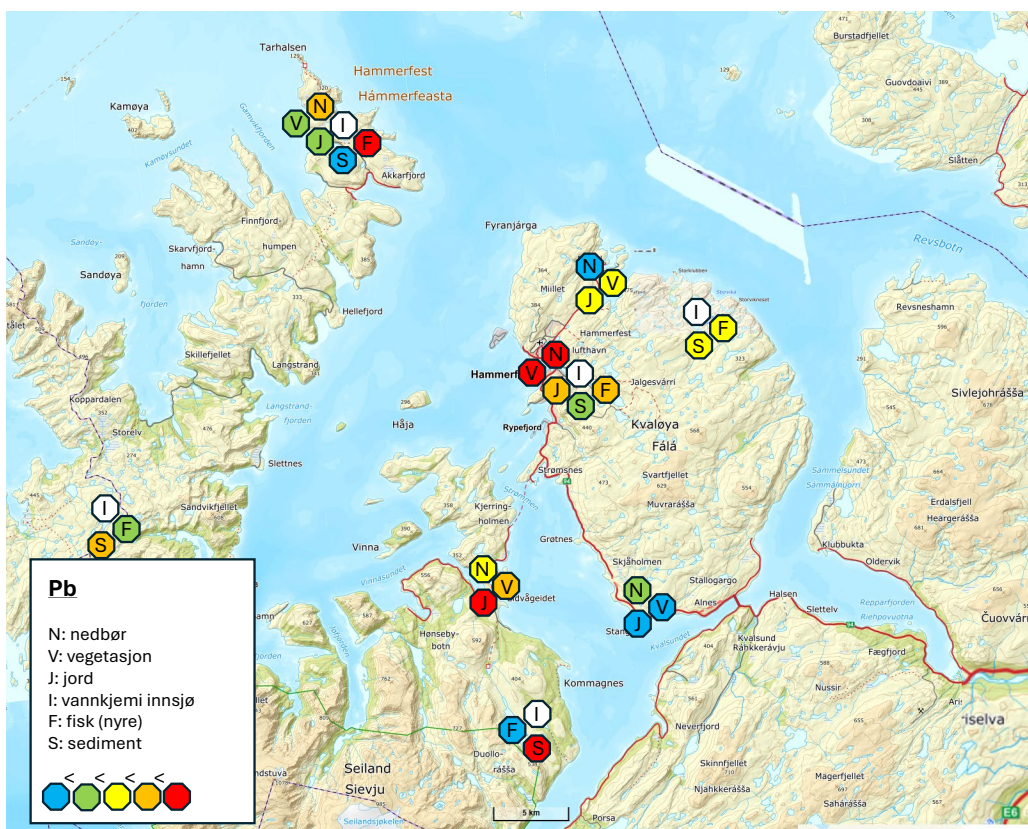
Soil

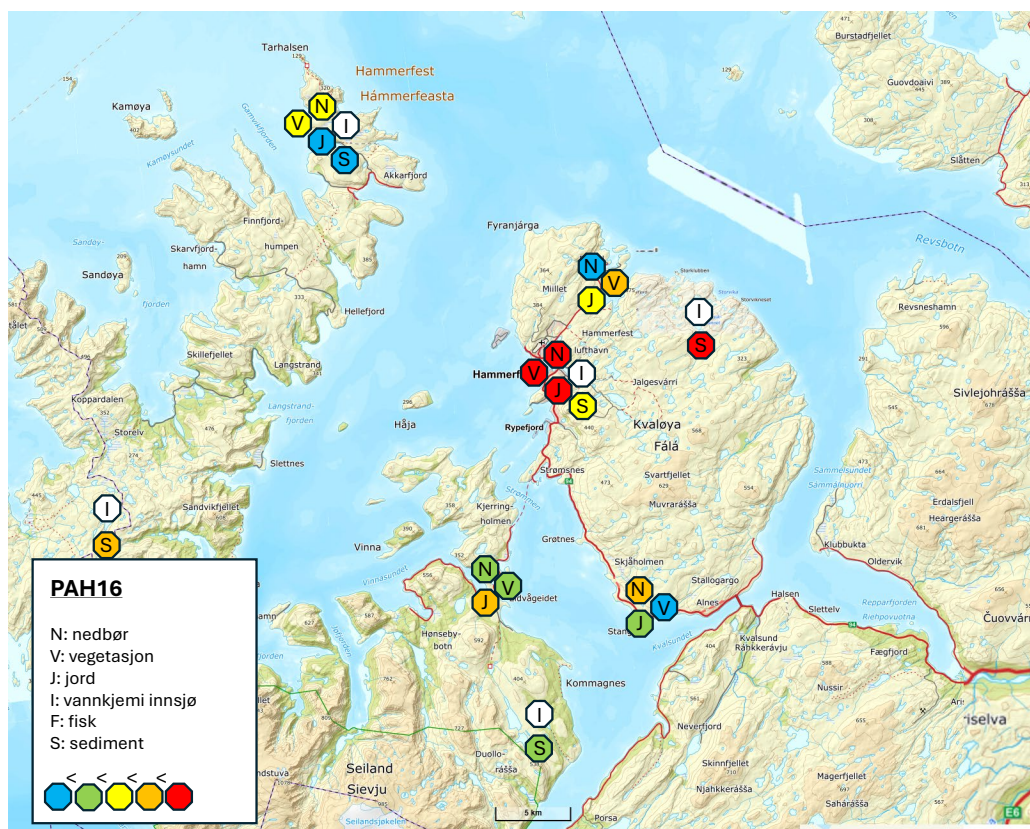
- The concentration of lead (Pb) and mercury (Hg) in the soil samples collected in autumn 2024 was by a good margin within condition class 1 (very good) for contaminated soil.
- The highest Pb content, and the greatest variability between individual samples, was found at Seiland. The lowest lead levels were found at Stangnes and on Sørøya.
- The Pb level measured at locations NVF1 – NVF5 in 2024 was at the same level as in surface soil in Svalbard or slightly higher.
- The highest Hg content was found on Sørøya, the lowest Hg level was at Hammerfest. There was little variability at all five locations and the differences between the locations were small.
- The Hg level measured at locations NVF1 – NVF5 in 2024 was at the same level as in surface soil in Svalbard or slightly higher.
- The average Pb values in bogs from Forsøl and Stangnes in 2024 were lower and with less variability between individual samples than in the previous surveys (2006, 2008, 2013, 2018, 2021).
- The average Hg values in bogs from Forsøl and Stangnes in 2024 were at the same level or slightly lower than in previous surveys (2006, 2008, 2013, 2018, 2021).
- The concentrations of PAH16 and benzo(a)pyrene in soil samples collected in autumn 2024 were by a good margin within condition class 1 (very good) for contaminated soil.
- There was little variation in the PAH levels at each of the locations. The highest PAH content was found at Hammerfest. The PAH level was significantly lower at the other four locations, and lowest on Sørøya.
- At Forsøl and Stangnes, the PAH content in soil (bog) in 2024 was higher than in samples from 2009, 2010 and 2013. At Forsøl, the PAH level was at the same level or slightly higher than in 2021 (after a fire in 2020). The PAH level in 2024 was higher at Forsøl than at Stangnes, so an impact from the plant cannot be ruled out.

Overall assessment

Mercury, lead and PAH compounds were analysed in precipitation, vegetation, soil, water chemistry in lakes, fish (muscle, kidney, liver) and sediment at each of the five sampling locations around Melkøya. Since there are both different units and different orders of magnitude of the analysis results for different types of sample matrix, a comparison of the chemical content in the different media can only be done qualitatively. The maps shown below thus provide a qualitative overview of the order of the contents of (top) lead, (middle) mercury, (bottom) PAHs for each of the media from the location with lowest content (blue) to the location with highest content (red). The colour scheme should not be confused with the condition classes (Norwegian: tilstandsklasser) which use a similar colour scheme.

It must be emphasised that all results for lead, mercury and PAHs in all sample media showed low levels.





Qualitative distribution of lead (Pb), mercury (Hg) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in different sample media included in this study. N: precipitation, V: vegetation, J: soil, I: water chemistry in lakes, F: fish, S: sediment. Coloured signs arrange the analysis results for each sample medium from the location with the lowest Pb / Hg / PAH content (blue) to the location with highest content (red).

1 Innledning

I forbindelse med utbyggingen av Snøhvitfeltet og LNG-anlegget på Melkøya ved Hammerfest har Equinor opprettet et miljøovervåkingsprogram som er designet for å kontrollere at utbyggingen og driften av Hammerfest LNG skal gjennomføres uten skade på miljøet. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), i samarbeid med Akvaplan-niva, utfører overvåking av effekter på ferskvannsressurser (Snøhvit – Miljøovervåking – ferskvann). NINA utførte overvåking av effekter på vegetasjon og jord frem til 2021. Luft- og nedbørkvaliteten ble overvåket av NILU i perioden 2006 – 2016. I 2024 var det Akvaplan-niva (i samarbeid med NIVA) og NILU som utførte overvåkingsprogrammet for effekter på ferskvann, nedbør, vegetasjon og jord.

I 2006 ble det gjennomført grunnlagsundersøkelser for ferskvann og vegetasjon. Det har vært gjennomført jevnlig oppfølgende undersøkelser frem til i dag. Overvåkingsprogrammet for luft- og nedbørkvalitet foregikk kontinuerlig i perioden 2006 – 2016 med årlig rapportering.

- 2006 – Ferskvann – Grunnlagsundersøkelse (Skjelkvåle *mfl.*, 2007)
- 2006/2007 – Luft og nedbør – Måledata luft- og nedbørkvalitet, første rapport (Tønnesen, 2007)
- 2006 – Vegetasjon og jord – Grunnlagsundersøkelse (Aarrestad *mfl.*, 2006)
- 2008 – Ferskvann – oppfølgende undersøkelser (Skjelkvåle *mfl.*, 2009)
- 2007-2017 – Luft og nedbør – årlige rapporter (referanser for alle prosjektrapporter, se Hak, 2017)
- 2008, 2013 og 2018 – Vegetasjon og jord – Gjenanalyser (Aarrestad *mfl.*, 2008, Aarrestad *mfl.*, 2014, Jokerud *mfl.*, 2018)
- 2013 og 2018 – Ferskvann – Gjenanalyser i ferskvann (Christensen *mfl.*, 2014, Christensen *mfl.*, 2019)

Økt utslipp av luftbårne miljøgifter som en følge av aktiviteten ved Hammerfest LNG på Melkøya kan gi økt innhold av miljøgifter i naturmiljøet. Det er derfor svært viktig å dokumentere om aktiviteten ved Hammerfest LNG har noen negative konsekvenser for naturmiljøet i dette området. Dette gjøres ved å analysere utvalgte parameter i ferskvann, nedbør, vegetasjon og jord fra 5 utvalgte lokaliteter. Det er god samlokalisering mellom undersøkelsene i ferskvann, nedbør, vegetasjon og jord.

Overvåkingsprogrammet skal følge opp mulige effekter av overgjødning (eutrofiering), forurensning og utslipp av PAH¹, kvikksølv og bly.

1.1 Bakgrunnen for prosjektet

Prosjektet i 2024 kan betraktes som todelt da det i 2024 skulle gjennomføres en tradisjonell overvåking av ferskvann samt at det i forbindelse med endringer i utslippstillatelsen ble pålagt overvåking av kvikksølvinnhold i nedbør, vegetasjon, jordsmonn og ferskvannsfisk.

¹ PAH omfatter i dette prosjektet de 16 prioriterte PAH-forbindelsene, innført av US EPA i 1982 (EPA 16 PAH, eller PAH16).

I gjeldende utslippstillatelse² stilles det særskilte krav til overvåking av kvikksølv (pkt. 12.3):

«HLNG skal fra og med 2024 gjennomføre årlige undersøkelser av kvikksølvinnhold i nedbør, vegetasjon, jordsmonn og ferskvannsfisk i bedriftens omgivelser. Undersøkelsene skal gjøres på de samme lokalitetene og med de samme metodene som benyttes i bedriftens ordinære miljøovervåkingsprogram, slik at resultatene blir sammenlignbare med resultater fra tidligere undersøkelser. Resultater av undersøkelsene skal rapporteres til Miljødirektoratet innen utgangen av det året undersøkelsene er gjennomført.»

Hovedfokus i dette prosjektet er kvikksølv. Det er også undersøkt bly (Pb) og PAH, men dette er først og fremst nyttige tilleggsundersøkelser. Det viktigste er undersøkelser av kvikksølv i nedbør, vegetasjon, jordsmonn og ferskvannsfisk i nærområdene til Hammerfest LNG for å tilfredsstille kravene satt av norske myndigheter.

Tabell 1: Utslipp til luft i 2023 fra Hammerfest LNG slik de er rapportert til norske myndigheter. Kilde: <https://www.norskeutslipp.no/no/Diverse/Virksomhet/?CompanyID=5018> [besøkt 3. februar 2025]. Komponenter merket med 0,0 eller "Ikke rapportert" er utelatt. Bedriften tilhører sektoren landbasert industri og bransjen «Utvinning av naturgass». Enhet: kg eller tonn pr. år.

Komponent	Mengde sluppet ut 2023	Mengde sluppet ut 2024
Benzen, toluen, ethylbenzen, xylene (BTEX)	3 484,58 kg	3 731,78
Bly (Pb)	6,38 kg	1,22
Flyktige organiske forbindelser uten metan (NMVOC)	308,12 tonn	249,43
Hydrogensulfid (H ₂ S)	190,34 kg	0,02
Karbondioksid (CO ₂)	879 330 tonn	833 536
Karbondioksid fossilt (CO ₂ (F))	879 330 tonn	833 536
Klimagasser (CO ₂ -ekv)	887 926,49 tonn	
Kobber (Cu)	19,15 kg	3,67
Krom (Cr)	10,79 kg	2,07
Kvikksølv (Hg)	3,30 kg	2,07
Metan (CH ₄)	307,02 tonn	194,39
Nikkel (Ni)	8,06 kg	1,54
Nitrogenoksider (NO _x)	554,41 tonn	578,17
Organiske forbindelser totalt (CH-TOT)	3,42 tonn	5,03
Svoveldioksid (SO ₂)	1,69 tonn	1,62

²Miljødirektoratets saksnummer 2022/482, anleggsnummer 5406.0004.01, tillatelsesnummer 2020.0084.T, tillatelse gitt: 27. januar 2020, sist endret: 6. juni 2024. Se <https://www.norskeutslipp.no/no/Diverse/Virksomhet/?CompanyID=5018> for fullstendig tekst.

Utslipp til luft fra Hammerfest LNG er vist i Tabell 1. For denne rapporten er det mest relevant med utslipp til luft. Det er også noe utslipp til vann, men lokalitetene som er undersøkt i dette prosjektet ligger en viss avstand fra Melkøya. Påvirkningen fra HLNG på omgivelsene går derved gjennom utslipp til luft, via transport med vind (adveksjon) og deretter avsetning, enten via tørravsetning på bakken eller ved våtavsetning gjennom nedbør. Utslipp til vann kan påvirke vann i umiddelbar nærhet til HLNG, men er ikke undersøkt her.

Utslipp til luft av kvikksølv var 3,30 kg i 2023. Dette er lavere enn gjeldende utslippsbegrensninger for energianlegget (pkt. 5.1.1 i tillatelsen) som er 7,0 kg/år fra Turbiner (2024 – 2027) som deretter reduseres til 2,0 kg/år fra 2028.

Blyutslipp tilsvarende 6,38 kg i 2023 setter HLNG på en 21. plass i listen over de største utslippskildene til luft blant landbaserte industri³. Det er ikke gitt spesifikke utslippsgrenser til luft hverken for bly eller PAH.

³ Se:

<https://www.norskeutslipp.no/no/Komponenter/Utslipp/Bly/?ComponentType=utslipp&ComponentPageID=56&SectorID=600> [besøkt 3. februar 2025].

2 Utvelgelse av lokaliteter

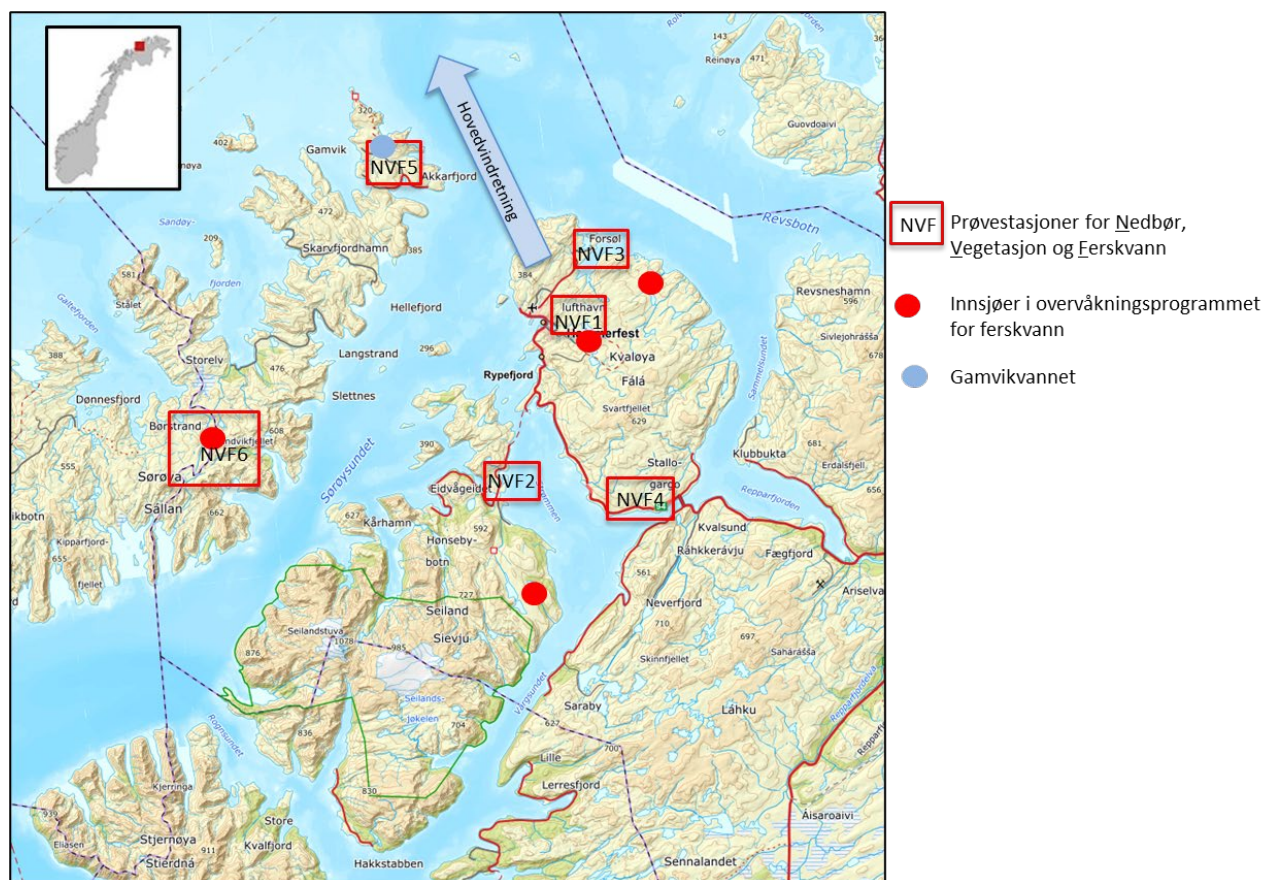
I 2024 skulle man gjennomføre den tradisjonelle overvåkingen av ferskvann. I forbindelse med endringer i produksjonen og mulige økte utslipp av kvikksølv ble det gjort enkelte endringer i programmet for ferskvann samtidig som det ble iverksatt undersøkelser av kvikksølv, bly og PAH i nedbør, vegetasjon og jord.

I det nye overvåkningsprogrammet var det ønske om en bedre samlokalisering mellom prøvetakingsstasjoner for ferskvann, nedbør, vegetasjon og jordprøver (*Figur 1*). For å øke samlokaliseringen ble det derfor etablert enkelte nye prøvelokaliteter både for ferskvann, nedbør, vegetasjon og luft. Totalt er det 6 områder (NVF1 – NVF6), der NVF6 betraktes som et referanseområde for innsjøovervåkningsdelen.

2.1 Ferskvann

Ved utvelgelse av lokaliteter for overvåkingen av ferskvann var det under etablering av overvåkningsprogrammet flere forutsetninger som måtte tas hensyn til. Etter hvert som overvåkingen har pågått har det vært nødvendig å endre på noen av lokalitetene som følge av at de var mindre egnet for enkelte parametere. Dagens overvåkningsprogram har mye av de samme målsettingene som i det opprinnelige programmet, men det har vært et ønske om en bedre samlokalisering mellom ferskvann lokalitetene og lokalitetene for overvåking av nedbør, vegetasjon og jord. For best mulig utbytte av resultatene fra overvåkingen er det viktig at lokalitetene er sensitive for den aktuelle påvirkningen, og at de ikke er utsatt for andre typer påvirkning som vil være kraftigere enn den påvirkningen som kommer fra Hammerfest LNG.

Undersøkelsene i ferskvann i 2024 ble gjennomført i fire av de samme lokaliteter som i 2008, 2013 og 2018. For å sikre at resultatene vil være sammenlignbare med de tidligere undersøkelsene ble de samme metoder og fremgangsmåte benyttet. I tillegg ble Gamvikvannet på Sørøya undersøkt i 2024. Dette er en ny innsjø i overvåkningsprogrammet som ble inkludert fordi den ligger i hovedvindretningen fra Melkøya LNG.



Figur 1. Røde firkanter viser foreslåtte prøvetakingsstasjoner (foreslått av Equinor september 2024), røde prikker viser innsjøer som i dag er med i overvåkningsprogrammet og blå prikk viser Gamvikvatn som var en ny stasjon (NVF5) i 2024 både for fisk, sedimenter, nedbør, vegetasjon og jord.

Tabell 2. Informasjon om innsjøene som inngår i grunnlagsundersøkelsen for overvåking av vannressurser. Innsjøer med uthevet skrift inngår i undersøkelsene for 2024.

	Innsjønavn	kartblad	X-koord	Y-koord	UTM sone	Hoh (m)	Innsjø-areal (km ²)	Innsjøtype
1	Langvatnet, 220 moh, N Seiland	1936-3	7834491	593184	34	220	0,30	Fjell, svært kalkfattig, svært klar. L-N7, L301c
2	Langvannet, 156 moh, NV Kvaløya	1936-3	7843100	601800	34	156	0,13	Fjell, kalkfattig, svært klar. L-N7, L304
3	Glimmervannet, NV Kvaløya	1936-3	7841904	602918	34	232	0,53	Fjell, kalkfattig, svært klar. L-N7, L304
4	Storvikvannet, NØ Kvaløya	1936-3	7845200	609300	34	28	0,64	Skog, svært kalkfattig, svært klar. L-N5, L201d
5	Russelvvatnet, S Seiland	1935-4	7819400	596123	34	136	0,63	Skog, svært kalkfattig, svært klar. L-N5, L201d
6	Langvatnet, 285 moh, V Sørøya (referanse)	1836-2	7835520	569115	34	285	0,50	Fjell, svært kalkfattig, svært klar. L-N7, L301c
7	Ersvikvatn, N Seiland (ny 2008)	1936-3	7835348	592317	34	68	0,26	Skog, svært kalkfattig, svært klar. L-N5, L201d
8	Langvatn, 95 moh, NV Kvaløya (ny 2008)	1936-3	7840705	600510	34	95	0,03	Fjell, svært kalkfattig, svært klar. L-N7, L302c
9	Straumvannet, V Sørøya (ref. ny 2008)	1836-2	7838799	574552	34	140	0.20	Fjell, kalkfattig, svært klar. L-N7, L304
10	Gamvikvannet, N Sørøya (ny 2024)	1936-2	785825	586588	34	50	0,15	Fjell, Moderat kalkrik, klar. L-N-M201, L207

Tabell 3. Oversikt over aktiviteter i innsjøene i 2006, 2008, 2013, 2018 og 2024. Innsjøer med uthevet skrift inngår i undersøkelsene for 2024.

Innsjønavn	Vannkjemi			Sedimenter		Bunndyr			Vannvegetasjon			Miljøgifter fisk	
	2006	2008/ 13/18	2024	2006/ 08/13 /18	2024	2006	2008/ 13/18	2024	2006	2008/ 13/18	2024	2006/ 08/ 13/18	2024
Langvatnet, 220 moh, N Seiland	x	x		x		x	x		x			x	
Langvannet, 156 moh, NV Kvaløya	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Glimmervannet, NV Kvaløya	x	x		x		x	x		x			x	
Storvikvannet, NØ Kvaløya	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Russelvvatnet, S Seiland	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Langvatnet, 285 moh, V Sørøya (referanse)	x	x	x	x	x	x	x		x			x	x
Ersvikvatn, N Seiland (ny 2008)		x					x			x			
Langvatn, 95 moh, NV Kvaløya (ny 2008)		x					x			x			
Straumvannet, V Sørøya (ref. ny 2008)		x					x	x		x	x		
Gamvikvannet, N Sørøya (ny 2024)			x		x								x

2.2 Nedbør

Overvåking høst 2024

I overvåkingsprogrammet høsten 2024 var lokalitetene for prøvetaking av nedbør til analyse av bly (Pb) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) samlokalisert med prøvepunktene for ferskvannsprøver (se kapittel 2.1). På denne måten kan geografisk variasjon av komponentene i nedbør sammenlignes med geografisk variasjon av komponentene funnet i ferskvann (vann, vannplanter, fisk, sedimenter, etc.). Nedbørprøvetakerne for Pb og PAH var plassert i umiddelbar nærhet av de fem vannene valgt for ferskvannsprøvetaking.

Nedbørprøvetakerne til analyse av kvikksølv (Hg) måtte derimot plasseres ved andre lokaliteter og antall lokaliteter ble redusert til tre. Hovedårsaken til dette er at nedbørprøvetaking til analyse av kvikksølv krever en spesialprøvetaker. Blant annet krever prøvetakeren strøm til oppvarming for å unngå frost. Dessuten må utstyret som er i kontakt med nedbøren være i spesiallaget glass. Kravet fra Miljødirektoratet om Hg-overvåking kom i juni 2024. Som følge av dette måtte Equinor utarbeide en bestilling for prøvetakingen. NILU hadde ikke hadde nok utstyr tilgjengelig på kort varsel høsten 2024. Glassutstyret til spesialprøvetakeren måtte lages av en spesialisert glassblåser. Også selve måleskapet måtte det lages flere av. Selv om produksjon av glassutstyr og måleskap begynte med en gang det var klar at prøvetakingen ville bestilles av Equinor, var prøvetakerne ikke ferdig før begynnelsen av november.

I utgangspunktet var planen å utføre prøvetakingen på høsten, dvs. før det er frost rundt Hammerfest. Med en måneds prøvetaking fra midten av november besto risikoen at prøvetakingsperioden ville gå inn i vinterperioden. Glassutstyret i prøvetakeren tåler ikke frost, dvs. om vinteren må prøvetakeren varmes opp for å hindre at utstyret fryser. Dette forutsetter som sagt tilgang på strøm. De fem lokalitetene i nærheten av vannene brukt for ferskvannsprøvetaking er langt fra nærmeste strømuttak. Derfor måtte nye lokaliteter identifiseres, som ligger i samme retning og som byr på strømtilgang. Det ble avtalt å fokusere på tre lokaliteter som ligger ved Hammerfest (tilsvarende NVF1), ved Forsøl (tilsvarende NVF3) og på Sørøya (tilsvarende NVF5). I uke 50 i 2024 skulle prøvetakerne settes opp. Et polart lavtrykk med mye vind og snøfall førte til at båten mellom Kvaløya og Sørøya ikke gikk, samtidig som at veien til Hammerfest skytebane, som var en planlagt lokalitet ved Hammerfest, ble ufremkommelig. Én Hg-prøvetaker ble satt opp ved Forsøl. Oppsetting av Hg prøvetakerne på Sørøya og ved Hammerfest ble planlagt i januar 2025. Det måtte utsettes flere ganger pga. for mye vind som førte til at båten til Sørøya var innstilt. En ny plassering ved Hammerfest (tilsvarende NVF1) med strømtilgang og langs en vei som også er passerbar på vinteren ble funnet. Oppsetting planlagt for begynnelsen av februar måtte utsettes nok en gang på grunn av for mye vind (dvs. båten til Sørøya innstilt). Prøvetakingen ved de tre stasjonene for Hg nedbørprøvetaking (se Figur 2) begynte 17./24. februar 2025.

Som beskrevet nærmere i kapittel 3 er hovedvindretningen i området fra sør-sørøst. Målinger på Melkøya i perioden 2006 – 2013 viser at vind fra sør-sørøst er dominerende i månedene september – april og dermed også i perioden prøvene ble tatt. Vindrosen fra Melkøya midlet over årene 2006 – 2013 er tegnet inn i Figur 2. I den kalde årstiden september – april er dermed Sørøya og lokalitet NVF5 mest utsatt for luftmasser fra Melkøya, som indikert av blå pil i Figur 2. Om sommeren (juni – august) ved vind fra nord, nordøst, nordvest og vest er lokalitetene på Seiland (NVF2) og Kvaløya (NVF4, NVF1 og NVF3) jevnlig utsatt for luftmasser

fra Melkøya. Tolkningen er basert på tidligere målinger som viste svært lite variasjon fra det beskrevne mønsteret fra år til år.



Figur 2. Kart over overvåkingsområdet. Oransje prikker viser lokaliteter der prøver av nedbør (Pb, PAH), vegetasjon og jord ble tatt. Grønne prikker viser hvor tilsvarende nedbørprøver til analyse av Hg ble tatt. Vindrosen for Melkøya midlet over årene 2006 – 2013 er vist, se tekst for nærmere forklaring.



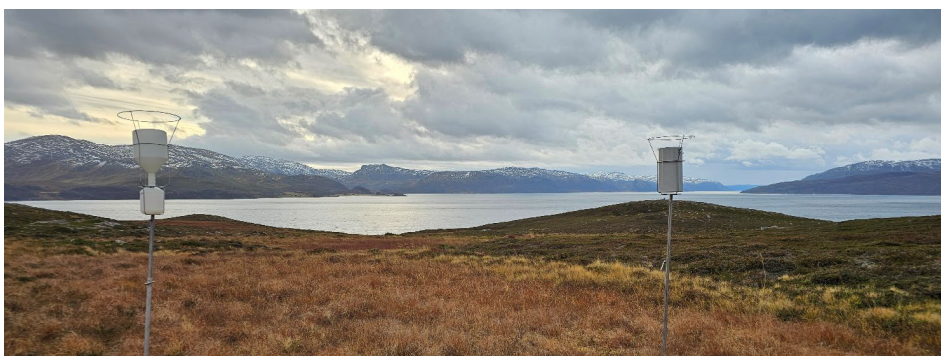
NVF1 – Langvannet, Kvaløya



NVF2 – Kvistnes, Seiland



NVF 3 – Forsøl, Kvaløya



NVF4 – Stangnes, Kvaløya

Figur 3. Bilder av nedbørsprøvetakere for PAH og bly fra NVF1 – NVF4.

Tidligere overvåkingsprogrammer for nedbør, vegetasjon og jord

Miljøovervåkingsprogrammet for Snøhvit, med oppstart i 2006, var delt opp i overvåking av luft og nedbørkvalitet (NILU), overvåking av ferskvann (Akvaplan Niva) og overvåking av vegetasjon og jord (NINA). Formålet med overvåkingen var å kartlegge luft- og nedbørkvaliteten rundt Hammerfest samt å fremskaffe data til å vurdere hvor mye utslippet fra Melkøya bidrar til forurensning i området.

Måling av nedbørskvalitet ble utført på Forsøl, 8 km øst-nordøst for Melkøya, som er eksponert for utslipp fra Melkøya, og Stangnes⁴, 20 km sør-sørøst for Melkøya, som ikke er umiddelbar eksponert. Forsøl og Stangnes tilsvarende lokalitetene NVF3 og NVF4 i det aktuelle overvåkingsprogrammet.

Overvåkingsprogrammet for luft og nedbør foregikk kontinuerlig fra april 2006 til slutten av 2016. Programmet ble justert flere ganger i denne perioden. Overvåkingsprogrammet for nedbør begynte i 2006 og omfattet først tungmetaller (Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Mn, Co, V, As) og uorganiske hovedkomponenter (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+), samt PAH-forbindelser. Nedbørprøvene ble samlet ved Forsøl og Stangnes⁵. Lokalitetene var koordinert med NINAs program for vegetasjon og jord. Nedbørprøver til analyse av tungmetaller og nedbørprøver til analyse av hovedkomponenter ble foretatt som ukeprøver. Nedbørprøver til analyse av PAH-forbindelser ble analysert som månedsprøver, fra september 2011 ble prøvene analysert på 2-månedsbasis. Målinger av Hg i nedbør begynte i 2009, ved Forsøl. Prøvene ble samlet som månedsprøver.

NINAs overvåkingsprogram for vegetasjon og jord ble også utført ved Forsøl og Stangnes, koordinert med NILU (Aarrestad *mfl.*, 2006, 2008, 2014). Forsøl nordøst på Kvaløya ble valgt som et overvåkingsområde med relativt høy avsetning av nitrogen og Stangnes sør på Kvaløya som et område med relativt lave avsetninger. Innen hvert område ble det utført en integrert overvåking av vegetasjonens artssammensetning, plantevekst, forhold mellom plantenes overjordiske og underjordiske biomasse, fotosynteseaktivitet og kjemisk innhold av planter og jord i to atskilte naturtyper (næringsfattig kreklinghei og bakkemyr). Parametrene ble overvåket i fast merkede flater som var delt opp i analyseruter. Nærmere beskrivelse finnes i Aarrestad *mfl.* (2006).

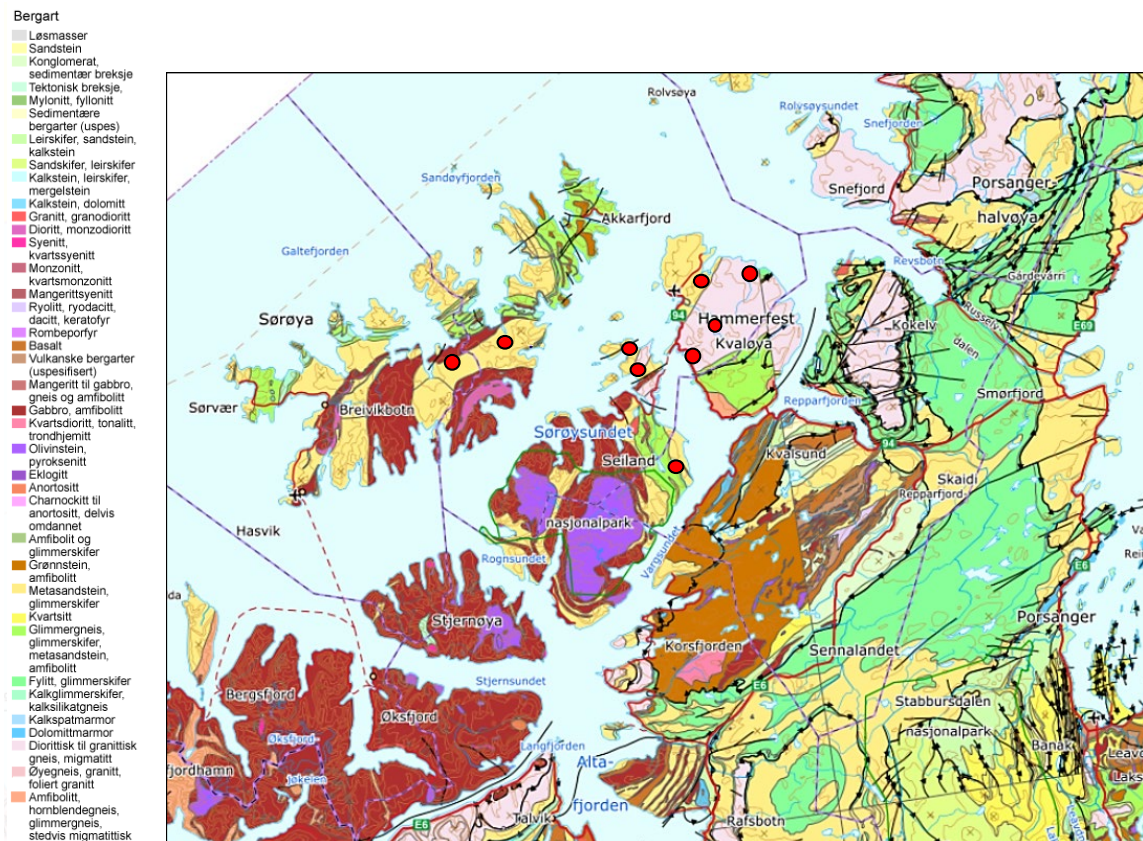
⁴ I NILUs rapporter om luft og nedbørkvalitet omtales denne stasjonen siden 2008/2009 som Kargenes.

⁵ Nedbørprøvetakeren på Stangnes sto opprinnelig ved Storsvingen sør for Hammerfest sentrum, denne ble flyttet i november 2006 for å koordinere nedbørmålingene med program for terrestrisk overvåking, og floraen ved Storsvingen var ikke egnet for dette programmet.

3 Områdebeskrivelse

Naturforhold

Det undersøkte området ligger i den nordligste del av Norge. Naturforholdene er værharde, med tregrense omkring 200-250 meter over havet (moh). Jordsmonnet er skrint med mye bart fjell. Området er en del av Kaledonidene, en geologisk struktur som strekker seg fra Svalbard, via hele fastlands-Norge over til Skottland. Bergartene i området er karakterisert av granittiske gneiser, kvartssandstein, og metasandsteiner (alle lyse farger på kartet under (Figur 4). Alle disse bergartene er karakterisert med lav forvittringshastighet og gir vann med lav ionestyrke og lite innhold av oppløste salter. I området på Seiland og Sørøya kommer vi inn i Seiland eruptivprovins som består av mer mafiske bergarter (mørkebrune og mørk lilla farge på kartet under (Figur 4). Dette er bergarter med høyere forvittringshastighet og som gir mer oppløste salter i vannet. Ingen av overvåkingslokalitetene ligger på slik berggrunn.



Figur 4. Geologisk kart over det undersøkte området. De røde prikkene viser lokalisering av de undersøkte innsjøene. Forklaring til kartet – se tekst venstre side av kart og tekst over. Kartet er lastet ned fra www.ngu.no.

Dagens forurensningssituasjon

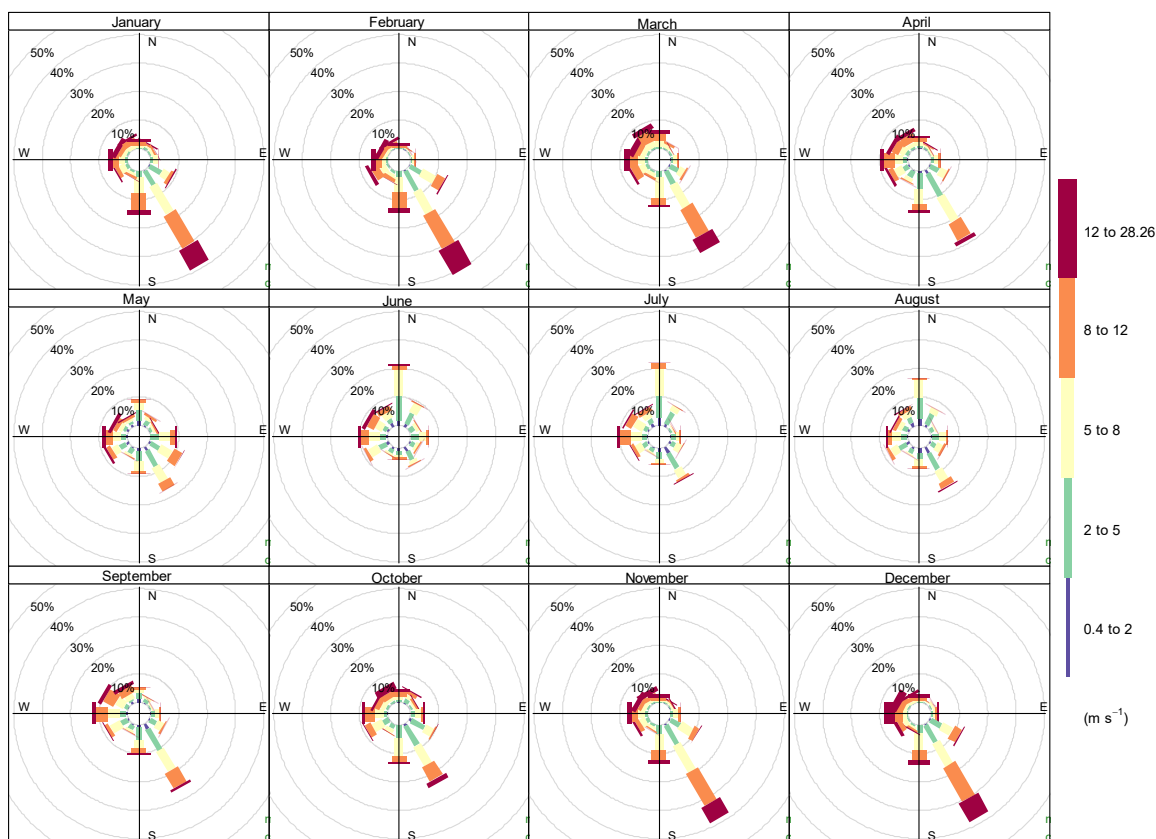
Resultatene fra overvåking av langtransportert forurensning viser at forurensningsbelastningen er lav i dette området; årlig avsetning (våt + tørr) av sulfat de siste fem årene har vært $0,1 \text{ g S m}^{-2}$, mens summen av nitrat og ammonium har vært $< 0,1 \text{ g N m}^{-2}$ (Blake *mfl.*, 2023). Til sammenligning er svovel- og nitrogenavsetningen i de mest belastede områdene i Sør-Norge (Birkenes) hhv. $0,2\text{--}0,3 \text{ g S m}^{-2}$ og $0,3\text{--}0,5 \text{ g N m}^{-2}$ i samme periode. Selv om forurensningsbelastningen er svært lav, er det likevel viktig å merke seg at det er noe forurensning i enkelte lokaliteter som inngår i undersøkelsene i 2024. Det har i de senere år vært økt industriaktivitet i Finnmark, noe som vil kunne påvirke forurensningssituasjonen i fremtiden.

Vindretning

Vindmålinger er tilgjengelige fra NILUs tidligere overvåkingsprogram for luft og nedbør-kvalitet. Meteorologiske stasjoner var satt opp på Melkøya og ved Fuglenesodden i Hammerfest. Målingene på Fuglenesodden ble utført primært for å kunne angi retning til kildeområder for de målte konsentrasjonene av forurensninger i luft og nedbør, mens målingene på Melkøya ble benyttet som inngangsparametere til spredningsberegninger. Data for vindretning og vindhastighet er tilgjengelige for perioden april 2006 – juni 2013 for Melkøya og for perioden april 2006 – mai 2017 for Fuglenesodden. Vindmålingene tyder på typiske vindretninger i området og sesongavhengig variasjon. Den sesongavhengige variasjonen viste det samme mønsteret fra år til år.

Vindrosen for Melkøya er vist i Figur 5. En vindrose er en grafisk fremstilling av vindretning og vindhastighet på et gitt sted. Vindretningene er klassifisert i et antall sektorer (i Figur 5 er det 12 ulike sektorer) og vindrosen viser hvor ofte vind fra hver av sektorene forekom i en gitt tidsperiode. I Figur 5 er vindfordelingen vist for hver måned av året, midlet over perioden 2006 – 2013, som er perioden med tilgjengelige vinddata fra Melkøya. Vindmålingene fra Melkøya viser hvor utslippene kan havne. Vindrosen viser for eksempel at dominerende vindretning i vinterhalvåret (oktober – mars/april) er fra sør-sørøst. Denne vindretningen opptre opptil 40% av måneden i flere av vintermånedene. Vind fra sør-sørøst vil transportere utslipp fra Melkøya mot nord-nordvest, dvs. det nærmeste landområdet som blir utsatt for utslipp fra Melkøya om vinteren er nordenden av Sørøya. I sommerhalvåret er det en mer jevnt fordelt vindrose med klart mer vind fra nord og nordvest, dvs. områder sør for Melkøya, som for eksempel Seiland, er mest eksponert for utslipp fra Melkøya om sommeren (juni, juli og august).

I dag finnes det ingen pågående vindmålinger som er representative for Melkøya. Målingene fra perioden 2006 – 2013 gir gode antydninger for hvordan vindretningen varierer i løpet av året og brukes til tolkning av resultatene fra overvåkingsprogrammet.



Frequency of counts by wind direction (%)

Figur 5. Månedlige vindroser (fordeling av vindretning og vindhastighet) basert på målinger på Melkøya i perioden april 2006 – juni 2013. Figuren viser med hvilken frekvens det forekommer vind fra angitt retning.

En vindsensor var også operativ på Forsøl. Hovedformålet med denne sensoren var å bestemme vindretning for å styre PAH luftprøvetakeren (sektorregulering), som gikk under faklingsepisoder og ved vind fra Melkøya. I en kort periode (fra november 2009 til april 2010) ble vindretning og vindhastighet på Forsøl logget⁶. I høst/vinter 2009 til våren 2010 var den dominerende vindretningen på Forsøl fra vest-sørvest (45% av tiden). 16,7% av tiden blåste vinden fra retning Melkøya (225 – 255 grad) mot målestasjonen, dvs. Forsøl var i perioden høst/vinter – vår ofte utsatt for luftmasser fra retning Melkøya. Hvorvidt vindretningen ved Forsøl typisk endrer seg med årstidene er ikke kjent.

⁶ Samtidig sektorstyring av instrumenter og logging av måledata var den gang teknisk utfordrende

4 Metodikk

4.1 Feltarbeid

Feltarbeid ble utført i flere omganger. Vannplanter og bunndyr ble undersøkt under feltarbeid i begynnelsen av september. Innsamling av vann, sedimenter og fisk ble utført i september/oktober.

Vegetasjon og jord ble samlet inn i perioden 17. – 20. oktober 2024.

Innsamling av nedbør (til analyse for Pb og PAH) startet opp i midten av oktober 2024.

Nedbørprøvene til analyse for Hg begynte i midten av februar 2025. Nedbørprøvetaking i dette programmet gikk over ca. én måned.

	Aug 24	Sep 24	Okt 24	Nov 24	Des 24	Jan 25	Feb 25	Mar 25
Vannplanter								
Bunndyr								
Vann								
Sedimenter								
Fisk								
Vegetasjon								
Jord								
Nedbør (Pb, PAH)								
Nedbør (Hg)								

4.2 Vannkjemi

Prøver for vannkjemi ble tatt i utløpet av hver innsjø. For å følge en eventuell endring i vannkjemi blir prøvene tatt på samme tidspunkt hver gang, etter at innsjøen har sirkulert om høsten (vanntemperaturen under 6°C). Prøveflasken og kork blir skylt minst tre ganger med prøvevannet. Prøvene ble sendt ekspress til laboratoriet for analyser.

4.3 Tungmetaller og miljøgifter i sedimentprøver

Innsjøsedimenter ble samlet inn med en modifisert KB-corer (Rognerud *mfl.*, 2001) fra innsjøens dypeste punkt. Nedsenkningen av prøvetakeren ble kontrollert med et ekkolodd slik at den kunne sendes sakte ned i sedimentet og sikre representative prøver fra overflatesjiktet. Coreren ble så dratt sakte opp til overflaten. Prøvene til metallanalyser ble seksjonert i 0,5 cm tykke sjikt ned til 1 cm, samt et sjikt fra kjernes dypeste deler. Prøvene til PAH-analyser ble tatt i et sjikt fra 0-1 cm. Prøvene til metallanalyser ble overført til plastbeger, mens prøvene til PAH-analyser ble oppbevart på brente glass med skrulokk. Prøvene ble tørket ved 60°C til de var tørre og ble så knust og homogenisert. Prøvene ble homogenisert før de ble sendt til analyse for metaller, organisk materiale og PAH.

Glødetap ble bestemt ved gløding ved 520°C i to timer.

Metallanalysene ble utført ved Eurofins sitt akkrediterte laboratorium.

Analyser av PAH i sediment ble utført av Akvaplan-niva AS. Prøvene ble homogenisert, og tilsatt deutererte PAH forbindelser (interne standarder).

4.4 Vannplanter

I forundersøkelsen i 2006 ble vannvegetasjonen undersøkt i følgende innsjøer: Langvatnet (N Seiland), Langvatn og Glimmervatnet (NV Kvaløya), Storsvikvatn (NØ Kvaløya), Russelvvatn (S Seiland) og Langvatnet (V Sørøya). Tre av disse innsjøene (Langvatnet, N Seiland, Glimmervatnet, NV Kvaløya og Langvatnet, V Sørøya) viste seg uegnet for vurdering av eventuelle vannvegetasjonsendringer. De hadde ingen eller svært lite vegetasjon, dels pga. for kraftig regulering (Glimmervatn) og dels fordi de ligger over 200 moh. og har uegnet substrat (Skjelkvåle m.fl. 2007). Fra og med 2008 er disse tre innsjøene kuttet og erstattet av tre nye; Langvatnet på Seiland er erstattet med det nærliggende Ersvikvatnet (68 moh.), Langvatnet på Sørøya er erstattet med Straumvatnet (140 moh.) og Glimmervatnet på Kvaløya er erstattet med Langvatnet (95 moh.) like SØ for Hammerfest (tabell 1 og 2). Denne innsjøen ligger lavere enn 100 moh. og på en noe mer kalkrik berggrunn hvor økt nitrogentilførsel muligens kan gi en gjødslingseffekt.

Sammensetning og utbredelse av vannvegetasjonen ble undersøkt i henhold til standard metode for registrering av artsdiversitet i innsjøer: Ulike lokaliteter i innsjøene (med ulike erosjonsforhold, utløp, innløp, grunne eller dype områder osv.) ble undersøkt ved bruk av båt, vannkikkert og kasterive. Artene er kvantifisert ved hjelp av en semi-kvantitativ skala 1-5, hvor 1 = sjelden, 2 = spredt, 3 = vanlig, 4 = lokalt dominerende og 5 = dominerende. Navnsettingen følger Lid og Lid (2005).

Alle dybdeangivelser er gitt i forhold til vannstand på observasjonstidspunktet.

Undersøkelsen i 2024 ble gjennomført i begynnelsen av september (Tabell 2).

Makrovegetasjon kan deles inn i grupper etter livsform: Helofytter (sumpplanter, semi-akvatiske planter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflata det meste av tida og et velutviklet rotsystem), isoetider (kortskuddsplanter), elodeider (langskuddsplanter), nymphaeider (flytebladsplanter) og lemnider (flytere). De siste fire gruppene, samt kransalgene, omtales som vannvegetasjon, og det er disse gruppene som er inkludert i denne undersøkelsen.

Tabell 4. Lokaliteter hvor vannvegetasjon er undersøkt i 2024.

Navn	Kommune	NVE-nr.	Breddegrad	Lengdegrad
Russelvvatnet, Seiland	Hammerfest	55782	70,462341	23,577622
Straumvannet, Sørøya	Hammerfest	55503	70,642899	23,015694
Langvannet 156, Kvaløya	Hammerfest	55445	70,671661	23,758495
Storsvikvannet, Kvaløya	Hammerfest	55422	70,687378	23,960474

Tabell 5. Karakteristiske data for innsjøene.

Navn	Areal	H.o.h.	Innsjøtype ¹	
Russelvvatnet, Seiland	0,63	136	L-N-M-101	Små, kalkfattige, klare
Straumvannet, Sørøya	0,2	140	L-N-M-101	Små, kalkfattige, klare
Langvannet 156, Kvaløya	0,13	156	L-N-M-101	Små, kalkfattige, klare
Storvikvannet, Kvaløya	0,64	28	L-N-M-101	Små, kalkfattige, klare

¹: iht. Direktoratgruppen 2018

Vurdering av økologisk tilstand i forhold til **eutrofiering** er basert på trofiindeksen Tic mens økologisk tilstand i forhold til **forsuring** er basert på forsuringindeksen Sic (Direktoratsgruppa 2018).

Begge indeksene er basert på forholdet mellom antall arter som er sensitive overfor enten eutrofiering eller forsuring og antall arter som er tolerante overfor hver av disse påvirkningene. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvor alle er tolerante. Det beregnes én verdi for eutrofiering og én for forsuring for hver av innsjøene.

For økologisk tilstand i forhold til eutrofiering gjelder følgende grenselinjer for Tic for den aktuelle innsjøtypen L-N-M 101: Svært god/god: 75, god/moderat: 55, moderat/dårlig: 40 og dårlig/svært dårlig: 15. For forsuring gjelder følgende grenselinjer: svært god/god: -33,3, god/moderat: -61,7, moderat/dårlig: -80,7 og dårlig/svært dårlig: -85,4.

Indeksene bør bare brukes for innsjøer med 3 arter eller mer. For innsjøer med lavere artsantall vil indeksen bare være veiledende. Det er også viktig å være klar over at vannvegetasjonen gjenspeiler forholdene i strandnære områder. Status for vegetasjonen vil derfor kunne avvike noe fra forholdene i sentrale vannmasser, særlig i store innsjøer.

4.5 Bunnfauna

Beskrivelse av bunndyrsundersøkelser i elv.

Områder for prøvetaking av bunndyr bør fortrinnsvis ha hurtigrennende vann og habitater med stein/grovt grus. Prøvetakingspunktet bør ha mest mulig ensartete partier med tanke på strøm og substrat. På hver stasjon tas normalt én prøve for kvalitative og semi-kvantitative analyser for vurdering av eutrofieringseffekter. Metoden for innsamling av bunndyrmaterialet gjøres i henhold til veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen, 2018).

Bunndyrprøvene ble tatt som sparkeprøver (Frost *mfl.*, 1971) ved bruk av standard elvehåv ($25 \times 25 \text{ cm}^2$, maskevidde $250 \mu\text{m}$) (jf. NS-EN ISO 10870:2012). Prøvene ble fiksert med etanol.

Det biologiske mangfoldet på stasjonene er angitt ved antall taxa innenfor de tre gruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera), forkortet EPT.

Hvor mange arter som er ”normalt” (referansen) er imidlertid avhengig av både hvor i Norge en er og hvilke fysisk-kjemiske miljøparametere som ellers er bestemmende for ”normalfaunaen” i hvert vassdrag. Eksempelvis har Østlandet rikere fauna og flere arter enn Vestlandet og Nord-Norge, høye verdier for EPT i Sør-Østlandet og Trøndelag ligger over 25 arter/slekter per prøve, og ionerike vannkvaliteter har flere arter enn ionefattige. EPT verdien er også noe avhengig av tidspunkt for prøvetaking. Dersom antall EPT-arter kommer over 15 regnes det i det følgende for å være høyt biologisk mangfold.

Til vurdering av den økologiske tilstanden i bunndyrsamfunnet i forhold til eutrofiering er ASPT indeks (Average Score per Taxon) benyttet for vurdering av økologisk tilstand mht. forsurening, er det benyttet Forsuringsindeks 1 og 2, samt RAMI indeks for kalkfattige klare elver.

ASPT indeks går ut på at utvalgte familier av bunndyr får en verdi etter hvor godt de tåler organisk belastning i miljøet. Verdien av familiene som blir funnet legges sammen og deles på antall familier (kun familier som inngår i indeksen). Man får da ut et tall mellom 1 og 8 som angir elvens økologiske tilstand (Tabell 6).

RAMI indeks baserer seg på relativ mengde av indikatortaxa med ulik evne til å tåle forsurening. Surhetstoleransen for 192 taxa har blitt undersøkt og hvert taxon har fått en indikatorverdi sk mellom 2 og 8. Hvert taxon har også fått en verdi wk som tar hensyn til taxonets toleranse for variasjon i pH. Det er deretter tatt hensyn til den relative mengden av indikatortaxa i prøven der prosentvis andel av hvert indikatortaxon er rangert i tre klasser med ulik verdi hk : $< 5\% \rightarrow hk = 1$; $5-20\% \rightarrow hk = 3$; $> 20\% \rightarrow hk = 5$. Relativ mengde for EPT taxa beregnes for seg, og andre taxa for seg.

RAMI indeks regnes så ut etter følgende formel:

$$RAMI = \frac{\sum_{k=1}^n s_k w_k h_k}{\sum_{k=1}^n w_k h_k}$$

der s_k , w_k og h_k er hhv. indikatorverdi, vekten og mengdeverdien til den k -te indikatoren registrert i prøven og n er antall indikatortaksa.

Forsuringsindeks 1 og 2 for kalkfattige elver baseres på tilstedeværelse av forsuringsfølsomme bunndyr. Der Forsuringsindeks 1 kun tar hensyn til om det finnes individer av forsuringsfølsomme bunndyr, tar Forsuringsindeks 2 også hensyn til mengder av disse, noe som gjør at sistnevnte er bedre til å oppdage begynnende og moderate tilfeller av forsurening. Indeksene må baseres på både vår- og høstprøver da vannkvalitet kan svinge gjennom sesongen, særlig gjennom forsuringsperioder i forbindelse med vårflommen.

Forsuringsindeks 1 regnes ut ved å se etter arter som tåler ulike grader av forsurening. Tilnærmet 150 arter er gitt en verdi etter hvor stor grad av forsurening de tåler. Listen over disse artene er gitt i veileder 02:2018, vedlegg 5.3.2 (Direktoratsgruppen, 2018).

Verdien av Forsuringsindeks 1 settes etter følgende kriterier:

Gruppe I: Ved tilstedeværelse av arter som dør ut ved pH 5,5 (dvs. de arter med verdi 1 i indikatorlista i veileder 02:2018), settes indeksverdien = 1, og elven får tilstand **Lite/ikke forsuret**.

Gruppe II: Ved tilstedeværelse av arter som dør ut ved pH 5,0 (dvs. de arter med verdi 0,5 i indikatorlista i veileder 02:2018), settes indeksverdien = 0,5 og elven får tilstand **Moderat forsuret**.

Gruppe III: Ved tilstedeværelse av arter som dør ut ved pH 4,7 (dvs. de arter med verdi 0,25 i indikatorlista i veileder 02:2018), settes indeksverdien = 0,25 og elven får tilstand **Tydelig forsuret**.

Gruppe IV: Dersom alle arter i gruppe I, II og III og bare inneholder arter som kan leve ved pH 4,7 (dvs. de arter med verdi 0,25 i indikatorlista i veileder 02:2018), settes indeksverdien = 0 og elven får tilstand **Sterkt forsuret**.

Forsuringsindeks 2 beregnes når det er tilstedeværelse av de mest forsuringsfølsomme døgnfluene (arter tilhørende gruppe I i Forsuringsindeks 1). Dersom disse artene ikke er til stede får Forsuringsindeks 2 samme verdi som Forsuringsindeks 1. Forsuringsindeks 2 regnes ut etter følgende formel: $\text{Forsuringsindeks 2} = 0,5 + D/S$, der D = antall av døgnfluer med forsuringsverdi 1 og S = antall av steinfluer med forsuringsverdi 0.

I en del tilfeller er verdien av Forsuringsindeks 2 > 1. Verdien settes da til 4 i henhold til veileder 02:2013. Ved videre utregning av nEQR blir denne også høyere enn 1. Vanlig praksis er da at nEQR settes til 1, men at også reell verdi oppgis.

Forsuringsindeks 1 og 2 har de samme grenseverdiene (se Tabell 6), men Forsuringsindeks 1 har ikke en definert referanseverdi, og grensen for Svært God og God tilstand ligger på 1. Det er ikke tilstrekkelig at enkeltprøver oppnår verdien 1 ettersom man da ikke vil kunne skille mellom Svært god, God og Moderat tilstand.

Metodikk for samtlige indekser er nøyere beskrevet i "Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann" (digital versjon lastet ned 24.02.2025). Grenseverdiene for Forsuringsindeks 1 og 2 er vist til høyre i Tabell 6.

Tabell 6. Klassifisering av økologisk tilstand for bunndyr i elver ut fra verdier av ASPT indeks, RAMI indeks, Forsuringsindeks 1 og Forsuringsindeks 2 angitt i parentes) (Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann).

Økologisk tilstand	ASPT index verdi	RAMI	Forsuringsindeks 1 verdi	Forsuringsindeks 2 verdi
Svært dårlig	< 4,4	≤3,29	0 (Sterkt forsuret)	≤0,25
Dårlig	5,2 - 4,4	>3,28-3,48	0,25 (Tydelig forsuret)	>0,25-0,5
Moderat	6,0 - 5,2	>3,48-3,69	0,5 (Moderat forsuret)	>0,5-0,77
God	6,8 – 6.0	>3,69-3,87	1 (Lite/ikke forsuret)	>0,77-1,01
Svært god	> 6,8	>3,87	1 (Lite/ikke forsuret)	>1,01
Referanseverdi	6,9	4,5	Ikke definert	1,5

Krav til prøven ved utregning av indekser

For at de ulike indeksene skal være gyldige er det 4 kriterier som må være oppfylt i prøvematerialet. Prøven forkastes dersom:

1. Prøven inneholder <200 individer av indikatortaksa (tolerante + følsomme)
2. Prøven inneholder < 30 individer av døgn-, stein- og vårfluer (EPT taksa)
3. < 50% av alle taksa tilhørende følgende grupper er identifisert til art: Igler, snegl, krepsdyr (ordenene: tusenbeinkreps, skjoldkreps og storkreps), døgnfluer, steinfluer og vårfluer
4. Andre indikasjoner på at prøven ikke er representativ, for eksempel mht. substratet

4.6 Miljøgifter i fisk

Innsamling og prøvetaking av fisk ble gjennomført på samme måte som i de tidligere undersøkelsene og i henhold til interne standarder (utviklet av NIVA og Akvaplan-niva) for håndtering og innsamling av materiale som skal analyseres for miljøgifter.

Fisken ble fanget med standard garn med maskevidder på (26, 29 og 31 mm). Et utvalg av fangsten (10 – 15 fisk av hver art fra hvert vann) ble prøvetatt i felt umiddelbart etter garntrekking. Fisken ble lengdemålt til nærmeste mm (fra snutespiss til midtre halefinnstråle) og veid til nærmeste gram. Kjønn og fiskens stadium (modningsgrad) ble bestemt. Gallen ble fjernet med sterilisert pinsett og overført til en spesiell type rør (eppendorf-rør) for så å bli fryst ned på flytende nitrogen.

En muskelfilet til analyser av kvikksølv (Hg) ble dissekert ut av hver enkelt fisk og pakket i zip-lock poser. Videre ble en del av muskelfilet, lever og nyre for analyse av metaller dissekert ut og pakket i stripsposer. Prøvene ble så frosset ned og oppbevart i fryser til de ble videre bearbeidet på laboratoriet. Under kontrollerte, ukontaminerte forhold ble det på laboratoriet laget blandprøver (10 fisk) av skinn- og beinfrie prøver av muskulaturen, samt av lever og nyre.

Videre ble det tatt ut prøver av muskel fra enkeltfisk til analyser av Hg og stabile isotoper. Prøvene for metaller og Hg-analyser ble frosset ned inntil de ble levert laboratoriet for analyse, mens prøvene for analyse av stabile isotoper ble tørket og homogenisert før de ble sendt til analyse. Til analyser av metabolitter av polyaromatiske hydrokarboner ble galleblæren dissekert ut og overført til cryorør som ble lagt ned på flytende nitrogen.



Figur 6. Det ble samlet inn røye (venstre) og ørret (høyre) til analyser av kvikksølv i muskel, metaller i muskel, nyre og lever samt PAH-metabolitter i galle. Foto: Akvaplan-niva.

De ulike prøvene er analysert av:

- PAH-metabolitter i galle – Akvaplan-niva
- Tungmetaller – Eurofins og Akvaplan-niva
- PAH i sedimenter – Akvaplan-niva

Følgende analyser er gjennomført:

- PAH-metabolitter (kvalitativ analyse) i galle fra 60 enkeltfisk (30 ørret og 30 røye)
- Tungmetaller – samleprøve (ti fisk) av nyre og lever fra ørret og røye totalt (10 prøver)
- Stabile isotoper av karbon (C) og nitrogen (N) på til sammen 60 fisk (30 ørret og 30 røye)
- Tungmetaller – samleprøve (ti fisk) i fiskemuskel fra henholdsvis røye eller ørret fra de fem lokalitetene
- Hg i muskel fra 61 enkeltfisk (ørret eller røye)

Metabolitter i galle

Prinsipp: Hos fisk er galle en av de viktigste ekskresjonsveiene for PAH-forbindelser. Etter biotransformasjon skilles PAH-metabolittene ut i galle hvor de konsentreres. Mange PAH-

forbindelser og deres metabolitter har sterke karakteristiske fluorescerende egenskaper, en egenskap som kan benyttes for deteksjon av slike molekyler i galle (Aas *mfl.*, 1998).

Metode: Galleprøvene ble fortynnet 1:1600 i destillert vann. 3 mL av hver prøve ble pipettert ut i kvarts-kuvetter og synkrone fluorescensspektra ble deretter målt ved å skanne eksitasjonsbølgelengder og emisjonsbølgelengder samtidig ($\Delta\lambda$ 42 nm, *slit width* 2,5 nm). Eksitasjonsbølgelengdene lå mellom 250 – 500 nm.

Destillert vann ble målt for å kartlegge bakgrunnsstøyen i løsemiddelet og er vist som referanse i alle figurene i denne rapporten.

4.7 Tilstandsklassifisering

Ved tidligere undersøkelser er veileder 97:04 benyttet for klassifisering av tilstand for næringssalter, forsurening, organisk stoff, metaller mm. I 2018 og 2024 er Veileder 02:2018 "Klassifisering av miljøtilstand i vann" (gjeldene fra 2018) benyttet for tilstandsklassifisering av næringssalter og pH. For PAH i sediment er gjeldende veileder M-608 "Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020" benyttet for tilstandsklassifisering. Veilederen erstatter revidert veileder 2229:07 for marine sedimenter (Bakke *mfl.*, 2007) og veileder 97:03 (Molvær *mfl.*, 1997) som i mangel på andre veiledere er blitt benyttet ved tidligere undersøkelser. Veilederen er også benyttet for tilstandsklassifisering av metaller og PAH i vann. Det bemerkes at i Veileder 02:2018 og M-608 er klassegrensene for en del parametere endret i forhold til det som var gjeldende i de tidligere veilederne. Tilstandsklassifiseringen i den nye veilederen har følgende inndeling:

Tilstandsklasse I Bakgrunn	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
-------------------------------	---------------------------	--------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

4.8 Nedbør

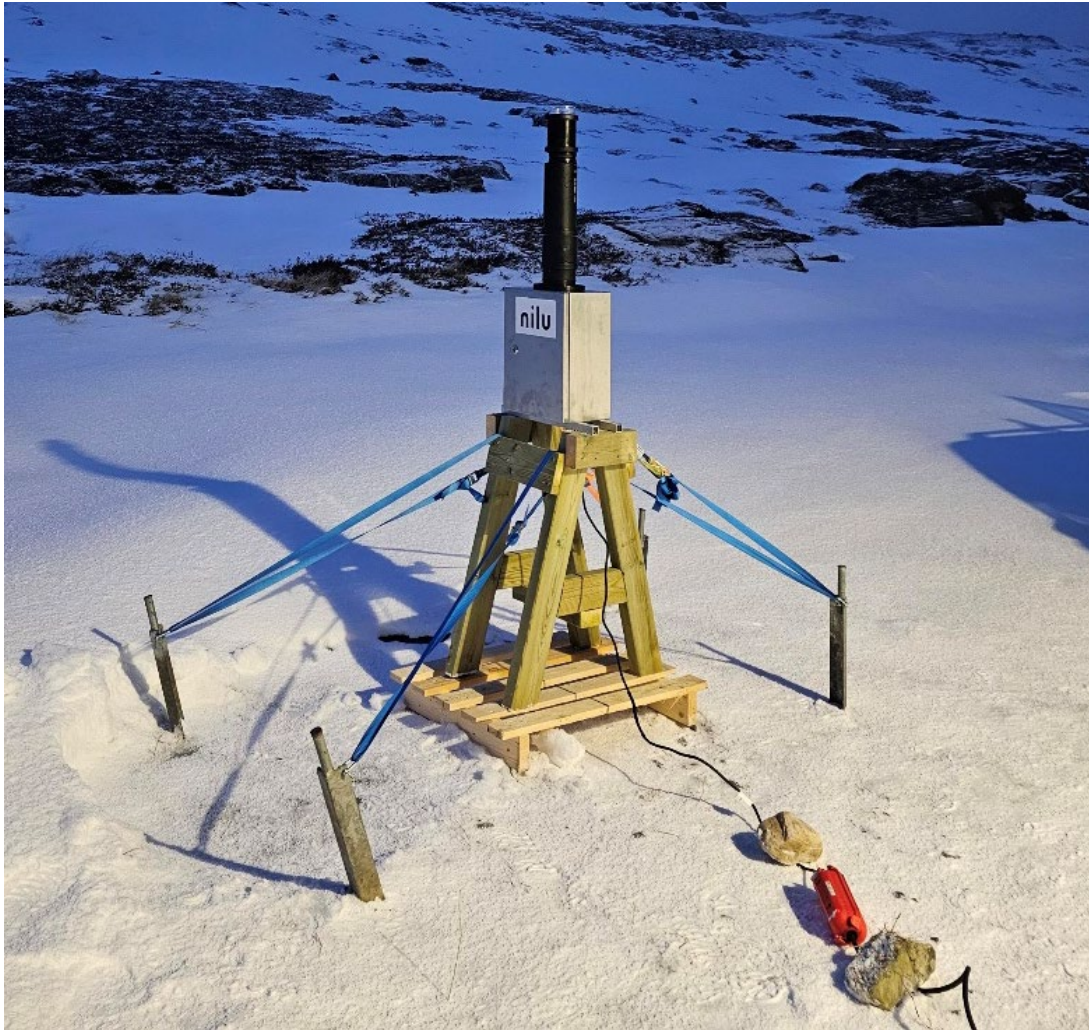
Det ble samlet nedbørprøver fra hver av de fem lokalitetene NVF1 – NVF5 til analyse av bly og PAH. Nedbørprøver til analyse av kvikksølv ble samlet fra tre lokaliteter (se kapittel 3). Prøvetaking av nedbør til analyse for bly og PAH-forbindelser ble foretatt fra midten av oktober til slutten av november 2024. Nedbørprøvetaking til analyse for kvikksølv ble utført i februar-mars 2025.

Nedbør til analyse av bly ble samlet med NILUs nedbørprøvetaker. 3-4 ukeprøver ble tatt ved hver lokalitet. Ved innsamling av prøver for sporelementanalyse benyttes syrevasket utstyr. Nedbørmengde bestemmes ved veiing etter innsending av hele prøven. Prøvene ble analysert for bly med metoden NILU-U-110 (Forskrift for bestemmelse av elementer i vann med ICPMS), dvs. bly er bestemt med induktivt koplet plasma massespektrometri (ICP-MS). Alle prøvene er konserverert med HNO₃ til 1(v/v)%.



Figur 7. Nedbørsprøvetaker for bly (venstre) og PAH (høyre). Foto. Akvaplan-niva.

Nedbør til analyse av kvikksølv ble samlet med NILUs prøvetaker for kvikksølv. Nedbørsamleren for kvikksølv er produsert i borosilikatglass. Den beskyttes mot sollys og er plassert 2 meter over bakken. Kvikksølv i nedbør blir konserververt med HCl. Et døgn før analyse tilsettes BrCl som oksiderer alt kvikksølv i nedbør til Hg^{2+} . Under analyse reduseres alt kvikksølv til Hg^0 og oppkonsentreres på gullfelle. Gullfellen varmedesorberes, og Hg^0 detekteres ved bruk av atomfluorescens-spektrofotometri (NILU-U-60).



Figur 8. NILUs egenutviklede prøvetaker for kvikksølv. Inntak øverst (skjult av svart isolerende rør), selve beholderen for nedbør befinner seg inne i skapet. Det er kun glass som kommer i kontakt med selve nedbøren og dette glasset må spesiallages av glassblåser. Nedbøren kan ikke fryse, derfor har skapet oppvarming som krever strøm (se ledning). Dog må det ikke være for varmt, da kan nedbøren fordampe. Legg også merke til barduneringen, det er værhardt på nordkysten av Finnmark på vinteren. Det var krevende å utføre prøvetaking av Hg i nedbør vinterstid. Foto. NILU.

Nedbørprøver for måling av komponentgruppen PAH samles ved hjelp av en spesiallaget regnsamler i eloksert aluminium. Dette medfører at en del av prøven også kan inkludere tørravsetninger. Nedbørprøven tilsettes isotopmerkete internstandarder og ekstraheres med sykloheksan under omrøring i målekolbe i 4 timer før vann og sykloheksan separeres. Sykloheksanfasen oppkonsentreres. PAH-prøvene i sykloheksan tørkes med natriumsulfat og overføres til en kolonne pakket med natriumsulfat og delvis deaktivert silika (8% vann). De ferdige ekstraktene tilsettes gjenvinningsstandard og analyseres ved hjelp av gasskromatografi/massespektrometri (GC/MS) (NILU-O-3). Metoden brukt for prøvene fra høsten 2024 er den samme som i det tidligere måleprogrammet.

Resultater fra analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), bly (Pb) og kvikksølv (Hg) i nedbør fra høsten 2024 sammenlignes med tidligere resultater av miljøovervåkingsprogrammet knyttet til HLNG og med tilgjengelig nivå i norsk bakgrunn. For PAH, Pb og Hg i nedbør foreligger det god oversikt over bakgrunnsverdier fra Birkenes. Birkenes er en regional bakgrunnsstasjon i Agder som har vært operativ lenge og der det måles mange komponenter både i luft og i nedbør. Årlige rapporter fra overvåkingsprogrammer i norsk bakgrunn publiseres av NILU (f.eks. Aas *mfl.*, 2024 og Halvorsen *mfl.*, 2024). Pb i nedbør kan også sammenlignes med nivået målt på Svanvik som ikke ser ut til å være påvirket av nikkilverket i nærheten.

Tidligere måleprogram

Ved to av lokalitetene av det aktuelle overvåkingsprogrammet (NVF3 og NVF4) har det blitt tatt nedbørprøver i forbindelse med NILUs tidligere miljøovervåkingsprogram – Forsøl (NVF3) og Stangnes/ Kargeneset (NVF4). De to lokalitetene var samkjørt med Norsk institutt for naturforskning (NINA) sine overvåkingsområder for vegetasjon og jord i samme miljøovervåkingsprogram (f.eks. Hak, NILU rapport 25/2016, Aarrestad *mfl.* NINA rapport 1017/2014). Nedbørprøver til analyse av tungmetaller (inkl. Pb) og PAH-forbindelser ble tatt ved Forsøl og Stangnes, nedbørprøver til analyse av kvikksølv ble kun tatt ved Forsøl. Nedbørprøvetaking for analyse av tungmetaller ble foretatt ukentlig ved Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2016.

Nedbørprøvetaking for analyse av kvikksølv ble foretatt månedlig ved Forsøl fra 2009. Fra desember 2011 ble det benyttet to prøvetakere parallelt. Det er i henhold til Norsk Standard NS-EN 1583:2010 anbefalt å enten samle nedbør for kvikksølvbestemmelse med kort prøvetakingstid (ukesprøver) eller å benytte to til tre prøvetakere i parallell dersom prøvetakingstiden er lengre enn en uke.

Nedbørprøvetaking for analyse av PAH-forbindelser ble foretatt månedlig ved Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2016 (siden september 2011 ble prøvene samlet til 2-månedsprøver). For kjemisk analyse ble de samme metodene brukt som i høsten 2024.

4.9 Vegetasjon

Det ble samlet inn tre prøver av mose fra hver av de fem lokalitetene til kjemisk analyse av miljøgifter (PAH, Pb og Hg), dvs. totalt 15 vegetasjonsprøver. Alle prøver tatt høsten 2024 omfattet torvmose og furumose. Prøvetakingen ble utført mellom 17. oktober og 20. oktober 2024, i umiddelbar nærhet til ferskvannsprøvelokalitetene. Prøvene ble samlet inn av Akvaplan Niva i henhold til metodene brukt i tidligere undersøkelser.

Alt plantemateriale ble samlet inn ved bruk av Nitrile-hansker, som ble skiftet for hver prøve. Prøver til analyse av PAH-forbindelser ble fylt og oppbevart i rilsanposer⁷, prøver til analyse av tungmetaller ble fylt og oppbevart i ziplock-posers.

For analyse av Pb og Hg ble prøvene oppsluttet vått. For bestemmelse av tørrvekt ble en andel av hver prøve tørket ved 105°C over natt. Analyse av innhold av bly ble utført etter metode NILU-U-111 (Forskrift for bestemmelse av elementer i biologisk materiale med ICPMS). For Hg er metode NILU-U-65 benyttet (Forskrift for bestemmelse av Hg i prøver av biologisk materiale ved kalddampgenerering/atomfluorescens-spektrofotometri, CV-AFS).

Forbehandlingen av vegetasjonsprøver til analyse av PAH-forbindelser omfatter tørking, knusing og homogenisering før de skal ekstraheres. Tørking foregår ved 25°C. Prøvene ble homogenisert ved maling gjennom sikter med 1 mm nettstørrelse. Metoden brukt for prøvene fra høsten 2024 er den samme som i det tidligere måleprogrammet.

Planteprøvene til analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ble tørket ved 30°C, homogenisert og deretter tilsatt en internstandard som besto av en blanding av syv forskjellige ²D-merkede PAH, før Soxhletekstraksjon med sykloheksan. Ved prøveopprensing ble mesteparten av prøvematriks fjernet med en modifisert versjon av en væske/væske-fordeling beskrevet av Grimmer & Böhnke (1972) etterfulgt av en opprensning på en silika-væskerkromatografikolonne. Før kvantifisering ble prøvene tilsatt en gjenvinnings-standard med tre ²D-merkede PAH.

Den kvantitative analysen av PAH-komponenter ble utført med gasskromatografi kombinert med lavoppløsende massespektrometri (GC/MS). De analyserte komponentene hører til gruppen EPA 16 PAH⁸ og består av naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, krysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, dibenzo(ah)antracen og benzo(g,h,i)perylen. I tillegg til konsentrasjonen av analyttene ble gjenvinning av intern standard som ble tilsatt prøvene før ekstraksjon bestemt. Kriterier for påvisning var at komponenten hadde korrekt retensjonstid, et signal/støy-forhold større enn 3/1 og at gjenvinningen av intern standard var innenfor den gjeldende grensen.

Resultater fra analyser av PAH, Pb og Hg i vegetasjon fra høsten 2024 sammenlignes med tidligere resultater av miljøovervåkingsprogrammet knyttet til HLNG og med tilgjengelig nivå i

⁷ Rilsanposer er gasstette og hindrer at man mister noe under transport og lagring

⁸ I 1982 innførte US Environmental Protection Agency (EPA) en liste av de 16 utvalgte PAH.

«Determination of polynuclear hydrocarbons in industrial and municipal wastewaters» Cincinnati, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring and Support Laboratory (EPA-600/4-82-025)

nasjonale moseundersøkelser (Steinnes *mfl.*, 2016; Schlabach *mfl.*, 2016). Den siste nasjonale moseundersøkelsen ble utført i 2015 og omfatter 15 prøvesteder i Finnmark.

Tidligere måleprogram

Prøvetaking til kjemisk analyse av vegetasjonsprøver ble utført av NINA i 2006, 2008, 2013 og 2018. Innhold av tungmetallet Pb ble utført ved NILU etter metode NILU-U-100 i 2006 og etter NILU-U-111 i 2008, 2013 og 2018 (forskrift for bruk av induktivt koplet plasma masse-spektrometer, ICP-MS for biologisk materiale).

For Hg ble metode NILU-U-62 benyttet i 2006 og NILU-U-65 i 2008, 2013 og 2018 (forskrift for bestemmelse av Hg i prøver av fast materiale ved kalddampgenerering/atomfluorescens-spektrofotometri, CV-AFS). De ulike målenummermetodene reflekterer imidlertid samme type analyser alle år, og gir sammenlignbare resultater.

Planteprovne til analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ble behandlet som beskrevet ovenfor for prøvene tatt i høsten 2024. Den kvantitative analysen av PAH-komponenter ble utført med gasskromatografi kombinert med lavoppløsende massespektrometri (GC/MS). De analyserte komponentene hører til gruppen EPA 16 PAH og består av naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, krysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, dibenzo(ah)antracen og benzo(g,h,i)perylen. Fire av komponentene analysert i 2018 (og 2024) er ulike de som ble analysert i 2006, 2008 og 2013. Dette gjelder krysen, som tidligere var krysen/trefenylen, benzo(b)fluoranten og benzo(k)fluoranten som tidligere var benzo(b/j/k)fluorantener, og dibenzo(ah)antracen, som tidligere var dibenzo(ac/ah)-antracen. Trifenylen, benzo(j)fluoranten og dibenzo(ac)antracen inngår ikke i EPA 16 PAH, men de ble tidligere ikke separert godt nok på kolonnen brukt på gasskromatografi fra de komponentene som utgjør EPA 16 PAH og ble derfor rapportert som en enkelt gruppe av komponenter. Når det gjelder PAH resultater for 2018 og senere, har det ved hjelp av en bedre kolonne vært mulig å separere toppene/komponentene. Ved bedre separasjon så viser det seg at krysen og trifenylen er i samme størrelsesorden. Benzo(b)fluoranten og benzo(k)fluoranten er mer tilstede enn benzo(j)fluoranten, mens dibenzo(ah)antracen bidrar like mye som dibenzo(ac)antracen til dibenzo(ac/ah)antracen signalet.

4.10 Jord

Det ble samlet inn tre jordprøver fra hver av de fem lokalitetene til kjemisk analyse av miljøgifter (PAH, Pb og Hg), dvs. totalt 15 jordprøver. Prøvetakingen ble utført mellom 17. oktober og 20. oktober 2024, i umiddelbar nærhet til ferskvannsprøvelokalitetene, og samlokalisert med vegetasjonsprøvene og nedbørprøvene (for Pb og PAH). Prøvene ble samlet inn av Akvaplan Niva i henhold til metodene brukt i tidligere undersøkelser.

Jordprøvene ble tatt med jordbor. Nitrile-hansker ble benyttet ved innsamlingen og skiftet for hver prøve. Prøvene ble samlet i myrfelt, hvor de øverste 5-6 cm av levende torvmoser ble tatt bort, og torv/humus ble samlet fra de underliggende 5-10 cm. Jordprøver til analyse av PAH ble fylt og oppbevart i rilsanposer, prøver til analyse av tungmetaller ble fylt og oppbevart i ziplock poser.

For analyse av Pb og Hg ble prøvene oppsluttet vått. For bestemmelse av tørrvekt ble en andel av hver prøve tørket ved 105°C over natt. Prøvene ble analysert for bly med metode NILU-U-112 (Forskrift for bestemmelse av elementer i geologisk materiale med ICPMS). Analyse for Hg ble utført med metode NILU-U-66 (Forskrift for bestemmelse av Hg i prøver av geologisk materiale og partikulært materiale på filter ved kalddampgenerering/ atomfluorescensspektrofotometri).

Jordprøver til analyser av PAH ble tørket ved 30°C og homogenisert før ekstraksjon ved bruk av ASE (Accelerated Solvent Extraction)⁹. Under ekstraksjonen ble prøvene tilsatt kobberpulver for å fjerne svovel. Deretter var det samme renseprosedyre som for planteprovne. Prøvene ble analysert for de samme PAH-komponentene som ved analyse av plantemateriale. Konsentrasjoner beregnes på tørr prøve. Ellers samme metoder som i det tidligere måleprogrammet.

Resultater fra analyse av PAH, Pb og Hg i jord fra høsten 2024 sammenlignes med tidligere resultater av miljøovervåkingsprogrammet knyttet til HLNG og med tilgjengelig nivå i norsk bakgrunn.

Tidligere måleprogram

Prøvetaking til kjemisk analyse av jordprøver ble utført av NINA i 2006, 2008, 2009, 2010, 2013, 2018 og 2020. Siden reanalysen i 2008 viste sterk økning i PAH i jordsmonn, særlig på Forsøl, pga. ukontrollert fakling i oppstartsfasen av LNG-anlegget vinteren 2008, ble det målt PAH i jord også i 2009 og 2010. Resultatene av disse målingene ble rapportert direkte til Equinor ASA fra analyselaboratoriet ved NILU (Jokerud *mfl.*, 2018). I forbindelse med en ukontrollert brann på landanlegget høsten 2020 ble det tatt ytterligere jordprøver i 2020 (Jokerud, 2021).

Prøvene ble tatt med jordbor. Nitrile-hansker ble benyttet ved innsamlingen og skiftet for hver analyserute. I kreklingheifeltene besto hver prøve av flere stikk som ble blandet til en prøve representativ for analyseruta. Prøvene ble tatt fra det øvre humuslaget ned til 5 cm. I myrfeltene ble det tatt to stikk rundt hver analyserute, samlet til en prøve representativ for ruta. Her ble de øverste 5 cm av levende torvmoser tatt bort, og torv/humus ble samlet fra de underliggende 5-10 cm. Jordprøver til analyse av PAH og tungmetaller ble oppbevart i forseglede glass.

Jordprøver til analyse for Pb og Hg ble analysert ved NILU. Prøvene ble analysert for bly med metode NILU-U-112 (Forskrift for bestemmelse av elementer i geologisk materiale med ICPMS). Analyse for Hg ble utført med metode NILU-U-66 (Forskrift for bestemmelse av Hg i prøver av geologisk materiale og partikulært materiale på filter ved kalddampgenerering/ atomfluorescensspektrofotometri).

Jordprøver til analyser av PAH, utført ved NILU, ble tørket ved 30°C, homogenisert med 2 mm sikt og deretter analysert etter samme metoder som for plantemateriale. Under ekstraksjonen ble prøvene tilsatt kobberpulver for å fjerne svovel. Prøvene ble analysert for de samme PAH-komponentene som ved analyse av plantemateriale (Jokerud *mfl.*, 2018).

⁹ I motsetning til det tidligere måleprogrammet, ble ekstraksjonen av prøvene fra høsten 2024 gjennomført ved hjelp av ASE.

5 Resultater

5.1 Vannkjemi

De fem innsjøene som inngikk i overvåkingen i 2024 er kalkfattige og klare på grunn av skrint jordsmonn og lite humus. Beliggenheten nær havet gir dessuten høy deposisjon av sjøsalter i nedbørfeltet. Vannprøver er samlet inn i kun én periode, og det vil derfor være noe variasjon i konsentrasjoner fra 2018 til 2024, noe som henger sammen med tidspunkt når prøvene er tatt og ulike værforhold før og under prøvetaking.

Tilstandsklassifisering er gjort iht. Veiledere 02:2018. Vi har brukt vannforskriftens klassifisering av tilstand for å karakterisere innsjøene mht. noen sentrale parametere (ANC, pH, Tot-P, Tot-N). Det er også gjort klassifisering for noen metaller (som veilederen har tilstandsklasser for), samt PAH (polyaromatiske hydrokarboner). Det bemerkes at tilstandsklassifiseringen er basert på kun én prøvetaking (høst) og må kun betraktes som veiledende.

Alle innsjøene havner i klassen «God», eller «Svært god» for alle de vannkjemiske parameterne. For de ulike del-elementene (kongenere) av PAH, samt metallene ligger konsentrasjonene under analyselaboratoriets deteksjonsgrense for analysene. I Veileder 02:2018 er grensen for de ulike tilstandsklassene svært lav, spesielt for PAH og langt under analysens deteksjonsgrense. I tilstandsklassifiseringen er grenseverdien benyttet som nivå for klassifiseringen, noe som gjør at del-elementene har fått tilstandsklasse God eller Moderat selv om de reelle konsentrasjonene sannsynligvis er lavere.

Konsentrasjonene av de ulike parameterne i 2024 ligger på samme nivå som ved forrige undersøkelse i 2018, og de mindre forskjellene som registreres er godt innenfor naturlig variasjon (Tabell 7). Det er små eller ingen forskjeller mellom resultater fra 2018 og tidligere undersøkelser i innsjøene. Konsentrasjonene av natrium og klorid ligger som tidligere, i øvre del av det som er målt i en rekke innsjøer i Finnmark (Christensen *mfl.*, 2014, Skjelkvåle *mfl.*, 2008). Nivåene ligger på samme nivå, og er sammenlignbare med, en rekke kystnære innsjøer, blant annet i regionene Loppa, Måsøy, Hammerfest (Skjelkvåle *mfl.*, 2008). Det samme gjelder også for andre parametere som sulfat, kalium, kalsium, magnesium og natrium.

Forsuringsparameterne pH og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) (Tabell 7) samt alkalitet er på nivåer som er typisk for vann som ikke er utsatt for forsuring. pH i innsjøene varierte mellom 6,3 og 6,9 noe som er på nivå med de tidligere undersøkelsene. Selv om innsjøene ikke er forsurede, så har de relativt lav ANC og alkalitet. Dette viser at innsjøene er forsuringfølsomme og dermed godt egnet for overvåking av effekter av tilførsler av forsurende stoffer som for eksempel NO_x.

For næringssaltene nitrogen (Tot-N), ammonium (NH₄) og nitrat (NO₃), samt total fosfor (Tot-P) og fosfat (PO₄) er også konsentrasjonene lave i de fem innsjøene. Nivåene av næringssalter er tilsvarende det som ble registrert ved undersøkelsene i 2018 i de felles innsjøene de to årene. Det ble funnet en betydelig høyere konsentrasjon av ammonium i Langvannet, Kvaløya, i forhold til 2018. Årsaken til dette er uvisst, og ingen av de andre nitrogen-parameterne avviker fra tidligere målinger.

Resultatene fra undersøkelser av vannkjemi fra tidligere år finnes i Skjelkvåle *mfl.*, 2007; Skjelkvåle *mfl.*, 2009; Christensen *mfl.*, 2014, 2019).

Tabell 7. Oversikt over vannkjemiske parametere som ble analysert i de fem innsjøene undersøkt i 2024. Gamvikvatn er ny i forhold til i 2018. Fire innsjøer fra 2018 (Ersvikvatn, Glimmervatn, Langvatn på Seiland og Straumvannet) inngikk ikke i undersøkelsene i 2024. Tilstandsklassifiseringen er angitt ved fargekode (se kapittel 4.7). Klassifiseringen er basert på kun én prøveperiode og må derfor betraktes som orienterende.

Tilstandsklasse I Bakgrunn	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
-------------------------------	---------------------------	--------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

Fysisk-kjemiske støtteparametere	Enhet	Langvatnet, Sørøya	Gamvikvannet, Sørøya	Russelvatnet, Seiland	Storvikvannet, Kvaløya	Langvannet, Kvaløya
pH målt		6,5	7,2	6,4	6,5	7,0
Fargetall	mg Pt/l	3,0	13	4,0	2,0	3,0
Konduktivitet ved 25°C	mS/m	3,51	37,9	4,25	4,18	5,65
Alkalitet til pH 4,5	mmol/l	0,03	0,29	0,04	0,05	0,27
Klorid (Cl)	mg/l	6,7	25	8,4	8,3	11
Sulfat (SO ₄)	mg/l	1,81	4,05	2,48	1,72	3,06
Total Fosfor	µg/l	5,5	9,8	<5,0	<5,0	<5,0
Ortofosfat-P	µg/l	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0
Total Nitrogen	µg/l	39	100	48	<20	61
Ammonium (NH ₄ -N)	µg/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	17
Nitrat (NO ₃ -N)	µg/l	<5,0	75	6,4	22	<5,0
Total organisk karbon (TOC)	mg/l	0,93	2,7	1,0	0,60	1,8
Syrenøytraliserende kapasitet (ANC)	µekv/l	84	270	62,1	76	169
Kjemisk oksygenforbruk (KOF Mn)	mg O ₂ /l	1,9	2,8	0,79	0,44	1,1

Tabell 7 fortsetter. Oversikt over vannkjemiske parametere som ble analysert i de fem innsjøene undersøkt i 2024. Gamvikvatn er ny i forhold til i 2018. Fire innsjøer fra 2018 (Ersvikvatn, Glimmervatn, Langvatn på Seiland og Straumvannet) inngikk ikke i undersøkelsene i 2024. Tilstandsklassifiseringen er angitt ved fargekode. Klassifiseringen er basert på kun én prøveperiode og må derfor betraktes som orienterende.

Tilstandsklasse I Bakgrunn	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
-------------------------------	---------------------------	--------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

Metaller	Enhet	Langvatnet, Sørøya	Gamvikvatnet, Sørøya	Russelvatnet, Seiland	Storvikvatnet, Kvaløya	Langvatnet, Kvaløya
Aluminium (Al)	µg/l	14	26	31	27	7,5
Arsen (As)	µg/l	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Bly (Pb)	µg/l	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Jern (Fe)	µg/l	< 2,0	4,9	8,2	2,3	13
Kadmium (Cd)	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Kalium (K)	mg/l	0,27	1,0	0,60	0,42	0,62
Kalsium (Ca)	mg/l	0,93	4,4	1,1	1,0	2,3
Kobber (Cu)	µg/l	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Kobolt (Co)	µg/l	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050
Krom (Cr)	µg/l	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Kvikksølv (Hg)	µg/l	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Magnesium (Mg)	mg/l	0,59	2,0	0,71	0,63	1,1
Mangan (Mn)	µg/l	1,5	0,70	1,1	1,0	4,6
Natrium (Na)	mg/l	4,8	15	5,8	5,4	7,4
Nikkel (Ni)	µg/l	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Silisium (Si)	mg/l	0,57	0,97	1,1	< 0,40	< 0,40
Sink (Zn)	µg/l	2,1	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
Strontium (Sr)	µg/l	6,4	25	7,9	6,7	12
Titan (Ti)	µg/l	<50	<50	<50	<50	<50
Vanadium (V)	µg/l	< 0,20	0,21	< 0,20	< 0,20	< 0,20

Tabell 7 fortsetter. Oversikt over vannkjemiske parametere som ble analysert i de fem innsjøene undersøkt i 2024. Gamvikvatn er ny i forhold til i 2018. Fire innsjøer fra 2018 (Ersvikvatn, Glimmervatn, Langvatn på Seiland og Straumvannet) inngikk ikke i undersøkelsene i 2024. Tilstandsklassifiseringen er angitt ved fargekode. Klassifiseringen er basert på kun én prøveperiode og må derfor betraktes som orienterende.

Tilstandsklasse I Bakgrunn	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
-------------------------------	---------------------------	--------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)	Enhet	Langvatnet, Sørøya	Gamvikvatnet, Sørøya	Russelvatnet, Seiland	Storvikvatnet, Kvaløya	Langvatnet, Kvaløya
Naftalen	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Acenaftylen	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Acenaften	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Fluoren	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Fenantren	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Antracen	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Fluoranten	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Pyren	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Benzo[a]antracen	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Krysen/Trifenylen	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Benzo[b]fluoranten	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Benzo[k]fluoranten	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Benzo[a]pyren	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Indeno[1,2,3-cd]pyren	µg/l	< 0,0020	< 0,0020	< 0,0020	< 0,0020	< 0,0020
Dibenzo[a,h]antracen	µg/l	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Benzo[ghi]perylene	µg/l	< 0,0020	< 0,0020	< 0,0020	< 0,0020	< 0,0020
Sum PAH(16) EPA		ND	ND	ND	ND	ND

5.1.1 Konklusjoner fra de vannkjemiske undersøkelsene

- De fem undersøkte innsjøene er typiske næringsfattige klarvannsjøer med stor påvirkning av sjøsalter.
- Innsjøene er likevel relativt ionefattige.
- Innsjøene er lite preget av humus.
- Innholdet av næringsstoffer er lavt.
- Lokalitetene karakteriseres som uforsuret.
- Alle de undersøkte lokalitetene er godt egnet for overvåking av vannkjemiske endringer som følge av økte tilførsler av forsurende stoffer.
- Lokalitetene er så næringsfattige at vi anser det for lite sannsynlig at vi på kort sikt vil kunne måle endringer i næringsstoffer, som følge av økte tilførsler av nitrogen. Grunnen er at nitrogen er i underskudd i disse økosystemene, slik at tilgjengelig

nitrogen etter all sannsynlighet vil bli tatt opp i biologiske prosesser og ikke føre til økte konsentrasjoner i vannet.

- Det er ingen klare endringer sammenlignet med resultatene fra undersøkelsene i 2024, 2018, 2013, 2008 og 2005/2006.

5.2 Sedimentkjemi

5.2.1 Metaller

Konsentrasjoner og klassifisering

Metallkonsentrasjonene i overflatesedimentene er klassifisert i henhold til klassifiserings-systemet utviklet for Miljødirektoratet. Resultatene fra undersøkelsene i 2024 viser at overflatesedimentene (0-0,5 cm) kan i hovedsak beskrives som ubetydelig til lite forurensset som tilsvarende tilstandsklasse I og II (Tabell 8). Overflatesedimentene (0-0,5 cm) i Russelvvatnet viser likevel forhøyde nivåer av bly (Pb), kadmium (Cd), nikkel (Ni) og sink (Zn). Enkelte målinger fra Gamvikvannet for arsen (As) og sink (Zn) viser tilstandsklasse III. Det er ukjent hva som forårsaker disse forhøyde nivåene.

Resultatene fra 2024 er i all hovedsak i overenstemmelse med undersøkelsene i fra 2006, 2008, 2013 og 2018. Betegnelsen forurensset i denne sammenheng er likevel ikke en god betegnelse. Årsaken er at sedimentene i innsjøer kan ha store variasjoner i konsentrasjoner av metaller, og høye verdier kan skyldes høye verdier i berggrunn og løsavsetninger i nedbørfeltene. Slik er det også i området som er undersøkt her. Et alternativ er å beregne kontamineringsfaktoren (Kf) som er forholdet mellom konsentrasjonen av metaller i overflatesjiktet (0-0,5 cm) og i et dypere sediment sjikt (≈ 40 cm som kalles referansesjiktet og er avsatt for flere hundre år siden, den gang atmosfæren i liten grad var forurensset av menneskeskapte utslipp av metaller) (Tabell 9).

Kontamineringsfaktor

For å vurdere om et område har blitt utsatt for forurensning av metaller vurderer man ofte konsentrasjonene i sedimenter avsatt i nyere tid (overflatelaget i sedimentkjernen) mot konsentrasjoner i sediment avsatt i preindustriell tid (Ned del av sedimentkjernen). Ved å beregne forholdet mellom disse konsentrasjonene (anrikningsfaktor eller kontamineringsfaktor) kan man vurdere i hvor stor grad sedimentet har blitt forurensset. Metall-forurensninger som slippes ut til atmosfæren er ofte knyttet til små organiske partikler. Dette gjelder særlig metaller som slippes ut ved forbrenning av fossile brensel, men ved utslipp til luft fra smelteverks-industri kan metallene også være assosiert til små uorganiske partikler. Blant metallene var det i hovedsak As, Hg, Pb, og Co som hadde Kf-verdier større enn 1. Dette er metaller som ofte slippes ut til luft ved forbrenning av fossile brensel. De knyttes til små organiske partikler i luft og vann og avsettes ved tørr- og våtavsetninger på innsjøoverflaten

eller i nedbørfeltet, og ender til slutt i innsjøens sedimenter. Atmosfæriske avsetninger fra lokale og fjernt-liggende kilder kan også gi et bidrag, men svært beskjedent i dette området.

Det ble funnet en kontamineringsfaktor for bly (Pb) på henholdsvis 10,4 i Russelvatnet, 5,4 i Langvatnet på Sørøya og 4,7 i Langvannet på Kvaløya. Hva som er årsaken til de relativt høye kontamineringsfaktoren i Storsvikvannet og Langvatnet på Sørøya er uklare. Kontamineringsfaktoren i Langvannet på Kvaløya skyldes trolig at denne innsjøen ligger i umiddelbar nærhet til Hammerfest by og flyplassen på Hammerfest noe som kan føre til tilførsel av bly.

Tabell 8. Konsentrasjoner av metaller (mg/kg tv) i overflatesedimenter (0-0,5 cm og 0,5-1,0 cm) samt i referansesedimenter fra nedre del av sedimentkjernen. Resultatene er sammenlignet med grenseverdier i Miljødirektoratets klassifiseringssystem for miljøkvalitet. Der hvor klassifiseringsgrenser eksisterer er tilstandsklasse markert med farge som vist nedenfor. Hvit bakgrunn indikerer at klassifiseringsgrenser ikke finnes i klassifiseringssystemet.

Tilstandsklasse I Bakgrunn	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
-------------------------------	---------------------------	--------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

Innsjø	Co	V	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Russelvatnet 0-0,5	500	32	11	71	1,9	77	27	0,14	57	200
Russelvatnet 0,5 - 1,0 cm	510	30	9,7	33	0,72	63	27	0,13	36	120
Russelvatnet-ref	57	34	7,0	7,1	0,51	80	30	0,068	30	120
Langvatnet, Sørøya 0-0,5	57	23	14	54	0,26	41	14	0,14	14	57
Langvatnet, Sørøya -0,5 - 1	32	19	6,2	34	0,25	35	11	0,11	12	46
Langvatnet, Sørøya-ref	34	43	5,0	10	0,48	81	24	0,075	27	120
Langvannet, Kvaløya-0-0,5	9,9	33	< 3,0	22	0,13	25	18	0,068	11	30
Langvannet, Kvaløya-0,5-1	14	57	< 3,5	42	0,32	46	33	0,13	19	53
Langvannet, Kvaløya-ref	22	75	< 4,2	4,7	0,28	92	41	0,083	24	65
Storsvikvannet 0-0,5	48	61	11	35	0,28	40	44	0,16	28	130
Storsvikvannet 0,5-1	46	67	11	33	0,21	40	50	0,17	30	130
Storsvikvannet -ref	47	77	11	11	0,27	49	58	0,070	39	160
Gamvikvannet 0-0,5	11	53	14	15	0,47	16	31	0,068	21	69
Gamvikvannet 0,5-1	22	73	19	24	0,52	21	43	0,089	28	96
Gamvikvannet-ref	21	110	28	6,2	0,49	32	63	0,058	36	93

Tabell 9. Kontamineringsfaktor (anrikningsfaktor) beregnet som forholdet mellom konsentrasjoner i overflatesjiktet (0-0,5 cm) og det dypereliggende referansesjiktet (+25 cm) i 2024. Røde tall viser verdier større enn 1 (høyere i overflatesjiktet enn i referansen).

	Co	V	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Russelvatnet, Seiland	8,8	0,9	1,6	10,0	3,7	1,0	0,9	2,1	1,8	1,7
Langvatnet, Sørøya	1,7	0,5	2,8	5,4	0,5	0,5	0,6	1,9	0,5	0,5
Langvannet, Kvaløya	0,5	0,4	0,7	4,7	0,5	0,3	0,4	1,6	0,5	0,5
Storvikvannet, Kvaløya	1,0	0,8	1,0	3,2	1,0	0,8	0,8	2,3	0,7	0,8
Gamvikvannet, Sørøya	0,5	0,5	0,5	2,4	1,0	0,5	0,5	1,2	0,6	0,7



Figur 9. Innsjøsedimenter ble samlet inn med en gravitasjons corer (kjerneprøvetaker). Foto: Akvaplan-niva.

5.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Til tilstandsklassifisering av sedimenter i ferskvann benyttes Veileder M-608 (Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020).

Konsentrasjonene av PAH i overflatesedimentene i 2024 betraktes som lave og i tilstandsklasse I (Bakgrunn) eller II (God) bortsett fra i Storvikvannet som har nivåer av PAH16 tilsvarende tilstandsklasse III (Moderat) (Tabell 10). PAH konsentrasjonene var sammenlignbare med det som er funnet tidligere i sediment fra disse innsjøene.

De fleste målingene av spesifikke PAH-forbindelser indikerer nivåer tilsvarende tilstandsklasse I (Bakgrunn) eller tilstandsklasse II (God). For noen av PAHene ble det likevel målt nivåer tilsvarende tilstandsklasse III (Moderat) eller tilstandsklasse IV (Dårlig).

Nivåene av PAH fra 2024 er sammenlignbare med det som er funnet i tidligere undersøkelser i Nord-Norge 96 (Skotvold *mfl.*, 1997, Christensen *mfl.*, 2008).

Tabell 10. Konsentrasjoner av PAH ($\mu\text{g/kg}$ tv) i overflatesediment (0 – 1 cm) i 2024 sammenlignet med grenseverdier i Miljødirektoratets klassifiseringssystem (Veileder M-608).

	Tilstandsklasse I Bakgrunn	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
PAH-forbindelse Resultater i $\mu\text{g/kg}$ TS	Langvannet, Kvaløya	Russelvatnet, Seiland	Storvikvannet, Kvaløya	Gamvikvannet, Sørøya	Langvatnet, Sørøya
Naftalen	44,4	27,2	137	18,6	32,3
Acenaftylen	2,86	0,82	16,8	0,53	2,60
Acenaften	0,88	0,30	2,04	0,14	0,42
Fluoren	3,62	0,31	15,7	0,44	3,92
Fenantren	40,0	11,6	269	4,91	38,1
Antracen	6,64	1,32	38,0	1,45	5,72
Fluoranten	64,4	7,64	249	3,84	48,6
Pyren	43,0	6,76	125	3,79	29,7
Benzo(a)antracen	29,1	4,04	78,9	2,29	24,1
Krysen	53,0	15,3	400	9,84	94,1
Benzo(b)fluoranten	79,1	22,2	376	11,7	175
Benzo(k)fluoranten	13,3	4,00	64,2	2,81	30,8
Benzo(a)pyren	30,4	5,35	53,6	2,53	27,7
Indeno(1,2,3-cd)pyren	74,6	15,2	188	7,57	109
Benzo(ghi)perylene	73,2	14,9	176	5,89	92,1
Dibenzo(a,h)antracen	11,0	1,15	19,5	0,59	14,9
SUM 16 EPA, $\mu\text{g/kg}$ TS:	569	138	2208	77	729
Totale Hydrokarboner, THC (C12-C35)* mg/kg TS	285	142	56	107	263

Tabell 11. Konsentrasjoner av PAH ($\mu\text{g/kg tv}$) i overflatesediment (0 – 1 cm) i 2006, 2008, 2013, 2018 og 2024 sammenlignet med grenseverdier i Miljødirektoratets klassifiseringssystem (Veileder M-608).

Tilstandsklasse I Bakgrunn	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
-------------------------------	---------------------------	--------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

	2006	2008	2013	2018	2024
Langvannet, Kvaløya	1002	1511	803	503	569
Storvikvannet, Kvaløya	1072	882	614	297	2208
Russelvatnet, Seiland	373	299	325	108	138
Langvatnet, Sørøya	263	1153	783	373	729
Gamvikvannet, Sørøya					77

5.2.3 Konklusjoner fra sediment undersøkelsene

Resultatene fra sediment-undersøkelsene fra utvalgte innsjøer rundt Hammerfest LNG kan sammenfattes i følgende punkter:

- Nivåene av metaller i sedimentene viser i all hovedsak en "Svært god" eller en "God" tilstand som tilsvarer tilstandsklasse I eller II.
- Enkelte metaller er i tilstandsklasse III (Moderat) i Russelvatnet på Seiland og i Gamvikvannet på Sørøya. Årsakene til dette er ikke klare.
- Nivåene av PAH i overflatesedimentet betraktes i all hovedsak som lave og sammenlignbare med andre innsjøer i Nord-Norge.
- Resultater fra alle undersøkelsene viser at konsentrasjonene av PAH varierer mellom år. Nivåene av PAH i 2024 var gjennomgående noe høyere enn i 2018.

5.3 Vannvegetasjon

5.3.1 Resultater og diskusjon

Artssammensetning og artsantall

Totalt antall registrerte arter varierte mellom 2 og 7 arter (Tabell 12). Flest arter ble registrert i Straumvatnet mens Storkvikvatnet bare hadde 2 arter. Alle innsjøene er kalkfattige og ligger i lavalpin sone, og det lave artsantallet anses derfor som normalt for området (Mjelde og Dervo 2022, Mjelde m.fl. 2023)

De vanligste artene i området var langskuddsarten *Myriophyllum alterniflorum*, og *Sparganium hyperboreum* som er en typisk art for denne innsjøtypen. Kortsuddsarten *Isoetes lacustris*, som også er svært vanlig i denne innsjøtypen, fantes og dannet bestander i to av innsjøene. Langvatn NV Kvaløya, like øst for Hammerfest, ligger på grensa til noe rikere berggrunn, og har innslag av *Potamogeton berchtoldii* og *Hippuris vulgaris*. Også Straumvatnet på Sørøya ligger i et område med noe rikere berggrunn (meta-sandstein). Innsjøens utløpsområde er lite vindutsatt og har finkornet substrat, som er gunstig for vannplanter.

Vannvegetasjonen gikk ut til 3-4 m i alle innsjøene (unntatt i Langvatnet som bare er 1,5 m dypt). *Myriophyllum alterniflorum* og *Isoetes lacustris* dannet nedre grense i alle innsjøene (Tabell 13). Det er generelt en god sammenheng mellom siktedyp og nedre grense for vannvegetasjonen.

Tabell 12. Vannvegetasjon i innsjøer i og utenfor effektområdet fra Hammerfest LNG 02-03. september 2024. Lokalteter: Lang156 = Langvatnet156 NV Kvaløya, Storvik = Storvikvatnet NØ Kvaløya, Russelv = Russelvvatn, og Straum = Straumvatn. Mengdeangivelse arter: 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlige, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten.

*: bare i utløpsområdet.

Livsformgrupper/arter	Russelv	Straum	Lang156	Storvik
ISOETIDER				
<i>Isoëtes lacustris</i>		4		4-5
<i>Ranunculus reptans</i>		2-3*		
ELODEIDER				
<i>Callitriche hamulata</i>		3*		
<i>Hippuris vulgaris</i>		3*	3-4	
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	2-3	2-3	4-5	
<i>Potamogeton berchtoldii</i>			2	
<i>Ranunculus peltatus</i>				2
NYMPHAEIDER				
<i>Sparganium hyperboreum</i>	2-3	3	3	
<i>Sparganium angustifolium</i>		1-2	3	
KRANSALGER				
<i>Nitella opaca</i>	2-3			
Antall arter	3	7	5	2

Tabell 13. Nedre grense for vannvegetasjonen 2024.

Innsjø	Visuelt siktedyp (m)	Nedre grense (m) bestand (dypest)	Art ved nedre grense
Russelvvatn	8	(4,8 og 5,3)	<i>Myriophyllum alterniflorum</i> og <i>Nitella opaca</i>
Straumvatn	5	2,8 (3,5)	<i>Isoëtes lacustris</i>
Langvatn156	5,5	3,1 (4,5)	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>
Storvikvatn	-	3,1 (4,3)	<i>Isoëtes lacustris</i>

Økologisk tilstand - eutrofiering

Økologisk tilstand er vurdert for Straumvatn og Langvatn156. Storvikvatn og Russelvatn har få arter, så her er indeksverdien bare veiledende.

Økologisk tilstand i forhold til eutrofiering karakteriseres som svært god i alle innsjøene, dvs. de sensitive artene dominerer. (Tabell 14).

Tabell 14. Økologisk tilstand i forhold til eutrofiering i 2024.

Innsjø	Tlc	tilstand
Russelvatn	(100)	(Svært god)
Straumvatn	100	Svært god
Langvatn156	80	Svært god
Storvikvatn	(100)	(Svært god)

Økologisk tilstand - forsureing

Økologisk tilstand er vurdert for Straumvatn og Langvatn156. Storvikvatn og Russelvatn har få arter, så her er indeksverdien bare veiledende.

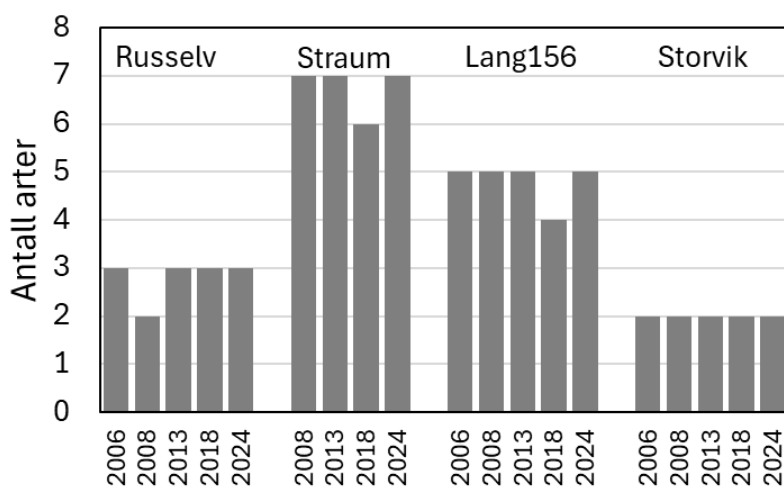
Økologisk tilstand i forhold til forsureing karakteriseres som svært god i alle innsjøene, dvs. de sensitive artene dominerer (Tabell 15).

Tabell 15. Økologisk tilstand i forhold til forsureing.

Innsjø	Slc	tilstand
Russelvatn	(100)	(Svært god)
Straumvatn	43	Svært god
Langvatn156	60	Svært god
Storvikvatn	(0)	(Svært god)

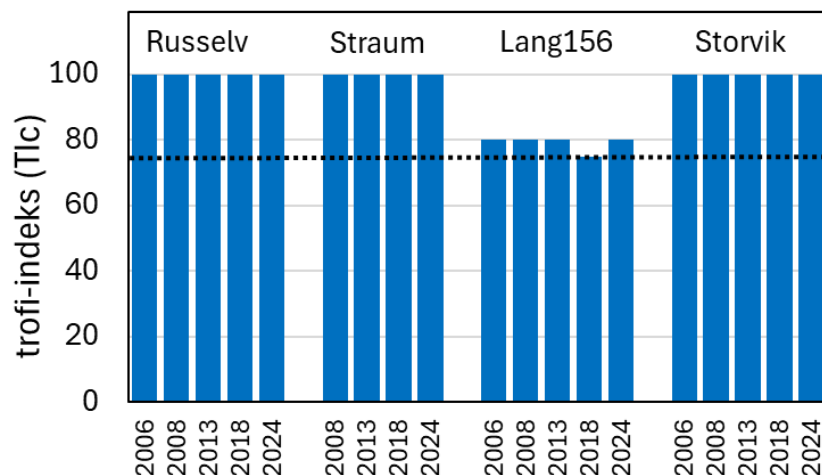
Observerte endringer i perioden 2006-2024

Tre av innsjøene er undersøkt i alle fem undersøkelser; 2006, 2008, 2013, 2018 og 2024, mens de øvrige er undersøkt de fire siste undersøkelser (jfr. Skjelkvåle m.fl. 2007, 2009, Christensen m.fl. 2014, 2019). I løpet av perioden 2006-2024 er det ikke påvist store endringer i artsdiversitet (Figur 10 og vedlegg A). Flere av artene har liten forekomst og gjenfunn av slike arter kan være tilfeldig. I Langvatn156 har det skjedd en klar nedgang i forekomst av *Nitella opaca* i perioden, og arten ble ikke gjenfunnet i 2018 og 2024.



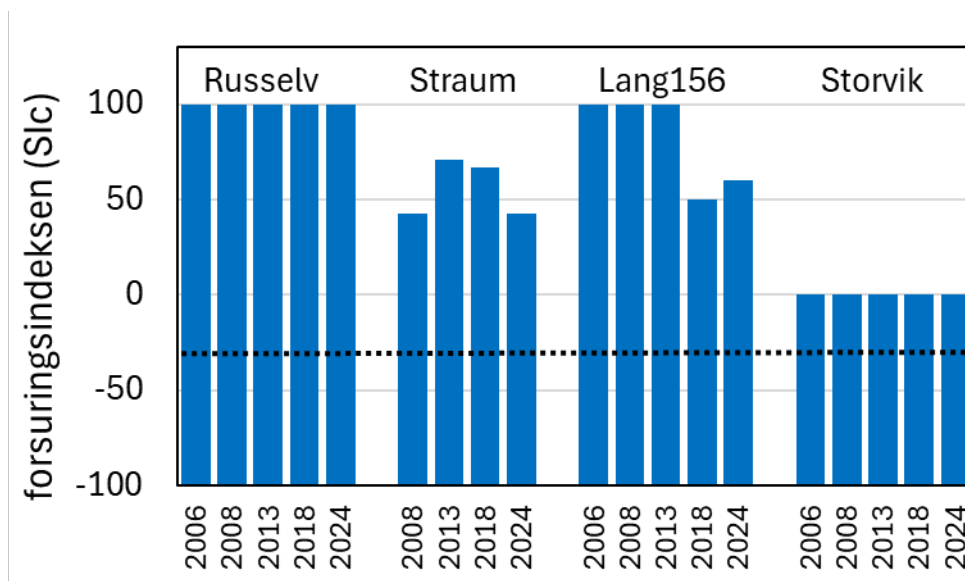
Figur 10. Variasjoner i artsantall i perioden 2006-2024.

Økologisk tilstand i forhold til eutrofiering viser ingen endringer i perioden (Figur 11). Verdien av Trofiindeksen (TIC) for Langvatn156 ble korrigert for år 2006 til 80 i stedet for 100 som tidligere rapportert på grunn av en beregningsfeil (se Christensen m.fl. 2019). Trofiindeksen i Langvatn156 er på eller nær grensa mellom svært god og god tilstand. Den sensitive arten *Nitella opaca*, som tidligere år har dannet bestander i innsjøen, ble ikke registrert i 2018 og 2024. Hvorvidt dette skyldes påvirkning fra produksjonen fra Hammerfest LNG er vanskelig å si.



Figur 11. Endringer i trofi-indeksen (Tic) i perioden 2006-2018. Svartprikket linje mellom svært god og god tilstand er markert.

Alle innsjøene har svært god tilstand i forhold til forsurening (figur 5). Til tross for en klar nedgang i indeksverdien i Langvatn156 er også denne godt innenfor tilstandsklassen svært god.



Figur 12. Endringer i forsuringsindeksen (Sic) i perioden 2006-2024. Svartprikket linje mellom svært god og god tilstand er markert.

5.4 Bunndyr

5.4.1 Resultater og diskusjon

Beskrivelse av klassifisering av tilstand for bunndyr i elv er beskrevet i kapittel 4.5 (Tabell 6). Tre av prøvene som ble tatt i 2024 var store og inneholdt mye fintrådig alger og mose. Dette førte til at flere prøver var uhåndterlige og måtte subsamples. For disse prøvene er halve prøven bearbeidet, og tall som er oppgitt gjelder bare for den bearbeidede halvdelen. Dette gjelder Langvannet Hammerfest Utløp, Storvikvannet innløp og Straumvannet utløp.

Resultatene fra bunndyrsundersøkelsene er oppsummert i Tabell 12 – Tabell 15. Resultatene fra 2018 er regnet over på nytt og gitt i tabellene for sammenliknings skyld. Det ble funnet noen feil i utregninger av indekser fra 2018, og indeksene oppgitt her er fra de nye utregningene på materialet.

Bunnfaunaen i innløp og utløp på de fem undersøkte vannene var generelt artsfattig. Høyeste antall EPT taxa var 9 i innløpselva til Langvannet og færrest i utløpselva til Russelvatnet med bare 6 EPT taxa. Det er heller ingen signifikant forskjell i antall EPT taxa fra innløpselver og utløpselver. I tidligere undersøkelser har det også vært rapportert om generelt artsfattige bunndyrsamfunn, og det sees ingen forskjell i biodiversitet fra forrige undersøkelse i 2018 til undersøkelsen i 2024.

Undersøkelsen i 2024 viser betydelig flere individer i elvene sammenliknet med 2018. Hva dette skyldes er usikkert, men kan antakelig tilskrives en svært varm sommer som øker produktiviteten i elvene. Dette kan også være årsaken til den store mengden fintrådig alger som ble observert i elvene.

Ved utregning av forsøringsindekser var prøvene fra utløpselv fra Russelvatnet ikke egnet på grunn av for få individer av indikatortaxa. I materialet fra 2018 var det svært få stasjoner som tilfredsstilte kravene til å regne ut forsøringsindekser. Dette var kun Straumvannet innløp og Langvannet ved Hammerfest utløp. Begge disse stasjonene kom ut med Svært God tilstand iht. RAMI indeks for forsuring i 2018 og også i 2024.

Av øvrige stasjoner viste RAMI indeks at Straumvannet utløp, Storvikvannet utløp og innløp var i Svært god tilstand mht. forsuring i 2024. Russelvatnet innløp var i Dårlig tilstand og Langvannet ved Hammerfest var i Moderat tilstand. Vurderingen er at disse siste resultatene skal leses med forsiktighet da substratet for prøvetaking på disse to stasjonene antakelig var mindre egnet for bunnprøvetaking.

Med tanke på eutrofi viste ASPT indeksen at kun Russelvatnet innløp hadde God tilstand. De resterende elvene kom ut med Moderat eller Dårlig- tilstand. For Straumvannet var dette en forverring fra God til Moderat tilstand i utløpselv og forbedring fra Dårlig til Moderat tilstand i innløpselv siden 2018. For Storvikvannet var det en forbedring fra Dårlig til Moderat tilstand i innløpselv, og for Langvannet en forverring fra Moderat til Dårlig tilstand. De resterende stasjoner har ikke sammenlikningsgrunnlag pga. for lite indikatortaxa i prøvene fra 2018.

Tabell 16. Resultater for bunndyrundersøkelser i Russelvatnet innløp og utløpselv 2024. Celler i lilla farge indikerer for lite individer for å kunne regne ut indekser. Andre farger viser tilstandsklasse.

Tilstandsklasse I Svært god	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
--------------------------------	---------------------------	--------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

Stasjon	Russelvatnet utløp		Russelvatnet innløp	
År	2024	2018	2024	2018
Antall individer	472	174	1608	200
Antall taxa	10	12	14	12
Mest tallrike taxa	Chironomidae (66 %)	Chironomidae (44 %)	Oxyethira (52 %)	Chironomidae (71 %)
Nest mest tallrike taxa	Oxyethira og Hydrachnidia (13 %)	Pisidium (30 %)	Chironomidae (43 %)	Simuliidae (9 %)
Antall EPT Taxa	6	7	8	9
Antall EPT individer	91	20	865	38
Antall indikatorindivider RAMI	91	67	836	14
RAMI	-	-	3.46	-
EQR for RAMI	-	-	0.77	-
nEQR for RAMI	-	-	0.38	-
Økologisk tilstand RAMI	-	-	Dårlig	-
Antall indikator individer forsursindekser	92	68	862	24
Forsursindeks 1	-	-	1	-
Forsursindeks 2	-	-	0.59	-
Antall indikatorindivider ASPT	404	165	1582	199
ASPT	6.00	-	6.27	-
EQR for ASPT	0.87	-	0.91	-
nEQR for ASPT	0.60	-	0.67	-
Økologisk tilstand ASPT	Moderat	-	God	-
Kommentar	Tilfredsstillende ikke krav til Forsursindekser	Tilfredsstillende ikke krav til Forsursindekser og ASPT		Tilfredsstillende ikke krav til Forsursindekser og ASPT

Tabell 17. Resultater for bunndyrundersøkelser i Straumvannet innløp og utløpselv 2024. Celler i lilla farge indikerer for lite individer for å kunne regne ut indekser. Andre farger viser tilstandsklasse.

Tilstandsklasse I Svært god	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
Stasjon	Straumvannet utløp		Straumvannet innløp	
År	2024	2018	2024	2018
Antall individer	1380	281	2364	1118
Antall taxa	19	10	22	18
Mest tallrike taxa	Chironomidae (56 %)	Isoperla (43 %)	Chironomidae (47 %)	Baetis rhodani (86 %)
Nest mest tallrike taxa	Pisidium (21 %)	Chironomidae (23 %)	Baetis rhodani (36 %)	Chironomidae (4 %)
Antall EPT Taxa	10	7	14	12
Antall EPT individer	211	198	902	1051
Antall indikatorindivider RAMI	397	30	1218	1042
RAMI	5.14	-	4.51	4.70
EQR for RAMI	1.00	-	1.00	1.00
nEQR for RAMI	1.00	-	1.00	1.00
Økologisk tilstand RAMI	Svært god	-	Svært god	Svært god
Antall indikator individer forsuringsindekser	481	199	1209.00	1045
Forsuringsindeks 1	1	-	1	1
Forsuringsindeks 2	Steinfluer mangler	-	4.59	69.86
Antall indikatorindivider ASPT	1313	270	2328	1117
ASPT	5.45	6.23	6.00	4.88
EQR for ASPT	0.79	0.90	0.87	0.71
nEQR for ASPT	0.46	0.66	0.60	0.32
Økologisk tilstand ASPT	Moderat	God	Moderat	Dårlig
Kommentar		Tilfredsstillende ikke krav til Forsuringsindekser		

Tabell 18. Resultater for bunndyrundersøkelser i Storvikvannet innløp og utløpselv 2024. Celler i lilla farge indikerer for lite individer for å kunne regne ut indekser. Andre farger viser tilstandsklasse.

Tilstandsklasse I Svært god	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
--------------------------------	---------------------------	--------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

Stasjon	Storvikvannet utløp		Storvikvannet innløp	
År	2024	2018	2024	2018
Antall individer	4762	103	1804	235
Antall taxa	16	10	14	15
Mest tallrike taxa	Simuliidae (55 %)	Chironomidae (52 %)	Pisidium (38 %)	Pisidium (54 %)
Nest mest tallrike taxa	Chironomidae (29%)	Pisidium (11 %)	Chironomidae (32 %)	Chironomidae (26 %)
Antall EPT Taxa	9	5	8	9
Antall EPT individer	443	15	518	38
Antall indikatorindivider RAMI	722	27	1163	148
RAMI	4.25	-	4.37	-
EQR for RAMI	0.94	-	0.97	-
nEQR for RAMI	0.92	-	0.96	-
Økologisk tilstand RAMI	Svært god	-	Svært god	-
Antall indikator individer forsuringsindekser	721	27	1206	161
Forsuringsindeks 1	1	-	1	-
Forsuringsindeks 2	188.50	Steinfluer mangler	0.52	-
Antall indikatorindivider ASPT	4749	96	1798	232
ASPT	5.50	-	6.00	5.2
EQR for ASPT	0.80	-	0.87	0.75
nEQR for ASPT	0.48	-	0.60	0.4
Økologisk tilstand ASPT	Moderat	-	Moderat	Dårlig
Kommentar		Tilfredsstiller ikke krav til Forsuringsindekser		Tilfredsstiller ikke krav til Forsuringsindekser

Tabell 19. Resultater for bunndyrundersøkelser i Langvannet ved Hammerfest, innløp og utløpselv 2024. Celler i lilla farge indikerer for lite individer for å kunne regne ut indekser. Andre farger viser tilstandsklasse.

Tilstandsklasse I Svært god	Tilstandsklasse II God	Tilstandsklasse III Moderat	Tilstandsklasse IV Dårlig	Tilstandsklasse V Svært dårlig
Stasjon	Langvannet Hammerfest, 156 moh, Utløp		Langvannet Hammerfest, 156 moh. Innløp	
År	2024	2018	2024	2018
Antall individer	2790	2159	1670	1110
Antall taxa	16	18	14	16
Mest tallrike taxa	Chironomidae (49 %)	Chironomidae (61 %)	Baetis (39 %)	Chironomidae (80 %)
Nest mest tallrike taxa	Pisidium (26 %)	Hydroptila (16 %)	Chironomidae (33 %)	Pisidium (7 %)
Antall EPT Taxa	9	9	7	8
Antall EPT individer	640	447	897	82
Antall indikatorindivider RAMI	1366	672	725	117
RAMI	5.08	4.97	3.54	-
EQR for RAMI	1	1	0.79	-
nEQR for RAMI	1	1	0.46	-
Økologisk tilstand RAMI	Svært god	Svært god	Moderat	-
Antall indikator individer forsursindekser	1360	677	663	116
Forsursindeks 1	1	1	1	-
Forsursindeks 2	Steinfluer mangler	Steinfluer mangler	Steinfluer mangler	-
Antall indikatorindivider ASPT	2736	2148	1586	1069
ASPT	5.20	5.54	5.38	-
EQR for ASPT	0.75	0.80	0.78	-
nEQR for ASPT	0.40	0.48	0.44	-
Økologisk tilstand ASPT	Dårlig	Moderat	Moderat	-
Kommentar				Tilfredsstiller ikke krav til Forsursindekser og ASPT

5.4.2 Konklusjoner fra undersøkelser av bunndyr

Med tanke på forsuring er det ikke grunnlag for å kunne si at noen av elvene som er prøvetatt er forsuret. Det er også en svakhet ved prøvetakingen at det kun er høstprøver som er tilgjengelige. Når det ikke er analysert prøver fra både vår og høst er det ikke godt nok grunnlag for å kunne konkludere om et vassdrag er forsuret eller ikke.

Med tanke på eutrofiering viser ASPT-indeksen at flere av elvene er eutrofierte. Dette er i utgangspunktet elver som er næringsfattige da de ligger på snaufjellet med lite humuspåvirkning og det er ingen kjente utslipp til elvene. Man skal derfor lese indeksene med

forsiktighet da de kan være et resultat av generelt lav biodiversitet. Da er det viktigere å se på resultatet av vannkjemiprøver og nivåer av næringssalter i vannet, som viser at vannet ikke er eutrofiert.

Over flere prøvetakingsrunder har det vist seg at elvene som prøvetas i Melkøypprogrammet har flere svakheter for å kunne bestemme tilstanden ved hjelp av indekser for forsuring og eutrofiering. Det er naturlig lite biodiversitet i elvene, noe som gjør at antall indikatortaxa for indeksene ligger helt på grensen til hva som er akseptabelt. Dette gjør at indeksene ikke alltid er til å stole på. Flere av elvene har et substrat som gjør at de er vanskelige å prøveta og som ikke egner seg for bunndyrprøver. Det er også mistanke om at en del av dem bunnfryser på vinteren, noe som betydelig reduserer både antall arter og antall individer i elvene.

Prøvene er likevel interessante om man sammenlikner artssammensetning, antall dyr og generell biodiversitet over årene. Dersom dette viser store forandringer mellom prøvetakingene kan dette være tegn til påvirkning, men det er vanskelig å finne kilden til slike forandringer.

5.5 Miljøgifter i fisk

5.5.1 Stabile isotoper

Stabile isotoper er en nyttig støtteparameter når en skal vurdere nivåene av miljøgifter i fisk. Det er kjent at enkelte miljøgifter akkumulerer oppover i næringskjeden, noe som betyr at nivåene øker jo høyere opp i næringskjeden man kommer (med økende trofisk nivå). Fiskens diett er avgjørende for hvilken trofisk nivå den har.

I denne overvåkning er fiskens trofiske posisjon bestemt ved hjelp av analyser av stabile isotoper av nitrogen (forskjellen mellom ^{14}N og ^{15}N , $\delta^{15}\text{N}$). Metoden baseres på at den tyngste nitrogenisotopen (^{15}N) anrikes oppover i næringskjeden, mens den lettere (^{14}N) er relativt stabil. Forskjellen mellom de to isotopene øker således oppover i næringskjeden. I akvatiske næringskjeder øker $\delta^{15}\text{N}$ med ca. 3,4 ‰ for hvert trofisk nivå (Vander Zanden og Rasmussen 2001).

Resultatene fra undersøkelsene i 2024 viste at de ti utvalgte fisk fra hver av innsjøene viste liten variasjon i $\delta^{15}\text{N}$ og at de i all hovedsak lå innenfor samme trofiske nivå.

I enkelte innsjøer var det opptil et halvt trofisk nivå forskjell, noe som skyldes ulik størrelse på fisken og ulikt næringsvalg (diett). Det er også noe forskjell mellom de ulike vannene. Dette kan være relatert til størrelse og diett, men kan også skyldes at baseline er ulik mellom innsjøene.

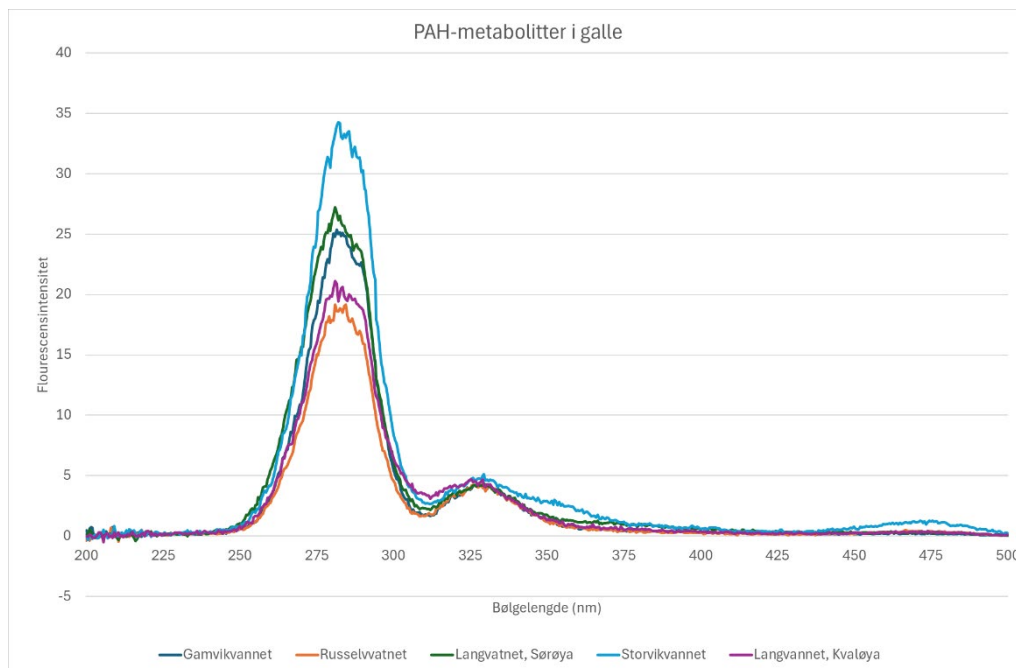
Resultatene fra 2024 er sammenlignbare med de tidligere undersøkelsene. Dette er forventet. Det er små forskjeller mellom årene som kan forklares av at fødetilgang og diett endres lite mellom år.

5.5.2 PAH metabolitter i galle

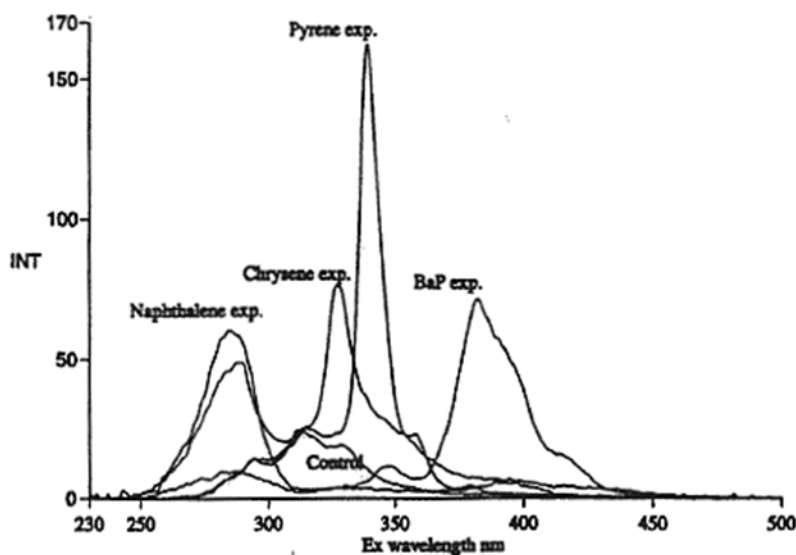
PAH er fettløselige og kan tas opp av fisk. Umiddelbart etter opptak omdannes PAH til PAH-metabolitter i leveren på fisken noe som gjør at nivåene i muskel forventes å være lave, mens PAH-metabolittene kan oppkonsentreres i gallen. I denne undersøkelsen ble derfor PAH-metabolitter i galle analysert. I tidligere undersøkelser ble det ikke påvist nivåer av PAH (16 EPA) over deteksjonsgrensen (Skjelkvåle *mfl.* 2007, 2009, Christensen *mfl.* 2014, 2019).

I Figur 10 er gjennomsnittsspektra for hver innsjø presentert for fisk analysert fra 2024. Resultatene viser at det kun ble detektert lave nivåer av PAH-metabolitter, noe som indikerer at fiskene ikke har vært eksponert for forhøyede nivåer av PAH.

Det ble detektert et signal i alle individene som ble testet. Dette signalet har høyest emisjonsintensitet ved 283 nm. Signalet som ble detektert ved 283 nm (eksitasjonsbølgelengde) i alle prøvene som ble testet ligger nær eksitasjonsbølgelengde for naftalenmetabolitter (290/335 nm, Figur 11). Mønsteret er svært likt det som ble påvist i undersøkelsene fra 2006, 2008, 2013 og 2018 (Skjelkvåle *mfl.* 2007, 2009, Christensen *mfl.* 2014, 2019). Dette signalet har imidlertid også blitt observert iblant annet polartorsk som ble prøvetatt ulike steder på Svalbard med antatt lave bakgrunnsverdier for PAH (J. Nahrgang, ikke publiserte data). Andre naturlige komponenter i fiskegalle kan også gi et signal ved samme bølgelenge. Siden endogene forbindelser som kolesterol, progesteron og testosteron har FF (fixed fluorescence) bølgelengder ved 280/305 nm (Hellou og Upshall 1995), kan signalet som ble observert skyldes endogene forbindelser.

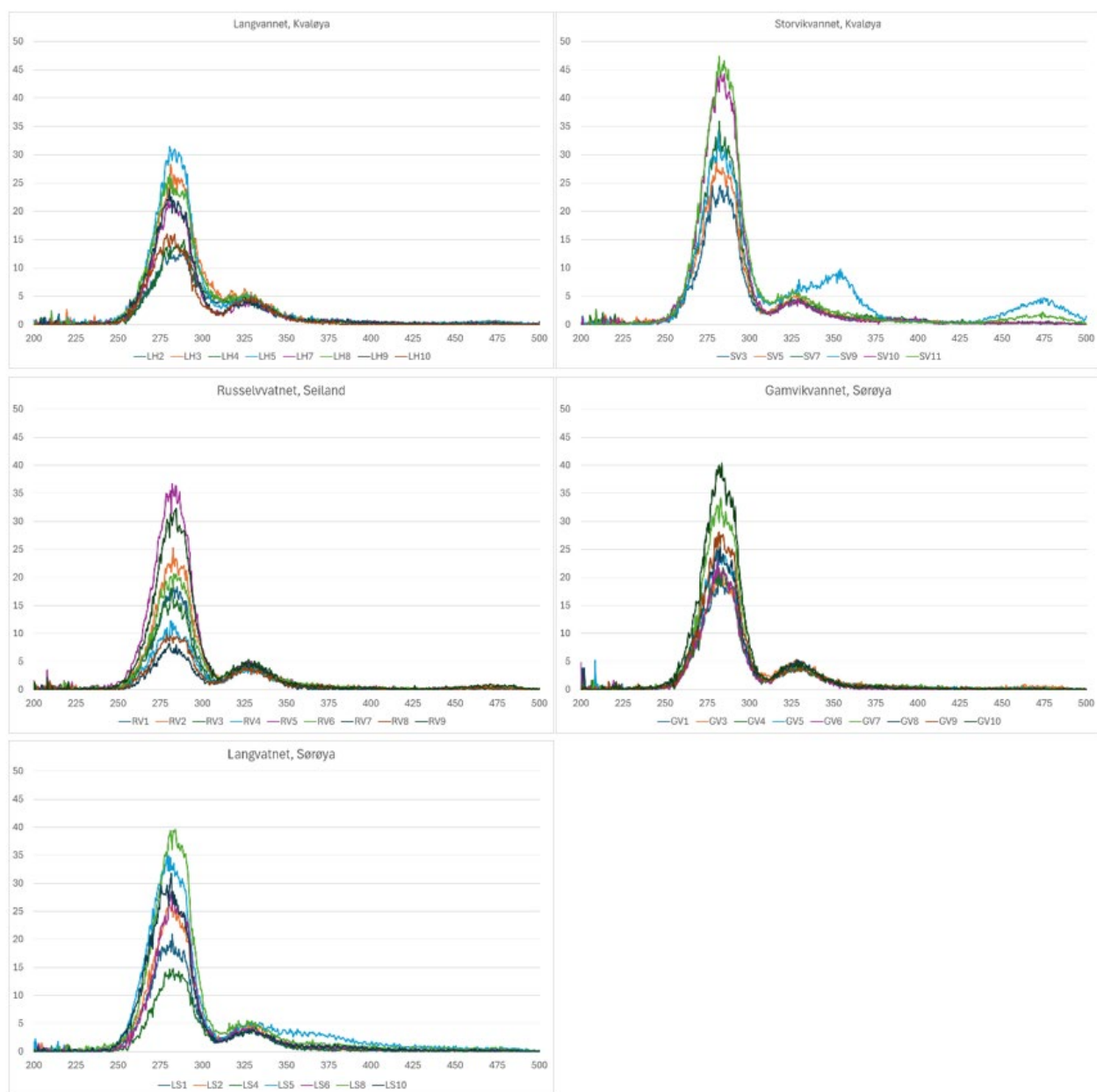


Figur 13. Gjennomsnittsspektra for de ulike innsjøene og de ulike artene, september 2024. Mørkeblå = Gamvikvannet, Sørøya, oransje = Russelvatnet, Seiland, grønn = Langvatnet, Sørøya, lyseblå = Storvikvannet, på Kvaløya og lilla = Langvannet på Kvaløya. X-aksen angir eksitasjonsbølgelengden (nm) og Y-aksen angir emisjonsintensiteten (nm).



Figur 14. Synkrone fluorescensspektra fra galleprøver fra torsk eksponert for naftalen, krysen, pyren og benzo[a]pyren. Figuren viser at ulike forbindelser fluorescerer ved ulike bølgelengder i samsvar med molekyllstørrelse, fra toringede naftalenmetabolitter til femringede benzo[a]pyren-metabolitter. Eksitasjonsbølgelengde på x-aksen og fluorescensintensitet på y-aksen. Hentet fra Aas m.fl. (2000).

De ulike fluorescensspektra fra individene som ble testet, sortert etter hvilken innsjø de ble prøvetatt i, presenteres som rådata i Figur 12. Det ble observert noe variasjon i signalstyrken mellom individene som ble analysert, selv innad i samme vann. Tidligere studier har understreket at fødestatus kan påvirke hvor konsentrert gallen er (Brumley *mfl.* 1998). I tillegg til dette, kan individenes alder og deres modningsstadier ha en effekt på hvor fort biotransformasjonen går. Disse faktorene kan igjen føre til tilsvarende stor variasjon i metabolitter funnet i galle, noe som kan forklare variasjonene som ble påvist. Dersom signalet som observeres skyldes steroid- hormoner, som for eksempel testosteron, kan kjønnsforskjeller være en annen forklaring på dette.



Figur 15. Resultatene fra målinger av PAH-metabolitter i galle fra fisk (september 2024). Langvannet (Kvaløya), Stortvikvannet (Kvaløya), Russelvvatnet (Seiland), Gamvikvannet (Sørøya) og Langvatnet (Sørøya). Eksitasjonsbølgelengden (nm) angis av x-aksen og fluorescensintensitet på y-aksen.

5.5.3 Metaller og kvikksølv i fisk

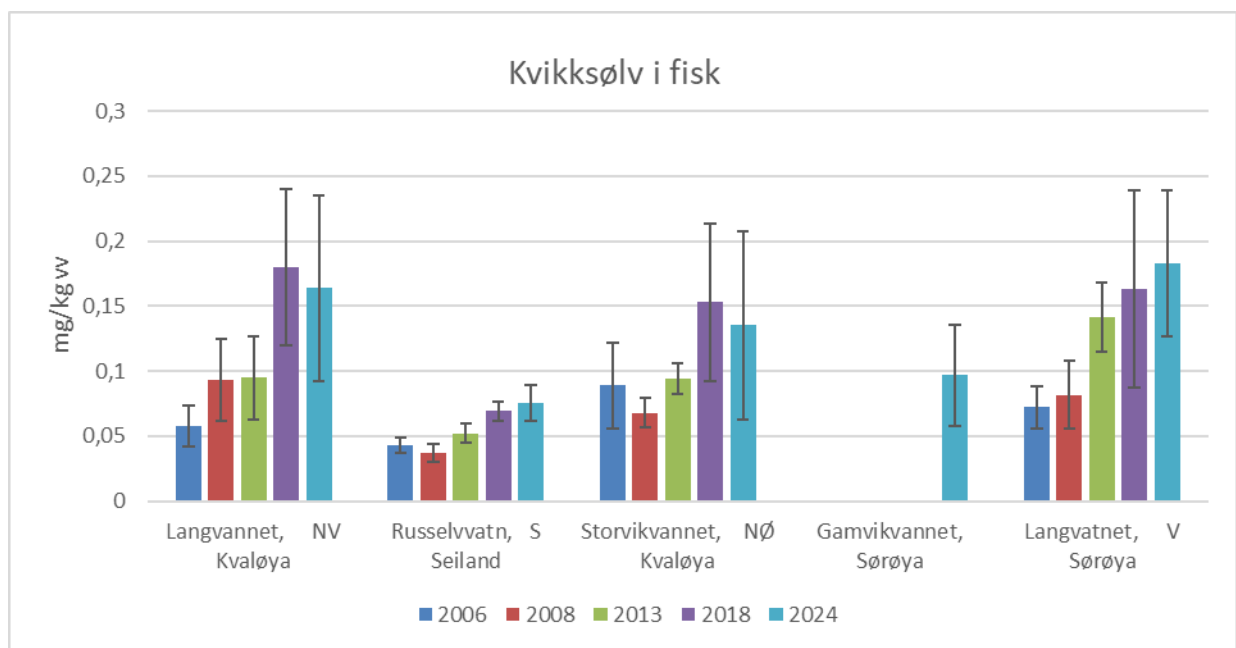
Det ble samlet inn prøver av muskel, nyre og lever fra fisk til analyser av 8 ulike metaller (As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn og Hg). For hvert vev ble det laget en samleprøve bestående av vev fra ti fisk. Det er kjent at metaller akkumulerer i lever og nyre fremfor i muskel og det var derfor bestemt alle de tre typer vev skulle analyseres for metaller.

Metallnivåene i lever og nyre var som forventet betydelig høyere enn det som ble funnet i muskelprøvene (Tabell 16). Nivåene i 2024 er sammenlignbare med det som er funnet tidligere (Christensen m.fl. 2014). Metallkonsentrasjonene i fiskemuskel fra de utvalgte overvåknings-innsjøene er generelt sammenlignbare med nivåene målt i Nord-Norge og Svalbard, samt andre sub arktiske områder (Christensen m.fl. 2008, Evans m.fl. 1998a og Evans m.fl. 1998b).

Det var som i tidligere undersøkelser liten forskjell i metallkonsentrasjoner mellom fisk fra de ulike innsjøene.

Kvikksølv (Hg) er et grunnstoff som i naturen er sterkt bundet til sedimenter og organisk materiale. Hg kan bli omdannet til giftig metylkvikksølv (MeHg) som er biotilgjengelig og tas opp av planter og dyr. I motsetning til de fleste andre metaller så akkumulerer Hg i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden. De høyeste nivåene av Hg finner man derfor på toppen av næringskjeden.

Resultatene fra 2024 viser at det er lave nivåer av Hg ($< 0,35$ mg/kg vv) i samtlige analyserte fisk. De høyeste nivåene ble funnet i Langvannet på Kvaløya og Langvatnet på Sørøya, mens de laveste nivåene ble funnet i røye fra Russelvatnet (Figur 13). Nivåene av kvikksølv i fisk fra denne undersøkelsen er sammenlignbare med nivåene som er funnet i andre innsjøer i Nord-Norge (Christensen *mfl.*, 2008). Nivåene av kvikksølv i fisk i 2024 er noe høyere i Langvatnet på Sørøya og i Russelvatnet på Seiland sammenlignet med tidligere undersøkelser. Nivåene av kvikksølv i Langvannet på Kvaløya og i Storvikvannet er noe lavere i 2024 sammenlignet med 2018. Langtidstrendene viser en svak økning i kvikksølvnivåene i fisk. Det foreligger ikke resultater fra tidligere målinger i Gamvikvannet.



Figur 16. Nivåene av kvikksølv (mg/kg vv) i muskel fra ørret og røye fra de fem innsjøene som inngikk i denne undersøkelsen, september 2006 (blå), september 2008 (burgunder), 2013 (grønn) og 2018 (lilla) og 2024 (turkis). Standardavvik er vist.

Tabell 20. Nivåer (mg/kg vv) av metaller i muskel, nyre og lever fra de seks undersøkte innsjøene, september 2024.

	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Gamvikvannet, Sørøya - nyre fra fisk	0,15	< 0,05	0,70	3,2	0,06	0,12	0,1	27
Gamvikvannet, Sørøya - lever fra fisk	0,12	< 0,05	0,11	22	0,20	0,10	0,1	40
Gamvikvannet, Sørøya - muskel fra fisk	0,12	< 0,05	< 0,01	0,3	< 0,05	0,12	< 0,1	6,0
Langvatnet, Sørøya - Nyre fisk	< 0,10	< 0,05	0,72	1,1	< 0,05	0,34	0,2	48
Langvatnet, Sørøya - lever fisk	< 0,10	< 0,05	0,16	19	< 0,05	0,24	< 0,1	24
Langvatnet, Sørøya - muskel fisk	< 0,10	< 0,05	< 0,01	0,4	< 0,05	0,19	< 0,1	4,5
Russelvatnet, Seiland - nyre fisk	< 0,10	< 0,05	0,92	1,3	0,07	0,12	0,3	21
Russelvatnet, Seiland - lever fisk	< 0,10	< 0,05	0,55	8,9	0,42	0,088	0,3	40
Russelvatnet, Seiland - muskel fisk	< 0,10	< 0,05	< 0,01	0,4	< 0,05	0,069	< 0,1	4,1
Langvannet, Kvaløya - nyre fisk	< 0,10	< 0,05	0,17	1,2	0,06	0,30	0,1	72
Langvannet, Kvaløya - lever fisk	< 0,10	< 0,05	0,05	27	0,07	0,18	< 0,1	27
Langvannet, Kvaløya - muskel fisk	< 0,10	< 0,05	< 0,01	0,4	< 0,05	0,15	< 0,1	4,6
Storvikvannet, Kvaløya - nyre fra fisk	< 0,10	< 0,05	1,4	1,7	0,23	0,21	0,4	63
Storvikvannet, Kvaløya - lever fra fisk	0,13	< 0,05	0,56	170	0,25	0,13	0,2	62
Storvikvannet, Kvaløya - muskel fra fisk	< 0,10	< 0,05	< 0,01	0,3	< 0,05	0,13	< 0,1	4,7

5.5.4 Konklusjoner miljøgifter i fisk

- Resultatene fra 2024 samsvarer i hovedsak med de resultatene som ble funnet i undersøkelsene i 2006, 2008, 2013 og 2018.
- Det er generelt stort fokus på kvikksølv i forbindelse med undersøkelser av miljøgifter i fisk og overvåkningsresultatene fra 2024 viser en liten nedgang av kvikksølv i fisk fra de ulike innsjøene. Hg-nivåene i fiskemuskel betegnes som lave og er godt under grensen anbefalt av Mattilsynet.
- Nivåene av andre metaller enn kvikksølv betraktes som lave i muskel, lever og nyre.
- Nivåene av PAH-metabolitter i galle fra fisk er som forventet lave og det er ingenting som tyder på at fisken har vært utsatt for PAH forurensning.

5.6 Nedbør

Prøvetaking av nedbør ble utført parallelt for bly og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) nær de fem vannene valgt for ferskvannsprøvetaking. Nedbørprøvene til analyse for Pb og PAH-forbindelser ble samlet inn i perioden mellom midten av oktober og slutten av november, dvs. omtrent en måned høsten 2024. Nedbørprøvene til analyse for kvikksølv (Hg), derimot, ble samlet i februar/mars 2025. Hg-prøvene ble samlet ved tre lokaliteter, som ligger mellom 0,5 og 2,5 km fra respektive prøvetakingssteder for ferskvann, andre nedbørprøver, samt jord og vegetasjon (se kapittel 3).

Resultatene av nedbøranalysene er vurdert med hensyn til geografisk variasjon innenfor de fem lokalitetene i samme tidsperiode. Resultatene er også sammenlignet med tidligere måleresultater fra Birkenes, som er en bakgrunnsstasjon som ikke er påvirket av lokale utslipp. Måleresultater fra Birkenes viser derfor naturlig innhold og langtransportert tilførsel av forurensning. Merk at Birkenes ligger i Sør-Norge.

Dessuten er nedbørresultatene sammenlignet med resultater fra ferskvann, vegetasjon og jord. Kapittel 6 gir en samlet vurdering over alle resultatene.

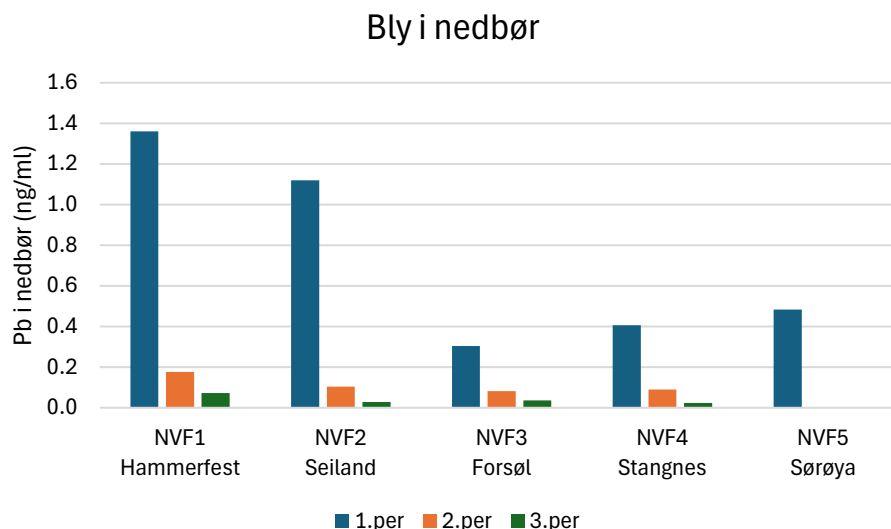


Figur 17. Kart over overvåkingsområdet. Oransje prikker viser lokaliteter der prøver av nedbør (Pb, PAH), vegetasjon og jord ble tatt. Grønne prikker viser hvor tilsvarende nedbørprøver til analyse av Hg ble tatt. Kopi av Figur 2.

5.6.1 Bly og kvikksølv i nedbør

Sammenligning mellom lokalitetene

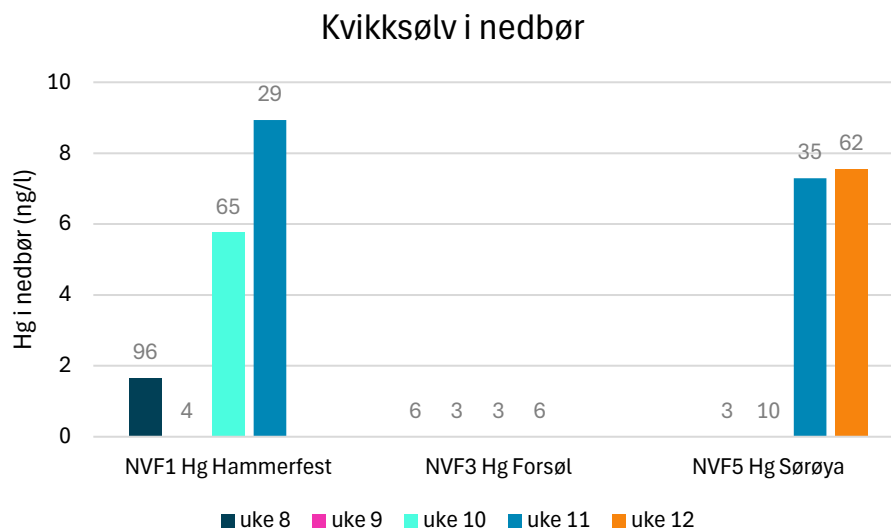
Nedbørprøver til analyse for bly ble tatt i tre runder på 11-16 dager hver ved de fem lokalitetene. Første perioden som gikk fra midten av oktober til slutten av oktober / begynnelsen av november var perioden med minst nedbør og størst Pb-konsentrasjon. Resultatene for de enkelte ukeprøvene er vist i Figur 15. NVF1 (Hammerfest) og NVF2 (Seiland) var lokalitetene med høyest Pb-konsentrasjon over hele prøvetakingsperioden. Lavest Pb-konsentrasjon i prøvetakingsperioden ble funnet ved NVF3 (Forsøl) og NVF4 (Stangnes).



Figur 18. Konsentrasjon av bly (Pb) i nedbør (ng/ml) ved de fem lokalitetene NVF1 – NVF5. Ukeprøver i perioden 17. oktober – 28. november 2024.

Prøvetakingen av nedbørprøver til analyse for kvikksølv begynte 17./24. februar 2025 etter store utfordringer mht. plassering av prøvetakerne (se kapittel 2.2), og pågikk til 24. mars. Ved hver av de tre prøvetakingsstedene ble det tatt fire ukeprøver. Prøvetakingsperioden på Sørøya er en uke forskjøvet sammenlignet med Hammerfest og Forsøl. Det var generelt lite nedbør i tidsperioden februar – mars 2025. Lokale forskjell i nedbørmengden førte til at det foreligger analyseresultater for Hg i nedbør ved Hammerfest i uke 8 og uke 10, mens det var for lite nedbør ved Forsøl og Sørøya for å utføre analyser. Ved Forsøl hadde alle fire prøvene for lite¹⁰ nedbør for å utføre Hg analyse. Resultatene for de enkelte ukeprøvene er vist i Figur 16. Høyest Hg-konsentrasjon og minst variabilitet mellom prøvene med tilstrekkelig nedbør ble målt på Sørøya. Ved Hammerfest var Hg-konsentrasjonen på samme nivå som på Sørøya for noen av prøvene, men det var større variabilitet mellom ukeprøvene.

¹⁰ Prøvene fra Forsøl hadde mellom 3 og 6 ml nedbør. Minimum prøvemengde for analyse er 25 ml.



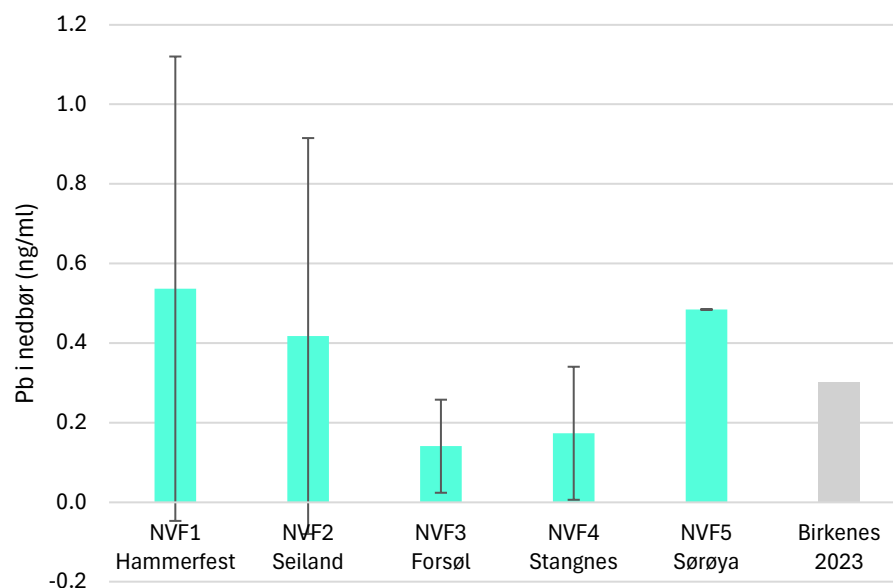
Figur 19. Konsentrasjon av kvikksølv (Hg) i nedbør (ng/l) ved de tre lokalitetene NVF1 Hg, NVF3 Hg og NVF5 Hg. Ukeprøver i perioden 17. februar – 24. mars 2025. Nedbørmengden i uke 8 – uke 12 ved de tre lokalitetene er angitt med grå bokstaver over stolpene (enhet: ml).

Sammenligning med bakgrunn

Resultatene sammenlignes med typiske verdier på norske bakgrunnsstasjoner. Både Pb og Hg i nedbør er målt ved Birkenes, som er et observatorium med lange måleserier av et stort antall komponenter både i luft og i nedbør. Observasjonene gjøres av NILU gjennom nasjonale overvåkingsprogrammer for luft og nedbør og rapporteres årlig (f.eks. Aas *mfl.*, 2024; Halvorsen *mfl.*, 2024).

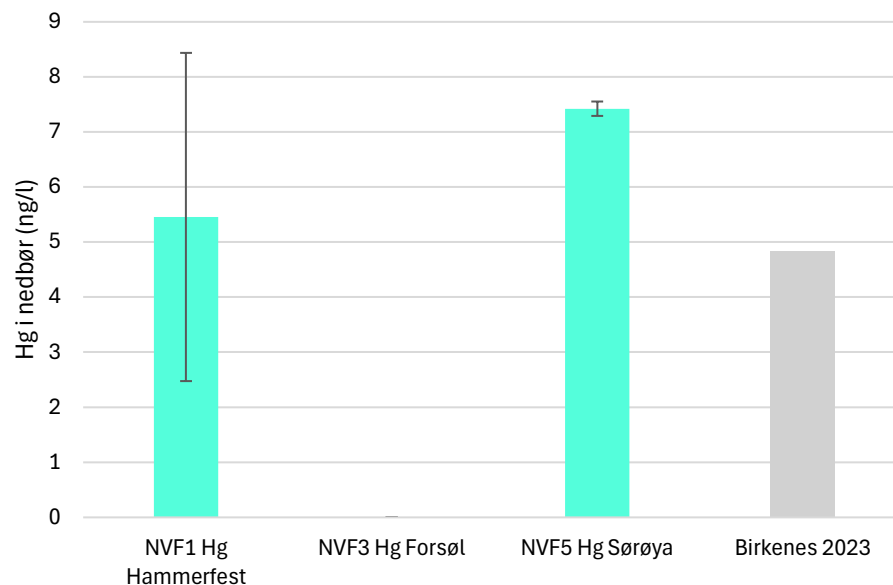
Nedbørprøver til analyse for bly blir samlet ukentlig ved Birkenes og rapportert som månedsmidler. I perioden 2006 – 2020 ble månedsmiddelverdier mellom 0,2 ng/ml og 7,4 ng/ml¹¹ observert (middel 0,8 ng/ml). I motsetning til kvikksølv i nedbør observeres det ingen tydelig sesongvariasjon for bly i nedbør på Birkenes. Middelverdien for bly i nedbør ved Birkenes i 2023 var 0,30 ng/ml (ukemidlene varierte mellom 0,08 og 4,26 ng/ml). Månedsmiddelkonsentrasjonen av bly i nedbør ved prøvelokalitetene rundt Melkøya i høsten 2024 lå rundt norsk bakgrunnsnivå som vist i Figur 17.

¹¹ En eksepsjonell høy konsentrasjonstopp ble observert ved Birkenes i mai 2014. Årsaken for denne toppen er uklar. Så høy Pb-nivå er utenfor hva som vanligvis er observert på Birkenes.



Figur 20. Konsentrasjon av bly (Pb) i nedbør (ng/ml) ved de fem lokalitetene NVF1 – NVF5. Middell og standardavvik over enkeltprøvene tatt i perioden 17. oktober – 28. november 2024, sammenlignet med årsmiddel 2023 fra bakgrunnsstasjonen Birkenes.

Nedbørprøver til analyse for kvikksølv ved Birkenes blir rapportert som månedsmidler. I perioden 2006 – 2020 ble månedsmiddelverdier mellom 0,7 ng/l og 56 ng/l observert ved Birkenes (middel 7,5 ng/l). Høyest Hg konsentrasjon i nedbør ved Birkenes er typisk observert i perioden april – juli. Middelveiden for kvikksølv i nedbør ved Birkenes i 2023 var 4,8 ng/l. Månedsmiddelkonsentrasjonen av kvikksølv i nedbør ved prøvelokalitetene rundt Melkøya i februar/mars 2025 var på samme nivå (NVF1 Hg, Hammerfest) eller litt høyere (NVF5 Hg, Sørøya) som vist i Figur 18. Med hovedvindretning fra sør-sørøst, dvs. fra Melkøya mot nordspissen av Sørøya, i vinterhalvåret (se kapittel 3 og Figur 2), dvs. inklusive perioden prøvene ble tatt, forventer man høyest konsentrasjon på Sørøya hvis man antar at hovedkilden i regionen ligger på Melkøya. Men det må påpekes at forskjellen i Hg-konsentrasjonen i nedbør mellom lokalitetene var liten og at det var flere enkeltprøver med for lite nedbør for å utføre Hg analyse.



Figur 21. Konsentrasjon av kvikksølv (Hg) i nedbør (ng/l) ved de tre lokalitetene NVF1 Hg, NVF3 Hg og NVF5 Hg. Middell og standardavvik over enkeltprøvene tatt i perioden 17. februar – 24. mars 2025, sammenlignet med årsmiddel 2023 fra bakgrunnsstasjonen Birkenes.

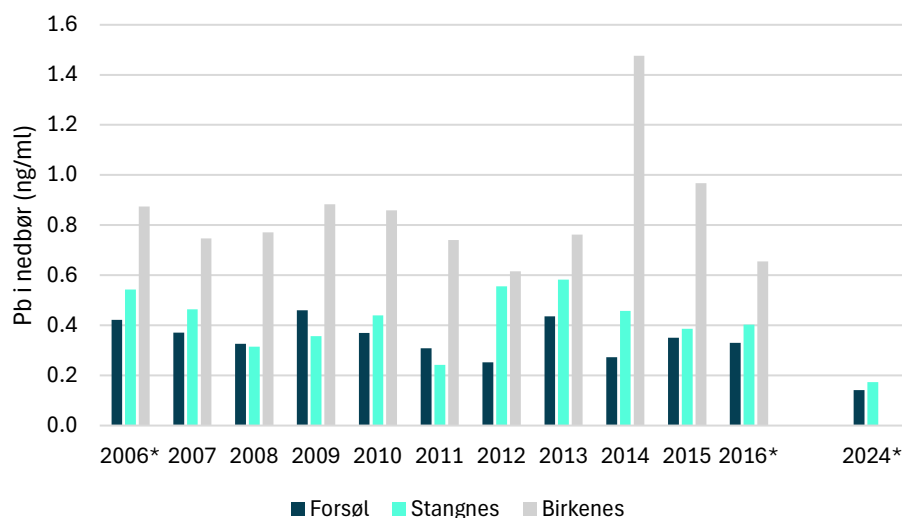
Sammenligning med resultater fra tidligere måleprogram

Analyser av tungmetaller (bl.a. bly) i nedbør ble foretatt fra ukeprøver fra stasjonene Forsøl og Stangnes i perioden april 2006 – juni 2016. Hensikten med målingene var å dokumentere om et bidrag fra anlegget er påviselig. I så fall ville man forvente høyere konsentrasjoner ved Forsøl enn ved Stangnes/Kargenes. Det ble ikke målt signifikant forskjellige konsentrasjoner av bly i nedbør ved Forsøl sammenlignet med Stangnes.

Blykonsentrasjoner ved Forsøl og Stangnes i perioden 2006 – 2016 var på samme nivå eller lavere enn ved bakgrunnsstasjonene Birkenes og Svanvik (Figur 19).

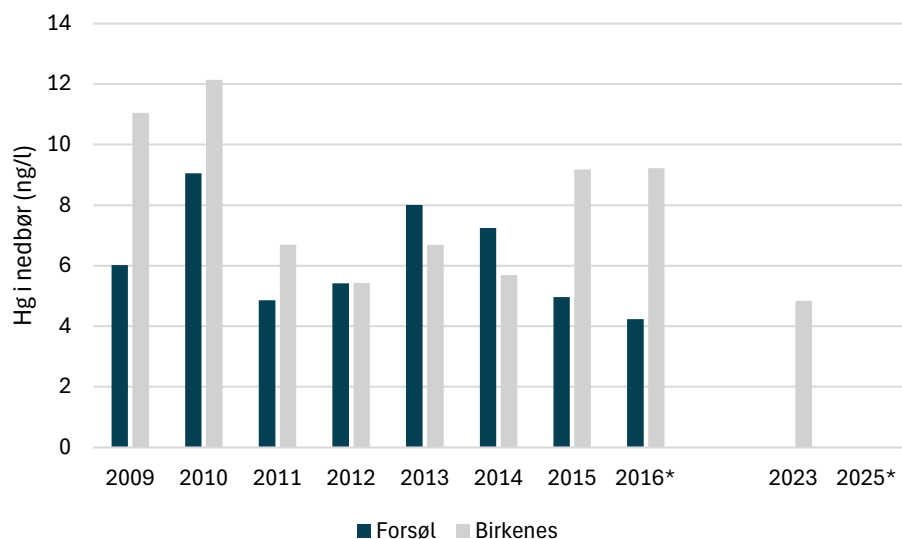
Blykonsentrasjonen i nedbør i høsten 2024 (månedsmiddel) var lavere enn tidligere årsmiddelkonsentrasjoner ved Forsøl og Stangnes. Siden det gjelder ulike midlingsperioder (dvs. månedsmiddel og årsmiddel) kan denne sammenligning hovedsakelig brukes for orientering.

Konsentrasjonen av bly i nedbør ved Forsøl og Stangnes har i alle år (2006 – 2016) vært lavere enn ved bakgrunnsstasjonen Birkenes. Blynivået i nedbør på Kvaløya kan dermed anses som lav.



Figur 22. Konsentrasjon av bly (Pb) i nedbør (ng/ml) ved Forsøl og Stangnes fra tidligere overvåkingsprogram (2006 – 2016). Konsentrasjonen for bakgrunnsstasjonen Birkenes er angitt til sammenligning. Verdiene er aggregert som årsmidler, unntatt 2006 og 2016, markert med stjerne. Konsentrasjonene vist for 2024 er månedsmidler i høsten 2024.

Nedbørprøver til analyse av kvikksølv ble samlet ved Forsøl som månedsprøver i perioden februar 2009 – juni 2016. Analysert kvikksølvkonsentrasjon var lavest i månedene med mye nedbør. Dette skyldes at mye nedbør gir stort prøvevolum, som fortynner prøven og gir lavere kvikksølvkonsentrasjon. I hele måleprogrammet 2009 – 2016 avvek konsentrasjonen av kvikksølv på Forsøl ikke nevneverdig fra det langtransporterte bidraget målt i Agder (Birkenes). Figur 20 viser Hg konsentrasjonen i nedbør ved Forsøl og Birkenes for årene 2009 – 2016 (halvt år for Forsøl) og årsmiddel 2023 for Birkenes. På grunn av for lite nedbør på Forsøl i perioden februar/mars 2025 kunne prøvene ikke analyseres for kvikksølv.



Figur 23. Konsentrasjon av kvikksølv (Hg) i nedbør ved Forsøl fra tidligere overvåkingsprogram (2009 – 2016). Konsentrasjonen for bakgrunnsstasjonen Birkenes er angitt til sammenligning. Verdiene er aggregert som årsmidler, unntatt 2016 som bare omfatter data til og med juni (markert med stjerne). Prøvemengden tatt på Forsøl i perioden februar/mars 2025 var for liten for å kunne utføre Hg analyse.

Vinteren 2017/18 hadde NILU et måleprosjekt i grenseområdene mot Russland finansiert av Klima- og Miljødepartementet der det ble målt Hg i luft og nedbør ved de industripåvirkede stasjonene Svanvik, som ligger vest for smelteverket i Nikel og Karpdalen, som lå nord for Nikel/Zapoljarnij. Konsentrasjonene i nedbør varierte mellom 14,5 og 22,2 ng/l (Svanvik) og 3,8 og 12 ng/l (Karpdalen). Konsentrasjonene målt ved Hammerfest er altså lavere enn verdiene som ble observert på Svanvik vinteren 2017/18, og i samme størrelsesorden som verdiene i Karpdalen (Berglen *mfl.*, 2018).

5.6.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner i nedbør

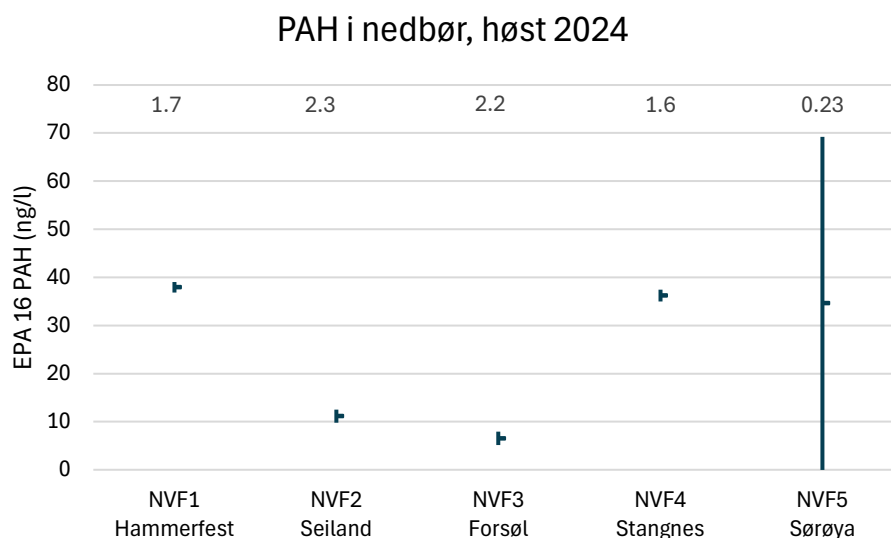
Sammenligning mellom lokalitetene

Nedbørprøver til analyse for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH-forbindelser) ble tatt i perioden fra midten av oktober til slutten av november 2024 ved de fem lokalitetene. Ved lokalitet NVF5 er kun perioden fra midten til slutten av oktober tilgjengelig og prøvemengden er liten. Mange av enkeltkomponentene innenfor hver prøve ligger under metodens deteksjonsgrense. Metodens deteksjonsgrense varierer med nedbørmengde, slik at lite nedbør gir høyere deteksjonsgrense. Ved NVF5 var alle komponenter i gruppen EPA 16 PAH under deteksjonsgrensen. Nedbørprøvene ble analysert for 16 prioriterte PAH-forbindelser (EPA 16 PAH). For sammenligning av PAH-nivåer blir konsentrasjonene til de 16 enkeltkomponentene summert til Sum EPA 16 PAH.

Når analyseresultatet viser at konsentrasjonen av en komponent er lavere enn deteksjonsgrensen, settes konsentrasjonen lik komponentens deteksjonsgrense. Summen over alle 16 komponenter gir et øvre estimat av konsentrasjonen av sum EPA 16 PAH. Hvis man legger sammen resultatet av de komponenter som har blitt detektert over deteksjonsgrensen uten å legge til deteksjonsgrensen for de andre komponentene, får man en form for nedre estimat for EPA 16 PAH. Figur 21 viser en vertikal strek mellom øvre og nedre estimat for å angi i hvilket konsentrasjonsområde PAH-konsentrasjonen ligger. Resultatet for lokalitetene NVF1 – NVF4 har lav usikkerhet, mens resultatet for lokalitet NVF5 (med lav prøvemengde) har høy usikkerhet for PAH-konsentrasjonen.

En annen måte å håndtere resultater for komponenter under deteksjonsgrensen er å sette verdien til halvdelen av deteksjonsgrensen i summeringen. Siden denne metoden også er vanlig i bruk, viser horisontale markører i Figur 21 Sum PAH16 som summe over konsentrasjoner av enkeltkomponentene, hvor man regner med $0,5 \times DL^{12}$ for komponenter under deteksjonsgrensen.

¹² DL: «detection limit»



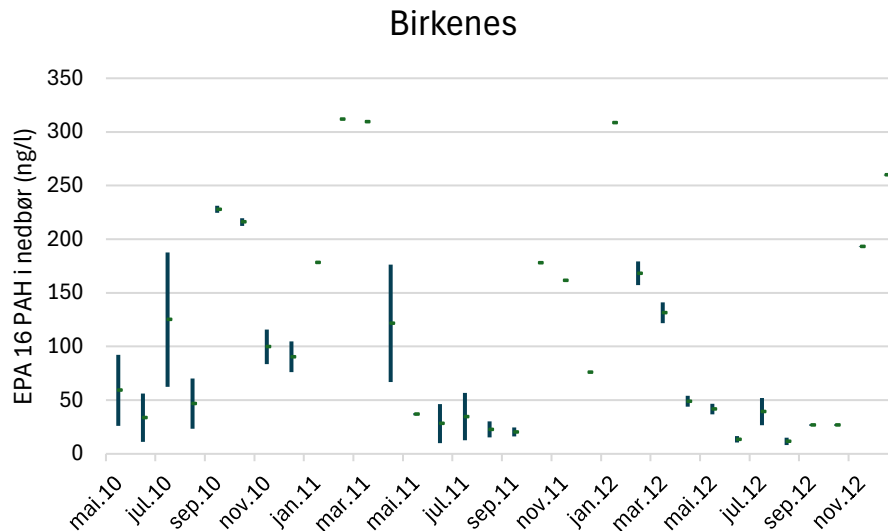
Figur 24. Konsentrasjon av Sum PAH16 i nedbør (ng/l) ved de fem lokalitetene NVF1 – NVF5 i perioden 17. oktober – 28. november 2024 (NVF5: prøven slutter 29. oktober 2024). Øvre og nedre estimat (vertikal strek) er angitt for hver lokalitet, siden mange enkeltkomponenter i gruppen PAH16 var under deteksjonsgrensen. Prøvemengden (i liter) er angitt øverst i diagrammet. Horizontal markør viser Sum PAH16 når man regner med 0,5 DL for komponentene under deteksjonsgrensen.

Sammenligning med bakgrunn

Ved Birkenes ble PAH i nedbør målt i perioden mai 2010 frem til desember 2012 og ikke videreført etterpå. Observasjonene ved Birkenes gjøres av NILU gjennom nasjonale overvåkingsprogrammer for luft og nedbør og rapporteres årlig (siste rapport med PAH i nedbør, Aas *mfl.*, 2013).

PAH i nedbør ved Birkenes ble bestemt fra ukeprøver og rapportert som månedsmidler. 38 komponenter fra gruppen polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er rapportert. Nivået var under deteksjonsgrensen for de fleste komponentene i mange av prøvene, sannsynligvis på grunn av høy deteksjonsgrense som følge av lave prøvemengder. Her er komponentene fra gruppen EPA 16 PAH sammenfattet for å sammenligne med resultatene fra det aktuelle måleprogrammet.

På samme måte som ovenfor er PAH-resultatene angitt med øvre og nedre estimat fordi mange av enkeltkomponentene i gruppen EPA 16 PAH var under deteksjonsgrensen. PAH konsentrasjonene i nedbør rapportert for Birkenes var forholdsvis høye (Figur 22). Årsmiddel av sum PAH (alle PAH) ved bakgrunnsstasjonen på Birkenes i Agder var 74, 120 og 108 ng/l (deteksjonsgrense lagt til) i hhv. 2010, 2011 og 2012 (Aas *mfl.*, 2013). Middelkonsentrasjonene i de samme periodene på Forsøl og Stangnes var lavere enn dette. Det må påpekes at årsmidlene på Birkenes ble bestemt fra ukeprøver (antagelig med lave prøvemengder), mens 2-månedsprøver, med lavere deteksjonsgrense, var grunnlag for årsmidlene på Forsøl og Stangnes. PAH16-konsentrasjonene målt ved overvåkingslokalitetene i høsten 2024 var lavere enn 50 ng/l og dermed på samme nivå som de laveste nivåene målt ved Birkenes.

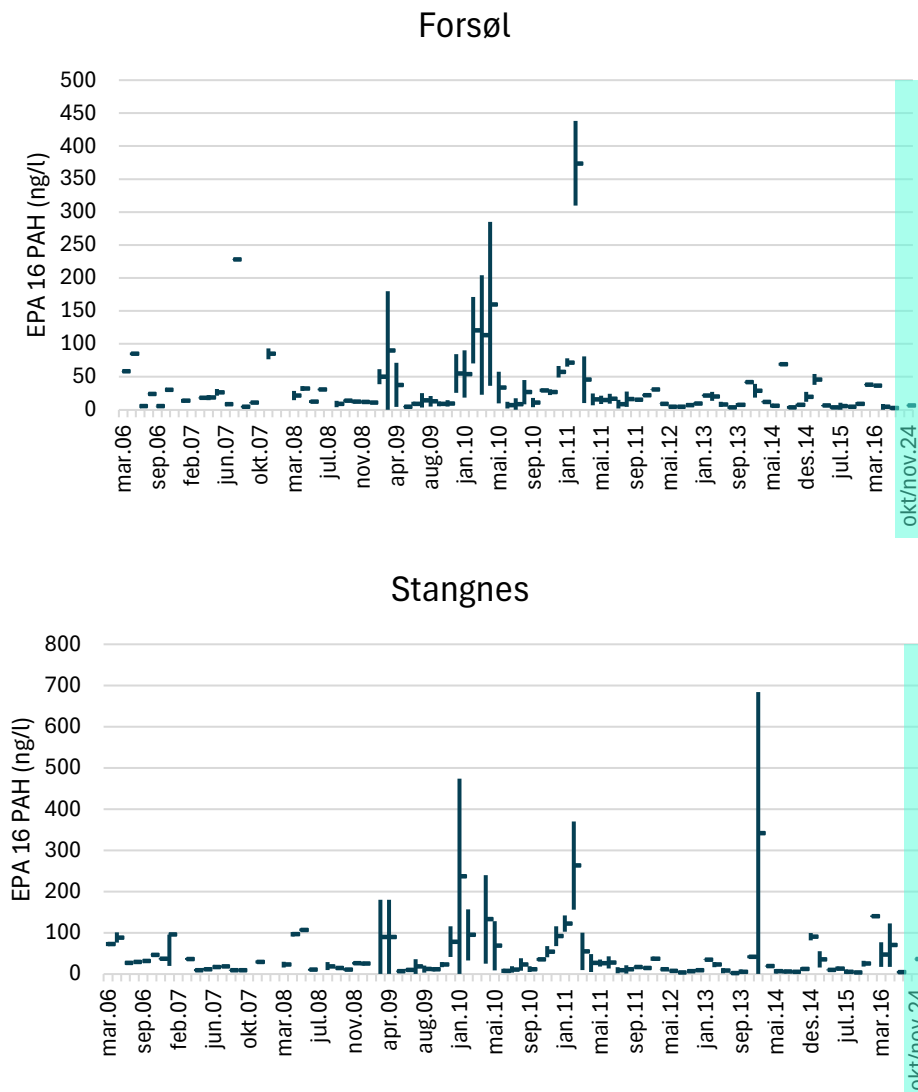


Figur 25. Konsentrasjon av Sum PAH16 i nedbør (ng/l) på Birkenes i perioden mai 2010 – desember 2012, dvs. hele perioden målingene pågikk på Birkenes. Øvre og nedre estimat (vertikal strek) er angitt for månedsmidler, siden mange enkeltkomponenter i gruppen PAH16 var under deteksjonsgrensen.

Sammenligning med resultater fra tidligere måleprogram

Nedbørprøver til analyse av PAH ble samlet månedlig ved Forsøl og Stangnes i perioden mars 2006 – august 2011. I overvåkingsprogrammet 2006 – 2016 for PAH i nedbør ved Forsøl og Stangnes førte små nedbørmengder til at analysene hadde stor usikkerhet. For å øke nedbørmengden ble eksponeringsperioden økt fra 1 til 2 måneder. Siden september 2011 og til slutten av måleprogrammet i juni 2016 ble det samlet 2-månedsprøver. Full PAH-program (38-42 enkeltkomponenter) ble rapportert i det tidligere måleprogrammet. For å sammenligne med aktuelle resultater ble det brukt Sum EPA 16 PAH.

På samme måte som beskrevet ovenfor er PAH-resultatene angitt med øvre og nedre estimat fordi mange av enkeltkomponentene i gruppen EPA 16 PAH var under deteksjonsgrensen. PAH16-konsentrasjoner ved Forsøl og Stangnes er vist i Figur 23. Det var stor usikkerhet i resultatene på grunn av små prøvemengder, spesielt før september 2011. For de fleste prøveperiodene var PAH-konsentrasjonene ved Forsøl og Stangnes enten like eller litt høyere på Stangnes. Som vist ovenfor var PAH-konsentrasjonen i høsten 2024 litt høyere på Stangnes, sammenlignet med Forsøl. Generelt har PAH-konsentrasjonen i nedbør vært lav når man vurderer tidsperioden fra 2011 (med større prøvemengder) og som vist i Figur 23 har det også vært lavt nivå høsten 2024.



Figur 26. Konsentrasjon av Sum PAH16 i nedbør (ng/l) ved Forsøl og Stangnes fra tidligere overvåkingsprogram (2006 – 2016). Verdiene er angitt som månedsmidler (2-månedsmidler etter september 2011). Øvre og nedre estimat (vertikal strek) er angitt, siden mange enkeltkomponenter i gruppen PAH16 var under deteksjonsgrensen. Horizontal markør viser Sum PAH16 når man regner med 0,5 DL for komponentene under deteksjonsgrensen. Konsentrasjonene vist for okt/nov 2024 er månedsmidler høsten 2024 (fremhevet med turkis bakgrunn).

5.6.3 Konklusjoner fra nedbøranalysene

I motsetning til de fleste andre prøvemedier forutsetter nedbøranalyse at det faktisk skjer nedbør i prøvetakingsperioden. Nedbørprøvene gjenspeiler komponentinnholdet i luftmassen ved prøvelokaliteten i perioden prøvene ble tatt. Vindretning og nedbørmengde i prøvetakingsperioden er dermed viktige faktorer rundt nedbørprøvetaking.

Bly i nedbør

- Konsentrasjonen av bly i nedbør i høsten 2024 var rundt nivået rapportert for norsk bakgrunn. I det tidligere overvåkingsprogrammet (2006 – 2016) var årsmiddelkonsentrasjonen ved lokalitetene på Kvaløya (Forsøl og Stangnes) for alle år lavere enn ved bakgrunnsstasjonene Birkenes (i Sør-Norge) og Svanvik (i Øst-Finnmark).
- Blykonsentrasjonen i nedbør var noe lavere ved NVF3 (Forsøl) og NVF4 (Stangnes), enn ved NVF1 (Hammerfest), NVF2 (Seiland) og NVF5 (Sørøya).

- Nivåene funnet ved Forsøl og Stangnes i høsten 2024 (dvs. månedsprøver) var litt lavere enn årsmidlene ved de samme lokalitetene i perioden 2006 – 2016.

Kvikksølv i nedbør

- Konsentrasjonen av kvikksølv i nedbør i februar/mars 2025 var rundt nivået rapportert for norsk bakgrunn.
- Kvikksølvkonsentrasjonen i nedbør var litt høyere på Sørøya enn ved Hammerfest. Lokale forskjell i nedbørmengden og generelt lite nedbør i prøvetakingsperioden fører til at vurderingen er basert på få prøver.
- Ved Forsøl var det for lite nedbør i alle enkeltprøvene til å analysere for Hg. En sammenligning med tidligere resultater var derfor ikke mulig.

PAH-forbindelser i nedbør

- Summen over komponentene i gruppen EPA 16 PAH (kort PAH16) er vurdert her. Siden mange av enkeltkomponentene i gruppen PAH16 er under deteksjonsgrensen, angis et øvre og et nedre estimat for summen over EPA 16 PAH.
- Konsentrasjonen av PAH16 i nedbør i høsten 2024 var lav. Det finnes ikke regulære målinger av PAH i nedbør ved norske bakgrunnsstasjoner å sammenligne med.
- PAH16-konsentrasjonen i nedbør var noe lavere ved NVF3 (Forsøl) og NVF2 (Seiland), enn ved NVF1 (Hammerfest), NVF4 (Stangnes) og NVF5 (Sørøya). Prøvemengden ved NVF5 var imidlertid veldig liten, som fører til at metodens deteksjonsgrense blir høy og usikkerheten knyttet til konsentrasjonen målt ved NVF5 er stor.
- Konsentrasjonene funnet ved Forsøl og Stangnes i høsten 2024 (dvs. månedsprøver) var rundt de lavere nivåene innenfor variasjonsområdet målt i perioden 2006 – 2016.

5.7 Vegetasjon og jord

Prøver av vegetasjon (hovedsakelig torvmose) ble samlet ved de fem lokalitetene (se Figur 2) i midten av oktober 2024. Per lokalitet ble det samlet tre prøver innenfor ca. 30 m².

Jordprøvene ble samlet fra myrområder.

Innhold bly og kvikksølv er rapportert i mg/kg og innhold PAH er rapportert i ng/g basert på tørrvekt for både mose og jord.

Registrering av nedfall av tungmetaller ved analyse av moseprøver er en vel etablert teknikk som lenge har vært en del av det nasjonale overvåkingssystemet for langtransporterte forurensninger. Moser mangler et tilsvarende rotsystem som høyere planter har, og er derfor avhengig av tilførsel av næringsstoffer på annen måte. En stor del av tilførselen skjer fra luft og nedbør. Mosene har stor kapasitet for oppsamling av partikler så vel som ioner fra atmosfærisk nedfall, og representerer derfor en effektiv måte til å kartlegge det geografiske nedfallsmønsteret av tungmetaller og andre kjemiske stoffer fra atmosfæren. Nedfall av tungmetaller analysert i mose har blitt undersøkt i nasjonale moseundersøkelser og moseundersøkelser rundt utvalgte industrier i Norge. Metoden ble utvidet til nasjonale undersøkelser av nedfall av organiske miljøgifter, bl.a. PAH-forbindelser (f.eks. Steinnes *mfl.*, 2016; Schlabach *mfl.*, 2016).

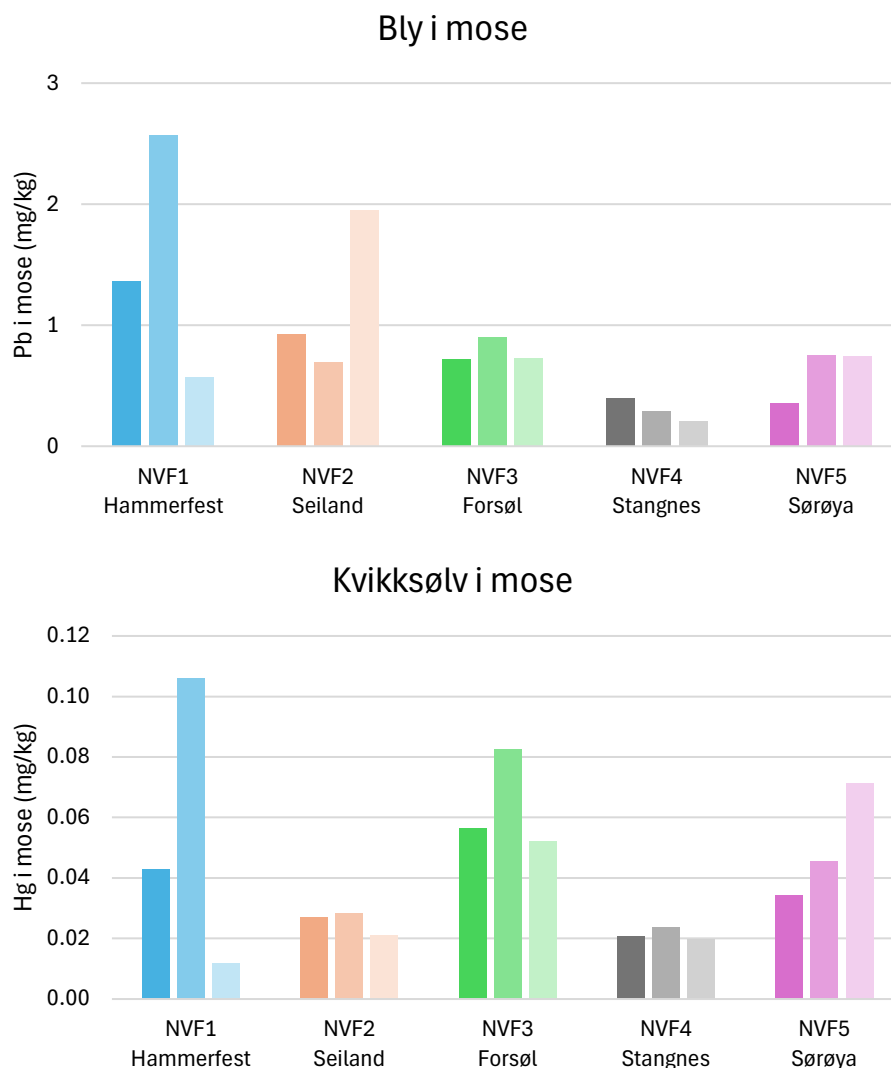
5.7.1 Bly og kvikksølv i vegetasjon

Vegetasjonsprøvene fra de fem lokalitetene ble samlet i oktober 2024 (tre prøver for hver lokalitet) og behandlet som beskrevet i kapittel 4.9.

Langtransport i atmosfæren bidrar betydelig til avsetning av tungmetaller i Norge. Metallene bly og kvikksølv har blitt analysert i moseprøver i flere tiår, både nasjonalt og i nærheten av industribedrifter, og kan relateres til atmosfærisk transport av luftforurensning. Siden blyholdig bensin ikke lenger bidrar til Pb-avsetning i Norge er forhøyede Pb-konsentrasjoner mest sannsynlig fra lokal industri. Også Hg i mose kan knyttes til avsetning fra industrielle punktkilder.

Sammenligning mellom lokalitetene

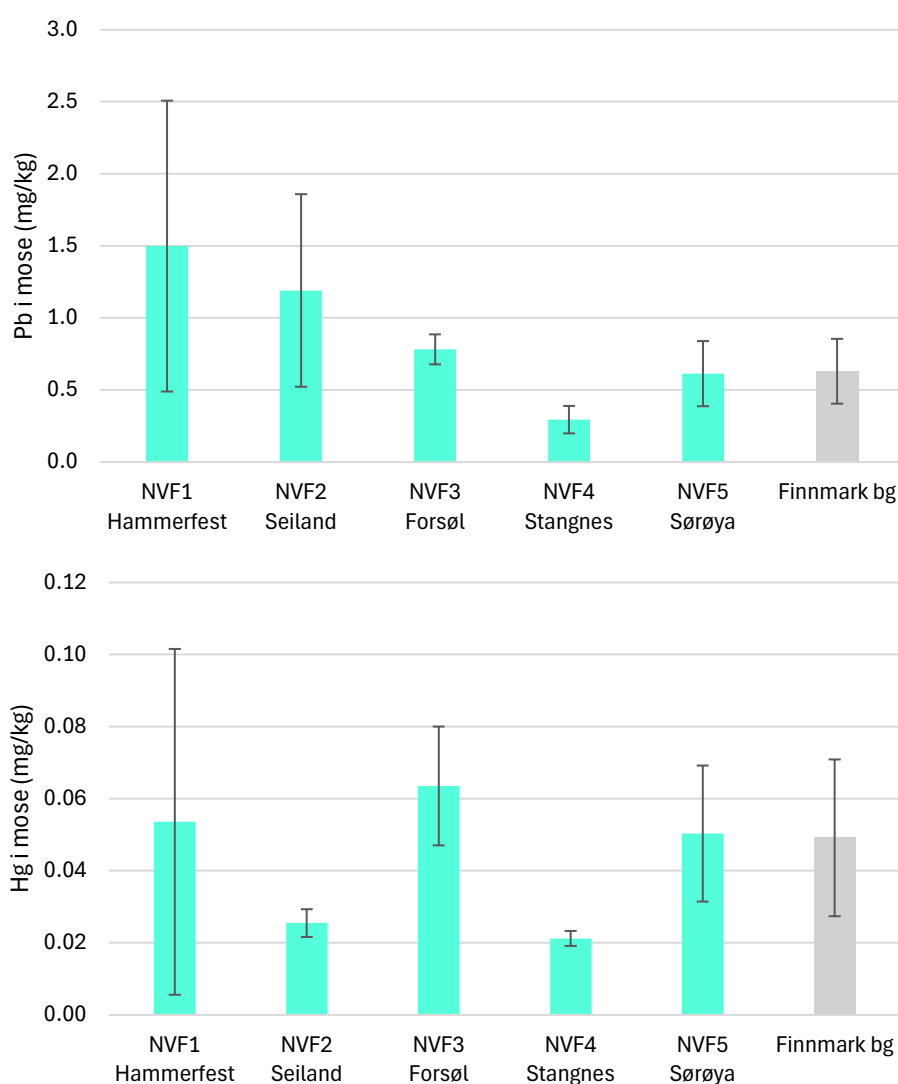
Høyest Pb konsentrasjon, men også størst variabilitet mellom individuelle prøver ble funnet ved lokalitet NVF1 (nær Hammerfest) og NVF2 (Seiland). Lavest konsentrasjon av både Pb og Hg i vegetasjon ble funnet ved lokalitet NVF4 (Stangnes). Konsentrasjonen av Pb og Hg i mose er vist i Figur 24 for alle tre individuelle prøvene per lokalitet.



Figur 27. Konsentrasjon bly (Pb) og kvikksølv (Hg) per kg tørr mose i vegetasjonsprøver på lokalitetene NVF1 – NVF5 i høsten 2024. Tre prøver ble samlet ved hver lokalitet.

Sammenligning med bakgrunn

Konsentrasjonene for bly i mose høsten 2024 var tilsvarende nivåene som ble funnet for Vest-Finnmark i siste nasjonale moseprogram 2015 (Steinnes *mfl.*, 2016) og i undersøkelser for Finnmark i 2020 (Berglen *mfl.*, 2025). I Figur 25 er konsentrasjonene av hhv. Pb og Hg ved lokalitetene NVF1 – NVF5 i høsten 2024 sammenlignet med bakgrunnsnivået i Vest-Finnmark fra siste nasjonal moseundersøkelse i 2015. Ved lokalitetene rundt Melkøya var Pb og Hg konsentrasjonen i mose høsten 2024 omtrent på samme nivå som bakgrunns-konsentrasjonen i Finnmark i 2015. Konsentrasjonene av Pb og Hg i mose ved Hammerfest er lavere enn konsentrasjonene av Pb og Hg i grenseområdene mot Russland (Berglen *mfl.*, 2025). Det må nevnes at prøvene tatt ved lokalitetene rundt Melkøya er prøver av torvmose, mens prøvene i forbindelse med det nasjonale moseprogrammet (NTNU og NILU) er prøver av etasjemose. Begge artene har ikke røtter, men tar opp alt de trenger av vann og næringsstoffer gjennom overflaten.

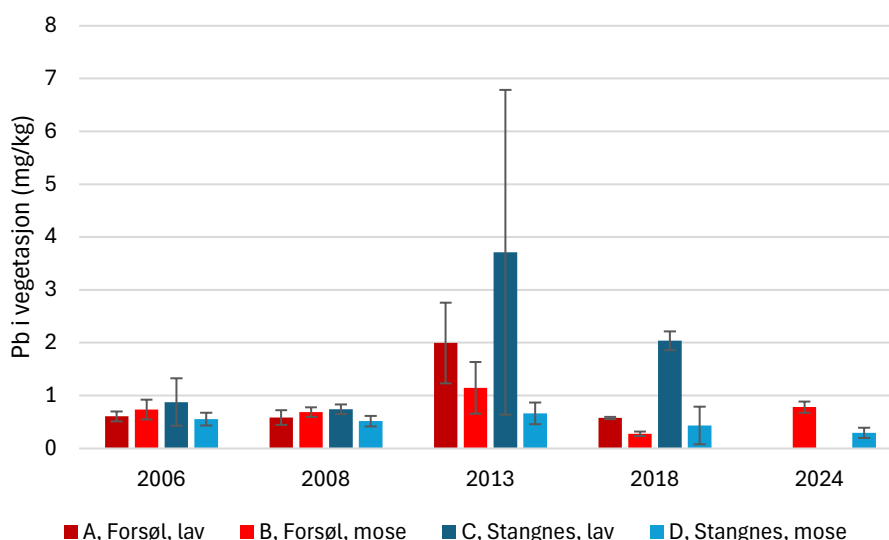


Figur 28. Gjennomsnittsverdier av bly (Pb) og kvikksølv (Hg) i vegetasjonsprøver på lokalitetene NVF1 – NVF5 i høsten 2024. Vertikale streker indikerer standardavvik. Gjennomsnitt for Vest-Finnmark fra nasjonal moseundersøkelse i 2015 er vist med grå stolpe.

Sammenligning med resultater fra tidligere måleprogram

Prøver av mose og lav ble undersøkt for bly og kvikksølv i NINAs (Norsk institutt for naturforskning) tidligere Overvåkingsprogram av vegetasjon og jord. Pb og Hg analysene ble utført av NILU, med de samme metodene som prøvene tatt høsten 2024 (se kapittel 4.9). NINAs overvåkingsprogram omfattet analyser av vegetasjon i 2006, 2008, 2013 og 2018. Fem prøver per lokalitet ble analysert i NINAs overvåkingsprogram, ved to lokaliteter – Forsøl og Stangnes. Prøvene ble samlet fra definerte overvåkingsfelt. Forsøl og Stangnes tilsvarer lokalitetene NVF3 og NVF4 i det aktuelle overvåkingsprogrammet.

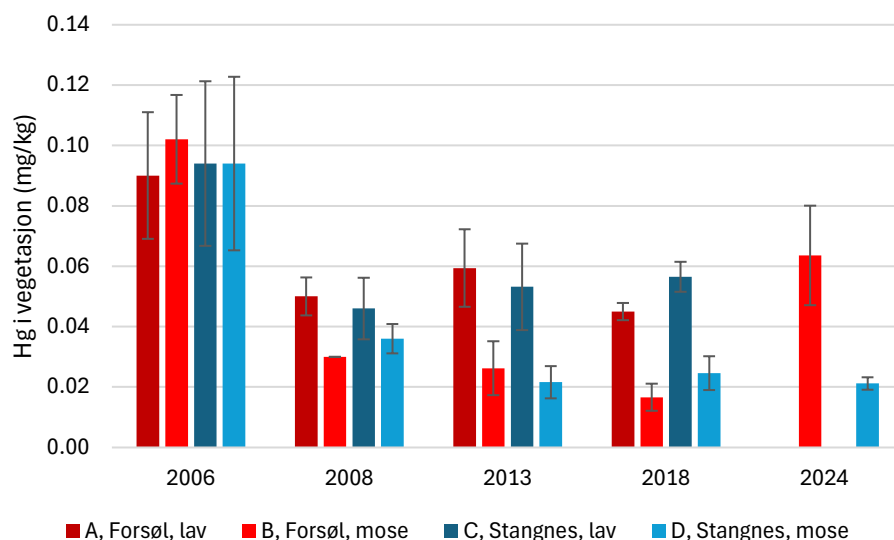
Blyinnhold i moseprøvene fra 2024 (mg bly per kg tørr mose¹³) fra Forsøl og Stangnes er vist i Figur 26, sammen med tidligere resultater for Pb i lav og mose. Både i 2013 og 2018 var det stor forskjell mellom bly-konsentrasjonene i lav og mose. I 2006 og 2008 derimot ble det ikke observert forskjell i Pb-nivået. I 2024 ble det kun samlet mose (torvmose). Pb-gjennomsnittsverdiene i mose i 2024 var på samme nivå som tidligere prøver tatt ved begge stedene. Den høye gjennomsnittlige konsentrasjonen av bly i 2013 kan være delvis på grunn av en prøve på Stangnes med en konsentrasjon på 10 mg/kg. Dette kan forklares ved at området er benyttet til jakt, og det kan derfor ikke utelukkes at enkelte høye verdier i plantevev kan være forårsaket av kontakt med blyhagl (Jokerud *mfl.*, 2018).



Figur 29. Gjennomsnittsverdier (mg/kg) av bly (Pb) i vegetasjonsprøver fra Forsøl (rød) og Stangnes (blå) for 2024 og tidligere analyser. I det tidligere overvåkingsprogrammet ble det skilt mellom lavprøver (mørk farge) og moseprøver (lysere farge).

Kvikksølvinnhold i moseprøvene fra 2024 (mg kvikksølv per kg tørr mose) fra Forsøl og Stangnes er vist i Figur 27, sammen med tidligere resultater for Hg i lav og mose. Hg-gjennomsnittsverdiene i mose i 2024 var på samme nivå som tidligere prøver tatt ved begge stedene. Kvikksølv har hatt en nedgang i prøvene av både lav og rusttorvmose mellom 2006 og 2008 og har deretter holdt seg på omtrent samme nivå i 2008, 2013 og 2018. I de sistnevnte tre studiene ser det ut som om Hg innholdet var høyere i lav enn i mose. I 2024 ble det analysert moseprøver. Hg-innholdet i mose i 2024 tatt ved Forsøl er noe høyere enn i moseprøvene fra 2008, 2013 og 2018, men på samme nivå som Hg-innholdet i lavprøvene fra samme årene. Hg-innholdet i mose i 2024 ved Stangnes var uforandret sammenlignet med prøvene fra 2013 og 2018.

¹³ NINA rapporterte resultatene i µg/g: 1 µg/g = 1 mg/kg

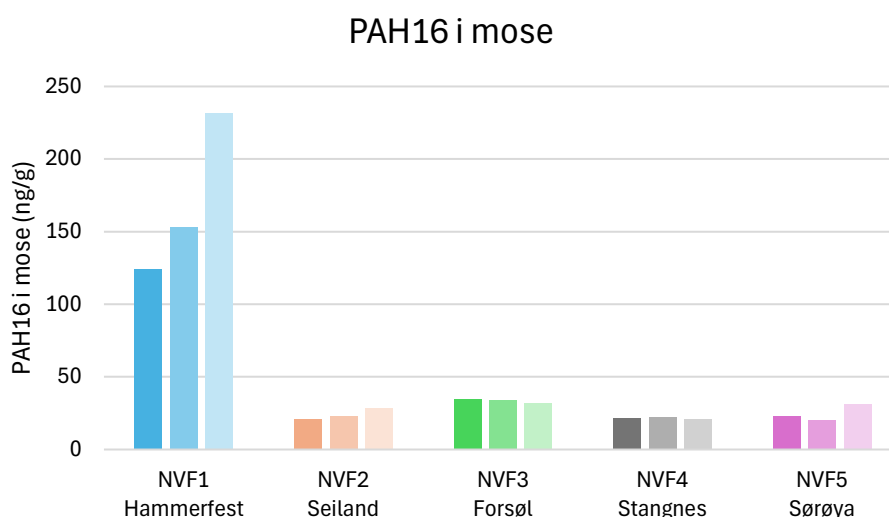


Figur 30. Gjennomsnittsverdier (mg/kg) av kvikksølv (Hg) i vegetasjonsprøver fra Forsøl (rød) og Stangnes (blå) for 2024 og tidligere analyser. I det tidligere overvåkingsprogrammet ble det skilt mellom lavprøver (mørk farge) og moseprøver (lysere farge).

5.7.2 PAH i vegetasjon

Sammenligning mellom lokalitetene

Den desidert høyeste konsentrasjonen av Sum EPA 16 PAH ble funnet ved lokalitet NVF1 (nær Hammerfest). Ved alle andre lokaliteter var PAH16-konsentrasjonen tydelig lavere, med lite variasjon mellom lokalitetene. Figur 28 viser øvre estimat av Sum EPA 16 PAH for de tre individuelle prøvene som ble tatt ved hver av lokalitetene.

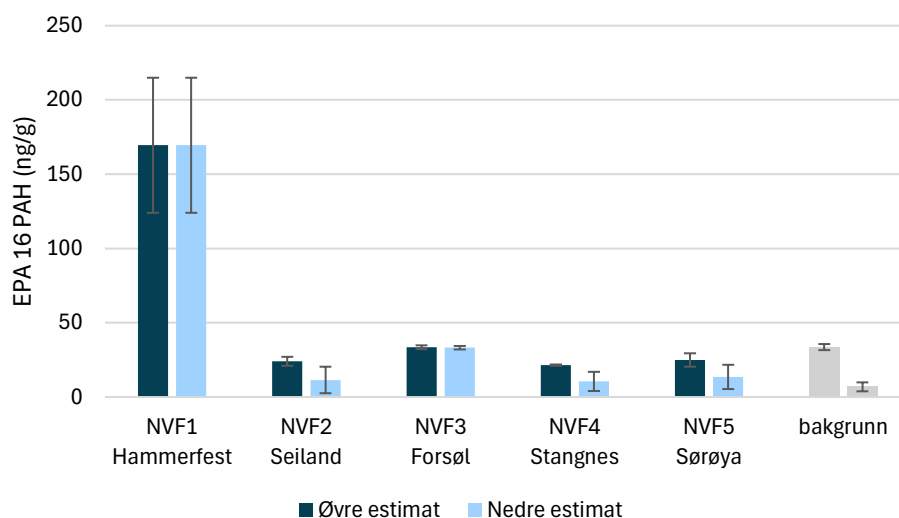


Figur 31. Konsentrasjon (øvre estimat) av PAH16 per g tørr mose i vegetasjonsprøver på lokalitetene NVF1 – NVF5 i høsten 2024. Tre prøver ble samlet ved hver lokalitet.

Sammenligning med bakgrunn

Konsentrasjoner for PAH16 i mose høsten 2024 var for de fleste overvåkingslokalitetene nær konsentrasjonen i mose samlet ved bakgrunnslokasjoner i Nord-Norge (Bodø, Målselv,

Lakselv) rapportert i nasjonal moseundersøkelse fra 2015 (Schlabach *mfl.*, 2016). Konsentrasjonene observert ved Hammerfest var også på linje med konsentrasjonene observert i etasjemose i grenseområdene mot Russland i 2008 (Berglen *mfl.*, 2025) der verdiene varierte mellom 18,6 (bakgrunnsstasjonen Ferdsmyra) og 83,3 ng/g_{tørket mose} (Brattli, noe industripåvirket). Ved lokalitet NVF1 (nær Hammerfest) var PAH-nivået tydelig høyere enn ved bakgrunnslokasjonene i Nord-Norge. Dette skyldes antagelig påvirkning av mer aktivitet i Hammerfest, sammenlignet med de andre lokaliteter. Både trafikk og vedfyring kan bidra til økt PAH-nivå, i tillegg til mulig bidrag fra HLNG. Også i jordprøvene (se nedenfor) er PAH-nivået høyest ved Hammerfest.

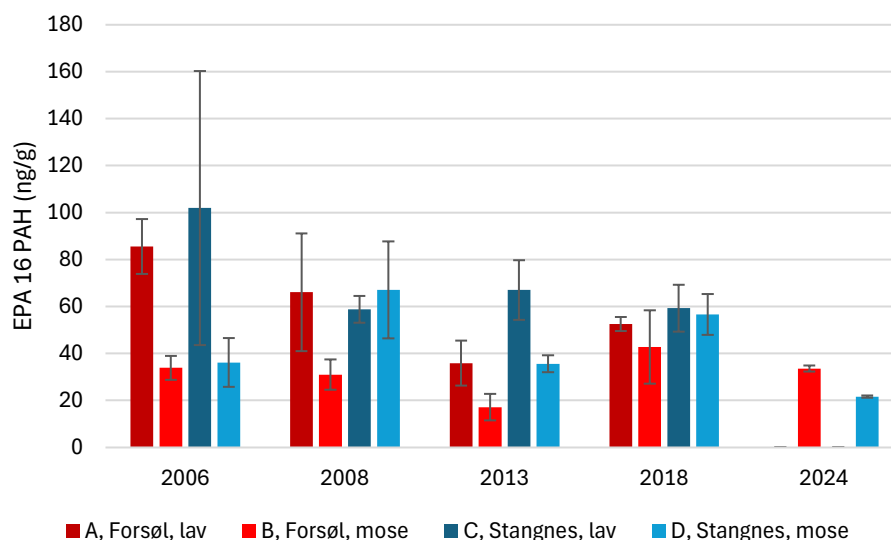


Figur 32. Gjennomsnittskonsentrasjonen av PAH16 i vegetasjonsprøver på lokalitetene NVF1 – NVF5 i høsten 2024. Mørke stolper viser middel over øvre estimat, lyseblå stolper viser middel over nedre estimat. Vertikale streker indikerer standardavvik. Bakgrunnsverdi i Nord-Norge fra nasjonal moseundersøkelse i 2015 (Schlabach *mfl.*, 2016) er vist med grå stolper.

Sammenligning med resultater fra tidligere måleprogram

Prøver av mose og lav ble undersøkt for EPA 16 PAH i NINAs tidligere Overvåkingsprogram av vegetasjon og jord. PAH analysene ble utført av NILU, med de samme metodene som prøvene tatt høsten 2024 (se kapittel 4.9). NINAs overvåkingsprogram omfattet analyser av vegetasjon i 2006, 2008, 2013 og 2018. Fem prøver per lokalitet ble analysert i NINAs overvåkingsprogram, ved to lokaliteter – Forsøl og Stangnes. Prøvene ble samlet fra definerte overvåkingsfelt. Forsøl og Stangnes tilsvarende lokalitetene NVF3 og NVF4 i det aktuelle overvåkingsprogrammet.

PAH-innhold i moseprøvene fra 2024 (ng PAH16 per gram tørr mose) fra Forsøl og Stangnes er vist i Figur 30, sammen med tidligere resultater for PAH16 i lav og mose. Tidligere ble det rapportert at innhold av PAH i plantevev har gått tilbake fra 2006 til 2018 på begge lokaliteter (Jokerud *mfl.*, 2018). Resultatene for moseprøver fra Forsøl og Stangnes tyder på at denne trenden fortsetter.



Figur 33. Gjennomsnittsverdier (ng/g) av EPA 16 PAH i vegetasjonsprøver fra Forsøl (rød) og Stangnes (blå) for 2024 og tidligere analyser. I det tidligere overvåkingsprogrammet ble det skilt mellom lavprøver (mørk farge) og moseprøver (lysere farge).

Over tiden var det endringer i rapporteringsmåten for LOD (limit of detection) for PAH-forbindelser. Fra 2018 brukte man ikke lenger instrumentets LOD, men LOD baserer seg nå på statistikk av standardavvik for blindverdier over en viss tid. Derav blir LOD tilsynelatende høyere, og flere komponenter som måles antas være påvirket av bakgrunn.

5.7.3 Konklusjoner fra vegetasjonsanalysene

Bly i vegetasjon

- Blykonsentrasjonen i mose høsten 2024 var ved alle lokaliteter rundt nivået funnet ved bakgrunnslokasjoner i Finnmark i nasjonal moseundersøkelse i 2015 og 2020 (Berglen mfl., 2025). Generelt var det lav blyinnhold i mose ved lokalitetene NVF1 – NVF5.
- Høyest Pb konsentrasjon og høyest variabilitet ble funnet ved NVF1 (nær Hammerfest) og NVF2 (Seiland). Ved Forsøl, Stangnes og Sørøya var det lite variabilitet mellom enkeltprøver og konsentrasjonen var lav.
- Målingene av bly i plantevev ved Forsøl og Stangnes fra høsten 2024 var omtrent på samme nivå som tidligere (2006 – 2018). Høyt blyinnhold i enkelte prøver i det tidligere måleprogrammet er forklart med at området er benyttet til jakt og at det ikke kan utelukkes at plantevev har vært i kontakt med blyhagl.

Kvikksølv i vegetasjon

- Kvikksølvkonsentrasjonen i mose høsten 2024 var ved alle lokaliteter rundt nivået funnet ved bakgrunnslokasjoner i Finnmark i nasjonal moseundersøkelse i 2015. Generelt var det lav kvikksølvinnhold i mose ved lokalitetene NVF1 – NVF5.
- Høyest Hg konsentrasjon ble funnet ved NVF3 (Forsøl), ved NVF1 (nær Hammerfest) var det mye variabilitet mellom enkeltprøver. Ved Seiland og Stangnes var det lite variabilitet mellom enkeltprøver og konsentrasjonen var lav.

- Målingene av kvikksølv i plantevev ved Stangnes fra høsten 2024 var omtrent på samme nivå som tidligere (2006 – 2018). Ved Forsøl var kvikksølvnivået høyere i 2024 enn for undersøkelsene fra 2008, 2013 og 2018. Kvikksølvanalysene i jord viser ingen forandring på Forsøl siden sist (2018/2021).

PAH-forbindelser i vegetasjon

- PAH16-konsentrasjonen i mose høsten 2024 var ved alle lokaliteter unntatt NVF1 (nær Hammerfest) rundt nivået funnet ved bakgrunnslokasjoner i Nord-Norge i nasjonal moseundersøkelse i 2015. Ved Hammerfest var PAH-nivået i mose vesentlig høyere enn bakgrunnsnivå, sannsynligvis på grunn av urbane bidrag (trafikk, vedfyring).
- Høyest PAH-konsentrasjon ble funnet ved NVF1 (nær Hammerfest). Ved alle lokaliteter var det lite variabilitet mellom enkeltprøver.
- Målingene av PAH16 i plantevev ved Forsøl og Stangnes fra høsten 2024 var på samme nivå eller lavere enn tidligere (2006 – 2018).

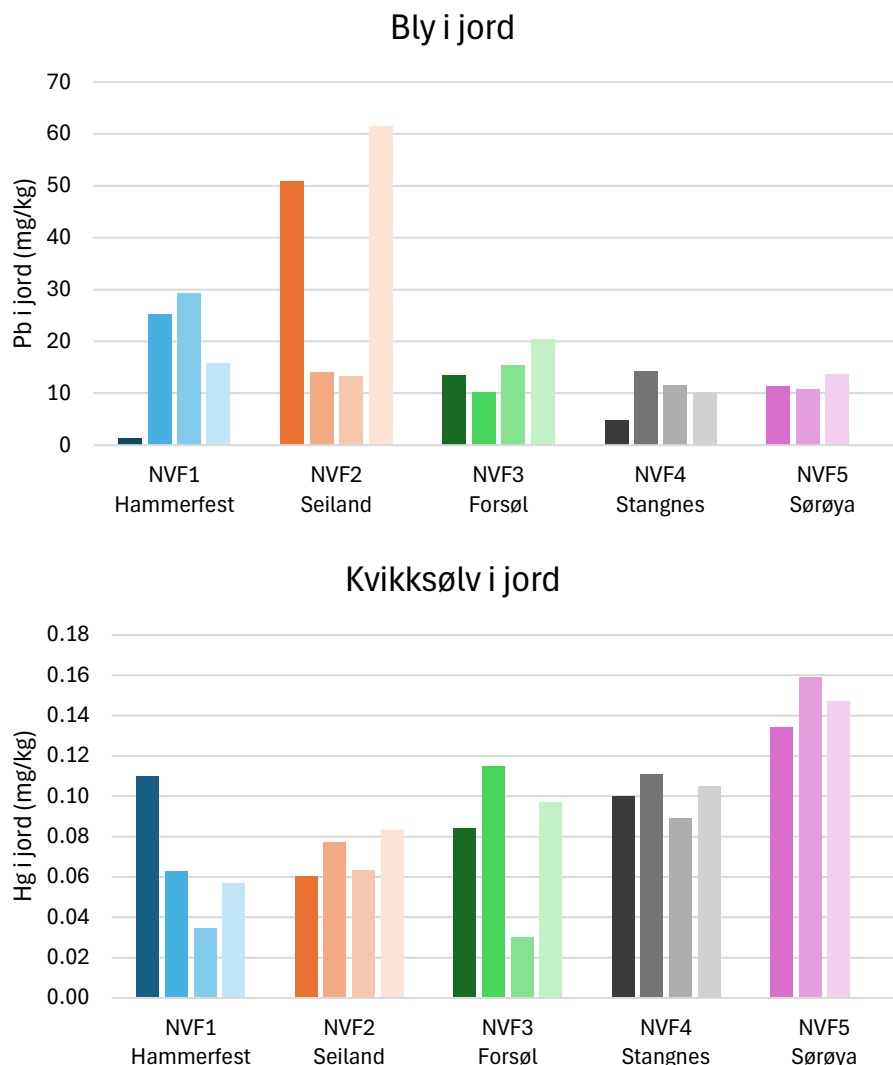
5.7.4 Bly og kvikksølv i jord

Sammensetningen av jord er sterkt påvirket av lokal geologi. Men overflatelaget av jord kan være signifikant påvirket av luftbåren tilførsel av elementer, både fra naturlige og fra menneskeskapte kilder.

Sammenligning mellom lokalitetene

Høyest Pb konsentrasjon i jord og størst variabilitet mellom individuelle prøver ble funnet ved lokalitet NVF2 (Seiland) og NVF1 (ved Hammerfest). Ved lokalitetene NVF3 (Forsøl), NVF4 (Stangnes) og NVF5 (Sørøya) var det lite variasjon mellom individuelle prøver og Pb konsentrasjonen i jordprøvene var på tilnærmet samme nivå (Figur 31).

Hg konsentrasjonen i jord var størst ved lokalitet NVF5 (Sørøya) med lite variasjon mellom individuelle prøver. Ved lokalitetene NVF4 (Stangnes), NVF3 (Forsøl) og NVF2 (Seiland) var Hg konsentrasjonen litt lavere og lavest ved lokalitet NVF1 (ved Hammerfest) (Figur 31).

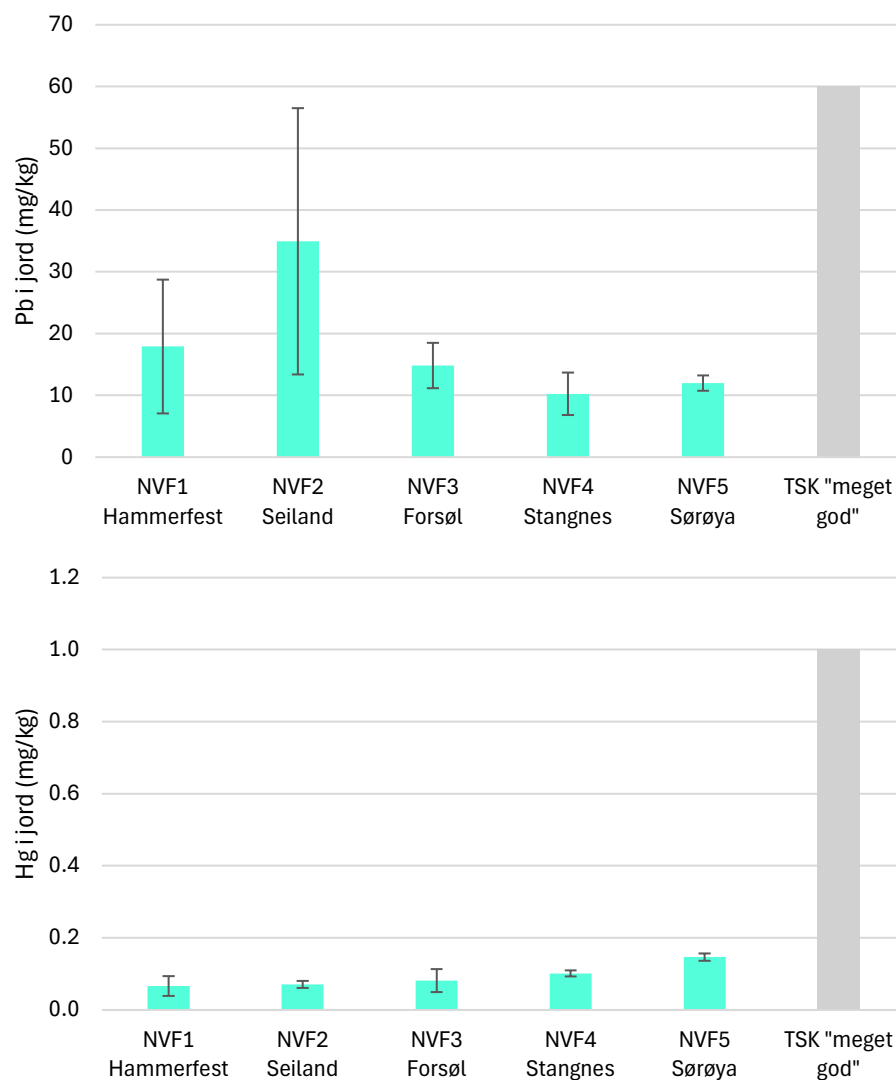


Figur 34. Konsentrasjon av bly og kvikksølv per kg tørr jord i jordprøver på lokalitetene NVF1 – NVF5 i høsten 2024. Tre til fire prøver ble samlet ved hver lokalitet.

Sammenligning med bakgrunn

Konsentrasjonene i jordprøvene sammenlignes med tilstandsklasser¹⁴ for forurenset grunn. Det er utarbeidet tilstandsklasser for 21 helse- og miljøfarlige stoffer, blant annet bly og kvikksølv. I Figur 32 er midlet bly- og kvikksølvkonsentrasjon i jordprøvene fra hver av de fem lokalitetene vist sammen med tilstandsklassen «meget god». Det blir tydelig at konsentrasjonene i jord for begge metallene er på lavt nivå.

¹⁴ <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/forurenset-grunn/for-naringsliv/forurenset-grunn-veileder/kartlegge-forurenset-grunn/om-tilstandsklasser-for-forurenset-grunn/>



Figur 35. Gjennomsnittsverdier av bly (Pb) og kvikksølv (Hg) i jordprøver på lokalitetene NVF1 – NVF5 i høsten 2024. Vertikale streker indikerer standardavvik. Nivået for tilstandsklassen «Meget god» er vist med grå stolper.

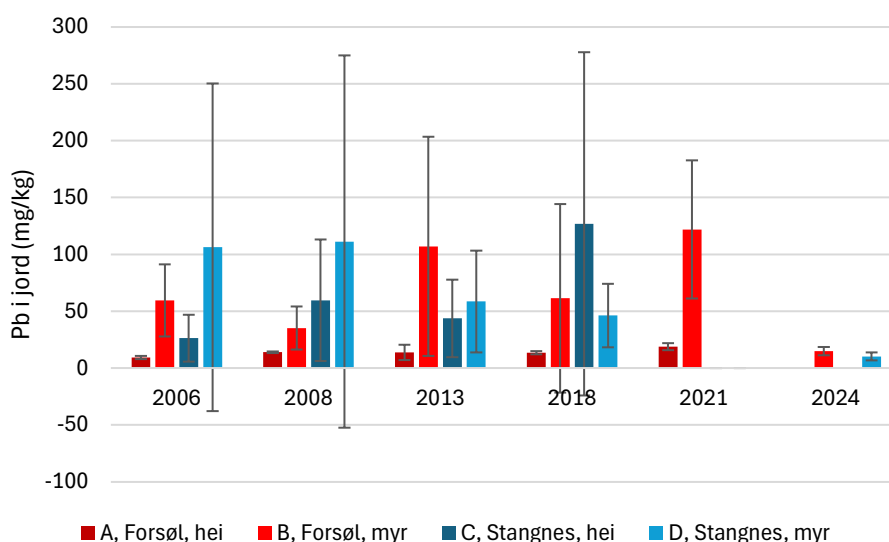
Undersøkelser av jordprøver fra Svalbard (Adventdalen og Ny-Ålesund) er publisert av Halbach *mfl.* (2017). Hg konsentrasjon på $0,111 \pm 0,036$ mg/kg ble målt i overflatejord ($0,041 - 0,254$ mg/kg). Hg nivåer i mineraljord (middel $0,025 \pm 0,013$ mg/kg; variasjon $0,004 - 0,060$ mg/kg) var vesentlig lavere enn i tilsvarende overflatejord. Halbach *mfl.* (2017) påpeker at Hg akkumuleres sterkt i overflatejordlaget (øvre 3 cm). Hg konsentrasjonene i overflatejorda var noe lavere enn i humuslaget i fastlands-Norge og var sammenlignbare med nivåene i jordsmonn andre steder i Arktis. En omvendt assosiasjon av Hg ble funnet mot elementer tilskrevet mineraljord, noe som indikerer at Hg hovedsakelig kommer fra atmosfærisk avsetning. Hg-nivået målt ved lokalitetene NVF1 – NVF5 i det aktuelle prosjektet var på samme nivå som i overflatejord på Svalbard eller litt høyere.

Halbach *mfl.* (2017) undersøkte også Pb konsentrasjon i overflatejord ($11,9 \pm 4,6$ mg/kg, $5,6 - 25,1$ mg/kg) og mineraljord ($11,4 \pm 4,35$ mg/kg; $2,9 - 22,7$ mg/kg). Pb nivået målt ved lokalitetene NVF4 og NVF5 var på samme nivå. Ved NVF1, NVF2 og NVF3 ble det målt litt høyere Pb-konsentrasjon enn i overflatejord på Svalbard.

Sammenligning med resultater fra tidligere måleprogram

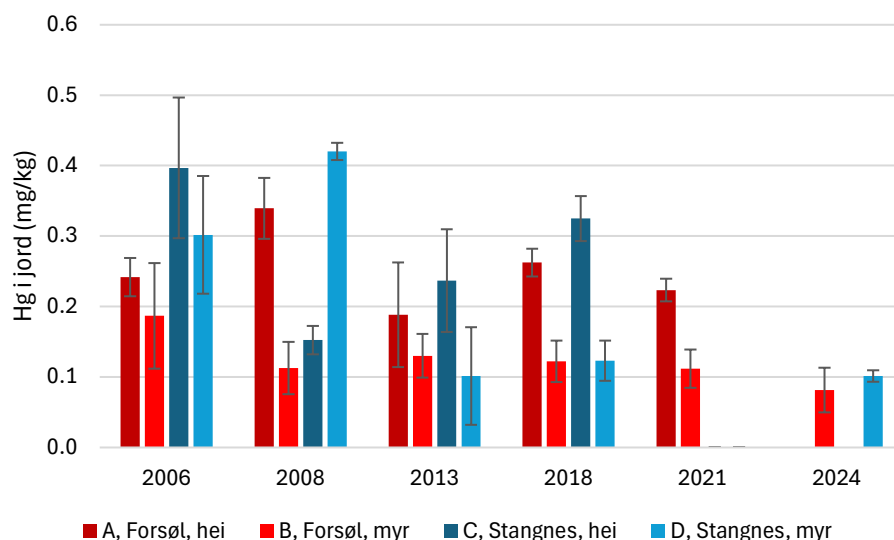
Jordprøver fra kreklinghei og bakkemyr/jordvannsmyr ble undersøkt for bly og kvikksølv i NINAs tidligere Overvåkingsprogram av vegetasjon og jord. Pb og Hg analysene ble utført av NILU, med de samme metodene som prøvene tatt høsten 2024 (se kapittel 4.10). NINAs overvåkingsprogram omfattet analyser av jord i 2006, 2008, 2013, 2018 og 2021. Seks prøver per lokalitet ble analysert i NINAs overvåkingsprogram, ved to lokaliteter – Forsøl og Stangnes. Prøvene ble samlet fra definerte overvåkingsfelt. Forsøl og Stangnes tilsvarende lokalitetene NVF3 og NVF4 i det aktuelle overvåkingsprogrammet.

Blyinnholdet i jordprøvene fra 2024 (mg bly per kg tørr jord) fra Forsøl og Stangnes er vist i Figur 33, sammen med tidligere resultater for Pb i jord. I tidligere prøver ble det i flere år observert stor variabilitet av Pb konsentrasjonen mellom de individuelle prøvene fra samme lokalitet, men det var ingen signifikante endringer i gjennomsnittlig blyinnhold i jordprøvene på noen av lokalitetene. Det ble gjort en ekstra undersøkelse ved Forsøl i 2021 i forbindelse med en ukontrollert brann på landanlegget høsten 2020. I 2024 ble det kun samlet jordprøver fra myr. Pb-gjennomsnittsverdiene i myr i 2024 var lavere og med mindre variabilitet mellom individuelle prøver enn i de foregående undersøkelsene.



Figur 36. Gjennomsnittsverdier (mg/kg) av bly (Pb) i jordprøver fra Forsøl (rød) og Stangnes (blå) for 2024 og tidligere analyser. I det tidligere overvåkingsprogrammet ble det skilt mellom prøver fra kreklinghei (mørk farge) og prøver fra myr (lysere farge).

Kvikksølvinnhold i jordprøvene fra 2024 (mg kvikksølv per kg tørr jord) fra Forsøl og Stangnes er vist i Figur 34, sammen med tidligere resultater for Hg i kreklinghei og myr. For de fleste årene var Hg-innholdet større i kreklinghei, sammenlignet med myr. Gjennomsnittlig konsentrasjon av Hg i jordprøver fra jordvannsmyr har hatt en signifikant nedgang i perioden 2006 – 2018 på Stangnes, mens endringen på Forsøl ikke var signifikant. Hg-gjennomsnittsverdiene i myr i 2024 på samme nivå eller noe lavere enn i foregående undersøkelser.

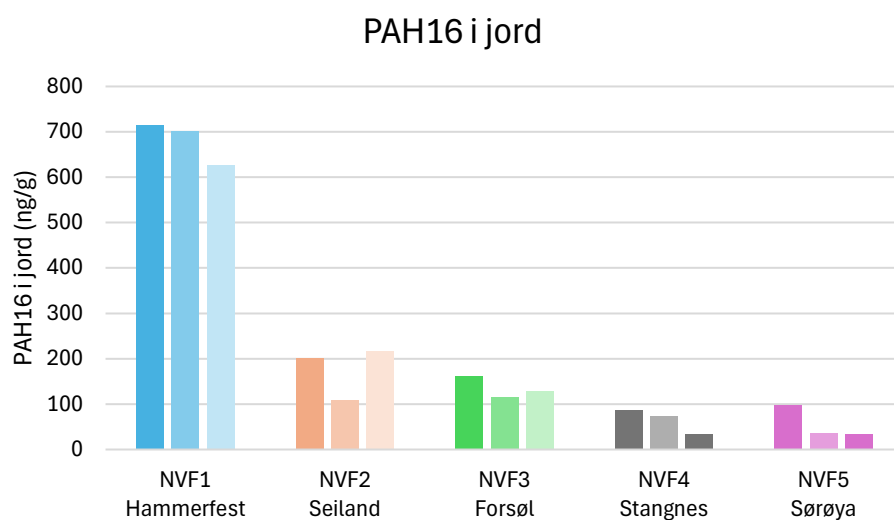


Figur 37. Gjennomsnittsverdier (mg/kg) av kvikksølv (Hg) i jordprøver fra Forsøl (rød) og Stangnes (blå) for 2024 og tidligere analyser. I det tidligere overvåkingsprogrammet ble det skilt mellom prøver av kreklinghei (mørk farge) og prøver av myr (lysere farge).

5.7.5 PAH i jord

Sammenligning mellom lokalitetene

Den desidert høyeste konsentrasjonen av Sum EPA 16 PAH ble funnet ved lokalitet NVF1 (nær Hammerfest). Ved alle andre lokaliteter var PAH16-konsentrasjonen tydelig lavere, med lavest konsentrasjon ved NVF4 (Stangnes) og NVF5 (Sørøya). Figur 35 viser øvre estimat av Sum EPA 16 PAH for de tre individuelle prøvene som ble tatt ved hver av lokalitetene.

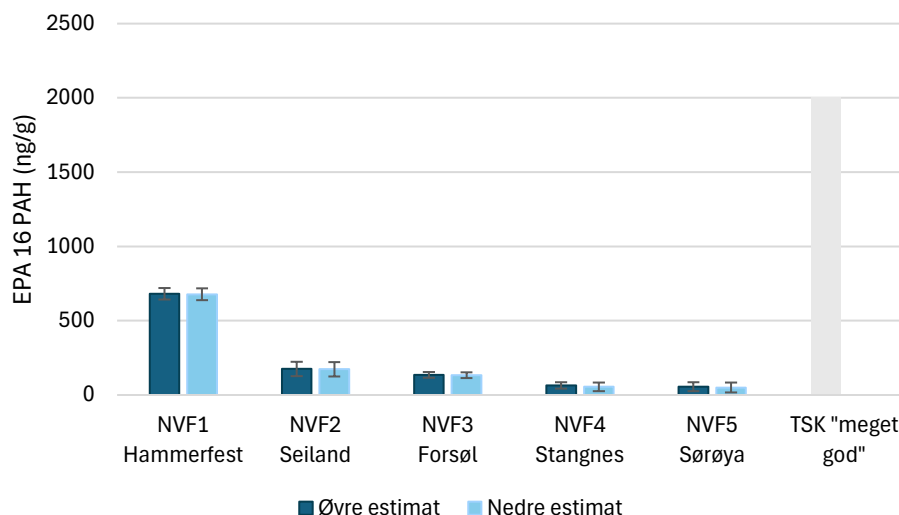


Figur 38. Konsentrasjon av PAH16 per g tørr jord i jordprøver på lokalitetene NVF1 – NVF5 i høsten 2024. Tre prøver ble samlet ved hver lokalitet.

Sammenligning med bakgrunn

Konsentrasjonene i jordprøvene sammenlignes med tilstandsklasser for forurenset grunn. Det er utarbeidet tilstandsklasser for 21 helse- og miljøfarlige stoffer, blant annet PAH16 og

benzo(a)pyren. Tilstandsklassen «Meget god» for PAH16 har en øvre grense på 2 mg/kg (tilsvarer 2000 ng/g). Som vist i Figur 36 var PAH-nivået ved lokalitetene NVF1 – NVF5 godt under denne terskelen. Det samme gjelder for benzo(a)pyren (tilstandsklasse «Meget god» for konsentrasjoner opp til 0,1 mg/kg, dvs. 100 ng/g). Høyest benzo(a)pyrennivå i måleområdet ble funnet ved NVF1 (midlet konsentrasjon på 41,3 ng/g).



Figur 39. Gjennomsnittsverdier av PAH16 i jordprøver på lokalitetene NVF1 – NVF5 i høsten 2024. Vertikale streker indikerer standardavvik. Nivået for tilstandsklassen «Meget god» er vist med grå stolpe.

Sammenligning med resultater fra tidligere måleprogram

Jordprøver fra kreklinghei og bakkemyr/jordvannsmyr ble undersøkt for PAH16 i NINAs tidligere Overvåkingsprogram av vegetasjon og jord. PAH analysene ble utført av NILU, med de samme metodene som prøvene tatt høsten 2024 (se kapittel 4.10). NINAs overvåkingsprogram omfattet analyser av jordprøver i 2006, 2008, 2013 og 2018. På grunn av fakling i oppstartsfasen til LNG-anlegget som gav utslipp av sotpartikler, ble det målt PAH i jord også i 2009 og 2010. I forbindelse med en ukontrollert brann på landanlegget høsten 2020 ble det tatt ytterligere jordprøver, kun ved Forsøl, i 2021 (Jokerud, 2021). Seks prøver per lokalitet ble analysert i NINAs overvåkingsprogram, ved to lokaliteter – Forsøl og Stangnes. Prøvene ble samlet fra definerte overvåkingsfelt. Forsøl og Stangnes tilsvarer lokalitetene NVF3 og NVF4 i det aktuelle overvåkingsprogrammet.

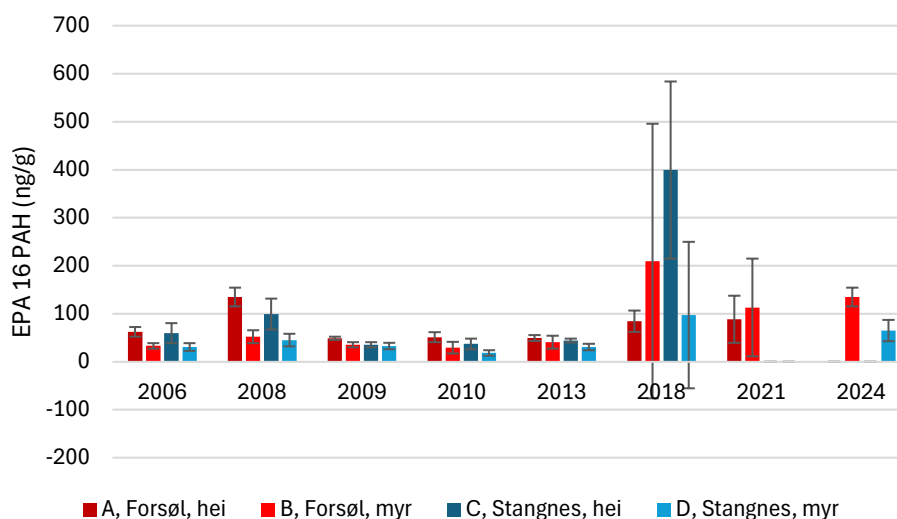
PAH-innhold i jordprøvene fra 2024 (ng PAH16 per gram tørr jord) fra Forsøl og Stangnes er vist i Figur 37, sammen med tidligere resultater for PAH16 i kreklinghei og jordvannsmyr.

PAH-verdiene i jord økte i 2008 pga. utslipp av sot fra bedriften vinteren 2007/2008. Utslippene av sot fra LNG-anlegget førte umiddelbart til en betydelig økning av PAH i jordsmonnet, med størst økning på Forsøl. PAH-nivåene gikk imidlertid raskt tilbake til normale verdier allerede ett år etter utslippet, for så å variere noe mellom hvert år. Analyser av PAH i jord er derfor en svært god indikator som responderer raskt på forurensningssituasjonen i nærområdet til LNG-anlegget. Økte PAH-verdier i 2018 må tas med forsiktighet, da det kan ha vært en kontaminering fra prøver med forhøyede PAH-verdier på laboratoriet. (Jokerud *mfl.*, 2018)

Etter brann på landanlegget i 2020 konkluderer NINA med at det har vært en signifikant økning i sum PAH16 mellom 2018 og 2021, totalt på Forsøl og på jordvannsmyra (Jokerud, 2021). Over tid fra 2009 til 2021 har det vært en signifikant økning i sum PAH16 i

krekingheia og jordvannsmyra, derfor også samlet sett. Men det har ikke vært noen signifikant endring i PAH-er mellom 2018 og 2021 i krekingheia.

PAH i jordprøvene tatt i myr i høsten 2024 viser høyere verdier ved begge lokaliteter enn i perioden 2009 – 2013 (noen av prøvene tatt i 2018 kan, som nevnt ovenfor, ha vært kontaminert; prøvene fra krekinghei ved Forsøl var sannsynligvis ikke kontaminert). Ved Forsøl var PAH-innholdet i 2024 høyere enn i 2021 (etter brann på LNG-anlegget). PAH-nivået var høyere ved Forsøl enn ved Stangnes, slik at en påvirkning fra bedriften ikke kan utelukkes.



Figur 40. Gjennomsnittsverdier (ng/g) av EPA 16 PAH i jordprøver fra Forsøl (rød) og Stangnes (blå) for 2024 og tidligere analyser. I det tidligere overvåkingsprogrammet ble det skilt mellom prøver av krekinghei (mørk farge) og prøver av myr (lysere farge).

Over tiden var det endringer i rapporteringsmåten for LOD (limit of detection) for PAH-forbindelser. Fra 2018 brukte man ikke lenger instrumentets LOD, men LOD baserer seg nå på statistikk av standardavvik for blindverdier over en viss tid. Derav blir LOD tilsynelatende høyere, og flere komponenter som måles antas være påvirket av bakgrunn.

5.7.6 Konklusjoner fra jordanalysene

Bly i jord

- Blykonsentrasjonen i jord høsten 2024 var ved alle lokaliteter godt innenfor tilstandsklassen «meget god». Generelt var det lav blyinnhold i jord ved lokalitetene NVF1 – NVF5.
- På samme måte som for bly i mose ble det funnet stor variabilitet av bly i jord ved NVF2 (Seiland), der gjennomsnittlig blyinnhold var størst. Ved Forsøl, Stangnes og Sørøya var det lite variabilitet mellom enkeltprøver og konsentrasjonen var lav.
- Målingene av bly i jord ved Forsøl og Stangnes fra høsten 2024 var lavere enn tidligere (2006 – 2018).
- Det er dermed ingenting som tyder på at utslipp av bly fra LNG-anlegget har påvirket jordsmonnet i området.

Kvikksølv i jord

- Kvikksølvkonsentrasjonen i jord høsten 2024 var ved alle lokaliteter godt innenfor tilstandsklassen «meget god». *Generelt var det lavt kvikksølvinnhold i jord ved lokalitetene NVF1 – NVF5.*
- Høyest gjennomsnittlig kvikksølvinnhold i jord ble målt på Sørøya. Stangnes, Forsøl, Seiland og Hammerfest hadde litt lavere Hg nivå i jord.
- Målingene av kvikksølv i jord ved Forsøl og Stangnes fra høsten 2024 var på samme nivå eller lavere enn i undersøkelsene 2013, 2018 og 2021.

PAH-forbindelser i jord

- PAH16-konsentrasjonen i jord høsten 2024 var ved alle lokaliteter godt innenfor tilstandsklassen «meget god».
- Høyest gjennomsnittlig PAH-innhold i jord ble målt ved NVF1 (nær Hammerfest). På samme måte som ved vegetasjonsprøvene var det mye lavere PAH-innhold i jord ved lokalitetene NVF2 – NVF5. På Sørøya ble det målt lavest PAH-innhold i jord.
- Målingene av PAH16 i jord ved Forsøl og Stangnes fra høsten 2024 var likevel høyere enn PAH-nivået målt ved begge lokalitetene tidligere¹⁵. Som i tidligere undersøkelser var PAH-nivået lavere på Stangnes enn Forsøl.
- Konsentrasjonene av PAH i jord er lave. Ved Hammerfest (NVF1) er nivået høyest, sannsynligvis pga. urbane kilder.

¹⁵ Merk at det ble rapportert om en kontaminering av noen av prøvene tatt i 2018.

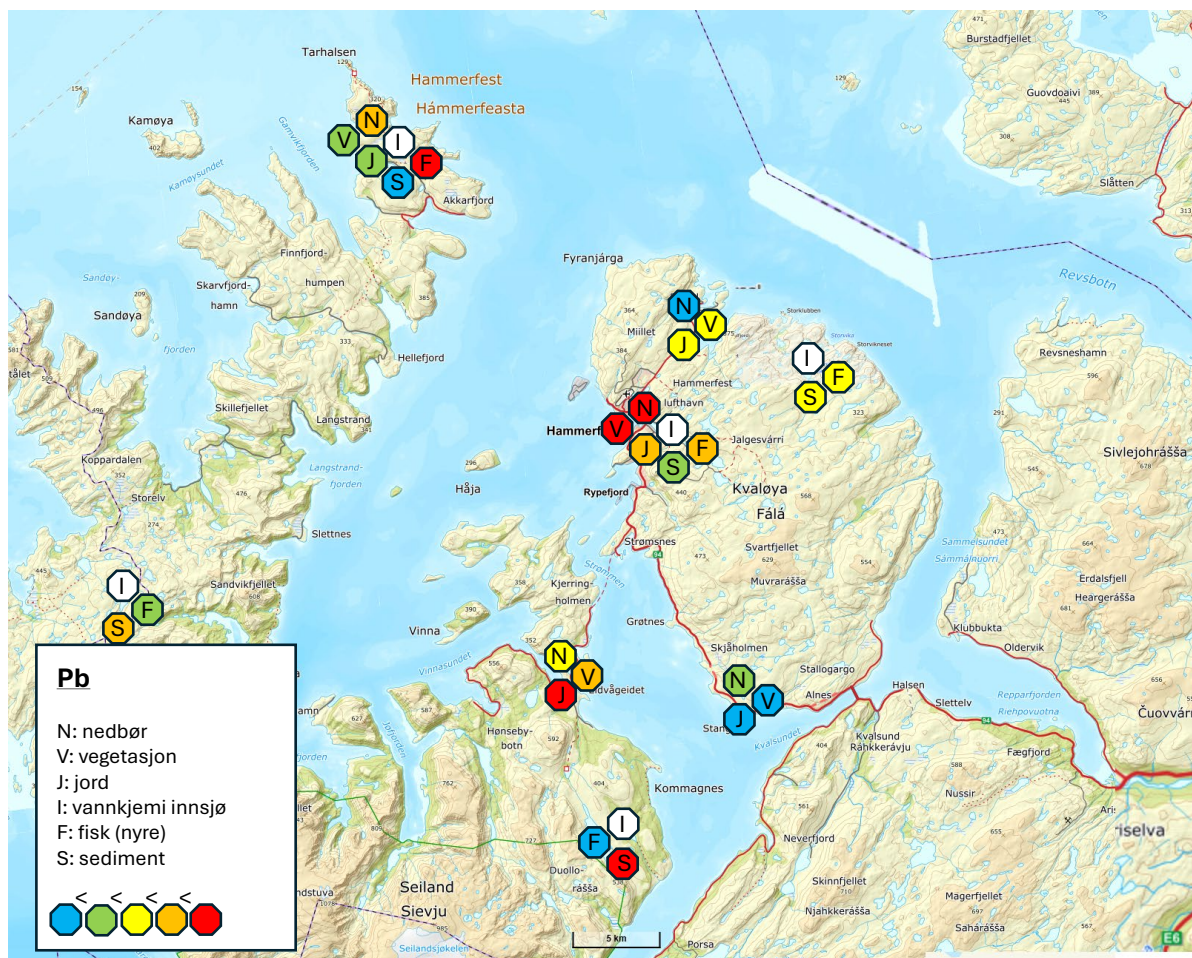
6 Samlet vurdering

Kvikksølv, bly og PAH-forbindelser ble analysert i nedbør, vegetasjon, jord, vannkjemi i innsjøer (næringssalter og metaller), metaller i fisk (muskel, nyre, lever), bunndyrs sammensetning i elver og sediment (metaller og PAH-forbindelser) ved hver av de fem prøvelokalitetene rundt Melkøya. Siden fisk nedbryter raskt PAH i lever til metabolitter som kan måles i gallen, ble i fisk PAH-metabolitter i galle undersøkt. Prøvene ble tatt i høsten 2024 (bortsett fra prøvene av Hg i nedbør som ble tatt i februar/mars 2025).

Siden både enheter og størrelsesorden av analyseresultatene varierer mellom ulike typer prøvematriks kan en sammenstilling av kjemisk innhold i de ulike mediene bare gjøres kvalitativt. Figur 38 viser rekkefølgen av mengden blyinnhold for hver av mediene fra lokaliteten med lavest innhold (blå) til lokaliteten med høyest innhold (rød). Fargeskjemaet må ikke forveksles med tilstandsklassene som bruker et lignende fargeskala. Alle innsjøprøvene (I) hadde Pb-nivåer under deteksjonsgrensen. Dette er vist med hvite skilt.

Det er ulike tidsskalaer som gjelder for de ulike prøvemediene. Innholdet av bly, kvikksølv og PAHer i nedbør er påvirket av utslipp i perioden prøvene ble tatt, som i denne undersøkelsen var en periode på ca. 4-5 uker. Vegetasjonsprøvene omfatter avsetning av bly, kvikksølv og PAHer frem til tidspunktet prøven er samlet, og kan omfatte avsetning i flere måneder eller mer. På samme måte omfatter jordprøvene tilførsel av bly, kvikksølv og PAHer frem til tidspunktet prøven er samlet, og kan omfatte et tidsrom på flere år. Tidsskala for vann i fra innsjøer vil være noen uker til noen måneder avhengig av innsjøen oppholdstid. PAH i fisk vil brytes raskt ned og PAH belastning vil best måles i galle som PAH-metabolitter. Tidsskala for kvikksølv i fisk vil være hele fiskens alder da kvikksølv vil akkumulere over tid. Overflatesedimenter vil representere fra 5 til 10 år og er avhengig av sedimentasjonsraten.

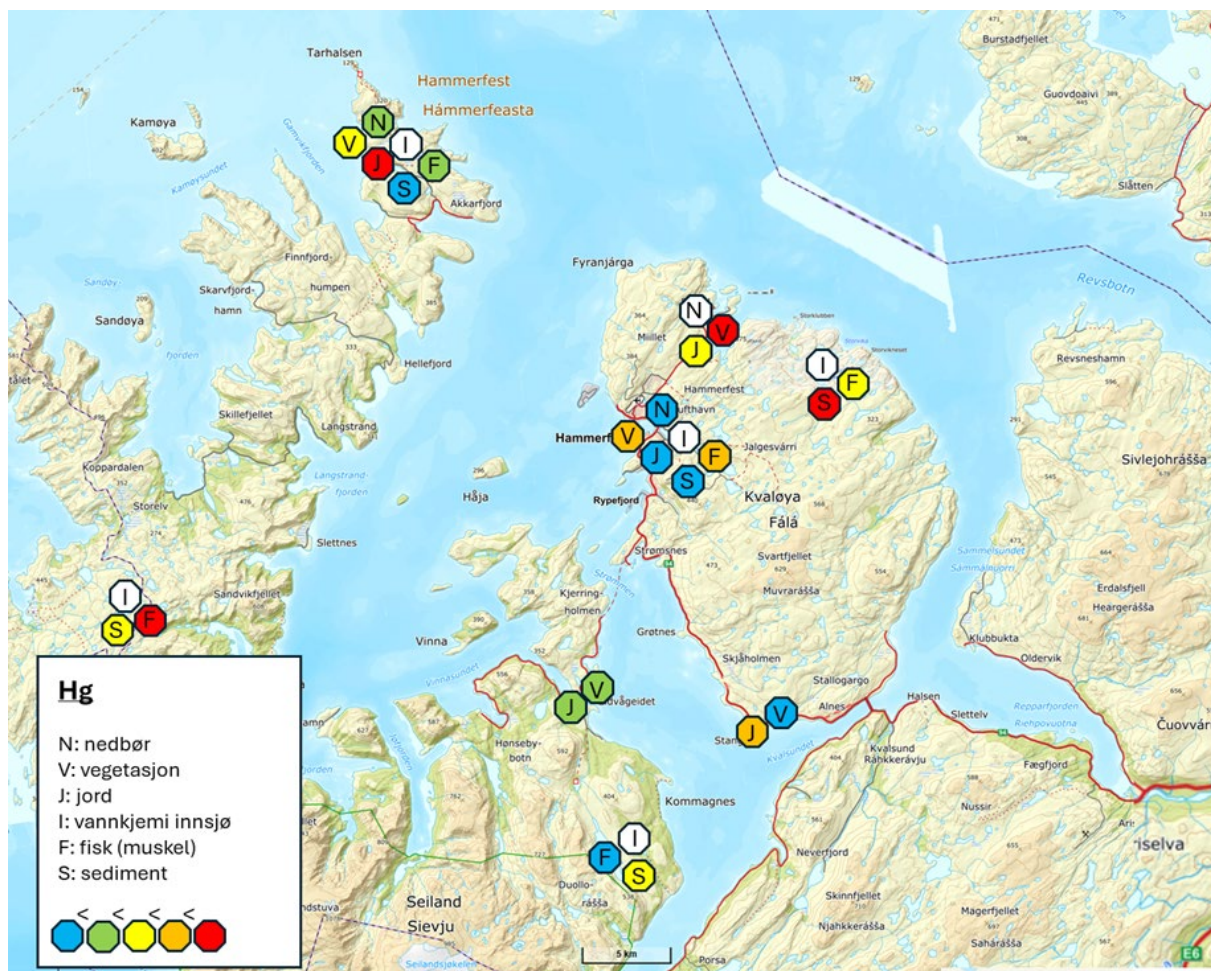
Det må fremheves at alle resultatene for bly i alle prøvemedier viste lavt nivå. Lokaliteten med høyest blyinnhold i prøvene tatt i høsten 2024 var Hammerfest (NVF1), som hadde høyest blyinnhold i nedbør og vegetasjon og nesthøyeste blyinnhold i jord og fisk (nyre).



Figur 41. Kvalitativ fordeling av bly (Pb) i ulike prøvemедier behandlet i denne undersøkelsen. N: nedbør, V: vegetasjon, J: jord, I: vannkjemi innsjø, F: fisk (her: nyre), S: sediment. Fargede skilt ordner analyseresultatene for hvert prøvemедium fra lokaliteten med lavest Pb-innhold (blå) til lokaliteten med høyest Pb-innhold (rød). Merk at fargene ikke angir tilstandsklasser.

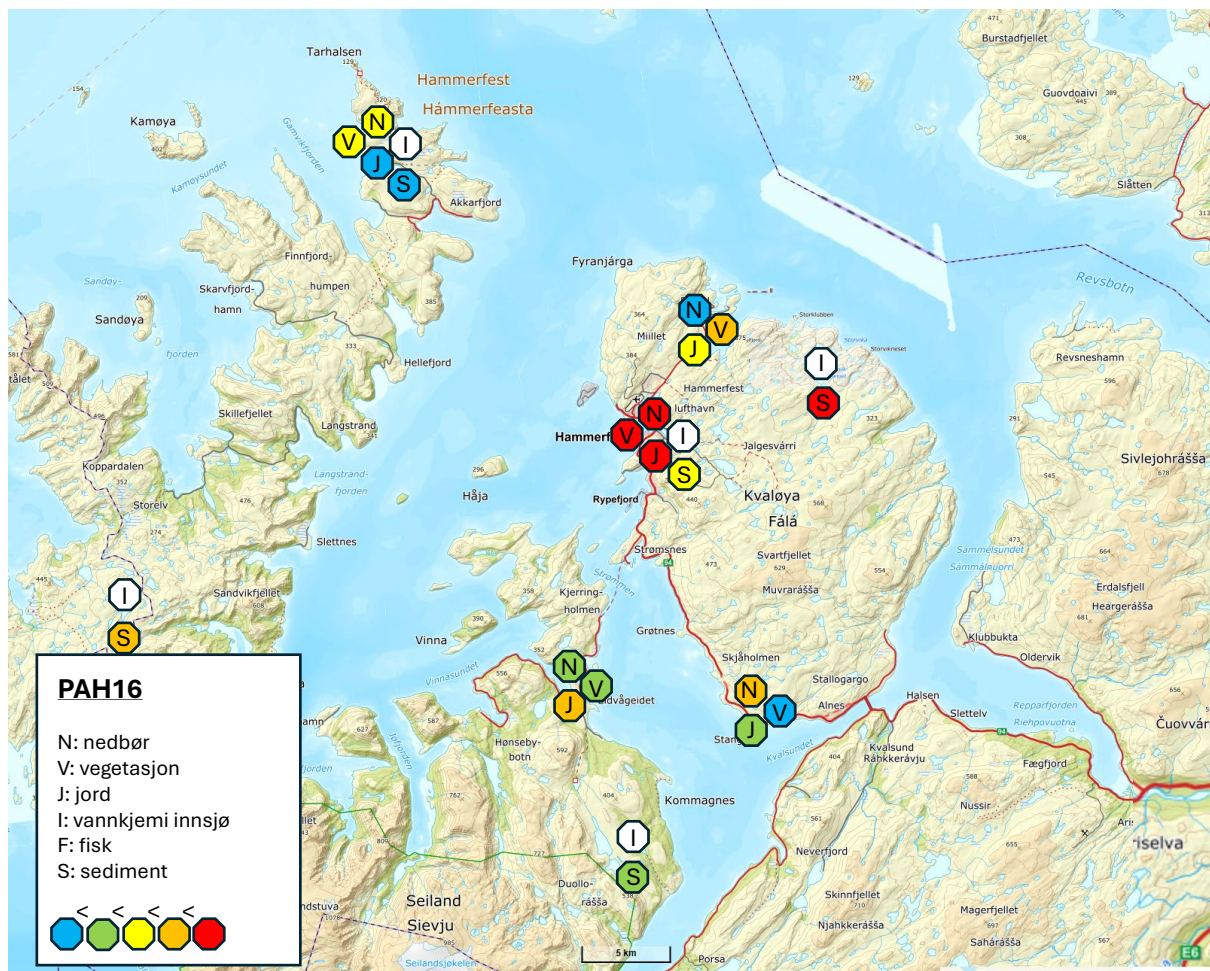
Figur 39 viser rekkefølgen av mengden kvikksølvinnhold for hver av mediene fra lokaliteten med lavest innhold (blå) til lokaliteten med høyest innhold (rød). Merk at det var knapt nedbør på Forsøl (NVF3) under hele prøvetakingsperioden. Kvikksølvnivået ved Hammerfest (NVF1) og på Sørøya (NVF5 og NVF6) var lavt. Som beskrevet i kapittel 2.2 ble det ikke samlet nedbør til analyse for kvikksølv sør på Kvaløya og på Seiland i denne undersøkelsen. Alle vannprøvene fra innsjøene (I) hadde Hg-nivåer under deteksjonsgrensen. Dette er vist med hvite skilt. Fordelingene antyder at Hg i vegetasjon og jord er høyere ved Forsøl og på Sørøya, sammenlignet med f.eks. Seiland. Nivåene av kvikksølv i fisk og sedimenter betraktes som lav.

I alle prøvemediene viste resultatene for kvikksølv lavt nivå. Det understrekes at prøvene tatt på Sørøya hadde blant de laveste Hg-nivåene for nedbør og sediment. Bare kvikksølv i jord ble funnet å være høyest på Sørøya, sammenlignet med de fire andre lokalitetene. Målingene av kvikksølv i muskel på fisk fra 2024 viser at det er generelt lave nivåer (< 0,35 mg/kg vv). De høyeste nivåene av kvikksølv i fisk ble funnet i Langvannet på Kvaløya og Langvatnet på Sørøya, mens de laveste nivåene ble funnet i røye fra Russelvatnet. Nivåene av kvikksølv i fisk fra denne undersøkelsen er sammenlignbare med nivåene som er funnet i andre innsjøer i Nord-Norge.



Figur 42. Kvalitativ fordeling av kvikksølv (Hg) i ulike prøvemedier behandlet i denne undersøkelsen. N: nedbør, V: vegetasjon, J: jord, I: vannkjemi innsjø, F: fisk, S: sediment. Fargede skilt ordner analyseresultatene for hvert prøvemedium fra lokaliteten med lavest Hg-innhold (blå) til lokaliteten med høyest Hg-innhold (rød). Merk at fargene ikke angir tilstandsklasser.

Figur 40 viser rekkefølgen av mengden PAH16-innhold for hver av mediene fra lokaliteten med lavest innhold (blå) til lokaliteten med høyest innhold (rød). Alle innsjøprøvene (I) hadde PAH-nivåer under deteksjonsgrensen. Dette er vist med hvite skilt. Det kommer tydelig frem at høyest PAH-nivå i nedbør, vegetasjon og jord i området forekommer nær Hammerfest (NVF1), der det er typiske urbane PAH-kilder som trafikk og vedfyring.



Figur 43. Kvalitativ fordeling av PAH16 i ulike prøvemedier behandlet i denne undersøkelsen. N: nedbør, V: vegetasjon, J: jord, I: vannkjemi innsjø, S: sediment. Fargede skilt ordner analyseresultatene for hvert prøvemedium fra lokaliteten med lavest PAH-innhold (blå) til lokaliteten med høyest PAH-innhold (rød). Merk at fargene ikke angir tilstandsklasser.

Hovedvindretning i perioden nedbørprøvene ble tatt, dvs. oktober/november (for Hg i nedbør var det februar/mars), er typisk sør-sørøst ved Melkøya (se Figur 5). Utslipp fra Melkøya antas dermed å transporteres hovedsakelig mot nord-nordvest. Med vind typisk på høsten (og våren) forventes at lokalitet NVF5 (Sørøya) var mest utsatt for luftmasser fra Melkøya i prøvetakingsperioden. Analyseresultatene for Pb og PAH tyder på at lokaliteten nær Hammerfest (NVF1) hadde høyest nivå og Sørøya (NVF5) nest høyest. Hg i nedbør ble målt ved tre av de fem lokalitetene og nedbørmengden var lav i prøvetakingsperioden. Analyseresultatene for Hg viser lave verdier på Sørøya (NVF5 Hg) og ved Hammerfest (NVF1 Hg). Ved Forsøl (NVF3 Hg) var det for lite nedbør for å utføre analysen.

Innhold av Pb, Hg og PAH i vegetasjon og jord er forårsaket av avsetning over en lengre periode, som er påvirket av vindretning og nedbør i perioden flere måneder før prøvene er tatt. I tillegg til hovedvindretningen (sør-sørøst) som observeres i månedene januar – mai og september – desember, kan vind fra nord og nordøst ha økt forekomst og transportere luftmassene mot sør og sørvest.

7 Referanseliste

- Aarrestad, P., Bjerke, J., Hagen, D., & Tømmervik, H.** 2006. Statoils overvåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord – grunnlagsundersøkelser 2006. *NINA Rapport nr 210*. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Aarrestad, P., Bjerke, J., Hak, C., Lunder, H., Myklebost, H., Westergaard, K. & Åström, J.** 2014. Statoils overvåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord – gjenanalyser i 2013. *NINA Rapport 1017*. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Aarrestad, P., Bjerke, J., Tømmervik, H., Bakkestuen, V., Hagen, D. & Wilmann, B.** 2008. StatoilHydros miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord – gjenanalyser 2008. *NINA Rapport 421*. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Aas, E., Beyer, J. and Goksøyr, A.** 1998. PAH in Fish Bile Detected by Fixed Wavelength Fluorescence. *Marine Environmental Research* 46: 225-228.
- Aas, E., Beyer, J. and Goksøyr, A.** 2000. Fixed wavelength fluorescence (FF) of bile as a monitoring tool for polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in fish: an evaluation of compound specificity, inner filter effect and signal interpretation. *Biomarkers* 5: 9-23.
- Aas, W., Eckhardt, S., Evangeliou, N., Hjellbrekke, A.-G., Platt, S., Solberg, S., Yttri, K.E.** 2024. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway. Annual report 2023. NILU report 19/2024.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. og Yttri, K.E.** 2013 Overvåking av langtransportert forurensset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler 2012. Kjeller, NILU (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 1148/2013. M 3/2013) NILU OR 14/2013.
- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J.** 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-Veiledning 97:04.
- Bakke, T., Oen, A., Kibsgaard, A., Bredeveld, G., Eek, E., Helland, A., Källqvist, T, Ruus, A. og Hylland, K.** 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT-veileder. TA 2229/2007.
- Berglen, T.F., Nilsen, A.-C., Pfaffhuber, K.A. og Uggerud, H.T.** (2018) Kvikksølv i grenseområdene Norge -Russland Målinger av kvikksølv (Hg) i luft og nedbør i grenseområdene mot Russland (NILU rapport 36/2018). Kjeller: NILU
- Berglen, T.F., Uggerud, H.T., Schlabach, M., Enge, E.K., Bjørklund, M., Pfaffhuber, K.A., Aandahl, T.R. og Fjellidal, E.** (2025) Metaller, PCB, PAH og dioksiner i mose i Sør-Varanger. Moseundersøkelser 2008, 2015 og 2020 (NILU rapport 2/2025). Kjeller: NILU
- Blake, L.R., Aas, W., Denby, B., Hjellbrekke, A., Mu, Q., Simpson, D., Ytre-Eide, M., Fagerli, H.** (2023) Deposition of sulfur and nitrogen in Norway 2017-2021 (MET report 03/2023).
- Brumley, C.M., Haritos V.S., Ahokas, J.T. and Holdway D.A.** 1998. The Effects of Exposure Duration and Feeding Status on Fish Bile Metabolites: Implications for Biomonitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 39: 147-153.
- Christensen, G.N., Dahl-Hansen, G., Dahl-Hansen, I., Mjelde, M., Jensen, J. og Demars, B. O.** 2019. Equinors miljøovervåkingsprogram av innsjøer for Hammerfest LNG.

- Overvåking av vann- og sedimentkjemi, vannvegetasjon, bunndyr og fisk – gjenanalyser 2018. Akvaplan-niva rapport 9325.
- Christensen, G.N., Evenset, A., Rognerud, S., Skjelkvåle, B.L., Palerud, R., Fjeld E. and Røyset, O.** 2008. National lake survey 2004 – 2006, PART III: AMAP. Status of metals and environmental pollutants in lakes and fish from the Norwegian part of the AMAP region. SFT report TA-2363-2008.
- Christensen, G.N., Rognerud, S., Mjelde, M., Bækken, T., Garmo, Ø., Korshunova, E., Dahl-Hansen, G.,** 2014. Statoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vann- og sedimentkjemi, vannvegetasjon, bunndyr og fisk – gjenanalyser 2008. Akvaplan-niva rapport 6382-2014.
- Direktoratsgruppa vanddirektivet 2018.** Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Se nettside: <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/> [besøkt 2. mai 2025].
- Evans, M.S., Lockhart, W.L. and Klaverkamp, J.** 1998a. Metal studies of water, sediments, and fish from Resolution Bay area of Great Slave lakes: studies related to decommissioned Pine Point mine. National Water Research Institute series, Saskatoon: National Water Research Institute.
- Evans, M.S., Muir, D., Lockhart, W.L. and Stern, G.** 1998b. Metal and persistent organic pollutants (OC) concentrations in four species of predatory fish from Resolution Bay area of Great Slave lakes: summer 1996 studies. National Water Research Institute series, Saskatoon: National Water Research Institute.
- Fjellheim, A. og Raddum, G.G.** 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the Total Environment* 96: 57-66.
- Hak, C.** 2016. Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG Måledata juli 2014 – juni 2015. *NILU rapport 25/2016*. (Kjeller:NILU).
- Hak, C.** 2017. Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG Måledata juli 2015 – juli 2016. *NILU rapport 13/2017*. (Kjeller:NILU).
- Halbach, K., Mikkelsen, Ø., Berg, T., Steinnes, E.** 2017. The presence of mercury and other trace metals in surface soils in the Norwegian Arctic. *Chemosphere* 188, 567-574.
- Halvorsen, H.L., Pfaffhuber, K.A., Nipen, M., Bohlin-Nizzetto, P., Berglen, T.F., Nikiforov, V., Hartz, W.** 2024. Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation. Annual report 2023. *NILU report 18/2024*. (Kjeller: NILU).
- Hellou, J. and Upshall, C.** 1995. Monocyclic aromatic hydrocarbons in bile of flounder exposed to petroleum oil. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, 60: 101-111
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I. og Brakke, D.F.** 1988. Lake acidification in Norway-present and predicted chemical status. *AMBIO* 17, 259-266-
- Jokerud, M.** 2021 Equinors miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av jord i forbindelse med en ukontrollert brann på landanlegget høsten 2020. *NINA Rapport 2078*. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Jokerud, M., Bargmann, T., Halse, A.K., Uggerud, H.T. & Aarrestad, P.A.** 2018 Equinors miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord – reanalyser i 2018. *NINA Rapport 1604*. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Lid, J. og Lid, D.T.** 2005. Norsk flora. 7. utg. R. Elven. Det norske samlaget. Oslo

- Miljødirektoratet Veileder M-608** 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota –revidert 30.10.2020 Nedlastbar fra:
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m608/m608.pdf>
- Mjelde, M., Dervo, B.** 2022. Vannvegetasjon i ferskvann. Bakgrunnsrapport, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Mjelde, M., Thrane, J.E., Demars, B.O.L.** 2023. High aquatic macrophyte diversity in Norwegian lakes north of the Arctic Circle. *Freshwater Biology* 68, 509–522.
- Raddum, G.G. og Fjellheim, A.** 1985. Regionale Evertebratundersøkelser. - Overvåking av langtransportert forurensset luft og nedbør. Årsrapport 1984. SFT rapport nr. 201/85. 190 pp.
- Rognerud, S. og Fjeld, E.** 2001. Trace element contamination of Norwegian lake sediments. *AMBIO* 30: 11-19.
- Schlabach, M., Steinnes, E., Uggerud, H.T.** 2016. Atmospheric deposition of organic contaminants in Norway: National moss survey 2015. NILU report 30/2016
<https://nilu.no/publikasjon/29357/>
- Skjelkvåle, B.L., Christensen, G.N. (Akvaplan-niva), Mjelde, M., Bækken, T., Rognerud, S., Dahl-Hansen, G. (Akvaplan-niva), Høgåsen, T., Røyset, O., Sva, E. (Akvaplan-niva),** 2007. Statoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vann- og sedimentkjemi, vannvegetasjon, Bunndyr og fisk. Grunnlagsundersøkelsen 2006. NIVA-rapport lnr. OR-5387
- Skjelkvåle, B.L., Christensen, G.N. (Akvaplan-niva), Mjelde, M., Bækken, T., Rognerud, S., Dahl-Hansen, G. (Akvaplan-niva), Smith, T (Akvaplan-niva).** 2009. Statoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vann- og sedimentkjemi, vannvegetasjon, bunndyr og fisk – gjenanalyser 2008. NIVA-rapport lnr. 5756-2009.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A.K.** 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statens forurensningstilsyn. 677/96, Statlig program for forurensningsovervåking Rapport.
- Skjelkvåle, B.L., Rognerud, S., Fjeld, E., Christensen, G.N. og Røyset, O.,** 2008. Nasjonal innsjøundersøkelse 23004-2006, Del 1: Vannkjemi. Status for forsuring, næringsalter og metaller. SFT-rapport TA 2361-2008. Statlig program for forurensningsovervåking 1011-2008, NIVA-LNO 5548. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- Skotvold, T., Wartena, E. and Rognerud, S.** 1997. Heavy metals and persistent organic pollutants in sediments and fish from lakes in Northern and Arctic regions of Norway. SFT rapport 688/97.
- Steinnes, E., Uggerud, H.T., Pfaffhuber, K.A. and Berg, T.** (2016) Atmospheric deposition of heavy metals in Norway, National moss survey 2015. NILU report 28/2016.
- Tønnesen, D.** (2007) Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. Måledata april 2006 – juni 2007. NILU OR 54/2007
- Vander Zanden, J. and Rasmussen, J.B.** 2001. Variation of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications of aquatic food web studies. *Limnol. Oceanogr.* 46: 2061-2066.

8 Vedlegg

Vedlegg A. Artslister alle år

	Russelvvatn					Straumvatn				Langvatn156					Storvikvatn				
Livsformgrupper/arter	2006	2008	2013	2018	2024	2008	2013	2018	2024	2006	2008	2013	2018	2024	2006	2008	2013	2018	2024
ISOETIDER																			
<i>Isoëtes echinospora</i>						3													
<i>Isoëtes lacustris</i>						3	3	4	4						2	3	3	4	4-5
<i>Ranunculus reptans</i>						2	2	2	2-3										
ELODEIDER																			
<i>Callitriche hamulata</i>						2	2	2	3										
<i>Hippuris vulgaris</i>						2	2	3	3	2	2-3	3	3-4	3-4					
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	2	2-3	3	2-3	2-3	1-2	2-3	2	2-3	3	4	4	4	4-5					
<i>Potamogeton berchtoldii</i>										2-3	2	2-3	3	2					
<i>Ranunculus peltatus</i>															1	2	1-2	2	2
NYMPHAEIDER																			
<i>Sparganium hyperboreum</i>	1	1-2	2	2	2-3		1		3	1	1-2	3		3					
<i>Sparganium angustifolium</i>									1-2				4	3					
KRANSALGER																			
<i>Nitella opaca</i>	1		2	2-3	2-3	2	3	2		4	4	2							
Antall arter	3	2	3	3	3	7	7	6	7	5	5	5	4	5	2	2	2	2	

