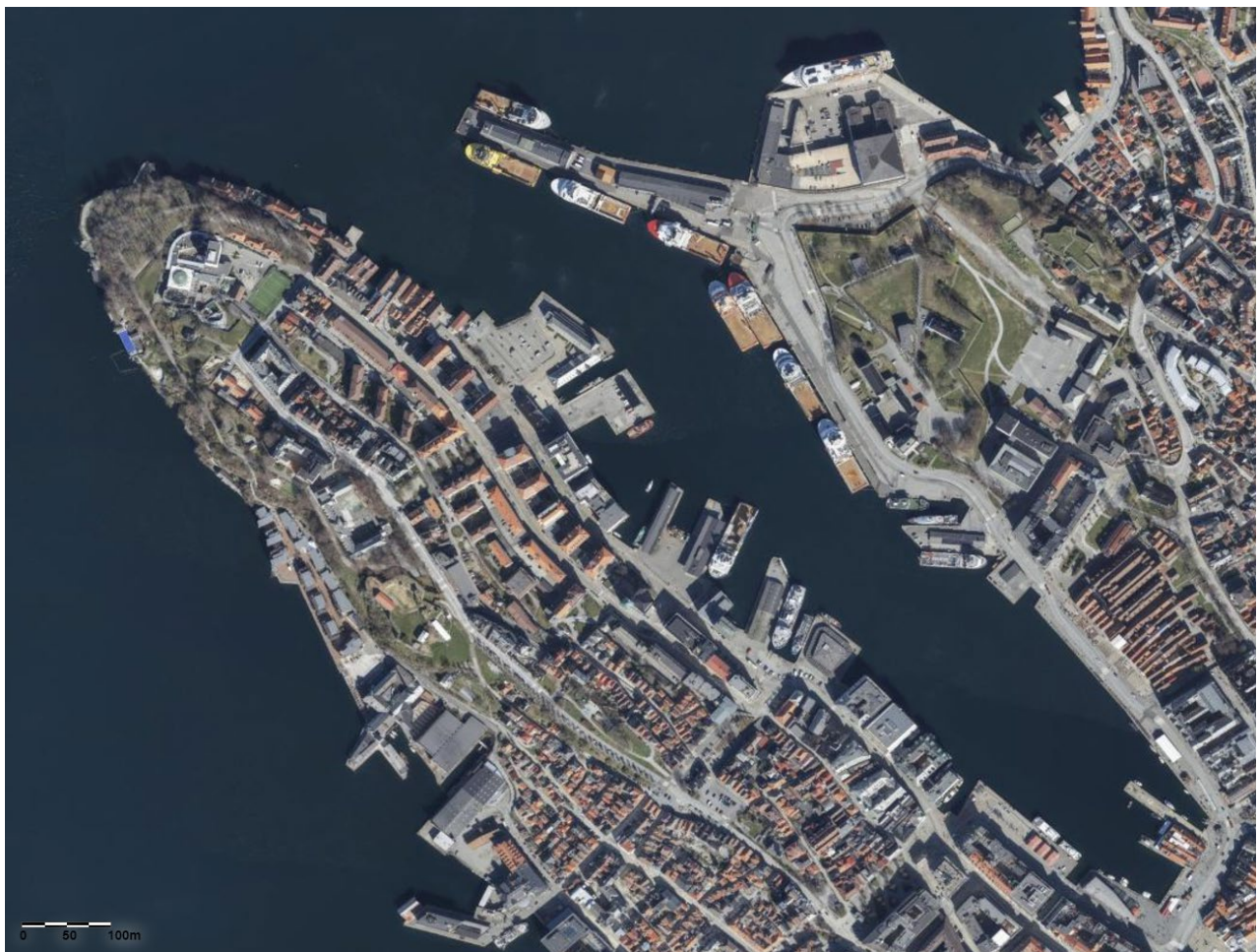


BERGEN KOMMUNE

FORURENSET SJØBUNN I VÅGEN

OPPDATERT RISIKOVURDERING 2024

FAGRAPPOR



Dokumentinformasjon

Tittel:	Forurenset sjøbunn i Vågen – oppdatert risikovurdering 2024		
COWI-kontor:	Bergen		
Oppdrag nr:	A243166-017	Rapportnummer	A243166-2024-12
Utgivelsesdato:	18.12.24	Antall sider:	55
Tilgjengelighet:		Antall vedlegg:	2
Utarbeidet:	RAKJ RATV AMG	Sign.	
Kontrollert:	AVS	Sign.	
Godkjent:	BCKV	Sign.	
Oppdragsgiver:	Bergen kommune	Oppdragsgivers kontaktperson:	Anne Christine Knag
Stikkord:	Miljøgifter, sediment, risiko, spredning, human helse, biota, økologisk effekt		
Foto forside	www.norgeibilder.no		

INNHold

Sammendrag	4
1 Innledning	5
2 Beskrivelse av Vågen	7
2.1 Topografi og bunnforhold	7
2.2 Miljøtilstand og utførte undersøkelser	9
2.3 Advarsel mot inntak av fisk og sjømat	10
2.4 Forurensningskilder	10
2.5 Arealbruk og skipstrafikk	10
2.6 Strøm- og erosjonsforhold	11
2.7 Miljømål	12
3 Metode for risikovurdering	13
3.1 Trinn 1	14
3.2 Trinn 2 og 3	14
4 Grunnlagsdata	16
4.1 Inndeling av delområder, Våg 1-5	16
4.2 Miljøgifter i sediment	17
4.3 Toksisitetstester	19
4.4 Vannkvalitet	20
4.5 Miljøgifter i bunndyr	21
4.6 Miljøgifter i blåskjell	21
4.7 Miljøgifter i fisk og krabbe	22
5 Risikovurdering trinn 1	23
5.1 Resultater Trinn 1	23
5.2 Konklusjoner trinn 1	26
6 Risikovurdering trinn 2 og 3	27
6.1 Stedsspesifikke forutsetninger	27
6.2 Resultater trinn 2 og 3	32
6.3 Konklusjoner trinn 2 og 3	46
7 Diskusjon og konklusjoner	47
7.1 Usikkerheter, risikoverktøyets følsomhet	47
7.2 Samlet risikovurdering trinn 1-3	48
7.3 Resultater fra risikovurdering 2024 vs. 2014 og 2004	52
7.4 Risiko i forhold til miljømål	53
8 Referanser	54
9 Vedlegg	56
9.1 Analyseresultater som er benyttet i risikovurderingen	56
9.2 Stedsspesifikke parametere i risikovurdering	70

Sammendrag

Sjøbunnen i Vågen i Bergen er sterkt forurensset av metaller og ulike organiske miljøgifter. På oppdrag fra Bergen kommune og prosjektet Renere Havn Bergen har COWI i 2024 gjennomført en oppdatert risikovurdering for Vågen. Vurderingene er basert på gjeldende versjon av veileder for risikovurdering av forurensset sediment (M-409/2015) samt oppdatert datagrunnlag og tiltaksareal i Vågen.

Det er tidligere utført risikovurdering av forurensset sjøbunn i Vågen i 2004 og 2014 med da gjeldende risikovurderingsverktøy. Bergen kommune har besluttet å gjennomføre oppryddingstiltak i Vågen med bakgrunn i påvist risiko for miljøskade og spredning av forurensning fra sedimentene. Det er utarbeidet en tiltaksplan, og det er utført flere tiltaksrettede undersøkelser. Prosjektet nærmer seg gjennomføring, og i forbindelse med at kommunen skal søke om statlig delfinansiering var det behov for å oppdatere risikovurderingen. Risikovurderingen gir et forenklet bilde av forholdene, men sannsynliggjør hvilken risiko sedimentene utgjør for helse og miljø.

Risikovurderingen fra 2024 viser at sedimentet i Vågen fortsatt utgjør en betydelig risiko for helse og miljø. Størst risiko er knyttet til de organiske miljøgiftene PCB, PAH og TBT. Av metallene er det kvikksølv som utgjør størst risiko.

Økologisk risiko: Konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentet overskrider grenseverdier for negativ økologisk effekt for alle stoffgrupper som er undersøkt. Det samme gjelder for enkelte parametere i porevann og sjøvann. Dette indikerer at sedimentet i Vågen er toksisk for sedimentlevende organismer. Det er særlig innholdet av dioksiner og dioksinliknende PCB, TBT og enkelte PAH-forbindelser som overskrider grenseverdier for økologisk risiko.

Helsefare for mennesker: Forurensningen utgjør en risiko for mennesker ved høyt inntak av lokalt fanget fisk og sjømat over lang tid. PCB er spesielt problematisk, med beregnede livstidsdoser som overstiger grenseverdien for helserisiko med flere hundre ganger. Resultatene bekreftes av Mattilsynets kostadvarsler for enkelte typer sjømat fra området. Beregningene er konservative og basert på vesentlig høyere inntak av lokalt fanget sjømat enn det som er tilfelle i dag.

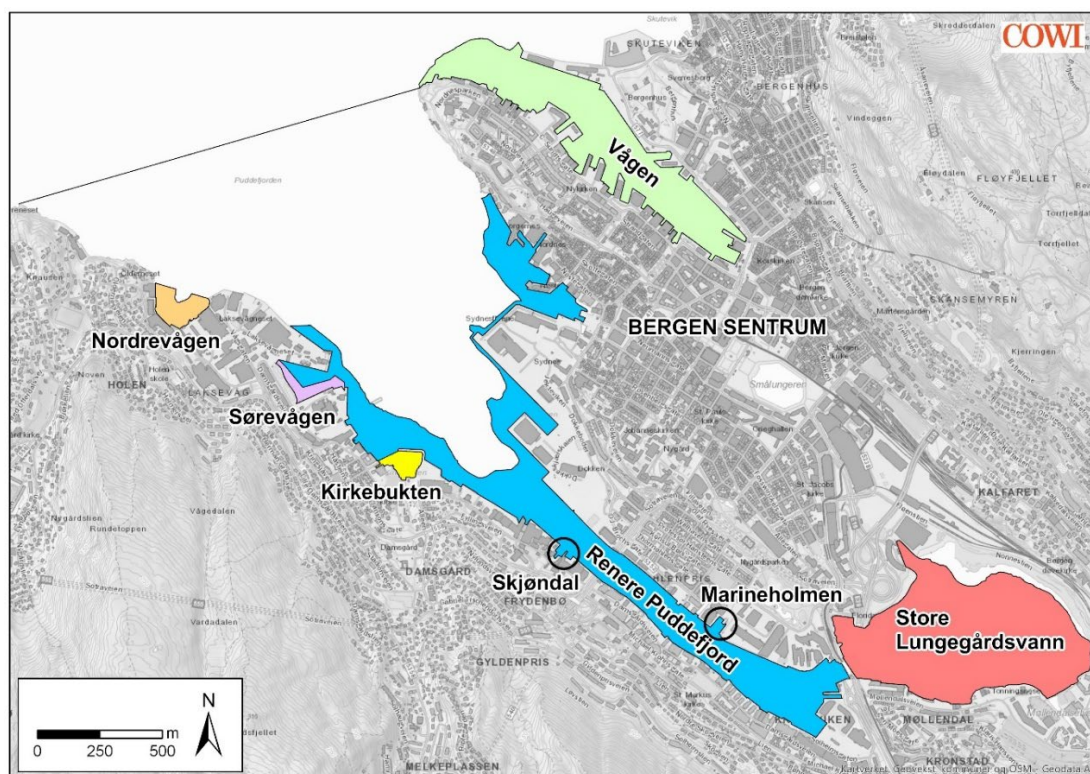
Spredning av forurensning: Skipstrafikk i Vågen bidrar til spredning av miljøgifter fra sedimentene. Særlig utsatt er områdene ved Strandkaia og utenfor terskelen, hvor erosjonen er størst og strømmen ut mot Byfjorden er sterkest. Miljøgifter spres også i miljøet ved utlekking fra sediment til vann og ved opptak av miljøgifter i organismer og videre i næringskjeden.

Miljømål: Spredning av forurensning fra Vågen til Byfjorden ansees som den største risikoen, og spredning øker indirekte risikoen for human helse gjennom opptak av miljøgifter i sjømat. Vågen oppfyller ikke vannforskriftens miljømål om god kjemisk og økologisk tilstand. Bystyret har som mål å redusere spredning av forurensning fra Vågen og bidra til redusert innholdet av miljøgifter i fisk og sjømat fra Byfjorden. Den beregnede risikoen er betydelig, og det er behov for tiltak for å redusere forurensning og spredning.

1 Innledning

Sjøbunnen i Vågen, Bergen havn, er sterkt forurensset av metaller og ulike organiske miljøgifter. På oppdrag fra Bergen kommune og prosjektet Renere Havn Bergen har COWI i 2024 gjennomført en oppdatering av risikovurderingen for Vågen. Planlagt opprydding i Vågen er basert på tidligere risikovurderinger, og tiltaket er beskrevet i en tiltaksplan (COWI AS, 2024). I forbindelse med at kommunen skal søke om statlig delfinansiering av tiltaket var det behov for å oppdatere risikovurderingen slik at den er i tråd med siste versjon av det nasjonale risikovurderingsverktøyet og datagrunnlaget.

Risikovurdering av forurensset sjøbunn i Vågen er gjennomført flere ganger tidligere med dagjeldende risikovurderingsverktøy. Den første risikovurderingen av forurensset sjøbunn i Bergen ble utført i 2004 og omfattet hele tiltaksområdet til Renere Havn Bergen (Figur 1). Resultatene viste at miljøgiftene i Vågen utgjør en stor og uakseptabel risiko for human helse og spredning av miljøgifter (NGI, 2004). Vågen ble prioritert som første delområde for gjennomføring av tiltak, men av ulike årsaker har det først blitt gjort tiltak i Puddefjorden (2018) og Store Lungegårdsvannet (2024). Et kart over tiltaksområdene i Bergen er vist i Figur 1.



Figur 1 Oversikt over tiltaksområder i Bergen havn. Tiltak mot forurensset sjøbunn er gjennomført i Kirkebukten, Puddefjorden, Nordrevågen, Sørevågen og Store Lungegårdsvannet.

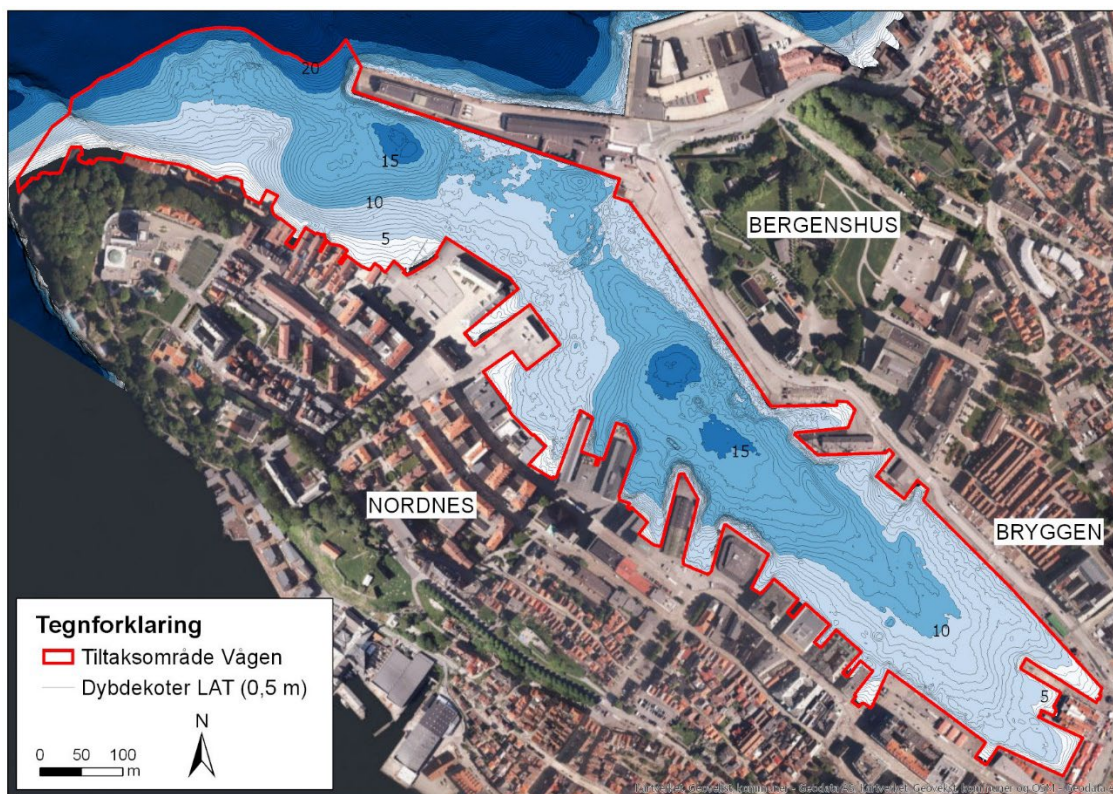
Risikovurderingen for Vågen ble videre oppdatert i 2014 for å samle ny kunnskap om risikoforhold og spredningsmekanismer. Datagrunnlaget ble da supplert med nye og flere typer målinger for å øke sikkerheten i resultatene og gjøre vurderingene mer stedsspesifikke. Risikovurderingen ble basert på en oppdatert risikoveileder, TA 2802/2011 (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2011) og grenseverdier i TA-2229/2007 (Statens forurensningstilsyn, 2008). Resultatene viste at

forurensningen i sedimentet utgjør en vesentlig risiko for human helse, økologisk skade og spredning av forurensning.

Med bakgrunn i påvist risiko for miljøskade og spredning av forurensning fra sedimentene har Bergen kommune besluttet å gjennomføre oppryddingstiltak i Vågen. Etter 2014 er det utarbeidet tiltaksplan for opprydding i Vågen og utført flere tiltaksrettede undersøkelser.

Denne rapporten beskriver risikovurdering og beregninger som er basert på nå-gjeldende versjon av risikovurderingsveilederen M-409/2015 (Miljødirektoratet, 2016) med tilhørende regnearkverktøy og grenseverdier i M-608/2020 (Miljødirektoratet, 2020) samt oppdatert datagrunnlag og tiltaksareal i Vågen (Figur 2).

Nye sedimentprøver fra Vågen er inkludert i risikovurderingen, og de eldste sedimentprøvene er utelatt. En ny undersøkelse av miljøgifter i fisk og krabbe fra området ved Bontelabo (Havforskningsinstituttet, 2023) er inkludert, og det samme gjelder målinger av opptak av miljøgifter i blåskjell som ble eksponert i Vågen (COWI AS, 2023b). Data fra eldre kostholdsradundersøkelser er utelatt. Resultatene fra risikoberegningene er også vurdert opp mot nye undersøkelser av strøm og erosjonsforhold (STIM Miljø, 2020) (Eidnes, 2021), samt resultater fra en undersøkelse av vannkvalitet, spredning av partikkelbundet forurensning og fluks fra sediment til vann i Vågen (COWI AS, 2023b).



Figur 2 Tiltaksområde i Vågen. Kartet er hentet fra oppdatert tiltaksplan (COWI AS, 2024).

2 Beskrivelse av Vågen

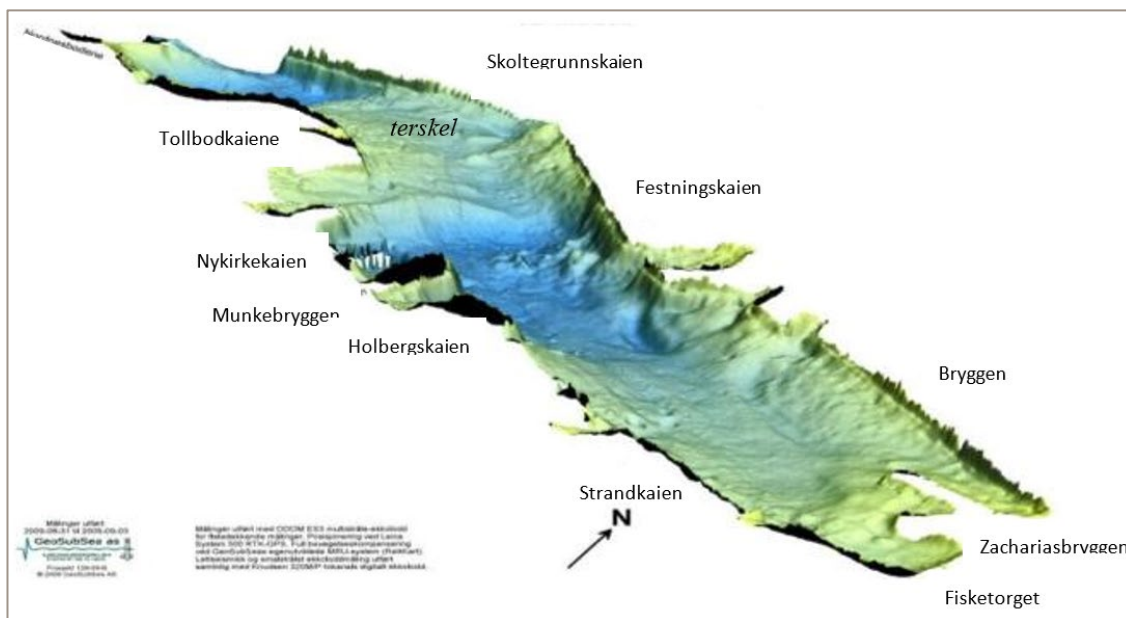
Vågen ligger i Bergen sentrum og er omkranset av bybebyggelse og kaier. Tiltaksområdet har et areal på ca. 275 000 m² og er avgrenset av kote -20 meter i den ytre delen av Vågen som vist i Figur 2. Vågen er en travel havn og et viktig element i bybildet. Sjøarealet rundt en badeplass ytterst på Nordnes i nordvest er også inkludert i tiltaksområdet.

Tiltaksområdet og resultater fra tidligere undersøkelser er grundig beskrevet i Tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Vågen (COWI AS, 2024). I de neste kapitlene gjengis derfor bare en kortfattet områdebeskrivelse.

2.1 Topografi og bunnforhold

Vågen er en 1,3 km lang terskelfjord. En terskel med ca. 9 m dybde skiller det indre fjordbassenget fra de ytre delene av Vågen. En 3-D modell av bunntopografien i Vågen er vist i Figur 3. Dybdene varierer fra ca. 3 meter ved de grunneste kaifrontene til ca. 17 meter i det dypeste bassenget rett innenfor terskelen. Tiltaksområdet strekker seg ut til 20 meter dyp ved overgang til Byfjorden. Størstedelen av sjøbunnen i Vågen er relativt flat og har en helning under 5 grader, som vist i Figur 4.

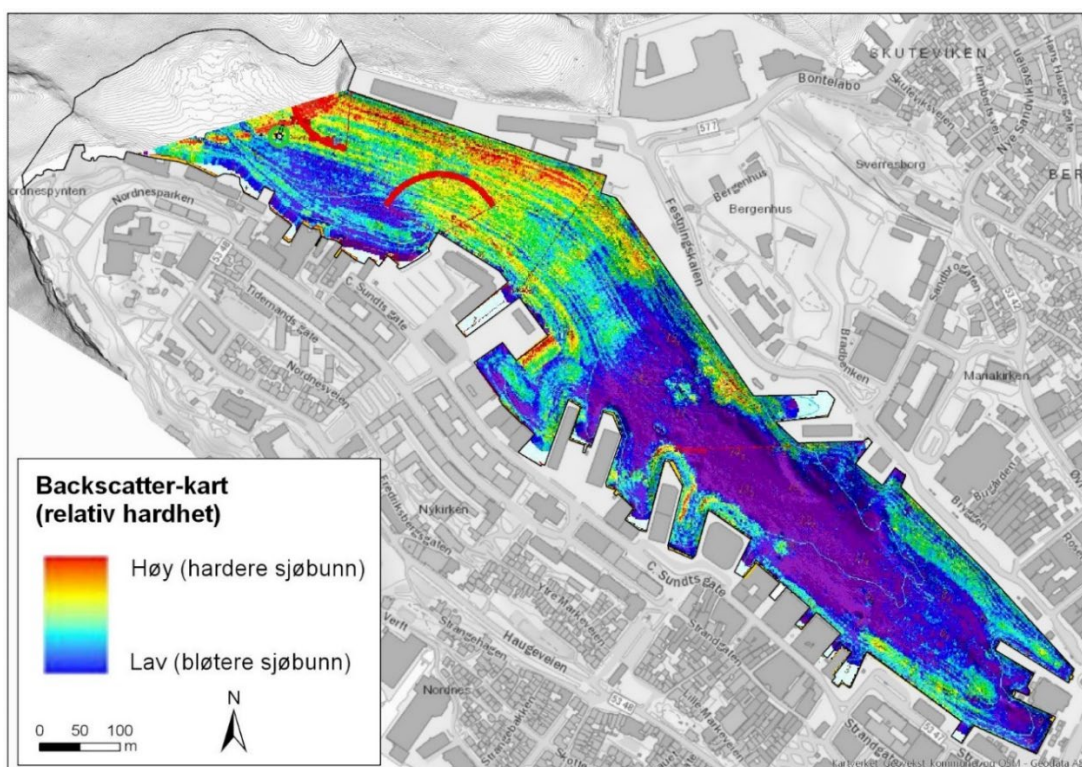
Figur 5 viser en oversikt over relativ hardhet av sjøbunnen i Vågen. Figuren viser at størstedelen av det indre fjordbassenget har relativ bløt sjøbunn med mye finstoff. Også i deler av området rett utenfor terskelen har sjøbunnen et høyt innhold av finstoff. På terskelen og langs de fleste kaiene er sjøbunnen hardere med mer sandige og grove sedimenter. Ingen elver eller bekker av betydning har utløp til Vågen.



Figur 3 3-D modell som viser bunntopografien i Vågen (GeoSubSea AS, 2009). Blå farge markerer de dypeste områdene på begge sider av terskelen.



Figur 4 Kart som viser helningen på sjøbunnen i tiltaksområdet (grader) og dybdekoter (LAT). Helningskartet er basert på dybdedata fra Kystverket.



Figur 5 Backscatter-kart som viser relativ hardhet av sjøbunnen i Vågen (Argus Surveys AS, 2010) (de to røde halvsirkelene i den ytre delen av området og den røde stripen i den midtre delen av området er ikke reelle og kan sees bort i fra).

2.2 Miljøtilstand og utførte undersøkelser

Det er utført en rekke undersøkelser i Vågen som viser at sjøbunnen er sterkt forurensset med kobber, kvikksølv, PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og TBT (tributyltinn) tilsvarende tilstandsklasse 4-5 vurdert etter nasjonale veileder M-608. PCB (polyklorete bifenyl) og sink er i tilstandsklasse 4, og bly er i klasse 3. Området på terskelen er generelt noe mindre forurensset enn resten av Vågen (COWI AS, 2024).

I forbindelse med en tidligere oppdatering av risikovurderingen for Vågen ble det i 2012 utført en supplerende kartlegging av toksisitet og miljøgiftenes biotilgjengelighet (COWI AS, 2014). Miljøgiftenes tilgjengelighet for opptak i organismer er avhengig av flere faktorer. På utsiden og innsiden av terskelen, der konsentrasjonen av miljøgifter i sedimentet er høyest, har sedimentet også høyt innhold av organisk karbon, lavt oksygeninnhold og høyt innhold av sulfid som bidrar til å binde henholdsvis organiske miljøgifter og metaller. Dette ble bekreftet i en bioakkumulasjonstest som viste opptak av PCB og TBT i henholdsvis børstemark *Hediste diversicolor* og nettsnegl *Hinia reticulata* i hele Vågen, men høyest opptak på terskelen. Det ble ikke påvist signifikant opptak av metaller til tross for høye konsentrasjoner i sedimentet. Resultater fra toksisitetstester viste overskridelse av grenseverdi for økotoksitet i helsedimenttest og DR-CALUX-test som indikerer dioksiner og dioksinlignende PCB. Resultater fra toksisitetstestene og bioakkumulasjonstesten er benyttet som inngangsdata til risikoberegningene i denne rapporten og er nærmere beskrevet i kapittel 4.3, 4.5 og vedlegg 1.

Byfjordsundersøkelsen er et resipientovervåkingsprogram som regelmessig undersøker forholdene i fjordsystemet rundt Bergen (Rådgivende Biologer AS, 2024). Programmet har en fast prøvestasjon i indre del av Vågen. Resultater av vannprøver fra perioden 1992-2023 har vist et oksygeninnhold som tilsvarer tilstandsklasse 1-2 (meget god til god) sammenliknet med tilstandsklasser for oksygeninnhold i bunnvann i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen for gjennomføring av vanndirektivet, 2018). Bunndyrdiversiteten i Vågen har i perioden fra 1990 til i dag variert mellom tilstandsklasse 3 (moderat) og tilstandsklasse 4 (dårlig) målt som Shannon Wiener diversitetsindeks (Rådgivende Biologer AS, 2024).

I perioden 2020-2023 gjennomførte Renere Havn Bergen en undersøkelse av spredningsforhold og økologisk tilstand i Vågen (COWI AS, 2023b). Målingene ble repetert flere ganger for å fange opp variasjoner over tid. Spredning av partikkelbundet forurensning ble undersøkt ved hjelp av sedimentfeller i flere stasjoner og ved flere nivå i vannsøylen. I sedimentert materiale ble det påvist særlig høye konsentrasjoner av kobber, kvikksølv og flere PAH-forbindelser tilsvarende tilstandsklasse 5 og PCB tilsvarende tilstandsklasse 4. Høye nivåer av kvikksølv indikerer at materialet i fellene var dominert av oppvirket forurensset sjøbunn heller enn tilførsel fra land, ettersom sjøbunnen i Vågen er sterkt forurensset av kvikksølv, mens partikler i overvannssystemet i området har relativt lavt kvikksølvinnhold. Det ble generelt påvist høyere miljøgiftnivå og spredning av partikler i vannsøylen i den innerste delen av Vågen enn i den ytre delen (COWI AS, 2023b).

I den samme undersøkelsen ble økologisk tilstand vurdert ved undersøkelse av bløtbunnsfauna med støtteparametere, og det ble målt utlekking av PCB og PAH fra sjøbunnen ved hjelp av bentiske flukskammer med passiv prøvetaker SPMD. Vannkvaliteten ble undersøkt ved hjelp av vannprøver og passive prøvetakere POM, og opptak av miljøgifter i biota ble undersøkt ved analyse av utplasserte blåskjell (COWI AS, 2023b). Resultatene fra undersøkelse av vannkvalitet

og opptak av miljøgifter i blåskjell er benyttet som inngangsdata til risikoberegningene i denne rapporten og er nærmere beskrevet i kapittel 4.4, 4.6 og vedlegg 1.

2.3 Advarsel mot inntak av fisk og sjømat

Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES) gjennomførte kostholdsrådsundersøkelse i Bergen Byfjord i 2007 (NIFES, 2007), med oppfølgende undersøkelser i 2008 og 2009 (NIFES, 2009a) (NIFES, 2009b). Undersøkelsene omfattet kartlegging av innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter i filet- og leverprøver fra fisk (torsk, lange, ål, brosme), brunmat fra taskekrabbe og innmat fra blåskjell. Artene ble valgt fordi de er spesielt utsatt for oppkonsentrering av visse typer miljøgifter samtidig som de representerer ulike typer sjømat.

På bakgrunn av nivåene av kvikksølv, PCB og dioksinlignende PCB har Mattilsynet gitt kostadvarsel og fraråder inntak av dypvannsfisk som brosme og lange, samt brunmat i krabbe som er fisket i Byfjorden. Gravide og ammende bør heller ikke spise torsk fisket i Byfjorden. Advarslene ble sist vurdert i 2010 (Mattilsynet, 2023). I 2019 ble det gjennomført nye undersøkelser av miljøgiftinnhold i sjømat fra Bergensområdet (Havforskningsinstituttet, 2023). Mattilsynets kostholdsadvarsler er ikke endret med bakgrunn i den siste undersøkelsen.

2.4 Forurensningskilder

Vågen har i århundrer vært preget av småindustri, handel, havnedrift og trafikk. Landbasert næringsvirksomhet har stått for de største bidragene til forurensningen i sjøsedimentene (COWI et.al, 2005). Forurensningen er et resultat av utviklingen av byen, og utslipp har pågått over lang tid. Mange av kildene er gamle, komplekse, dels ukjente og diffuse. I dag er det ingen småindustri igjen i nedslagsfeltet til Vågen, og området er dominert av næringsbygg, boliger, veier og kaianlegg.

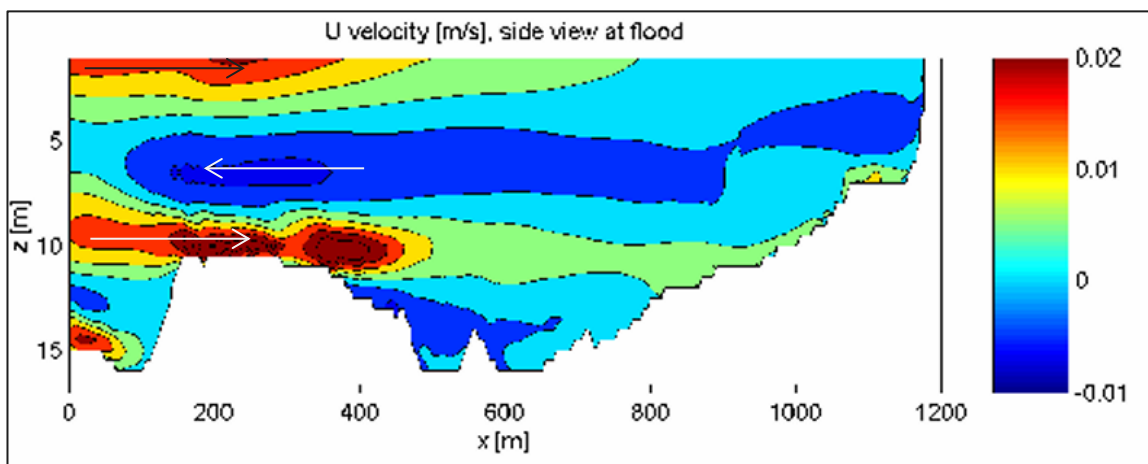
Per i dag pågår det noe tilførsel av ny forurensning fra bymiljøet til Vågen via overvann og overløp fra felles avløpssystemer. Bergen kommune har iverksatt tiltak knyttet til tømning av sandfang for å utnytte sandfangenes renseeffekt best mulig (COWI AS, 2023a). Andre aktuelle kilder er havnevirksomhet, båttrafikk og eventuell tilførsel av partikkelbundet forurensning fra nærliggende forurensede områder (COWI AS, 2024)

2.5 Arealbruk og skipstrafikk

Vågen er en travel havn for cruiseskip, regional passasjertrafikk og gjestehavn for private småbåter samtidig som den trafikkeres av supply-, gods- og fangstfartøy. Bergen Havn har ansvar for forvaltning og utvikling av havneområdene. Ifølge Bergen Havn sin anløpsstatistikk er det årlig ca. 14.000 skipsanløp i Vågen. Størst trafikk av større fartøy er til de ytre kaiene; Skoltegrunnskaien, Festningskaien og Tollbodkaiene. Strandkaien i indre del av Vågen er terminal for regionale hurtigbåter. Bryggen og øvrige kaier innerst i Vågen er en populær gjestehavn for småbåter. Med unntak av et mindre område nordvest for Tollbodkaien, er hele arealet påvirket av skipstrafikk.

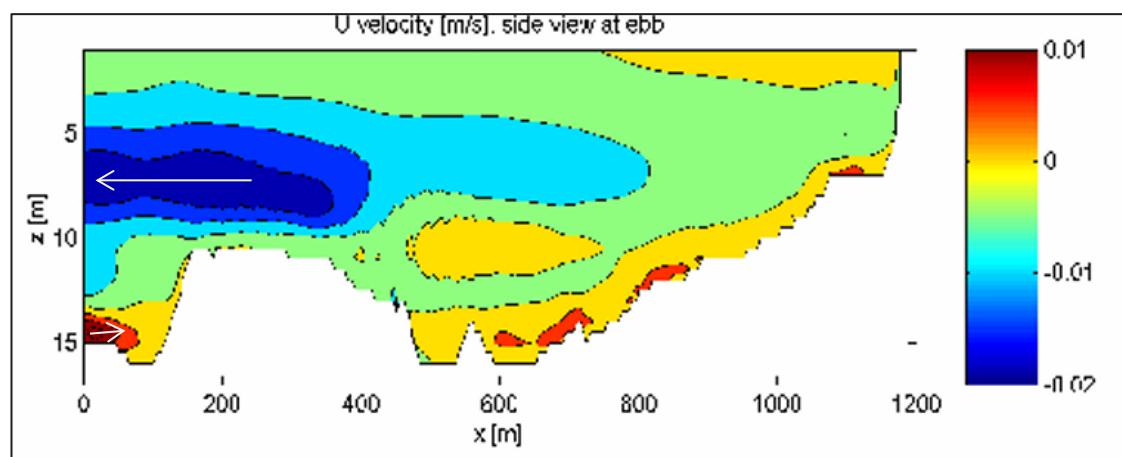
2.6 Strøm- og erosjonsforhold

Modellering og måling av strøm- og partikkeltransport i Vågen er utført av NIVA i 2005 (NIVA, 2005). Strømmålinger ble gjort på terskelen utenfor Tollbodkaien. Resultatene viser hvordan retning på transport av partikler inn eller ut av Vågen er særlig avhengig av vind i tillegg til flo og fjære. Ved flo er det en netto transport inn i Vågen, og strømhastigheten er størst over terskelen. Hastighetene er relativt lave med 2 cm/s på terskelen, som vist i Figur 6. Ved fjærende sjø er det netto transport ut mot byfjorden, og vannhastigheten er størst fra terskelen og ut mot Byfjorden. Høyeste vannhastighet er 1 cm/sek som vist i Figur 7.



Figur 6 Strømhastighet i m/s ved flo sjø og kun tidevannspåvirkning i Vågen (ikke vind). Netto transport inn i Vågen (positiv retning) (NIVA, 2005).

Strømforholdene påvirkes også av vind. For eksempel vil en kombinasjon av flo og sterk vind fra nord-vest og inn Vågen gi svært høy vannhastighet innover i de øverste meterne av vannsøylen (opp mot 50 cm/s) og en tykk kompensasjonsstrøm av bunnvann ut Vågen (10-20 cm/sek).



Figur 7 Strømhastighet i m/s ved fjærende sjø og kun tidevannspåvirkning i Vågen (ikke vind). Netto transport ut av Vågen (negativ retning) (NIVA, 2005).

Strømforholdene er styrt av skipstrafikk i tillegg til vind og tidevann på det gitte tidspunkt. I september 2020 ble det utført strømmålinger ved en ytre og en indre stasjon i Vågen (STIM Miljø, 2020). Begge stasjonene stod innenfor terskelen ved Tollbodkaiaen.

Resultatene viste en generell tendens til høyere strømhastigheter i de øverste vannlagene og suksessivt lavere hastigheter lengre ned i vannsøylen mot bunnen. Ved den ytre stasjonen viser de nedre målingene en sørlig strøm, muligens av innkommende saltvann som følger topografien langs bunnen av bassenget. Bunnstrømmen er relativt rolig og viser ikke tydelig påvirkning fra båttrafikk. Strømhastighetene øker gradvis oppover i vannsøylen hvor det fra 7 m og opp mot vannoverflate måles sterkere strøm. På denne stasjonen er det mindre tydelig at påvirkning stammer fra båttrafikk sammenliknet med den indre stasjonen, selv om det trolig er med på å påvirke vannsøylen fra 7 meter og oppover. Det øvre vannlaget på begge stasjonene har flere kilder til påvirkning av strøm. Utskifting i vannbassenget, vær og vind samt temperatur er med på å påvirke både retning og strømhastighet (STIM Miljø, 2020).

2.7 Miljømål

Vågen er en del av vannforekomsten *Byfjorden indre del* (026101800-4-C). For vannforekomsten *Byfjorden indre del* (026101800-4-C) er miljømålet god økologisk og kjemisk tilstand innen 2033. Tiltaket mot forurenset sjøbunn i Vågen er et av flere tiltak som skal bidra til at vannforekomsten skal oppnå Vannforskriftens miljømål. I vann-nett.no er den økologiske tilstanden per i dag satt til moderat og den kjemiske er satt til dårlig, begge med høy presisjon.

I arbeidet med vannforvaltning hører tiltaksområdet Vågen inn under Vannområde Vest i Vannregion Vestland. I vannforvaltningsplanen og tiltaksprogrammet for Vannregion Vestland 2022-2027, er tiltak i Vågen et av de prioriterte tiltakene mot forurenset sjøbunn (Vestland fylkeskommune, 2021) (Vestland fylkeskommune, 2022).

Bystyret i Bergen har vedtatt overordnede miljømål og tiltaksmål for Vågen (Bergen bystyre, 2015).

Overordnede miljømål:

- Tilstanden i sedimentene skal ikke være til hinder for bruk av sjø- og havneområdene til nærings- og fritidsaktiviteter.
- Tiltak skal bidra til å redusere innholdet av miljøgifter i fisk og sjømat fra Byfjorden

Tiltaksmål for tiltak i Vågen:

- Spredning av miljøgifter fra sedimentene i Vågen skal reduseres med 80%.
- Ny tilførsel av miljøgifter fra land skal minimaliseres.
- Tiltak skal utføres skånsomt for å bidra til bevarelse av kulturminner i området.
- Tiltak skal planlegges og gjennomføres på en måte som er minst mulig til hinder for daglig havnedrift og til minst mulig sjenanse for nærmiljøet.

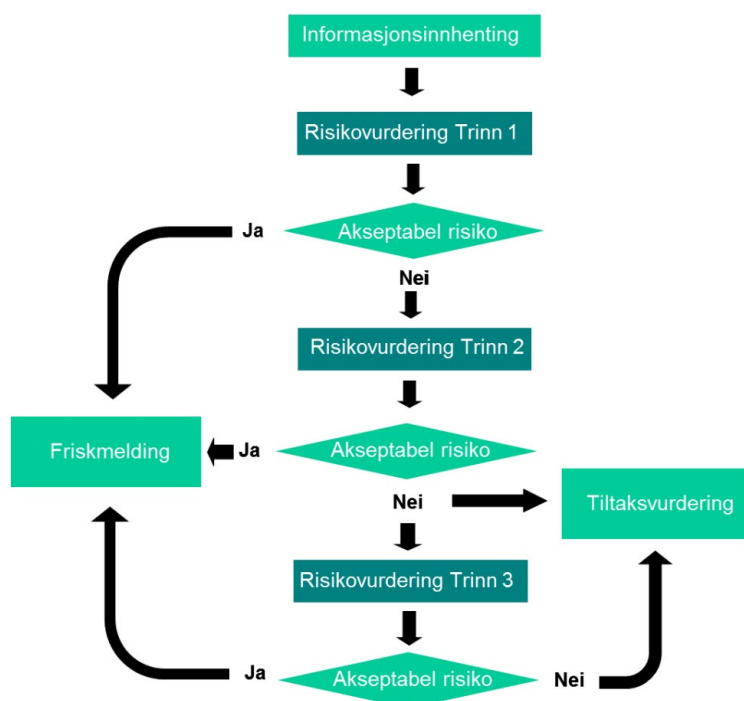
3 Metode for risikovurdering

Miljødirektoratets veileder for risikovurdering av forurenset sediment, M-409/2015 (Miljødirektoratet, 2015) omfatter vurdering av miljørisiko fra forurenset sediment i fjord- og kystområder, inkludert havner. Veilederen gir retningslinjer for kvantitativ vurdering av risiko for spredning av miljøgifter fra sedimentene, risiko for human helse og risiko for negativ effekt på økosystemet. Vurderingen består av tre trinn (Figur 8), hvor overgangen fra ett trinn til det neste karakteriseres av:

- Økning i kompleksitet av vurderingene
- Behov for sterkere gjenspeiling av lokale forhold
- Reduksjon av usikkerhet og mindre konservative beregninger og estimat

Medfølgende regnearkverktøy til veilederen (versjon 8, 21.11.2019) brukes i beregningene og omfatter alle stoffdata og formelverk som er omtalt i veilederen. I henhold til instruks på Miljødirektoratets nettside, er det manuelt lagt inn nye trinn 1 grenseverdier for krom og antracen slik at disse samsvarer med oppdaterte grenseverdier i M-608 (Miljødirektoratet, 2020) (Miljødirektoratet, 2024).

Risikovurderingen er i utgangspunktet konservativ for å unngå at man friskmelder områder som det faktisk er behov for å gjøre tiltak i (trinn 1). Trinn 2 og 3 sikrer en mer lokalt forankret vurdering og reduserer usikkerhetene slik at risikoestimatet blir mer realistisk, mer presist og mindre konservativt. Dette skal sikre at man kun setter i gang tiltak der det er nødvendig. Risikovurderingens trinn 1 omhandler kun økologisk risiko. Dersom det er ønskelig å foreta en risikovurdering knyttet til spredning og human helse må trinn 2 og/eller trinn 3 gjennomføres.



Figur 8 Hovedstruktur for risikovurderingssystemet for forurensete sedimenter (Miljødirektoratet, 2015).

3.1 Trinn 1

Trinn 1 er en forenklet risikovurdering hvor miljøgiftkonsentrasjonen og toksisitet av sedimentet sammenlignes med grenseverdier for økologiske effekter. Toksisitetstester er inkludert for å dekke risiko fra samvirke mellom miljøgiftene og effektene av eventuelle toksiske stoffer som ikke er kjemisk identifisert.

Dersom et område skal friskmeldes etter trinn 1 er det to krav:

- 1 Gjennomsnittskonsentrasjonen for hver miljøgift over alle prøvene er lavere enn grenseverdien for trinn 1, dvs. at den ikke overstiger tilstandsklasse 2 (Miljødirektoratet, 2020), og ingen enkeltkonsentrasjon er høyere enn den høyeste av:
 - 2 x grenseverdien
 - grensen mellom klasse 3 og 4 for stoffet
- 2 Toksisiteten av sedimentet tilfredsstiller grenseverdiene for alle testene

Trinn 1 gir en konservativ vurdering av risiko. Dersom kravene er tilfredsstilt, kan sedimentområdet friskmeldes. Dersom kravene overskrides, må man gå videre til trinn 2 av risikovurderingen.

3.2 Trinn 2 og 3

Trinn 2 av risikovurderingen er mer omfattende ved at det brukes stedsspesifikke data. I tillegg gjennomføres det en helsedimenttest med utvalgte organismer som eksponeres for det aktuelle sedimentet. Det brukes sjablongverdier for målestørrelser, konstanter og koeffisienter som inngår i beregningene. Målet med risikovurderingen er å fastslå om risikoen for skade på miljø og helse forbundet med sedimentene der de ligger er akseptabel eller om man må vurdere tiltak. I trinn 2 vurderes:

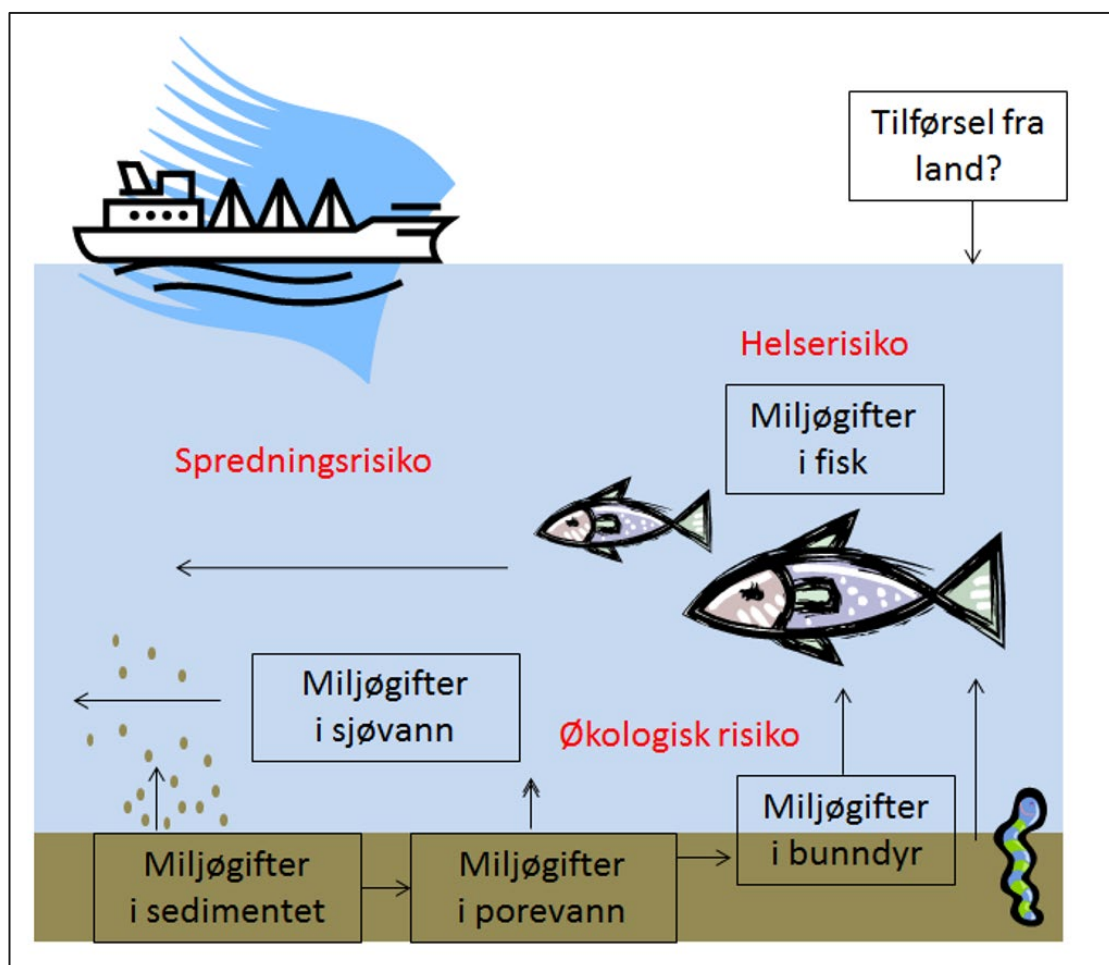
- Risiko for økosystemet
- Risiko for human helse
- Risiko for spredning av miljøgifter

Risiko for effekter på økosystemet vurderes ut fra beregnede konsentrasjoner av miljøgifter som organismer i vann og sediment eksponeres for, sammenlignet med grenseverdier for effekter. Resultatene fra toksisitetstestene i trinn 1 og helsedimenttesten i trinn 2 legges til grunn.

Risiko for human helse vurderes ut fra aktuelle transportveier til mennesker etter hvordan sedimentområdet brukes, enten gjennom fangst av sjømat, rekreasjon eller havnevirksomhet.

Risiko for spredning vurderes ut fra beregnet miljøgifttransport fra sediment til vannmassene via diffusjon/bioturbasjon, skipsoppvirvling og opptak i organismer og spredning gjennom næringskjeden

Figur 9 viser sammenhengen mellom de ulike spredningsmekanismene for miljøgifter i sedimenter og risikoforhold knyttet til dette. Trinn 2 gir en mer realistisk og lokalt forankret vurdering av risiko og gir grunnlag for tiltaksvurdering, eller eventuelt å gå videre til trinn 3.



Figur 9 Sammenhengen mellom de ulike spredningsmekanismene for miljøgifter i sedimenter og risikoforhold knyttet til dette.

I trinn 3 er vurderingene enda bedre forankret i lokale forhold og flere sjablongverdier kan erstattes med faktiske, målte verdier. Trinn 3 kan gjennomføres dersom det er grunn til å anta at vurderingen i trinn 2 ikke gjenspeiler den virkelige risikoen godt nok og det er ønskelig med et bedre beslutningsgrunnlag for eventuelle tiltak.

Det er også mulig å gå direkte til en trinn 3 etter trinn 1. Veilederen legger ikke føringer for hvordan trinn 3 skal gjennomføres, men det er likevel krav om at trinn 3 skal dekke de tre hovedvurderingene som gjøres i trinn 2: risiko for økologisk effekt, human helse og spredning.

4 Grunnlagsdata

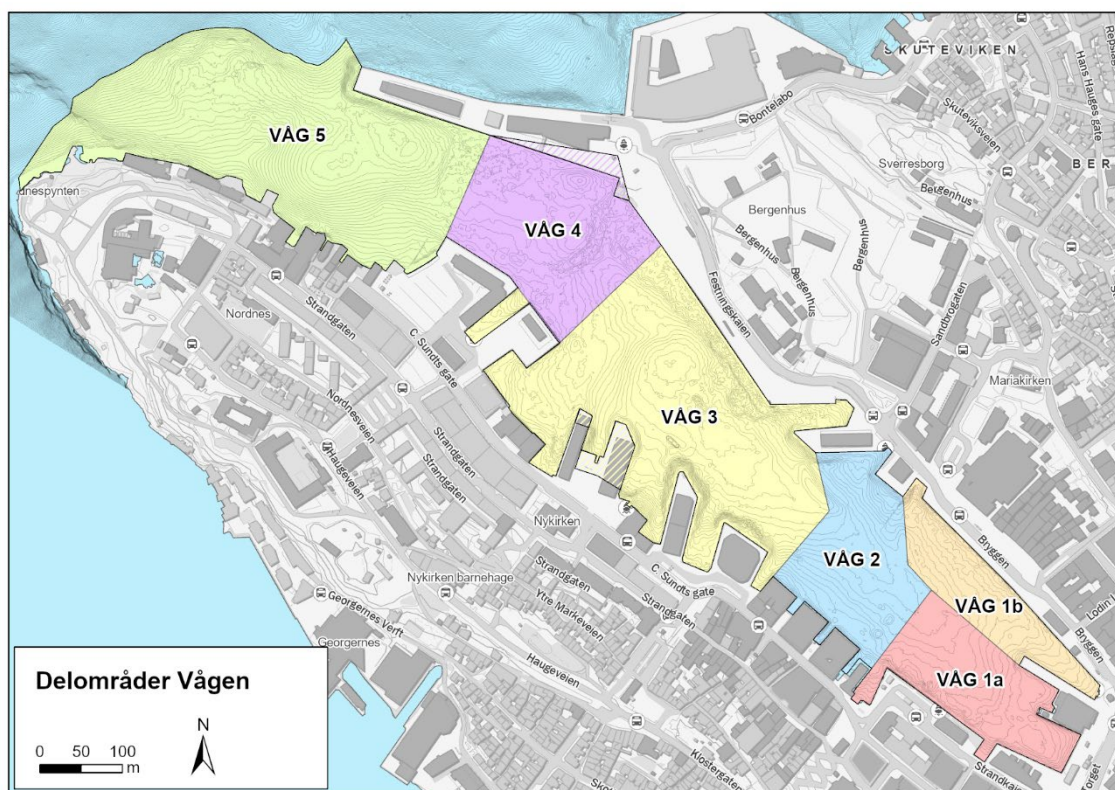
Alle analyseresultater av sediment, vann og biota som er benyttet i denne risikovurderingen er rapportert i tidligere utgitte rapporter og oppgitt i vedlegg 1.

4.1 Inndeling av delområder, Våg 1-5

I risikovurderingen fra 2014 er Vågen delt inn i fem delområder basert på dybdeforhold, sedimenttype og aktivitet ved kaier (COWI AS, 2014). Inndelingen tar også hensyn til Bergens Sjøfartsmuseum sin soneinndeling etter funnpotensiale og bevarte kulturlag (Stiftelsen Bergens Sjøfartsmuseum, 2010).

- Våg 1 Indre og grunneste del av Vågen ved Strandkaien og Bryggen (5-10 m)
- Våg 2 Dypere område av indre Vågen (8-12 m)
- Våg 3 Dypeste område i Vågen, basseng på innside av terskel (10-17 m)
- Våg 4 Terskel (8-11 m)
- Våg 5 Område utenfor terskelen (6-20 m)

Inndeling fra 2014 er videreført i denne risikovurderingen med noen mindre justeringer. En hop ved Tollbodkaien er inkludert i Våg3, og det ytterste delområdet Våg5, er utvidet i samsvar med tiltaksgrensen for de planlagte oppryddingstiltakene i Vågen. Inndelingen av delområdene Våg1-Våg5 er vist i Figur 10. Delområdene er risikovurdert hver for seg.



Figur 10 Inndeling av Vågen i fem delområder som er benyttet i risikovurderingen, Våg1-Våg5.

4.2 Miljøgifter i sediment

Data som benyttes som grunnlag for denne risikovurderingen er fra undersøkelser utført fra 2010 til 2024 (COWI AS, 2012) (COWI AS, 2023b) (COWI AS, 2024) (Rådgivende Biologer AS, 2012). Data fra før 2010 er foreldet med hensyn til ny risikovurdering og disse er utelatt. Nye data for oppdatert risikovurdering i 2024 er fra forundersøkelsen utført i Vågen 2023, samt en undersøkelse av sjøbunnen foran kaier i Vågen i 2023 (COWI AS, 2023b) og 2024 (COWI AS, 2024).

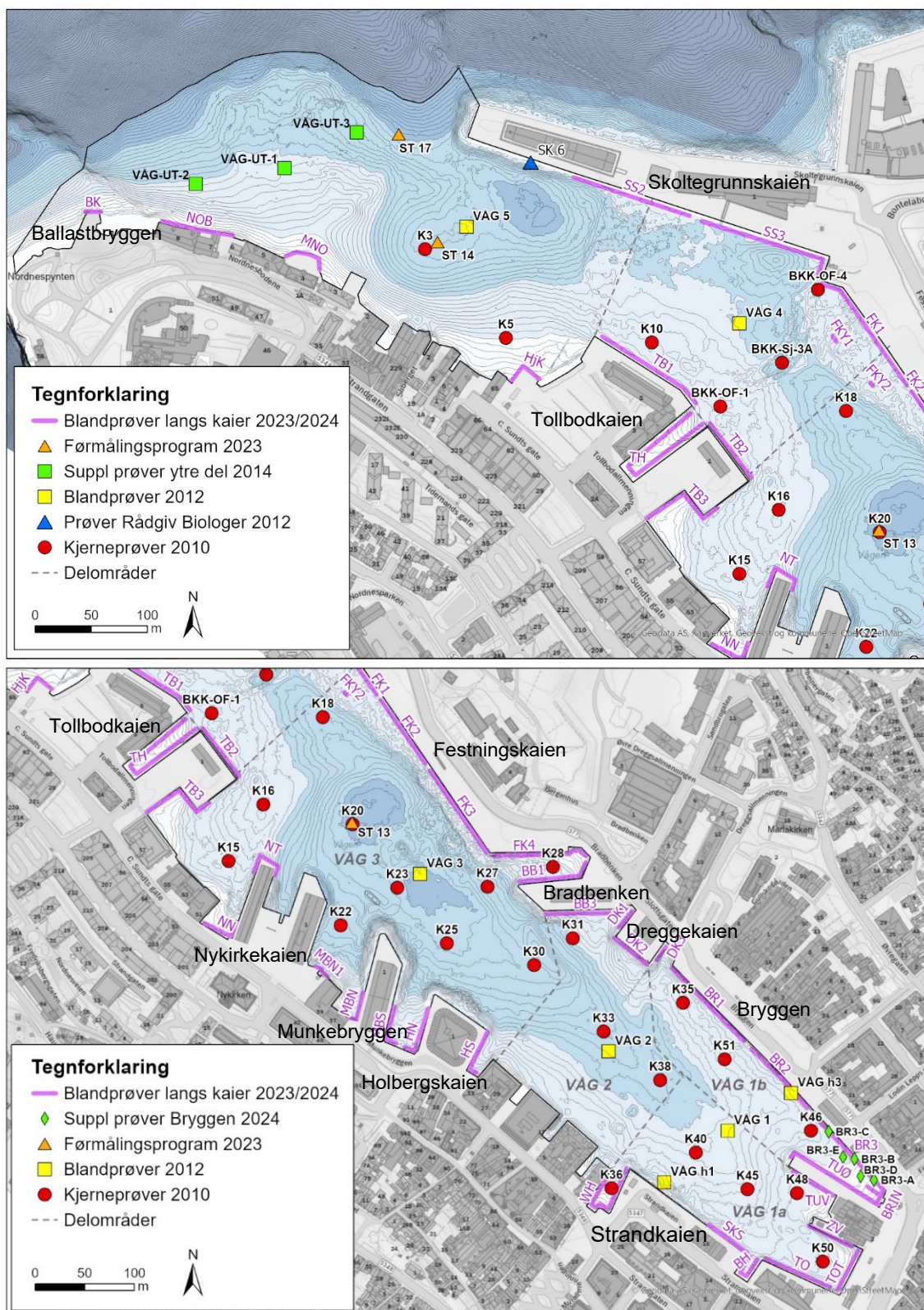
For områder som er overrepresentert med mange prøver på lite areal, for eksempel foran enkelte kaier, er gjennomsnitt av to eller flere prøver bruk i risikovurderingen. Dette er gjort for å få et mest mulig representativt datasett for hvert delområde. En oversikt over prøvelokaliteter, årstall og ansvarlig utførende er vist i Figur 11, og analyseresultatene er gitt i Vedlegg 1.

I klassifiseringssystemet for sedimenter og kystvann representerer klassegrensene en økende grad av skade på *organismesamfunnet i sedimentene* fra tilstandsklasse 1I (bakgrunnsnivå) til tilstandsklasse 5 (svært dårlig miljøtilstand) (Tabell 1).

Tabell 1 *Klassifiseringssystem for vann og sediment fra M-608/2020 (Miljødirektoratet, 2020).
AF=sikkerhetsfaktor*

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} * AF ¹⁾	

Sedimentet er analysert for metallene arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink, de organiske miljøgiftene PCB₇, PAH₁₆ og også TBT. Analyseresultatene viser at sjøbunnen er særlig forurensset i de innerste delområder av Vågen. Delområde Våg 4 (terskelen) skiller seg ut med gjennomgående lavere konsentrasjoner av alle miljøgifter. Også delområde Våg 5 (det ytterste delområdet) har generelt lavere konsentrasjoner av miljøgifter enn i de tre indre delområdene.



Figur 11

Sedimentprøvelokaliteter i Vågen. Røde sirkler indikerer lokaliteter der det ble tatt kjerneprøver. Gule firkanter markert Våg 1 – Våg 5 representerer blandprøver bestående av flere delprøver fra hvert delfelt (Våg h1 og h3 er ikke blandprøve). Stiplet linje viser delområdene Våg 1a, Våg 1b, Våg 2, Våg 3, Våg 4 og Våg 5 som ble benyttet i forbindelse med innhenting av blandprøvene og påfølgende risikovurdering.

4.3 Toksisitetstester

Toksisitetstester utføres for å måle den reelle effekten av miljøgiftene på organismer. Toksisitetstester fanger også opp effekten av miljøgift-blandingen og eventuelle andre stoffer som det ikke analyseres for separat.

Det ble utført fire toksisitetstester i blandprøver fra delområdene i Vågen i 2012 (Vedlegg 1). Prøvelokalitetene er vist i Figur 11. Valg av tester var basert på dagjeldende veileder (TA-2230/2007). Anbefalte toksisitetstester er senere korrigert ved revisjon av veilederen.

I *Skeletonema*-testene som ble benyttet i 2012 ble porevann og organisk ekstrakt fra sedimentet podet med algen *Skeletonema costatum*. Toksisiteten ble beregnet som veksthemming ved å sammenlikne veksthastighet i prøven med veksthastighet i en kontrollkultur. Resultatene er oppgitt som TU (toxic unit). Resultatene var tilfredsstillende sammenliknet med daværende grenseverdi. Resultatene for *Skeletonema* i organisk ekstrakt overskred grenseverdiene i TA 2230/2007 for området innenfor terskelen (Våg1, 2 og 3).

Det ble også utført helsedimenttest med fjæremarken *Arenicola marina* i 2012. I denne testen måles adferd og overlevelse av testorganisme i direkte kontakt med det aktuelle sedimentet sammenliknet med overlevelse i et rent kontrollsediment. Dødelighet over 20 % regnes som signifikant. Det ble sendt blandprøver fra alle fem delområdene i Vågen. I Våg4 ble det målt 80 % dødelighet, mens tilsvarende for Våg5 var 10 %. For prøvene fra Våg1, 2 og 3 rapporterte laboratoriet at prøven var for flytende og ikke hadde en egnet struktur for helsedimenttest. Dette skyldes trolig homogenisering av prøvene før analyse. Det ble observert mark i sedimentet fra disse områdene under prøvetaking.

DRCALUX-testen måler effekten av dioksiner og dioksinliknende PCB i sedimentet ved hjelp av en rapport-gen test. Metoden kan i risikoformål erstatte kjemisk analyse av dioksiner og dioksinliknende PCB i sedimentene. Resultatene er oppgitt som toksisitetsekvivalenter til dioksin (TEQ ng/kg). Resultatene fra 2012 viste høye konsentrasjoner som overskrider grenseverdien for alle prøvene med unntak av blandprøven fra Våg5 (utenfor terskelen). Det er ikke sammenheng mellom konsentrasjon av PCB i sedimentet og resultater for DR-CALUX.

I forbindelse med forundersøkelsen i Vågen ble det også analysert for DR-CALUX i to enkeltprøver fra Våg5 (ST14 og ST15) og en prøve fra Våg3 (ST13) Figur 12. Resultatene fra disse prøvene viste lave konsentrasjoner av dioksiner og dioksinliknende PCB (Vedlegg 1).



Figur 12 Stasjoner benyttet i forundersøkelse for Vågen, med analyser av sediment, DR-CALUX, POM, vann og blåskjell (ST11 er utenfor tiltaksområdet, og hører til undersøkelser i Puddefjorden) (COWI AS, 2023b). Omriss viser tiltaksområdet i Vågen. Kartet viser også avløpsnett i området. Resultatene fra undersøkelsene er gitt i vedlegg 1.

4.4 Vannkvalitet

I forundersøkelsen i Vågen ble det benyttet passive prøvetakere (POM) for å måle forurensningsnivå av organiske miljøgifter i vannfase, se Figur 12 for prøvepunkt. Passive prøvetakere eksponeres i flere uker og måler vannløst forurensning over tid. POM (PolyOxyMetylen) er et plastmateriale som over tid oppnår likevekt med organiske miljøgifter i vannet det eksponeres for. Ved å måle innholdet i POM, og benytte etablerte fordelingskoeffisienter mellom POM og sjøvann, kan man beregne konsentrasjonene av organiske miljøgifter i vannet prøvetakeren har vært eksponert for. POM er en robust prøvetaker og metoden gjør det mulig å kvantifisere svært lave konsentrasjoner av blant annet PAH₁₆ og PCB₇. Innholdet av miljøgifter i prøvetakeren representerer vannkvaliteten som prøvetakeren har vært eksponert for de siste fire ukene.

Det ble plassert en passiv prøvetaker på hver sedimentfellestasjon på samme nivå som de nederste fellene (ca. 1,5 meter over sjøbunnen). Utplassering og innhenting av prøvetakerne ble utført samtidig med sedimentfellene. Prøvene ble analysert for PAH₁₆ og PCB₇ ved Eurofins Environment Testing Norway AS.

Erfaringsmessig fungerer ikke passive prøvetaker for uorganiske forbindelser ved langtidsseksponering i sjøvann (COWI AS, 2017; NTNU, 2014). For undersøkelse av tungmetaller ble det derfor tatt vannprøver ved hjelp av en Ruttner vannprøvetaker på samme

dyp som POM. Prøvene fanger opp både løst og partikkelbundet forurensning. Prøvene er tatt 1,5 meter over sjøbunnen i alle stasjonene ved hjelp av en Ruttner vannprøvetaker. Ved den dypeste stasjonen (ST15) er det i tillegg hentet ut vannprøver på 15-20 m dyp. Vannprøvene er analysert for metallene arsen, bly, krom, kobber, kadmium, kvikksølv, nikkel og sink, samt turbiditet. Metallanalysene er utført direkte, ikke på oppsluttet eller filtrert prøve.

4.5 Miljøgifter i bunndyr

Sedimentlevende evertebrater er den viktigste næringskilden til mange bunnlevende fisk og vil derfor kunne bidra til transport av enkelte miljøgifter oppover i næringskilden. I 2012 ble det utført bioakkumulasjonstester for å undersøke biotilgjengeligheten av miljøgifter i sedimentblandprøver fra Vågen (COWI AS, 2014). Undersøkelsen ble gjennomført av NIVA (NIVA, 2013).

Vedlegg 1 viser gjennomsnittlig målt opptak av metaller og PCB i børstemark *Hediste diversicolor* og TBT i nettsnegl *Hinia reticulata* eksponert for sediment fra Vågen og sammenliknet med rent kontrollsediment. Eksponeringsperioden var 28 døgn. Resultatene viste at PCB i sedimentet bioakkumuleres i børstemark, og at TBT i sedimentet bioakkumuleres i nettsnegl. Opptaket av PCB i børstemark var 3-11 ganger høyere i sediment fra Vågen enn fra rent kontrollsediment. Opptak av TBT i nettsnegl var 8-152 ganger høyere i sediment fra Vågen enn fra rent kontrollsedimentet.

Det ble målt høyest opptak av PCB og TBT i henholdsvis børstemark og nettsnegl som var eksponert for sediment fra det nest ytterste området i Vågen (terskelen, Våg4). Dette til tross for at det er lavest konsentrasjon av miljøgifter i sedimentet i dette området, tabell 12 og figur 14 og 15. Årsaken til dette er trolig at PCB og TBT i de andre områdene er sterkere bundet til partikler enn i område Våg4 og dermed mindre biotilgjengelig. Det lavere innholdet av TOC i sedimentet i Våg4 kan være en forklaring på den observerte forskjellen i biotilgjengelighet.

Det var ikke signifikant bioakkumulering av kvikksølv eller andre tungmetaller fra noen av sedimentprøvene. Det var stor variasjon og i enkelte prøver svært høy konsentrasjon av kvikksølv i sedimentet.

4.6 Miljøgifter i blåskjell

Bruk av organismer for miljøovervåking er fordelaktig for miljøgifter som akkumuleres, og metoden kan beskrive belastning over tid og indikere belastningen på fisk og sjømat i området. Denne metoden ble benyttet i forundersøkelsen i Vågen (COWI AS, 2023b). Skjellene ble hentet fra en ren lokalitet der skjell har lave konsentrasjoner for de aktuelle miljøgiftene. Rene skjell i nett ble plassert ut 1,5 m over sjøbunnen og ved 15-20 meters dyp i stasjoner med større vanddyb (ST15) som vist i Figur 12. Blåskjellene ble eksponert i 3 måneder. For å unngå gyteperioden, ble prøvetakingen utført i to målerunder i perioden september-mars.

Sammenlikning av analyseresultater for blåskjell som hadde vært eksponert i Vågen med skjell som ikke hadde vært eksponert i Vågen viste oppkonsentrering av kobber, bly, PAH-16, PCB-7 og dioksiner. Det var størst oppkonsentrering i målepunkt ST13 som ligger i delområde Våg2. Resultater fra undersøkelsene er gitt i vedlegg 1.

4.7 Miljøgifter i fisk og krabbe

På bakgrunn av flere undersøkelser i Byfjorden i perioden 2007-2009 er det etablert advarsel mot å spise spesifikk sjømat fra fjorden utenfor Bergen (Mattilsynet, 2023). Havforskningsinstituttet har på oppdrag fra Mattilsynet utført en nyere undersøkelse av tungmetaller, dioksiner, PCB og bromerte flammehemmere fra tre ulike områder i Norge; Bergen, Kragerø/Grenland og Ålesund (Havforskningsinstituttet, 2023).

De nye undersøkelsene ble gjennomført i 2019, og en av stasjonene i Bergensområdet ligger ved Bontelabo som er nært til Vågen. Analyseresultatene fra disse prøvene anvendes i risikovurderingen og er oppgitt i vedlegg 1 (Havforskningsinstituttet, 2023). Data som benyttes i risikovurderingen er analyse av metaller i filet av brosme, filet av torsk og klokjøtt av krabbe samt innhold av PCB₇ i brunmat fra krabbe og lever av torsk.

Resultatene viste ingen overskridelser av EU og Norges grenseverdier for kvikksølv på 0,3 mg/kg i torskefilet fra Bergen. For brosmefilet fra alle stasjoner i Bergensområdet var gjennomsnittsverdiene over 0,2 mg/kg for kvikksølv. Ved tre stasjoner i Bergensområdet var noen samleprøver av brosmefilet over grenseverdien for EU og Norge på 0,5 mg/kg. For klokjøtt av taskekrabbe ble ingen overskridelser av kvikksølv funnet, men noen samleprøver hadde konsentrasjoner over 0,2 mg/kg. I alle områder var konsentrasjonene av metaller i klokjøtt lave og langt under grenseverdiene for kvikksølv, kadmium og bly på 0,5 mg/kg. Ingen målte konsentrasjoner i fiskefilet var over grenseverdien for bly eller kadmium. Arsenkonsentrasjonene i torskefilet var på lignende nivå med det som er funnet i Norge i andre undersøkelser gjennomført av Havforskningsinstituttet i de tre siste undersøkte årene, under 6 mg/kg.

Gjennomsnittlig konsentrasjon av sum dioksiner og dl-PCB i torskelever overskred EU og Norges grenseverdi ved alle stasjonene i Bergensområdet, i tillegg til sum PCB₆. Brunmat av krabbe hadde relativt høye konsentrasjoner av dioksiner, dl-PCB og PCB₆. Nivået var særlig høyt ved Bontelabo i Bergen havn. Det er ingen grenseverdier som gjelder for brunmat av krabbe, og for å vurdere området for advarsel, bør det beregnes hvor stort inntak som vil medføre overskridelser av TWI.

5 Risikovurdering trinn 1

Miljødirektoratets veileder og regnearkverktøy for risikovurdering av forurensset sjøbunn M-409/2015 (Miljødirektoratet, 2015) er benyttet for vurdering av risiko knyttet til de forurensede sedimentene i Sandviken. Risikoverktøyet inneholder stoffdata, formelverk og sjablongverdier som kan suppleres og korrigeres med stedsspesifikke data. Risikovurdering er gjennomført i tre trinn. Risikovurderingen er gjennomført for delområdene hver for seg, og dette kapittelet presenterer resultatene fra trinn 1.

Det er gjennomført en rekke sedimentundersøkelser i Vågen opp gjennom årene. Undersøkelsene er gjort i ulike sammenhenger, og prøvene er analysert for ulike parametere. Alle sedimentprøver fra perioden 2010-2024 er tatt med i risikovurderingen. Tilgjengelige analyseresultater fra 0-10 og 0-5 cm dyp er inkludert.

5.1 Resultater Trinn 1

I trinn 1 av risikovurderingen er konsentrasjoner av miljøgifter i sediment og resultater av målt økotoksitet sammenlignet med fastsatte grenseverdier for økologiske effekter iht. veileder M-409/2015 (Miljødirektoratet, 2015). Trinn 1 grenseverdiene er satt som overgangen mellom tilstandsklasse 2 og 3 (vanndirektivets miljøkvalitetsstandard AA-EQS), med unntak av for TBT hvor det er satt en egen grenseverdi som aksepterer lavere konsentrasjoner i klasse 4. Risikovurderingsverktøyet ble sist oppdatert i 2015, og ifølge Miljødirektoratets nettsider må nye klassegrenser og grenseverdier fra den oppdaterte veilederen M-608 fra 2020 legges inn i regnearkverktøyet manuelt. Dette er gjennomført for stoffene krom og antracen.

Tabell 2 viser en sammenligning av målte konsentrasjoner av miljøgifter i sediment innenfor hvert av de fem delområdene sammenlignet med trinn 1-grenseverdier, og oppgir antall ganger overskridelse av grenseverdi for hver enkelt forbindelse. Alle delområdene utenom Våg4 har overskridelse av bly, kobber, kvikksølv og sink. Våg1a og Våg2 har overskridelse av arsen. Våg4 har ingen overskridelser av metaller.

Det er påvist overskridelser for hver PAH-forbindelse i alle delområdene med unntak av Våg4, som har overskridelse av alle utenom acenaften, fluoren og fenantren. Den høyeste overskridelsen er for antracen i alle delområder (61-1770 ganger grenseverdi). TBT og PCB₇ er overskredet i alle delområder. Våg2 har den høyeste overskridelsen av grenseverdi for PCB₇ på 90 ganger, sammenlignet med 9-41 ganger overskridelse for grenseverdi for PCB₇ i de andre delområdene. Generelt har Våg2 flest stoffer med overskridelser og høyest antall ganger overskridelse av grenseverdi for risikovurdering trinn 1, sammenlignet med de øvrige delområdene, mens Våg4 har færrest og lavest overskridelser.

Tabell 2 Målt konsentrasjon av miljøgifter i sediment i de forskjellige delområdene, sammenlignet med trinn 1-grenseverdier, antall ganger overskridelse. Kun overskridelser av middelveidier er vist (beregningsverktøy ark 4, tabell 1). Resultatene er avrundet til nærmeste hele tall. Høyeste antall overskridelser er marker med mørkest gråfarge. Målt økotoksisitet sammenlignet med Trinn 1 og 2-grenseverdier (beregningsverktøy ark 4, tabell 5). Høyeste antall overskridelser er marker med mørkest gråfarge. Resultatene er avrundet til nærmeste hele tall.

Parameter		Trinn 1 grenseverdi (mg/kg)	Antall ganger overskridelser av grenseverdi (middel)					
			VÅG 1a	Våg 1b	Våg 2	Våg 3	Våg 4	Våg 5
Metaller	Arsen	18	1		1			
	Bly	150	3	2	3	2		2
	Kadmium	2,5			1			
	Kobber	84	3	3	4	3		1
	Krom totalt (III + VI)	620						
	Kvikksølv	0,52	11	7	17	10		3
	Nikkel	42						
	Sink	139	5	4	8	5		2
PAH	Naftalen	0,027	12	9	141	8	2	4
	Acenaftylen	0,033	7	4	23	5	1	2
	Acenaften	0,096	3	2	17	4		1
	Fluoren	0,15	4	3	31	4		1
	Fenantren	0,78	5	4	32	5		2
	Antracen	0,0048	297	205	1770	285	61	101
	Fluoranten	0,4	18	13	64	15	3	8
	Pyren	0,084	80	59	261	65	14	31
	Benzo(a)antracen	0,06	72	51	193	47	15	28
	Krysen	0,28	14	9	36	9	3	6
	Benzo(b)fluoranten	0,140	34	26	71	28	5	15
	Benzo(k)fluoranten	0,135	19	12	55	12	3	6
	Benzo(a)pyren	0,183	24	18	58	17	3	10
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,063	44	31	85	30	5	17
	Dibenzo(a,h)antracen	0,027	25	16	54	18	3	9
	Benzo(ghi)perylene	0,084	34	22	68	23	3	12
Sum PCB	PCB7	0,0041	24	24	90	41	9	26
TBT	Tributyltinn (TBT-ion)	0,035	15	23	25	17	4	6
DR Calux	Organisk ekstrakt	TEQ < 50 ng/kg	6	6	15	9	5	
Arenicola	Helsedimenttest	20 %	Ikke målt	Ikke målt	Ikke målt	Ikke målt	4	
Skeletonema	Porevann	1 TU						

Homogenitet

Konsentrasjonen av miljøgifter i sedimentet innenfor samme delområde varierer noe mellom prøvepunktene. En kontroll av homogenitet er utført for å vurdere om det er enkeltprøver som ikke er representative eller som kan indikere en hotspot. Tabell 3 viser høyeste målte konsentrasjon av hver miljøgift delt på medianverdien (kons._{max}/kons._{median}) som gir et mål på inhomogeniteten i datasettet. Verdier over 2 tyder på inhomogenitet.

De fleste metaller ligger på eller rett over 2, noe som indikerer god homogenitet i datasettene. Verdiene er generelt noe høyere innenfor delområde Våg2 og Våg3. Verdiene for enkelte PAH-forbindelser tyder på noe inhomogenitet i delområde Våg2 og Våg3. Resultatene viser at det er flere parametere som tyder på noe inhomogenitet enn homogenitet i alle delområdene. En enkeltprøve i Våg2 hadde svært høye konsentrasjoner av PAH og gav stort utslag ved kontroll av homogenitet. Punktet (K31) er avmerket i Figur 11. For PCB-kongenene PCB28 og PCB52 var det også noe inhomogenitet i enkelte delområder. Her var det variasjon mellom flere prøvepunkt og ikke en enkeltprøve som gav utslag. Alle prøver ble derfor tatt med videre i risikovurderingen.

Tabell 3 Vurdert inhomogenitet på samtlige prøver som er med i risikovurderingen. Verdier over 2 tyder på inhomogenitet. Resultatene er avrundet til nærmeste hele tall. Verdier over 5 er markert med gult (beregningsverktøy ark 1b).

Parameter		Kons.max / Kons. median (Verdi større enn 2 kan tyde på inhomogenitet/ hotspot)					
		VÅG 1a	Våg 1b	Våg 2	Våg 3	Våg 4	Våg 5
Metaller	Arsen	2	2	2	3	6	3
	Bly	2	2	1	2	6	7
	Kadmium	6	2	3	8	2	16
	Kobber	2	1	1	5	5	4
	Krom totalt (III + VI)	2	2	2	8	2	6
	Kvikksølv	4	2	2	7	3	4
	Nikkel	1	2	1	17	2	4
	Sink	4	2	2	4	2	7
PAH	Naftalen	5	6	141	6	3	5
	Acenaftilen	3	5	16	13	5	2
	Acenaften	3	5	21	7	4	7
	Fluoren	3	4	48	10	6	4
	Fenantren	2	5	30	11	5	4
	Antracen	2	5	26	9	5	6
	Fluoranten	2	5	14	6	2	3
	Pyren	3	5	11	5	1	3
	Benzo(a)antracen	2	4	8	5	3	4
	Krysen	2	4	6	5	3	5
	Benzo(b)fluoranten	4	6	5	4	2	4
	Benzo(k)fluoranten	3	5	8	4	3	3
	Benzo(a)pyren	4	7	9	5	1	4
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	3	5	5	4	3	4
	Dibenzo(a,h)antracen	4	6	5	5	3	7
	Benzo(ghi)perylene	3	6	5	4	2	5
PCB	PCB 28	32	37	14	304	8	17
	PCB 52	34	13	4	7	5	8
	PCB 101	5	3	2	6	11	8
	PCB 118	5	4	2	6	11	7
	PCB 138	5	4	2	6	7	11
	PCB 153	4	4	2	5	7	10
	PCB 180	4	6	3	5	7	14
	PCB7	5	4	2	6	7	9
TBT	Tributyltinn (TBT-ion)	2	4	2	2	4	4

Økotoksisitet

Resultater for målt økotoksisitet i sedimentblandprøver fra delområdene er vist i vedlegg 1, sammen med grenseverdier for økotoksisitet fra veileder M-409/2015 (Miljødirektoratet, 2015).

Resultatene fra toksisitetstesten DR-CALUX overskred grenseverdien i alle delområder med unntak av ytterste del av Vågen (Våg5). Det er påvist overskridelser for DR-CALUX-test i delområdene med 5-15 ganger grenseverdi. Det var størst overskridelse i delområde Våg2.

Helsedimenttesten (*Arenicola marina*) overskred grenseverdien med 4 ganger i Våg4, mens det ikke ble påvist overskridelse i Våg5. Laboratoriet rapporterte ikke resultater fra delområdene Våg1-3. På grunn av prøvenes konsistens var de ikke egnet til helsedimenttest (COWI AS, 2014).

5.2 Konklusjoner trinn 1

Det er påvist betydelige overskridelser av grenseverdier for risikovurdering Trinn 1 for PCB₇, TBT og alle PAH-forbindelsene i alle delområder (med unntak av tre PAH-forbindelser i delområde Våg4).

Grenseverdi for metallene bly, kobber, kvikksølv og sink er også overskredet i alle delområder utenom delområde Våg4. Kadmium er overskredet i Våg2, og arsen er overskredet i Våg1a og Våg2.

Grenseverdi for toksisitetstesten DR-CALUX, som indikerer dioksinforurensning, er overskredet i alle delområder, med størst overskridelse i Våg2. Toksisitetstest på børstemarken *Arenicola marina* utført med sediment fra delområde Våg4 viser også overskridelser (ikke undersøkt i Våg 1-3). Resultatene viser at Trinn 2-risikovurdering bør gjennomføres.

6 Risikovurdering trinn 2 og 3

I risikovurdering trinn 2 og 3 beregnes tre risikoforhold hver for seg; risiko for spredning av forurensning, risiko for human helse og risiko for effekt på økosystemet.

Risikovurdering trinn 2 og 3 har som mål å bedømme om risikoen for miljømessige og helsemessige skader fra et sediment er akseptabel eller ikke. I dette prosjektet er det gått direkte til en forenklet trinn 3 risikovurdering. Veilederen legger ikke føringer for hvordan trinn 3 skal gjennomføres, men det er likevel krav om at trinn 3 skal dekke de tre hovedvurderingene som gjøres i trinn 2: risiko for spredning, human helse og økologiske effekter.

Resultatene skal også være til hjelp for å skille mellom hvilke tiltak som vil være nødvendige og tilstrekkelige. Beregningene utføres i henhold til Miljødirektoratets veileder M-409/2015, og tilhørende beregningsverktøy.

6.1 Stedsspesifikke forutsetninger

For å gjøre risikovurdering trinn 2 og 3 er det nødvendig med mer stedsspesifikk informasjon som innhold av organisk karbon i sedimentet, helsesedimenttest, informasjon om vanddyp, sedimentareal, vannets oppholdstid i fjordbassenget, strøm- og vannutskiftning, skipstrafikk i området og vanlig seilingstrase, arealbruk og om området benyttes til fangst av fisk og skaldyr. Denne informasjonen settes inn i regnearkverktøyet som utfører beregninger i henhold til fastsatte stoffegenskaper, sjablongverdier og beregningsformler. Det er mulig å benytte egne lokale verdier dersom dette er tilgjengelig.

Noen sjablongverdier i risikoveilederen er så allmenngyldige at det er lite hensiktsmessig å gjøre stedsspesifikke målinger. Andre faktorer er i praksis så avhengige av lokale forhold at sjablongverdiene i visse situasjoner kan være urealistisk konservative. Supplerende undersøkelser kan også styrke muligheten til å tolke resultatene og oppnå et riktigst mulig risikobilde.

6.1.1 Generelle parametere

Tabell 4 viser verdiene som er benyttet for de generelle parameterne der korreksjon av faktorer/sjablongverdier er gjennomført.

Totalt innhold av organisk materiale (TOC) er vesentlig for binding av organiske miljøgifter i sedimentet og dermed for spredning og opptak i organismer. Det er benyttet gjennomsnittsverdier for TOC basert på resultatene av sedimentprøver fra hvert delområde. Størrelsen på de risikovurderte delområdene varierer fra ca. 17 500 m² i område Våg1b til ca. 84 000 m² i Våg4 og Våg5.

Vannvolum i delområdene er beregnet ved hjelp av volumberegningsverktøyet i ArcGIS med dybdatedasett mottatt fra kystverket. I veileder M-409/2015 er det oppgitt en sjablong-verdi på 0,02 år (ca. 1 uke) for oppholdstid av vann i sedimentområder, med et anbefalt intervall på 0,003-0,1 år. Det er god vannutskiftning i Byfjorden, og det antas at områdene i Vågen har rask vannutskiftning. Oppholdstid er derfor satt til nedre del av anbefalt intervall, og tilsvarer ca. hver andre dag (0,005 år).

Tabell 4 Generelle parametere benyttet i risikovurderingen for delområde Våg1-Våg5. Sjablongverdi er benyttet for parameterne som ikke er listet i tabellen.

Parameter	Delområde					Våg 5
	VÅG 1a	Våg 1b	Våg 2	Våg 3	Våg 4	
TOC (%)	8,7	8,9	8,8	6,8	1,7	3,1
Sedimentareal (m ²)	24 429	17 570	27 387	83 625	37 725	84 291
Vannvolum over sedimentet (m ³)	169 856	128 884	255 768	855 340	340 138	868 329
Oppholdstid til vannet i bassenget (år)	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005

6.1.2 Faktorer av betydning for human helse

Faktorer av stor betydning for beregning av risiko for human helse er arealbruk, spisevaner og rekreasjonsmønster, som direkte påvirker betydningen av de ulike eksponeringsveiene, og miljøgiftenes biotilgjengelighet for opptak i organismer.

Arealbruk

Vågen er i dag benyttet til havnedrift med anløp av cruiseskip, regional passasjertrafikk, supply-, gods- og fangstfartøy, samt private småbåter. Ytterst på Nordnes (Våg 5) foregår det bading ved Ballastbryggen. I dette delområdet er det ikke gjort endringer på sjablongverdier for kontakt med sediment og vann. Ettersom de andre delområdene ikke benyttes til rekreasjonsformål, er det gjort endringer på sjablongverdier for kontakt med sediment og vann, og inntak av fisk og sjømat er satt som eneste eksponeringsvei.

Biotilgjengelighet

En nøkkelfaktor i vurderingen av risiko for human helse er hvor biotilgjengelige miljøgiftene i sedimentet er for bunndyr, det første leddet i transporten til mennesket via næringskjeden.

Ifølge veilederen til risikovurderingsverktøyet vil biotilgjengeligheten som beregnes fra målte sedimentkonsentrasjoner og de anbefalte fordelingskoeffisientene gi et konservativt estimat. Det vil si at det sannsynligvis beregnes høyere opptak i organismer enn det som er reelt. Hvor tilgjengelige organiske miljøgifter i sedimentet er, avhenger i stor grad av sedimentets innhold av organisk karbon, mens sedimentenes redoks-forhold er spesielt styrende for tilgjengeligheten av metaller. Likevektskonstantene K_d (fordelingskoeffisienten mellom sediment og porevann) og $BSAF$ (fordelingskoeffisient mellom sediment og biota) har stor innflytelse i risikoberegning (Miljødirektoratet, 2024). For denne risikovurderingen er det lagt inn TOC-innhold for hvert delområde, som påvirker K_d -verdien for de ulike organiske forbindelsene.

Opptak i fisk og skalldyr

Risiko for human helse ved inntak av lokal sjømat beregnes ut fra forventet konsum og innholdet av miljøgifter i sjømaten. Forventet innhold i sjømat beregnes av regneverktøyet basert på miljøgiftkonsentrasjoner i sediment og TOC. Direkte analyser av miljøgifter i bunndyr eller lokal sjømat kan også brukes for validering av beregningene for risiko for human helse. I risikoberegningene i denne rapporten er det benyttet målinger av miljøgifter i bunndyr i bioakkumulasjonstester (kap. 4.5), utplasserte blåskjell ved flere lokaliteter i Vågen (kap. 4.6)

samt innhold av miljøgifter i torsk, brosme og krabbe som er fanget i området ved Bontelabo (kap.4.7).

Standard sjablongverdier for daglig inntak og kontaminert fraksjon er benyttet. Beregningsmodellen tar utgangspunkt i at 50 % av konsumert sjømat er fanget lokalt og at totalt daglig inntak av fisk og skalldyr for barn og voksne er henholdsvis 0,028 kg vv/d og 0,138 kg vv/d. Per i dag antas inntaket av lokal sjømat å være lavt på grunn av et begrenset fritidsfiske, men det er et overordnet mål at man skal kunne spise lokal fisk og sjømat. Den konservative sjablongverdien for kontaminert fraksjon lik 50 % er derfor beholdt i beregningen av risiko for human helse.

6.1.3 Faktorer av betydning for spredning

Vesentlige faktorer av betydning for spredning er knyttet til propelloppvirvling, diffusjon og opptak i organismer.

Beregning av spredning som følge av propelloppvirvling er svært avhengig av trafikkmønster, type og antall fartøy, traselengde, vandyp og sedimenttype. For sjøområder som påvirkes av større fartøy, beregnes oppvirvling av sediment på områder grunnere enn 20 meter. For sjøområder hvor småbåter utgjør hovedtrafikken, beregnes propelloppvirvling fra sjøområder grunnere enn 15 meter.

Skipstrafikk i Vågen

Hele Vågen er grunnere enn 20 meter. I følge mottatt anløpsregister fra Bergen Havn var det ca. 14 500 anløp i Vågen i 2023. Statistikken gir oversikt over type og antall fartøy som anløper de ulike kaiene. I 2023 var 91 % (13 255) av anløpene små fartøy (dybde < 3,7 m), 3 % (444) var middels store fartøy (dybde 3,7-4,7 m) og 6 % (819) var store fartøy (dybde > 5).

Hoveddelen av anløp med store skip foregår i de ytre deler av Vågen. Mange større skip har også vendbare propeller med stor erosjonskraft. Rutebåter for passasjertrafikk har daglige anløp på Strandkaien innerst i Vågen. Selv om disse defineres som små fartøy har de ofte vannjet. Vannjet er montert i vannoverflaten og utgjør ingen erosjonsfare under fart forover, men når båten bremses opp og manøvrerer til og fra kai rettes vannstrålen nedover og erosjonskraften kan bli svært stor i begrensede områder. I risikosammenheng brukes derfor «industrihavn» for delområde Våg 1a hvor Strandkaien er, med sjablongverdiene for dette i stedet for småbåthavn. Det planlegges ikke vesentlige endringer av kaibruken i årene fremover.

Risikoveilederen angir sjablongverdier for beregning av spredning ved propelloppvirvling. Disse velges basert på type havn (stor havn, industrihavn, småbåthavn) og type sediment (silt og leire, sand, grus og stein) som angir sjablongverdien for mengde finfraksjon som virvles opp pr. anløp.

Anvendte verdier til risikovurdering av spredning for de ulike delområdene er gitt i Tabell 5 og er basert på analyser av sedimentet, sjablongverdier og data mottatt fra Bergen havn. Antall skipsanløp pr. år er korrigert basert på størrelsen til båtene som anløper delområdene og valgt type havn. Eksempelvis var det i delområde Våg 5 204 store fartøy og 2 middels store fartøy som anløp i 2023. Dette er korrigert til 205 (to middels store fartøy utgjør 1 stort fartøy basert på forholdstallet for sjablongverdiene), og inkludert 50 % gjennomgang av båtene som anløper Våg4 og Våg3 utgjør dette 588 skipsanløp pr. år.

Tabell 5 *Parametere benyttet i risikovurderingen. Sjablongverdi er benyttet for parameterne som ikke er listet i tabellen.*

Parameter	Delområde					
	Våg 1a	Våg 1b	Våg 2	Våg 3	Våg 4	Våg 5
Antall skipsanløp pr. år	11 406	801	145	1000	577	588
Traselengde for skipsanløp i sedimentareal påvirket av oppvirling (m)	125	160	80	190	105	120
Havnekategori	Industri	Småbåt	Industri	Industri	Stor havn	Stor havn
Benyttet kornstørrelse	Sand	Sand	Silt og leire	Silt og leire	Sand	Sand
Mengde oppvirlt sediment pr. anløp (kg)	100	15	1000	1000	200	200
Sedimentareal påvirket av oppvirling (m ²)	24 429	17 570	27 387	83 625	37 725	42 145
Sedimentfraksjon < 2 µm	0,04	0,035	0,061	0,033	0,041	0,03
Faktor for diffusjonshastighet pga. bioturbasjon, a	5	5	5	5	10	10

Diffusjon og opptak i organismer

Spredning ved opptak i organismer er beregnet basert på konsentrasjoner i sediment og basert på målt opptak i bunndyr fra bioakkumulasjonstester (kap. 4.5).

For spredning fra transport via biodiffusjon er sjablongverdier benyttet, med unntak av diffusjonshastighet på grunn av bioturbasjon. Sjablongverdien er satt til 10 og er uendret i delområdene Våg4 og Våg5, men satt til 5 i delområdene Våg1a-Våg3 på grunn av lavt oksygeninnhold i sedimentet.

6.1.4 Analysedata inkludert i risikovurdering trinn 2-3

Tabell 6 viser en oversikt over datasettene som er benyttet i trinn 2-3 av risikovurderingen. Alle datasettene er nærmere omtalt og beskrevet i kapittel 4.

Datagrunnlag for vevskonsentrasjon i fisk og sjømat er hentet fra Havforskningsinstituttets undersøkelse i 2019. Denne er vurdert til å være oppdatert og representativ, selv om fisken kan være påvirket av et større område og ikke belyser risikobidraget fra sedimentene i Vågen spesifikt. Undersøkelsen omfattet prøver av torsk, brosme og krabbe fra Bontelabo (Havforskningsinstituttet, 2023).

Tabell 6 *Oversikt over datasett benyttet i risikovurderingen trinn 2 og 3.¹ bunnfauna fra bioakkumulasjonstester som er eksponert for sediment fra Vågen i 28 dager (kap 4.5)
² blåskjell eksponert i Vågen i 3 måneder (kap. 4.6), ³ fisk og krabbe fra stasjon Bontelabo (kap. 4.7)*

Analyser/datasett	Våg1a	Våg1b	Våg2	Våg3	Våg4	Våg5
Sedimentkonsentrasjon	X	X	X	X	X	X
Porevannskonsentrasjon						
Sjøvannskonsentrasjon	X	X	X	X	X	X
Vevskonsentrasjon i bunnfauna ¹	X	X	X	X	X	X
Vevskonsentrasjon i blåskjell ²	X	X	X	X	X	X
Vevskonsentrasjon i fisk og krabbe ³	X	X	X	X	X	X
Økotokstesting	X	X	X	X	X	X

6.2 Resultater trinn 2 og 3

6.2.1 Risiko for økologisk effekt

Vurdering av risiko for effekter på økosystemet vurderes mot gitte grenseverdier som har som prinsipielt mål å beskytte 95 % av artene i økosystemet, selv ved lengre tids eksponering. Risikoen for skade på økosystemet anses som akseptabel dersom minst 95 % av artene ikke påvirkes. Risikoen vurderes ut fra konsentrasjonen av miljøgifter i sedimentet, toksisitetstester som gir direkte mål på om miljøgiftene gir effekter, samt beregnede miljøgiftkonsentrasjoner i porevann og målte konsentrasjoner i sjøvann som sammenlignes med PNEC_w (Predicted No Effect Concentration) (Miljødirektoratet, 2015).

Risiko for sedimentlevende organismer

Klassifiseringssystemet for metaller og organiske miljøgifter i marine sedimenter gitt i veileder M-608/2015 er basert på effekter hvor klassegrensene representerer en forventet økende grad av skade på organismesamfunnet. Kriteriene for fastlegging av klassegrensene er basert på internasjonalt etablerte systemer for miljøstandarder og risikovurdering av kjemikalier i EU. Grenseverdiene for risikovurdering Trinn 1 samsvarer, med unntak av TBT, med grensen mellom tilstandsklasse 2 og 3 i sediment-klassifiseringssystemet (overgangen mellom ingen toksisk effekt og kroniske effekter ved langtidseksponering). Kriteriene for etablering av øvre grense for klasse 2 er i hovedsak i samsvar med Vannrammedirektivets miljøkvalitetsstandard QS sediment marine og kriterier for PNEC (Predicted No Effect Concentration) fra EUs risikovurderingsprogram for eksisterende kjemikalier.

I trinn 1 av denne risikovurderingen er resultatene av sedimentanalysene sammenliknet med grenseverdien for trinn 1. Det er påvist overskridelser av grenseverdier for risikovurdering trinn 1 for de fleste parameterne. Overskridelsene er generelt høyest for enkelte PAH-forbindelser, PCB og TBT. I delområde Våg2 er det flest og størst overskridelser.

Toksisitetstest som målte veksthemning av algen *Skeletonema* i porevann gav ingen utslag for negativ effekt. Resultatene av DR-CALUX-testen, som påviser effekt av dioksiner og dioksinlignende PCB viste overskridelser av grenseverdien med 5-17 ganger i alle delområder med unntak av det ytterste området (Våg5) (COWI AS, 2014). De høyeste toksisitetsekvivalentene for dioksin ble påvist i bassenget foran terskelen (Våg3). Helsedimenttest med *Arenicola marina* for sediment fra terskelen (Våg4) viste 80 % dødelighet og overskred grenseverdien for akseptabel risiko 4 ganger, mens det i sedimentprøve fra ytre del av Vågen (Våg5) ikke ble registrert uakseptabel dødelighet (COWI AS, 2014). Helsedimenttest for prøvemateriale fra VÅG 1, 2 og 3 lot seg ikke gjennomføre på grunn av sedimentets konsistens.

Porevannskonsentrasjon - beregnet

Tabell 7 viser beregnede porevannskonsentrasjoner sammenliknet med PNEC_w (overskridelser er vist med rødt). Beregnede porevannskonsentrasjoner er basert på standard fordelingskoeffisient (K_d) mellom sedimentkonsentrasjon og porevannskonsentrasjon. Tabellen viser overskridelser for flere av PAH-forbindelsene, særlig i delområde Våg2. Det er benzo(a)pyren som overskrider mest (258-857 ganger PNEC_w), etterfulgt av fluoranten (98-475 ganger) og pyren i alle delområder (41-184 ganger)). For metallene overskrider porevannskonsentrasjonen også PNEC_w for arsen i alle delområde, samt bly, kobber og sink i

alle delområde utenom Våg4, og kvikksølv i alle utenom Våg1b, Våg4 og Våg5. Overskridelsene av metaller er høyest i delområde Våg2. I tillegg viser resultatene svært høye overskridelser for TBT i alle delområdene (ca. 27 000 – 45 600 ganger). TBT er en tinnorganisk forbindelse som er meget giftig for marine dyr. Av den grunn har TBT blant annet vært benyttet som begroingshindrende middel på undervannsskroget til båter og skip. Alle organiske tinnforbindelser er nå forbudt til slik bruk, men de finnes i store mengder i sedimentene i de fleste sjøområder og havner, samt utenfor skipsverft. TBT har også vært benyttet i bygningsmaterialer på land og spres mot sjø med overvann (COWI AS, 2019). Det er ikke etablert PNEC_w-verdier for PCB.

Tabell 7 Beregnede forbindelser i porevann sammenlignet med PNEC_w. Tabellen viser antall ganger overskridelse (middelverdi). Kun overskridelser er vist (beregningsverktøy ark 4, tabell 4). Resultatene er avrundet til nærmeste hele tall.

Parameter		Beregnet porevannskonsentrasjon i forhold til PNEC _w (antall ganger overskridelse)					
		VÅG 1a	Våg 1b	Våg 2	Våg 3	Våg 4	Våg 5
Metaller	Arsen	5	4	6	4	1	3
	Bly	2	2	2	2		1
	Kadmium						
	Kobber	4	4	5	4		1
	Krom totalt (III + VI)						
	Kvikksølv	1		2	1		
	Nikkel						
	Sink	2	1	3	2		
PAH	Naftalen	1	1	17	1	1	1
	Acenaftylen			3			
	Acenaften						
	Fluoren			3			
	Fenantren	3	2	15	3	2	3
	Antracen	5	4	31	7	6	5
	Fluoranten	136	98	475	145	119	160
	Pyren	57	41	184	59	50	62
	Benzo(a)antracen	8	6	22	7	9	9
	Krysen	2	1	4	1	2	2
	Benzo(b)fluoranten	4	3	8	4	3	5
	Benzo(k)fluoranten	2	1	6	2	2	2
	Benzo(a)pyren	356	262	857	325	258	398
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	5	3	10	4	3	5
	Dibenzo(a,h)antracen	7	4	14	6	4	7
	Benzo(ghi)perylene	39	24	77	34	21	39
TBT	Tributyltinn (TBT-ion)	26947	41300	45558	40419	34024	30127

6.2.1.1 Risiko for effekt i vannmassene

Risiko for effekter i vannmassene vurderes ved å sammenligne målte eller beregnede sjøvannskonsentrasjoner med $PNEC_w$. I denne undersøkelsen er det målt konsentrasjoner av metaller, PAH₁₆ og PCB₇.

Basert på målte sjøvannskonsentrasjoner viser Tabell 8 at det er overskridelser av arsen (4 ganger) og sink (3-5 ganger) i alle delområder, samt bly i delområde Våg4 og Våg5. Det er også en mindre overskridelse av PAH-forbindelsen benzo(a)pyren) i delområde Våg 1a, Våg1b, Våg2 og Våg3. Det er ikke etablert $PNEC_w$ for PCB.

For beregnede sjøvannskonsentrasjoner er det kun grenseverdien for TBT som overskrides (34-68 ganger). Resultatene fra de målte parameterne i vannfasene er mest representative, men TBT er ikke analysert for i vann. Basert på beregningene er det TBT som utgjør den største risikoen for effekt i vannmassene i alle delområder.

Tabell 8 Målte sjøvannskonsentrasjoner sammenlignet med $PNEC_w$. Tabellen viser antall ganger overskridelser (middelverdier). Kun overskridelser er vist (beregningsverktøy ark 4, tabell 6). Resultatene er avrundet til nærmeste hele tall. Høyeste antall overskridelser er marker med mørkest gråfarge.

Parameter		Beregnet sjøvannskonsentrasjon i forhold til $PNEC_w$ (antall ganger):						Målt sjøvannskonsentrasjon i forhold til $PNEC_w$ (antall ganger):					
		VÅG 1a	Våg 1b	Våg 2	Våg 3	Våg 4	Våg 5	VÅG 1a	Våg 1b	Våg 2	Våg 3	Våg 4	Våg 5
Metaller	Arsen							4	4	4	4	4	4
	Bly											1	1
	Kadmium												
	Kobber												
	Krom totalt (III + VI)												
	Kvikksølv												
	Nikkel												
	Sink							3	3	3	4	5	4
PAH	Naftalen												
	Acenaftylen												
	Acenaften												
	Fluoren												
	Fenantren												
	Antracen												
	Fluoranten												
	Pyren												
	Benzo(a)antracen												
	Krysen												
	Benzo(b)fluoranten												
	Benzo(k)fluoranten												
	Benzo(a)pyren			15	12	1		1	1	1	1		
	Indeno(1,2,3-cd)pyren												
	Dibenzo(a,h)antracen												
	Benzo(ghi)perylene			2	1								
TBT	Tributyltinn (TBT-ion)	34	50	46	44	68	53	Ikke målt TBT i vann.					

6.2.2 Risiko for human helse

Risikomodellen beregner total livstidsdose ut fra sjablongverdier for kontakt med vann og sediment, forventet konsum av fisk/skalldyr og innhold av miljøgifter i disse. I beregningsmodellen forutsettes det at 10 % av et menneskes eksponering for miljøgifter kommer fra sedimentene. Grenseverdien for human helse er derfor satt lik 10 % av grenseverdiene for TDI (tolerabelt daglig inntak) eller MTR (maksimalt tolerabel risiko), der den laveste av de to verdiene benyttes. Beregnet livstidsdose sammenliknes med denne grenseverdien. Direkte analyser av porevann, opptak av miljøgifter i bunndyr og/eller undersøkelse av miljøgifter i lokal sjømat kan benyttes for validering av beregningene.

Tabell 9 viser beregnede overskridelser av livstidsdose i forhold til MTR/TDI 10 % basert på målt miljøgiftinnhold i sedimentet, bunnfauna, blåskjell og målt miljøgiftinnhold i fisk og krabbe fra Havforskningsinstituttets undersøkelse i 2019 (inkluderer ikke analyser av PAH og TBT). Modellen prioriterer målt innhold i fisk og sjømat foran målt innhold i bunndyr, som igjen prioriteres foran målt innhold i sediment.

Resultatene viser at PCB-forurensningen i alle delområdene utgjør en betydelig helserisiko, både for beregninger som kun bruker sedimentanalyser, beregninger som bruker sediment og bunnfauna og beregninger som inkluderer sjømatanalyser. Beregnet livstidsdose for PCB overskrider grenseverdien for helserisiko med fra 123 til 576 ganger (sediment), 12-44 ganger (sediment og bunnfauna), 3-8 (sediment, bunnfauna og blåskjell), 587-705 ganger (sediment, bunnfauna, blåskjell, fisk og krabbe), 879 ganger (sediment, bunnfauna, fisk og krabbe) og 1585 (sediment, bunnfauna og fisk). Høyeste overskridelse for PCB og TBT er registrert for delområde Våg2 mht. sediment, for PCB i Våg4 for sediment og bunnfauna, for PCB i Våg3 for sediment, bunnfauna og blåskjell, og for PCB i Våg 1-3 for sediment, bunnfauna, blåskjell, fisk og krabbe. Høyest overskridelse blir det for Våg1-5 ved bruk av sediment, bunndyr og fisk. Det må understrekes at det er fiskelever og ikke filet som er analysert fordi leveren er mest utsatt for oppkonsentrering av PCB. Dette er med andre ord en svært konservativ tilnærming.

For en del av PAH-forbindelsene er det også beregnet overskridelser basert på sediment-konsentrasjonene, og for sediment og bunnfauna, men det er ikke analysert for PAH i sjømat. Benzo(a)pyren er den PAH-forbindelsen som har størst overskridelse med 10-32 ganger grenseverdi for livstidsdose, og overskridelsen er størst for delområde Våg2.

For metallene er det forskjell i resultatene som er basert på sedimentanalyser og resultatene fra øvrige konsentrasjoner. For beregninger som anvender sedimentkonsentrasjoner er det kun beregnet overskridelse for bly. Grenseverdien for bly er 4 ganger overskredet i delområde Våg2, 3 ganger i Våg1a, og 2 ganger overskredet i Våg1b og Våg5. For beregninger som anvender sediment og bunnfauna er der overskridelser av arsen i alle delområder, 20-22 ganger. For beregninger som anvender sediment, bunnfauna og blåskjell er der overskridelser i alle delområder for arsen (13-16 ganger) og kadmium (1-2), og bly for alle delområder utenom Våg5, med 2-3 ganger overskridelser.

For beregningene som anvender kombinasjoner av fisk, blåskjell og krabbe er det overskridelse kvikksølv i alle delfelt (2-3 ganger), mens arsen overskrides i alle delfelt 46-116 ganger.

Opptak og akkumulering varierer mellom ulike stoffer og arter. I Havforskningsinstituttet sin undersøkelse i Bergen i 2019 (Havforskningsinstituttet, 2023) ble det valgt ut arter som er spesielt

utsatt for oppkonsentrering av visse typer miljøgifter samtidig som de representerer ulike typer sjømat. På den måten gir også analysene av fisk og skalldyr et konservativt bilde. Det ble blant annet ikke beregnet noen overskridelser av arsen eller kvikksølv basert på sedimentet, som i teorien skulle vært konservativt. Fisk er fanget i et større område og kan være eksponert for andre miljøgiftkilder, men også andre "renere" områder. Resultatene representerer derfor ikke risikobidraget fra Vågen alene.

For delområde Våg1a-Våg4 er inntak av sjømat den eneste eksponeringsmekanismen. For delområde Våg5 hvor det foregår bading utgjør også oralt inntak av sediment og hudkontakt med sediment en mulig eksponeringsvei for enkelte forbindelser, men inntak av fisk og sjømat er den dominerende eksponeringsmekanismen.

[illegible]

Arsen

Basert på innholdet av arsen i kun sedimentet er det ikke beregnet overskridelse av grenseverdien for helserisiko. Basert på innholdet av totalt arsen i blåskjell overskrides grenseverdien med en faktor på 13-16, og med en faktor på 89-100 inkludert fisk og skalldyr (krabbe). Arsen er et grunnstoff som finnes i relativt høye konsentrasjoner i sjømat, og som foreligger både som organiske og uorganiske forbindelser. Organisk bundet arsen anses å være lite giftig, mens uorganisk arsen er meget giftig. Tradisjonelle analyser av arsen i biota gir kun informasjon om totalinnholdet av arsen, altså summen av organisk og uorganisk. Nyere undersøkelser viser imidlertid at 97-99 % av arseninnholdet i fisk og sjømat er organiske forbindelser som ikke er helseskadelige (Mattilsynet, 2024). Resultater fra en doktoravhandling ved Universitetet i Bergen i 2005 viste at andelen giftige arsenforbindelser i fisk var lavere enn 1 % av det totale arseninnholdet (Sloth, 2005). I en ny stor undersøkelse av innholdet av uorganisk arsen i fisk fra norskekysten ble det funnet svært lave konsentrasjoner av uorganisk arsen i alle individer (<0,006 mg/kg) til tross for stor variasjon i innholdet av totalt arsen (0,3-100 mg/kg våtvekt) (Julshamn, et al., 2012). Dette er langt lavere enn det EFSA, European Food Safety Authority, har lagt til grunn for grenseverdier for arsen i mat (0,03 mg/kg våtvekt). I kostholdsrådene fra Mattilsynet er det ikke beskrevet noen risiko forbundet med arsenkonsentrasjonene som er målt i fisk i Bergen (Mattilsynet, 2023). Arsen i sedimentet ansees ikke å utgjøre en reell helserisiko.

Bly

Innholdet av bly i sedimentet i Vågen viser 2-3 ganger overskridelse av grenseverdien, og for sediment inkludert bunnfauna og blåskjell viser en overskridelse på 2-3 ganger. Det er ikke målt høyt blyinnhold i fisk og krabbe. Bly i sedimentet antas å utgjøre en begrenset helserisiko.

Kvikksølv

Kvikksølv finnes i flere former, men ikke alle formene er like skadelige for mennesker. Det er særlig den organiske formen metylkvikksølv som er giftig. Mikroorganismer i sedimenter kan omdanne uorganisk kvikksølv til organisk metylkvikksølv (MeHg). Vanligvis er det en liten andel av kvikksølv i sedimentene som er til stede som metylkvikksølv, men dette kan gå inn i den marine næringskjeden. Innholdet av kvikksølv innenfor en art varierer mye, og henger sammen med størrelse og fangststed. Der er ikke overskridelser av kvikksølv i sedimentet prøvetatt i Vågen. Andel metylkvikksølv er ikke kjent. For kvikksølv og andre metaller påvirkes den biologiske tilgjengeligheten i stor grad av forhold som redoks-potensialet og konsentrasjonen av sulfid. I anoksiske sedimenter kan metaller være sterkt bundet til sulfid og lite tilgjengelig. På den andre side er redoksforholdene også viktig for metyleringsprosessen og andelen metylkvikksølv som finnes i sedimentet. Metylering kan foregå i overgangssonen mellom anoksisk og oksisk sediment. Kostholdsrådundersøkelser i Byfjorden rundt Bergen har påvist forhøyede kvikksølvkonsentrasjoner i fisk og det er gitt kostadvarsel basert på dette. I sjømatprøvene av brosme og torsk fra Bontelabo tatt i 2019 viste ingen overskridelse av grenseverdien for kvikksølv (0,5 mg/kg). Klokjøtt og brunmat fra krabbe viste heller ikke høye verdier. Beregninger av risiko for human helse der kun sediment ligger til grunn viser ingen overskridelser av kvikksølv. Beregninger der målinger i fisk fra Bontelabo er lagt til grunn, gir 2-3 ganger overskridelse av grenseverdien for kvikksølv, hhv. basert på fisk og skalldyr (krabbe). Kvikksølv i sedimentet i Vågen anses å utgjøre en helserisiko.

PCB

PCB bindes i stor grad til organisk stoff, og beregningsmodellen korrigerer biotilgjengeligheten av PCB med sedimentets innhold av TOC. Undersøkelse av fisk bekrefter at PCB er i omløp og oppkonsentreres i næringskjeden. På grunn av PCB-forurensning fraråder Mattilsynet konsum av spesifiserte arter sjømat fra fjordområdene rundt Bergen. Ved beregning av helserisiko basert på målt innhold av PCB i fiskelever og krabbe overskrides grenseverdien for PCB med 879 ganger, og 1585 ganger når bare analyser av fiskelever inkluderes. PCB i sedimentet i Vågen anses å utgjøre en vesentlig helserisiko.

TBT

Beregning av helserisiko som kun er basert på sedimentanalyser gir en overskridelse av grenseverdi for helse med 127-215. Fisk og skalldyr er ikke analysert for TBT, og resultatet for TBT er derfor kun basert på analyser av sediment.

PAH

PAH består av mange ulike PAH-forbindelser og dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale eller finnes i petroleumsprodukter. De brytes i varierende grad ned i naturen og kan bioakkumuleres. Hvor giftige de ulike forbindelsene er varierer. Benzo(a)pyren (BaP) antas å være den mest helseskadelige forbindelsen og er en indikator på de karsinogene PAH-forbindelsene. Biotilgjengeligheten av PAH avhenger blant annet av opprinnelse (pyrogen eller petrogen), men vil generelt avta med økende innhold av organisk stoff i sedimentet. Dette er det korrigert for i beregningsverktøyet. Ulike arter har ulik evne til å bryte ned og skille ut fremmede stoffer. Fisk har god evne til å metabolisere PAH-forbindelser og skille dem raskt ut. Siden flere arter kan metabolisere PAH er det generelt antatt at oppkonsentrasjon av PAH til høyere nivåer i næringskjeden ikke gjør seg gjeldende. I kostholdsraadundersøkelsen fra Byfjorden i Bergen ble det ikke påvist BaP i fiskefilet (NIFES, 2009b). PAH kan derimot akkumuleres i andre arter, og høyere konsentrasjoner har blitt funnet i skjell.

Fisk og skalldyr fra Bontelabo i 2019 er ikke analysert for PAH, og resultatet for PAH er derfor kun basert på analyser av sediment og bunnfauna. Beregningene viser overskridelse av flere enkeltforbindelser, og størst overskridelser i delområde Våg2. PAH i sedimentet i Vågen antas likevel å utgjøre en begrenset helserisiko ved inntak av stedegne, lokale arter.

6.2.3 Risiko for spredning av miljøgifter

Risiko for spredning av miljøgifter fra sedimentet til øvrige deler av økosystemet beregnes som summen av transport av oppløste stoffer via porevann (F_{diff}), transport av stoffer bundet til sedimentpartikler (F_{skip}) og transport gjennom opptak i næringskjeden (F_{org}).

$$F_{\text{tot}} = F_{\text{diff}} + F_{\text{skip}} + F_{\text{org}}$$

Transport via porevann foregår som lekkasje fra sedimentet på grunn av utjevning av konsentrasjonsforskjeller mellom porevann og vannet over sjøbunnen (diffusjon). Transport av porevann til vannet over kan også være drevet av svake strømmer gjennom sedimentet (adveksjon). Utlekkingen forsterkes av biologisk aktivitet i øvre del av sedimentet. Under anoksiske forhold kan utlekkingen begrenses på grunn av lav biologisk aktivitet og binding av metaller som sulfider.

Miljøgifter på sedimentpartikler kan spres ved oppvirvling av sjøbunnen på grunn av strøm og propellerosjon. Mengden som spres er avhengig av vanndybde under propellen, trafikkmønster og sedimenttype. Risikoen for spredning beregnes til å være høyere jo høyere andel leire ettersom miljøgiftene gjerne bindes til de fineste partiklene, og det er også de fineste partiklene som holder seg lengst i vannmassene og kan transporters lengst.

Spredning ved opptak i organismer er beregnet ut fra konsentrasjoner i sediment og ut fra konsentrasjoner i sediment sammen med målt opptak i bunndyr eksponert for sediment fra Vågen i 28 dager i bioakkumulasjonstest (kap. 4.5). Modellen prioriterer målt innhold i bunndyr foran målt innhold i sediment.

Spredningen beregnes som total miljøgiftfluks (F_{tot}) og årlig transport fra sedimentet (U_{tot}). Beregnet spredning fra delområdene i Vågen er sammenliknet med den spredningen som ville foregått dersom sedimentet tilfredsstilte akseptgrensene for risikovurdering trinn 1 "tillatt spredning", det vil si sedimenter i tilstandsklasse 2.

Resultatene i Tabell 10 viser antall ganger beregnet spredning overskrider «tillatt spredning». Beregnet spredning overskrider "tillatt spredning" for kvikksølv og sink i alle delområder, og bly og kobber for alle delområder utenom Våg4, og kadmium i Våg2.

Beregnet spredning av alle PAH-forbindelsene overskrider «tillatt spredning» i alle delområder, med unntak av acenaften i delområde Våg4. Overskridelsene er klart størst i delområde Våg2, etterfulgt av Våg1a og Våg3. Høyeste PAH-overskridelse er på i underkant av 1710 ganger «tillatt spredning» (antracen i Våg2).

Beregnet spredning av TBT og PCB₇ overskrider også «tillatt spredning» i alle delområdene, med høyeste overskridelser av TBT og PCB₇ i Våg2. Beregnet spredning basert på målt innhold av TBT i bunndyr i Våg2 er 9 ganger høyere enn «tillatt spredning», mens den er 3-8 ganger høyere enn «tillatt spredning» i de andre delområdene. For PCB₇ er «tillatt spredning» overskredet 63 ganger i Våg2, mot 11-37 i de andre delområdene når beregningene er basert på målt innhold i bunndyr.

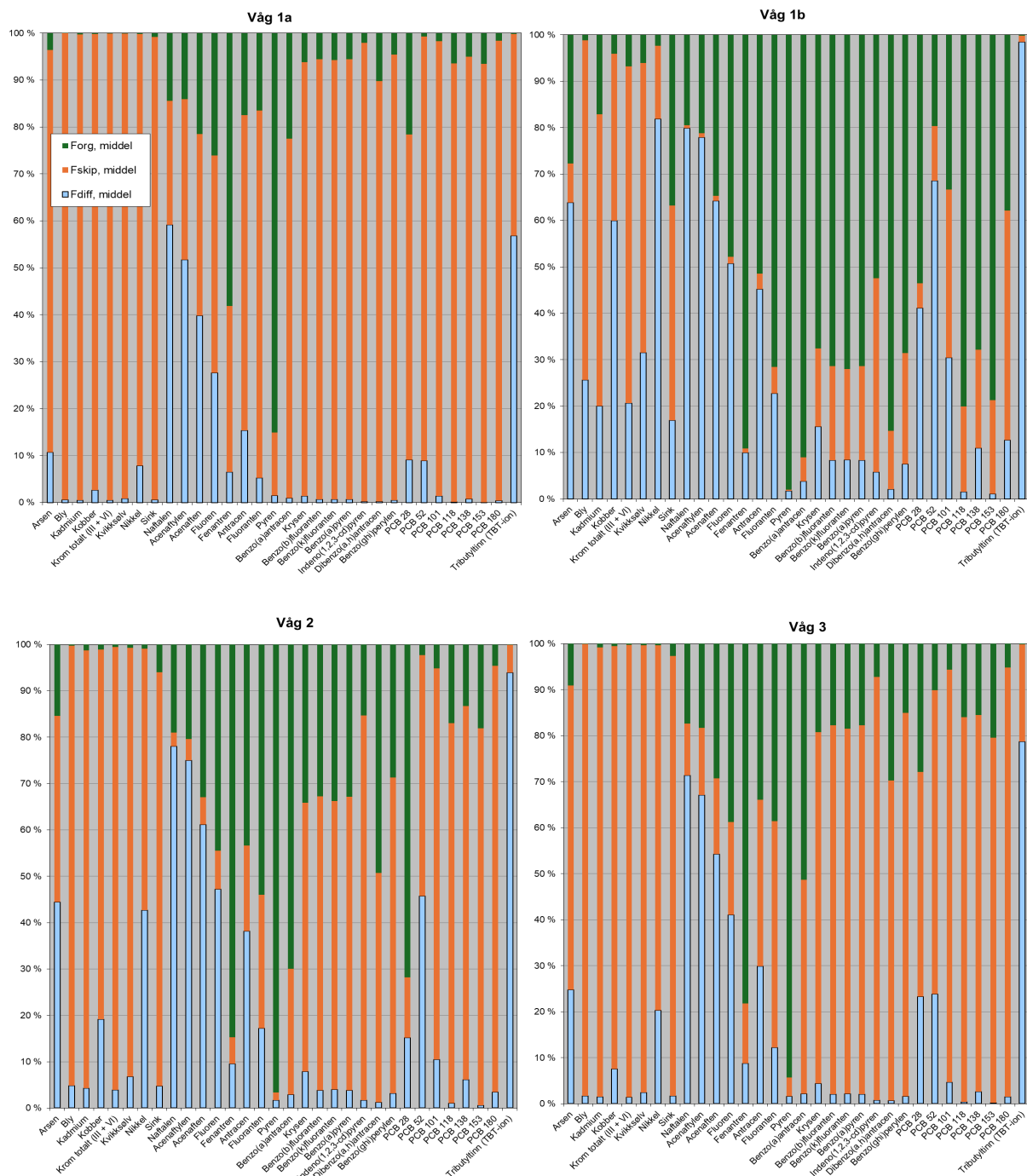
Tabell 10 viser også at overskridelsene for TBT og PCB blir vesentlig høyere når beregningene bare er basert på konsentrasjoner i sediment. Dette kan indikere at binding av TBT og PCB i

sedimentet reduserer opptaket i organismer, men det kan også skyldes at bunndyrene i bioakkumulasjonstesten har hatt kort eksponeringstid og at opptak i stedege bunndyr vil være større.

Tabell 10 Beregnet spredning sammenlignet med «tillatt spredning». Beregninger basert på innhold i sediment og innhold i sediment og bunnfauna (det er ikke målt PAH i bunnfauna) Middelverdi for antall ganger overskridelse. Kun overskridelser er vist (beregningsverktøy ark 4 tabell 2a). Resultatene er avrundet til nærmeste hele tall. Høyeste antall overskridelser er markert med mørkest gråfarge.

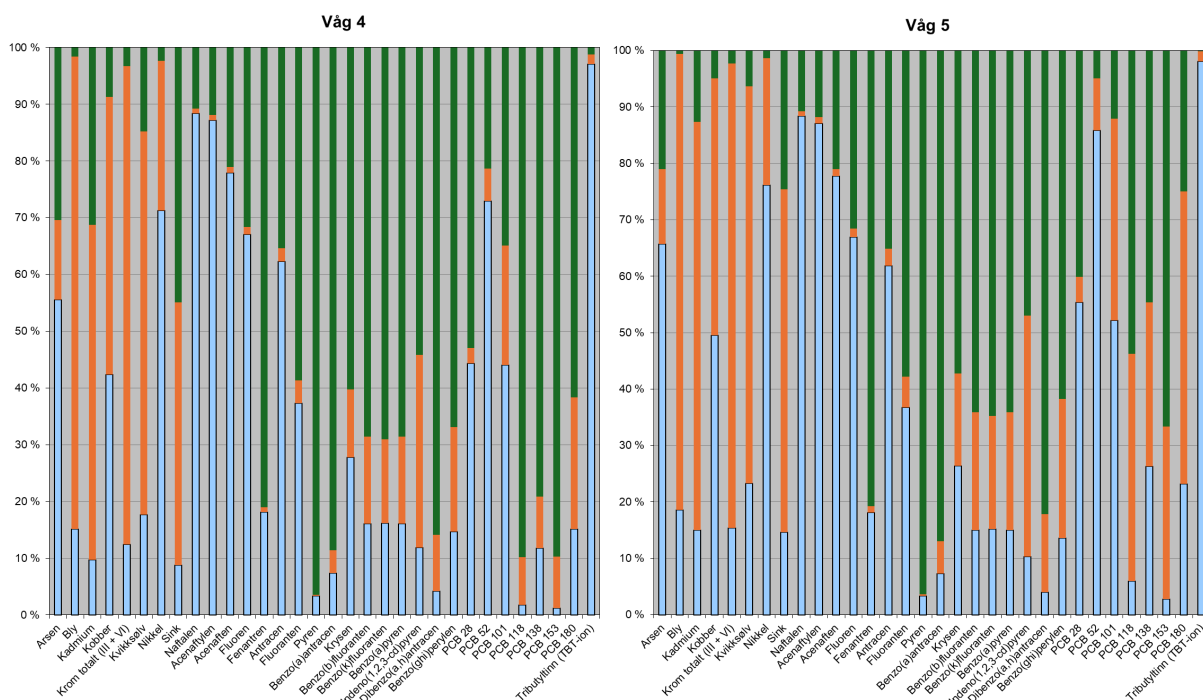
Parameter		F _{tot} i forhold til tillatt spredning (antall ganger overskridelse). Middelverdi											
		Basert på mål innhold i sediment						Basert på målt innhold i sediment og bunnfauna					
		VÅG 1a	Våg 1b	Våg 2	Våg 3	Våg 4	Våg 5	VÅG 1a	Våg 1b	Våg 2	Våg 3	Våg 4	Våg 5
Metaller	Arsen												
	Bly	3	2	3	2		2	3	2	3	2		2
	Kadmium			1						1			
	Kobber	3	2	3	3		1	3	2	3	3		1
	Krom totalt (III + VI)												
	Kvikksølv	11	6	16	10		3	11	6	16	10	1	3
	Nikkel												
	Sink	5	3	8	4		2	5	4	8	5	2	3
PAH	Naftalen	8	5	87	5	2	4	8	5	87	5	2	4
	Acenaftylen	5	3	14	3	1	2	5	3	14	3	1	2
	Acenaften	3	2	13	3		2	3	2	13	3		2
	Fluoren	4	2	28	3	1	1	4	2	28	3	1	1
	Fenantren	9	10	76	12	3	6	9	10	76	12	3	6
	Antracen	293	197	1710	277	85	141	293	197	1710	277	85	141
	Fluoranten	20	20	87	19	6	14	20	20	87	19	6	14
	Pyren	240	253	1071	250	60	135	240	253	1071	250	60	135
	Benzo(a)antracen	87	163	413	79	52	93	87	163	413	79	52	93
	Krysen	14	15	45	10	5	11	14	15	45	10	5	11
	Benzo(b)fluoranten	35	51	92	32	11	33	35	51	92	32	11	33
	Benzo(k)fluoranten	20	25	72	14	7	14	20	25	72	14	7	14
	Benzo(a)pyren	25	35	75	20	8	20	25	35	75	20	8	20
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	45	48	95	32	10	29	45	48	95	32	10	29
	Dibenzo(a,h)antracen	27	48	88	24	9	28	27	48	88	24	9	28
	Benzo(ghi)perylene	35	41	85	26	8	25	35	41	85	26	8	25
TBT	Tributyltinn (TBT-ion)	27	46	50	33	8	14	7	8	9	7	2	4
PCB	PCB7	30	80	203	71	31	89	23	17	63	37	11	16

Det relative forholdet mellom bidrag fra de tre spredningsveiene biodiffusjon (F_{diff}), propelloppvirvling (F_{skip}) og opptak i organismer (F_{org}) for stoffene som viser overskridelser for beregnet spredning er vist i Figur 13 og Figur 14.



Figur 13

Fordeling av spredningsmekanismer (middel) i Våg1a, Våg1b, Våg2 og Våg3. Relativ fordeling av spredning fra biodiffusjon (F_{diff}), skipsoppvirling (F_{skip}) og opptak i organismer (F_{org}) av de miljøgiftene som overstiger «tillatt spredning» i hvert delområde.



Figur 14 Fordeling av spredningsmekanismer (middel) i Våg 4 og Våg5. Relativ fordeling av spredning fra biodiffusjon (F_{diff}), skipsoppvirvling (F_{skip}) og opptak i organismer (F_{org}) av de miljøgiftene som overstiger «tillat spredning» i hvert delområde.

For innerste og midtre del av Vågen domineres spredningen av propelloppvirvling. I dette området anløper en rekke fartøy, og særlig domineres Våg1a og Våg2 av hurtigbåter med vannjet. Sedimentet i Våg2 og Våg3 består av mye finstoff, mens sjøbunnen i innerste del av Vågen har en noe større andel sand. Den biologiske aktiviteten antas å være noe begrenset på grunn av lavt oksygeninnhold i sedimentet, og akkumulasjonstester har vist at metaller, PCB og TBT har begrenset biotilgjengelighet. Kombinasjonen av mange anløp og et sediment med mye silt og leire gir stort potensiale for propelloppvirvling, og denne mekanismen er derfor større enn spredning som følge av diffusjon og opptak i organismer i de indre delene av Vågen (Våg1a, Våg2 og Våg3). Bryggen benyttes hovedsakelig av mindre fartøy. Dette kombinert med at sedimentet inneholder en del sand gjør at spredning ved diffusjon og opptak i organismer har en relativt større betydning i Våg1b enn de andre områdene i midtre og indre Vågen.

I ytre del av Vågen er sedimentet grovere. Andel spredning som skyldes skipsanløp er betydelig mindre, særlig på terskelen (Våg4). Andelen spredning som skjer via diffusjon og opptak i næringskjeden er større her enn i de andre områdene. Akkumulasjonsforsøk har vist at biotilgjengeligheten av organiske miljøgifter er større i Våg4 enn i de øvrige områdene.

Som vist i Tabell 11 er det beregnet generelt noe større spredning fra området foran og i innseilingen til Strandkaia (Våg1a, Våg3 og Våg2) der det daglig anløper hurtigbåter. Mengde spredning pr m^2 fra terskelen og ytre del av Vågen, Våg4 og Våg5, er noe lavere til tross for at dette er området der de største fartøyene legger til. Årsaken til dette er at sedimentet her er grovere og mengde oppvirvlet sediment pr. anløp er lavere. Spredningen er også mindre fra

området foran Bryggen der det anløper mange, men mindre fartøy. På samme måte som i beregning av overskridelse av tillat spredning, er det beregnet større spredning av PCB og TBT basert på konsentrasjoner i sediment sammenliknet med beregning basert på målt innhold i bunndyr.

Delområdene i Vågen er kilder til spredning av forurensning lokalt og til Byfjorden utenfor. Beregnet mengde som spres av de ulike stoffene pr. areal og tid (F_{tot} mg/m²/år) og total beregnet mengde forurensning som spres i delområdene pr. år (U_{tot} mg/år) fremgår av Tabell 11 og Tabell 12. I hvilken grad sedimentene spres og re-sedimenterer lokalt eller spres ut av delområdet avhenger av lokale strømningsforhold.

Det er generelt knyttet stor usikkerhet til spredningsberegningene, og sjablongverdiene som benyttes gir et grovt estimat. Beregningsmodellen tar ikke hensyn til lokal sedimentering og eventuell resuspensjon av partikler og spredning som følge av strømningsmønster.

Beregnet total mengde spredt i Vågen i g/år er gjengitt i Tabell 12. På samme måte som i beregning av mengde spredning per arealenhet (Tabell 11), er det beregnet vesentlig større spredning av PCB og TBT basert på konsentrasjoner i sediment sammenliknet med beregning basert på målt innhold i bunndyr fra bioakkumulasjonstest.

Hvor stor andel av miljøgifter fra sedimentet som transporteres ut av Vågen og til det omkringliggende fjordsystemet er ikke kjent.

Tabell 11 Total mengde spredt pr. tidsenhet og areal, middelerdi. Fra beregningsverktøy ark 4, tabell 2b. Beregninger basert på innhold i sediment og innhold i sediment og bunnfauna (det er ikke målt PAH i bunnfauna)

Parameter		Ftot skip middel (mg/m ² /år)											
		Basert på målt innhold i sediment						Basert på målt innhold i sediment og bunnfauna					
		VÅG 1a	Våg 1b	Våg 2	Våg 3	Våg 4	Våg 5	VÅG 1a	Våg 1b	Våg 2	Våg 3	Våg 4	Våg 5
Metaller	Arsen	86,0	8,3	20,7	29,6	7,3	12,3	89,2	11,5	24,1	32,5	10,7	15,7
	Bly	1761,2	29,7	222,2	412,4	25,7	49,6	1759,7	28,7	220,7	411,4	25,7	49,1
	Kadmium	4,8	0,1	1,2	1,8	0,0	0,1	4,9	0,1	1,2	1,8	0,0	0,1
	Kobber	1032,4	43,8	187,8	312,9	21,7	33,3	1032,6	44,1	187,7	313,3	23,7	34,8
	Krom totalt (III + VI)	153,7	2,8	25,9	76,7	4,0	5,2	153,8	2,9	26,0	76,9	4,2	5,3
	Kvikksølv	22,1	0,4	4,1	6,6	0,1	0,3	22,1	0,4	4,1	6,6	0,2	0,3
	Nikkel	85,3	7,1	18,0	49,3	8,6	10,4	84,4	6,4	17,0	47,8	8,3	9,9
PAH	Sink	2896,2	49,8	502,6	810,9	31,6	71,0	2911,3	68,2	515,2	825,4	58,0	95,0
	Naftalen	15,0	8,0	135,2	11,4	19,0	18,6	15,0	8,0	135,2	11,4	19,0	18,6
	Acenafitylen	5,2	2,3	12,2	3,6	6,4	4,7	5,2	2,3	12,2	3,6	6,4	4,7
	Acenafiten	5,1	2,1	16,9	5,5	4,9	5,5	5,1	2,1	16,9	5,5	4,9	5,5
	Fluoren	6,1	2,2	29,1	5,0	5,2	4,1	6,1	2,2	29,1	5,0	5,2	4,1
	Fenantren	50,6	22,7	197,7	46,5	32,1	37,9	50,6	22,7	197,7	46,5	32,1	37,9
	Antracen	8,7	2,0	20,5	5,4	4,5	4,1	8,7	2,0	20,5	5,4	4,5	4,1
	Fluoranten	37,2	6,2	39,7	16,6	9,2	12,5	37,2	6,2	39,7	16,6	9,2	12,5
	Pyren	204,6	127,3	578,7	190,9	157,4	195,0	204,6	127,3	578,7	190,9	157,4	195,0
	Benzo(a)antracen	22,1	3,8	18,7	8,0	5,9	6,1	22,1	3,8	18,7	8,0	5,9	6,1
	Krysen	16,3	1,0	7,7	4,3	1,7	2,0	16,3	1,0	7,7	4,3	1,7	2,0
	Benzo(b)fluoranten	19,8	1,2	6,8	6,2	1,2	2,1	19,8	1,2	6,8	6,2	1,2	2,1
	Benzo(k)fluoranten	11,0	0,6	5,2	2,7	0,8	0,9	11,0	0,6	5,2	2,7	0,8	0,9
	Benzo(a)pyren	18,3	1,0	7,3	5,0	1,0	1,7	18,3	1,0	7,3	5,0	1,0	1,7
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	11,1	0,3	2,8	2,6	0,2	0,5	11,1	0,3	2,8	2,6	0,2	0,5
	Dibenzo(a,h)antracen	2,9	0,2	1,3	0,9	0,2	0,4	2,9	0,2	1,3	0,9	0,2	0,4
	Benzo(ghi)perylene	11,6	0,5	3,6	2,9	0,4	0,8	11,6	0,5	3,6	2,9	0,4	0,8
PCB	sum PCB7	0,75	0,20	1,06	0,75	0,59	0,8	0,42	0,03	0,21	0,26	0,10	0,08
TBT	Tributyltinn (TBT-ion)	65,3	89,2	99,2	90,9	85,8	76,0	16,8	14,9	17,2	18,2	24,9	21,8

Tabell 12 Total mengde spredning i Vågen g/år, middelvei. Beregninger basert på innhold i sediment og innhold i sediment og bunnfauna (det er ikke målt PAH i bunnfauna).

Parameter		Sum Vågen (g/år)	
		Basert på målt innhold i sediment	Basert på målt innhold i sediment og bunnfauna
Metaller	Arsen	6 521	7 411
	Bly	87 657	87 428
	Kadmium	312	314
	Kobber	60 321	60 554
	Krom totalt (III + VI)	11 337	11 378
	Kvikksølv	1 233	1 238
	Nikkel	7 940	7 695
	Sink	158 186	163 445
PAH	Naftalen	7 437	7 437
	Acenaftilen	1 435	1 435
	Acenaften	1 728	1 728
	Fluoren	1 938	1 938
	Fenantren	15 322	15 322
	Antracen	1 770	1 770
	Fluoranten	4 866	4 866
	Pyren	61 406	61 406
	Benzo(a)antracen	2 506	2 506
	Krysen	1 207	1 207
	Benzo(b)fluoranten	1 412	1 412
	Benzo(k)fluoranten	740	740
	Benzo(a)pyren	1 248	1 248
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	614	614
	Dibenzo(a,h)antracen	221	221
	Benzo(ghi)perylene	715	715
PCB	sum PCB7	200	49
TBT	Tributyltinn (TBT-ion)	23 108	5 424

6.3 Konklusjoner trinn 2 og 3

Risikovurderingen trinn 2 og 3 for de fem delområdene viser at risiko for spredning av flere PAH-forbindelser, PCB og TBT er klart større enn for metaller, selv om det også er overskridelser for flere av disse sammenliknet med «tillatt spredning». Overskridelsene er størst og flest i delområde Våg2, spesielt for enkelte PAH-forbindelser (antracen med 1710 ganger mot 85-293 ganger i de andre delområdene), men også for metaller, PCB-forbindelser og TBT. Delområde Våg1a følger etter med tanke på størst og flest overskridelser av PAH-forbindelser, og deretter delområde Våg3. Generelt har delområde Våg4 færrest overskridelser av «tillatt spredning», men også her var det betydelige overskridelser for PAH-forbindelser og PCB₇. Beregnet mengde spredning er også vesentlig høyere for TBT og PCB i alle delområder dersom beregningene bare tar hensyn til konsentrasjoner i sediment og ikke målt innhold i bunndyr som har hatt begrenset eksponeringstid for sediment fra Vågen.

Spredning som følge av skipstrafikk/propelloppvirvling er den dominerende spredningsmekanismen for de fleste stoffer i delområde Våg1a, Våg2 og Våg3. I Våg1b, Våg4 og Våg 5 er diffusjon og opptak i organismer de dominerende spredningsmekanismene. For disse delområdene utgjør proppeloppvirvling en lavere prosent av spredningsmekanismene sammenliknet med diffusjon og opptak i organismer.

I denne undersøkelsen er beregningene av helserisiko basert på målt innhold i sediment, beregnet opptak i organismer og et ønsket fremtidsscenario der fisk og skalldyr utgjør en vesentlig del av kostholdet og 50 % av sjømaten er fanget lokalt. Ifølge beregningene overskrides grenseverdi for livstidsdose i forhold til 10 % MTR/TDI (maksimal tolerabel risiko/tolerabelt daglig inntak) for arsen, bly og kadmium, samt enkelte PAH-forbindelser, PCB og TBT. De høyeste overskridelsene kommer av PCB. Dette stemmer overens med at Mattilsynet fraråder konsum av enkelte fiskearter og sjømat fra fjordområdene rundt Bergen på grunn av PCB-forurensning. Kostholdsrådene er også gitt med bakgrunn i funn av forhøyede verdier av dioksiner og kvikksølv i sjømat (Mattilsynet, 2023). Opptak og akkumulering varierer mellom ulike stoffer og arter. Direkte analyser av miljøgifter i lokal sjømat kan benyttes for validering og detaljering av beregningene.

En samlet vurdering av toksisitetsundersøkelsene tilsier at sedimentet i alle delområdene er toksiske for sedimentlevende organismer i større eller mindre grad. Vurderingen av risiko for økologisk effekt viser svært store overskridelser av TBT og store overskridelser for enkelte PAH-forbindelser som fluoranten, benzo(a)pyren og pyren i alle delområder ved sammenligning av beregnede porevannskonsentrasjoner med PNEC_w. Flere andre PAH-forbindelser viser noe lavere overskridelser, og metallene viser noe mindre overskridelser. Det er ikke etablert PNEC_w-verdier for PCB.

Resultatene fra risikoberegningen tilsier at det bør gjennomføres tiltak mot forurenset sjøbunn i alle delområdene.

7 Diskusjon og konklusjoner

7.1 Usikkerheter, risikoverktøyets følsomhet

Det vil alltid være usikkerhet knyttet til vurdering av miljørisiko. I risikovurderingsmodellen er det tatt høyde for antatt usikkerhet. Metoden er bevisst konservativ for å sikre at risiko ikke underestimeres (Miljødirektoratet, 2015). Resultatene påvirkes av datagrunnlaget, usikkerhet i analysemetoder, grenseverdier, sjablongverdier og generaliseringer.

Risikovurderingen er basert på resultater fra flere undersøkelser av miljøforholdene i Vågen i perioden 2010-2024. Datasettet er stort og inneholder mange ulike typer steds spesifikke målinger i tillegg til kjemisk undersøkelse av sjøbunnsprøver som benyttes til å verifisere beregningene og gjør vurderingene mer lokalt forankret (kap. 2.2 og kap. 4).

Det er variasjon i sedimentegenskaper og forurensningsgrad mellom delområdene Våg1-5, men også noe inhomogenitet i datasettene per delområde. Dette kan skyldes variasjoner internt i delområdene, men også måleusikkerhet i kjemiske analyser som typisk er på 20-30%. Resultater av nye og eldre sedimentprøver som er benyttet i risikovurderingen samsvarer godt og gir økt detaljering, men prøvene er ikke jevnt fordelt i tiltaksområdet. For å kompensere for dette er det i enkelte områder benyttet gjennomsnitt av to eller flere prøver for å ikke over-representere arealer med stor prøvetetthet (kap. 4.2). Det er bare utført et fåtall toksisitetstester for sediment fra Vågen. Flere prøver kunne gitt et mer nyansert resultat med hensyn til vurdering av økologisk effekt.

Ved beregning av helserisiko beregnes livstidsdose. Det tas ikke hensyn til flytting og endring i andel inntak av lokalt fanget fisk og sjømat gjennom livet. Modellen prioriterer målt innhold i fisk foran målt innhold i bunndyr, som igjen prioriteres foran målt innhold i sediment. Målt innhold av miljøgifter i fisk og sjømat gir et bilde av innholdet i lokal fanget fisk, men denne vil kunne representere eksponering fra et større sjøområde og flere kilder. I tillegg har ulike arter og deler av organismene forskjellig evne til å akkumulere miljøgifter. Alder på fisk og sjømat som er undersøkt kan også spille inn. Hvilke datagrunnlag som er tilgjengelig og som benyttes for vurdering av human helse vil i stor grad påvirke resultatet. Slike data vil både kunne overestimere og underestimere bidraget fra den aktuelle lokaliteten. I dette prosjektet er eksponering fra lokal fanget sjømat beregnet både på bakgrunn av sedimentinnhold og med utgangspunkt i målte verdier i eksponerte bunndyr og blåskjell i Vågen samt fisk og sjømat fra området ved Bontelabo. Resultater fra undersøkelse av miljøgifter i eksponerte bunndyr og skjell er benyttet fordi disse målingene er utført i flere lokaliteter og differensierer forholdene i Vågen, men resultatene kan gi noe underestimerte resultater på grunn av den begrensede eksponeringstiden som bunndyr og blåskjell var utsatt for (bunndyr 28 døgn, blåskjell 3 måneder). De ulike biotaprøvene er ikke analysert for alle de ulike stoffene. Fra fisk er kun lever av torsk analysert for PCB, og det kan overestimere resultatene. For å få det beste bildet av risiko for human helse er det presentert beregninger basert på ulike kombinasjoner av grunnlagsdata (kap. 6.2.2).

Skipstrafikk, sedimenttype, innhold av organisk stoff og opptak i organismer har også stor innvirkning på resultatene. Spredningen av organiske miljøgifter ved diffusjon og opptak i organismer reduseres ved økende innhold av organisk stoff (TOC) og justeres i henhold til målt opptak i organismer. Modellen tar ikke hensyn til redoksforhold som kan ha stor betydning for biotilgjengeligheten av metaller. Beregnet spredning på grunnlag av målte miljøgifter i bunndyr

fra bioakkumulasjonstest kan underestimere spredningen på grunn av at dyrene har hatt begrenset eksponeringstid for sedimentet fra Vågen (28 dager).

Benyttet havnekategori og sedimenttype influerer sterkt på beregnet spredning fra propelloppvirvling, men modellen inkluderer ikke sedimentoppvirvling og spredning som følge av sterk strøm og uvær. Risikomodellen tar heller ikke hensyn til faktisk dybde, men har en generell sjablongverdi for mengde oppvirvlet sediment per anløp i areal grunnere enn 20 meter. Modellen tar ikke hensyn til begrenset tilgang til finstoff på erosjonsutsatte delareal der det har pågått erosjon over tid. En andel av oppvirvlet materiale vil re-sedimentere innenfor tiltaksområdet. Beregningsmetoden angir ikke hvor stor andel av beregnet spredning som faktisk spres ut av undersøkelsesområdet.

Risikomodellen tar kun hensyn til bidrag fra lokalt sediment og ingen andre kilder (som utslipp av avløpsvann, påvirkning fra overflateavrenning, atmosfære, tilstøtende sjøområder, osv.).

Risikovurderingen gir et forenklet bilde av forholdene. Resultatene av risikovurderingen kan ikke anses som eksakt, men er en generell vurdering og sannsynliggjør hvilken risiko sedimentene utgjør for helse og miljø.

7.2 Samlet risikovurdering trinn 1-3

Resultatene fra risikovurdering av forurensset sjøbunn i Vågen trinn 1-3 viser overskridelser av grenseverdier for negativ økologisk effekt, human helse og spredning av miljøgifter i alle delområdene. Størst risiko er knyttet til de organiske miljøgiftene PCB, PAH og TBT. Av metallene er det kvikksølv som utgjør den største risikoen.

De risikovurderte områdene er Våg1a (Strandkaaien, 24 500 m²), Våg1b (Bryggen, 17 600 m²), Våg 2 (Holbergkaaien-Bradbenken, 27 400 m²), Våg3 (Nykirkekaaien-Festningskaaien, 83 600 m²), Våg4 (terskelen utenfor Tollbodkaaien, 37 700 m²) og Våg5 (Ballastbryggen-Skoltegrunnskaaien, 84 300 m²). Vågen er omkranset av kaier og hele Vågen er påvirket av skipstrafikk, i ytre del av Vågen er det også en badeplass ved Ballastbryggen på Nordnes (Figur 10, Figur 11).

Forurensningsgraden i sedimentet er høyest innenfor terskelen (Våg1-3) der kobber, kvikksølv, PAH og TBT er i tilstandsklasse 5, PCB er i klasse 4 samt sink og bly som er i klasse 3. Sjøbunnen her har høyt innhold av organisk materiale (TOC ca. 9 %). På terskelen (Våg4) er sjøbunnen mer grovkorning og har lavt innhold av organisk materiale (TOC ca. 1,5 %). Sedimentet på terskelen er forurensset med TBT i klasse 5, PAH i klasse 4 og PCB i klasse 3. Utenfor terskelen (Våg5) er sedimentet mer forurensset enn på terskelen og inneholder mer organisk materiale (TOC ca. 3 %). Sjøbunnen er her forurensset med TBT i klasse 5, PAH, PCB og kvikksølv i klasse 4 samt bly og sink i klasse 3.

Det var noe inhomogenitet i datasettet som indikerer intern variasjon i delområdene. Særlig en prøve i Våg2 skilte seg ut med vesentlig høyere PAH-verdier enn i de øvrige prøvene. Prøven er tatt utenfor Bradbenken.

7.2.1.1 Økologisk effekt

Forurensningen i sedimentet utgjør en risiko for økologisk effekt. Grenseverdier for negativ økologisk effekt overskrides for alle stoffgrupper i sediment og for enkelte parametere i beregnet

porevann og i målt og beregnet sjøvann. Det er særlig TBT, PCB og en rekke PAH-forbindelser som utgjør størst risiko. Også enkelte metaller (arsen, bly, kobber, kvikksølv og sink) utgjør en risiko for økosystemet, men i mindre grad. I indre del av Vågen (Våg1-3) og på terskelen (Våg4) er det også påvist risiko for negativ påvirkning fra dioksiner og dioksinlignende PCB ved overskridelser av DR-CALUX-test. Det er utført få toksisitetstester på sedimentet fra Vågen. En samlet vurdering viser størst risiko for negativ økologisk effekt i Våg2.

7.2.1.2 Human helse

Forurensningen i sedimentet utgjør en risiko for human helse ved langvarig og høyt inntak av lokal fanget fisk og sjømat. Det er særlig PCB som viser høye overskridelser av grenseverdi for 10 % MTR/TDI (maksimalt tolerabel risiko/tolerabelt daglig inntak). Beregnet helserisiko knyttet til eksponering for PCB har svært høy overskridelse av grenseverdi både beregnet ut fra konsentrasjoner i sediment (123 - 576 ganger overskridelse), men også basert på miljøgifter i bunndyr og blåskjell som har vært eksponert i Vågen, samt krabbe og lever fra torsk fanget i området Bontelabo (over 500 ganger overskridelse).

Risikovurdering basert på målinger i lokal sjømat viser også overskridelse av grenseverdi for human helse for kvikksølv (2-3 ganger overskridelse). I tillegg er det beregnet helserisiko knyttet til bly, PAH og TBT, men det er ikke analysert fisk og skalldyr som kan bekrefte dette. Det ble også beregnet marginal overskridelse for kadmium basert på sediment, bunnfauna og blåskjell. Beregnet helserisiko knyttet til arsen vurderes til å ikke være reell (se kap.6.2.2).

Resultatene sammenfaller med at Mattilsynet har gitt kostadvarsler knyttet til inntak av noen typer sjømat fra dette området på grunn av forhøyde konsentrasjoner av PCB, dioksiner og kvikksølv (Mattilsynet, 2023).

Samlet vurdering er at PCB-forurensning i sjøbunnen i Vågen utgjør en vesentlig helserisiko, men at også andre miljøgifter kan utgjøre en risiko ved stort inntak av lokalt fanget sjømat over lang tid. Det må understrekes at beregningene er konservative og basert på et vesentlig høyere inntak av lokalt fanget sjømat enn det som er tilfelle i dag, et begrenset utvalg arter og type fiskekjøtt, og at fisk kan være påvirket av miljøforhold i et større område.

7.2.1.3 Spredning

Hele Vågen er påvirket av skipstrafikk, og miljøgifter i sedimentene spres i miljøet som følge av propelloppvirvling i tillegg til spredning ved diffusjon og opptak i organismer. Propelloppvirvling er dominerende spredningsmekanisme i Våg1a, Våg2 og Våg3 og da særlig for metaller. For organiske miljøgifter er diffusjon og opptak i organismer de viktigste spredningsmekanismene, særlig i Våg 1b, Våg4 og Våg5 (Figur 13, Figur 14).

Resultatene fra bioakkumulasjonstester i 2013 viste at organiske miljøgifter i sedimentene i indre del av Vågen er til dels sterkt bundet i organisk materiale og at metaller til en viss grad er bundet i metallsulfider. Det er derfor ikke direkte sammenheng mellom miljøgiftkonsentrasjon i sedimentet og opptak i organismer. Opptak av organiske miljøgifter i bunndyr var størst i sediment fra terskelen (Våg4) (NIVA, 2013) (COWI AS, 2014).

At det pågår spredning av organiske miljøgifter ved diffusjon fra sjøbunnen er også bekreftet ved målinger med bentiske flukskammer som viste utlekking av PAH og PCB fra sediment til vannfase i Vågen (COWI AS, 2023b).

Beregnet risiko for spredning av forurensning i Vågen er vesentlig større for organiske miljøgifter enn for metaller (Tabell 10). Størst overskridelse av grenseverdi for tillatt spredning ble funnet for PAH (12 PAH-forbindelser overskred grenseverdien for tillatt spredning mer enn 50 ganger, maks 1710 ganger overskridelse i Våg2), PCB (63 ganger overskridelse i Våg2) og TBT (9 ganger overskridelse i Våg2). Av metallene var det størst overskridelse for kvikksølv (16 ganger overskridelse i Våg2), mens de øvrige metallene gav lavere eller ingen overskridelser av grenseverdi.

Når beregninger ble basert kun på konsentrasjon i sediment, var overskridelsene enda større for PCB og TBT (PCB 203 ganger overskridelse og TBT 50 ganger i Våg2). For metallene var det mindre forskjell. For PAH var det ingen forskjell fordi det ikke var analysert for innhold av PAH i bunndyr.

Det er beregnet størst total spredning ($\text{mg/m}^2/\text{år}$) i indre del av Vågen (Våg1-3). Sedimentet er finkornig og sterkt forurensset, og det er hyppige anløp av hurtigbåter og annen båttrafikk som gir erosjon fra vannjetmotorer og annen propellstrøm. Sedimentet er i bevegelse. Resultater fra en tidligere undersøkelse med sedimentfeller som samler partikler i vannsøylen, viste samme tendens. Det ble generelt samlet mer materiale i sedimentfeller i den innerste delen av Vågen enn i den ytre delen (COWI AS, 2023b). Sedimentfellene kan dels være tilført partikler fra overløp fra avløpsnett/overvannsutslipp i området. Men på grunn av høye konsentrasjoner av kvikksølv i sedimentfelle materialet og den lokale sjøbunnen og at det i andre studier fra Bergen er funnet lave konsentrasjoner av kvikksølv i urbant overvann, er det sannsynlig at hovedandelen av materialet i sedimentfellen skyldes oppvirvlet finstoff fra sjøbunnen (COWI AS, 2023b). Dette ble også funnet ved prøvetaking med sedimentfeller i en undersøkelse av forurensningstilførsel fra overvann til Vågen (COWI AS, 2015).

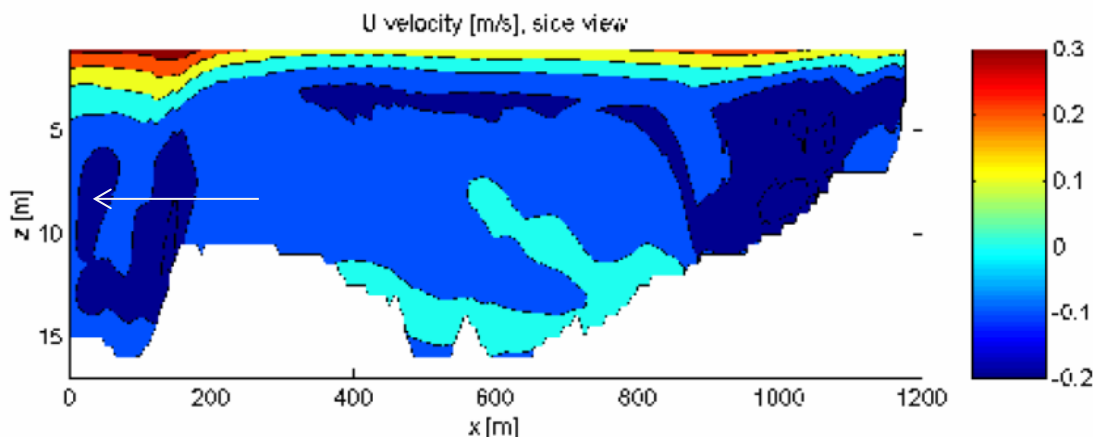
Bergens Sjøfartsmuseum har også gjort undersøkelser av masseforflytning på sjøbunnen i indre del av Vågen og funnet at det pågår vesentlig erosjon i sjøbunnen, særlig ved Strandkai terminalen (Stiftelsen Bergens Sjøfartsmuseum, 2013).

I hvilken grad miljøgifter spres med partikler fra Vågen og ut til det utenforliggende fjordsystemet avhenger av flere faktorer. Modellering av miljøgifttransport i Vågen er utført av NIVA i 2005 (NIVA, 2005) og viser hvordan resuspensjon og retningen på transport av partikler er særlig avhengig av vind i tillegg til flo og fjære. Ved flo er det en netto transport inn i Vågen. Ved fjærende sjø er det netto transport ut mot Byfjorden. Ved fjærende sjø er vannhastigheten størst fra terskelen og ut som vist i Figur 7 (2 cm/sek). Mest ugunstige forhold er en kombinasjon av tidevannspåvirkning og sterk vind fra nordvest og inn Vågen. Dette gir høy hastighet på overflatevannet inn og en tykk kompensasjonsstrøm av bunnvann ut Vågen (10-20 cm/sek) som vist i Figur 15.

Modellering av partikkeloppvirvling og sedimentasjon viste at tidevann og lave vindhastigheter kunne gi naturlig resuspensjon av finpartikler, men at spredningen ble forholdsvis lokal og transporten ut fra Vågen liten. Med sterk vind ble større mengder partikler re-suspendert, og transporten ut av Vågen kunne bli betydelig (NIVA, 2005)

Både ved fjærende sjø og ved sterk vind er vannhastigheten lav i bunnvannet innenfor terskelen (Våg1-3). Det er beregnet en del propelloppvirvling av sediment også i dette området på grunn av skipstrafikk og mye finstoff i sedimentet, men området er forholdsmessig dypt og eroderte

partikler i indre del av Vågen vil også kunne sedimentere her i perioder med lite strøm. Det dypeste området i Vågen (Våg3) fungerer trolig som et lokalt sedimentasjonsbasseng og begrenser spredningen av partikler fra indre til ytre del av Vågen. Det antas at størst spredning fra Vågen og til Byfjorden foregår fra de grunnere områdene Våg1-2 der erosjonen er størst og fra området utenfor terskelen (Våg5) der nettostrømmen ut av Vågen er størst som vist i Figur 15.



Figur 15 Strømhastighet i m/s ved tidevannspåvirkning og sterk vind (15 m/sek) fra nordvest. Figuren viser en tykk kompensasjonsstrøm ut Vågen (NIVA, 2005).

Strømforholdene i Vågen er styrt av skipstrafikk i tillegg til vind og tidevann på det gitte tidspunkt. I 2020 ble det utført strømmålinger på innsiden av terskelen i Vågen (STIM Miljø, 2020). Resultatene viste en generell tendens til høyere strømhastigheter i de øverste vannlagene som kan transportere partikkelbundet forurensning som er i vannsøylen.

Oppvirvling av sediment på grunn av skipstrafikk er en viktig spredningsmekanisme for miljøgifter i Vågen. Størst spredning foregår trolig fra området ved Strandkaiområde der erosjonen er størst, og fra området utenfor terskelen der det anløper store skip og det er størst strøm ut mot Byfjorden. Kvantitative beregninger av mengde spredning er usikre.

Spredning av forurensning fra Vågen til Byfjorden ansees som den største risikoen og bidrar trolig til økt risiko for human helse gjennom opptak i sjømat. Den beregnede risikoen er ikke akseptabel, og det er derfor planlagt gjennomføring av tiltak (COWI AS, 2024).

7.3 Resultater fra risikovurdering 2024 vs. 2014 og 2004

Risikovurderingen som er utført i 2024 er basert på et større datagrunnlag enn det som var tilgjengelig ved risikovurderingene i 2014 og 2004. Det nasjonale risikoverktøyet er også forbedret, og det er gjort relativt store endringer i sjablongverdier og grenseverdier mellom hver gang det er utført en risikovurdering for sedimentet i Vågen.

På samme måte som i 2014 viser resultatene fra 2024 overskridelse av grenseverdier for økologisk skade, human helse og spredning av miljøgifter i miljøet, og det er de samme stoffene som utgjør størst risiko.

Tabell 13 og Tabell 14 sammenligner resultatene fra beregnet spredning (g/år) og overskridelse av grenseverdi for human helse (MTR/TDI 10 %) for et utvalg parametere i de ulike risikovurderingene. Til tross for at datagrunnlag er supplert og risikovurderingsverktøy er forbedret, viser Tabell 13 at beregnet spredning av ulike stoffer i 2024 er i samme størrelsesorden som beregnet i tidligere risikovurderinger og ved modellering av miljøgifttransport. Den oppdaterte vurderingen bekrefter på den måten de tidligere vurderingene.

Tabell 13 Beregnet mengde spredning av bly, kobber, kvikksølv og PCB7 i Vågen (g/år) i risikovurderingen sammenliknet med tilsvarende beregninger i risikovurdering 2004 (NGI, 2004), 2014 (COWI AS, 2014) og modellering av miljøgifttransport i 2005 (NIVA, 2005). Resultater fra 2014 og 2024 viser beregninger basert på konsentrasjon av miljøgifter i sediment og bunnfauna.

Stoff	2004 (NGI) Sum Vågen (g/år)	2005 (NIVA) Sum Vågen (g/år)	2014 (COWI) Sum Vågen (g/år)	2024 (COWI) Sum Vågen (g/år)
Bly	48 683	83 950	89 242	87 430
Kobber	37 179	60 225	67 967	60 556
Kvikksølv	819	1 004	1 699	1 238
Sum PCB7	56	37	58	49

Tabell 14 viser beregnet risiko for human helse knyttet til PCB i de ulike risikovurderingene. Til tross for fornying av grunnlagsdata og endringer i regnearkverktøyet, er det i alle risikovurderingene beregnet risiko knyttet til PCB ved inntak av lokalt fanget fisk og sjømat. Størrelsen på overskridelse av grenseverdi for total livstidsdose (MTR/TDI 10 %) varierer mellom de ulike årgangene av risikovurdering og er også avhengig av om det er benyttet analyseresultater fra sedimentprøver, bunndyr og/eller ulike typer fisk og sjømat.

Tabell 14 Beregnet antall ganger total livstidsdose overskrider grenseverdi for human helse (MTR/TDI 10 %) for bly, kvikksølv og PCB7, middelerdi. Resultat fra beregninger i 2004 og 2014 og 2024.

Delområde	VÅG 1					VÅG 2					VÅG 3					VÅG 4					VÅG 5				
Stoff	2004	2014 bunndyr	2014 fisk	2024 bunndyr	2024 bunndyr, sjømat	2004	2014 bunndyr	2014 fisk	2024 bunndyr	2024 bunndyr, sjømat	2004	2014 bunndyr	2014 fisk	2024 bunndyr	2024 bunndyr, sjømat	2004	2014 bunndyr	2014 fisk	2024 bunndyr	2024 bunndyr, sjømat	2004	2014 bunndyr	2014 fisk	2024 bunndyr	2024 bunndyr, sjømat
Sum PCB7	24	3	169	12	704	74	5	169	18	704	58	6	169	25	705	136	11	169	44	558	25	5	169	21	587

7.4 Risiko i forhold til miljømål

Ved sammenlikning av beregnet risiko med vedtatte miljømål for Vågen (kap. 2.7) er risiko for human helse og spredning av forurensning mest relevant. Et langsiktig miljømål for Bergen havn er å bidra til redusert innhold av miljøgifter i fisk og sjømat, og bystyret i Bergen har vedtatt som tiltaksmål for Vågen at spredning av miljøgifter fra sedimentene i Vågen skal reduseres med 80 % (Bergen bystyre, 2015).

Ved sammenlikning med Vannforskriftens miljømål er beregnet risiko for økologisk effekt relevant. Lokalt arbeid med vannforvaltning omfatter også kystvann, og miljømålet for *Byfjorden indre del* er at vannforekomsten skal ha god kjemisk og økologisk tilstand innen 2033. Vågen hører til vannforekomsten *Byfjorden indre del* som er registrert med moderat økologisk tilstand og dårlig kjemisk tilstand.

Dagens tilstand i Vågen oppfyller ikke miljømålene. Resultatene av risikoberegningen viser at det kan spres forurensning ut av Vågen og at forurensningen utgjør en helserisiko. Det er også stor fare for negativ effekt på økosystemet. Undersøkelser viser at fisk og sjømat i Byfjorden er forurenset av kvikksølv, PCB, dioksiner og dioksinlignende PCB. Spredning av forurensning fra Vågen til utenforliggende fjordsystem kan bidra til økt opptak i næringskjeden og på den måten bidra til økt risiko for human helse knyttet til inntak av sjømat.

Sammenliknet med miljømålene er den beregnede risikoen ikke akseptabel og det er behov for gjennomføring av tiltak for å oppnå tiltaksmål og bidra til måloppnåelse for vannforekomsten *Byfjorden indre del*.

8 Referanser

- NIFES. (2007). *Kostholdsrådsundersøkelse, Bergen Byfjord 2007*.
- Argus Surveys AS. (2010). *Dybdekartlegging med multistråle ekkolodd i Vågen*.
- Bergen bystyre. (2015). *Vedtak om overordnet miljømål for Bergen havn og miljømål for tiltak i Vågen. Møte 28.05.15, sak 131-15*.
- COWI AS. (2012). *Analyser av sedimentkjerner fra Vågen, A005136*.
- COWI AS. (2014). *Forurensset sjøbunn i Vågen. Oppdatert risikovurdering*.
- COWI AS. (2015). *Risikovurdering av forurensset sjøbunn i Puddefjorden. Rap.nr. A040950-2015-01*.
- COWI AS. (2017). *Forundersøkelse. Spredning av miljøgifter i Puddefjorden og Store Lungegårdsvann. Fagrapport A079577-2017-02*.
- COWI AS. (2019). *Kartlegging av landkilder, Store Lungegårdsvann. Mulig kilder til ny tilførsel av miljøgifter fra land til sjø. Rapport nr. A109463-2019-04*.
- COWI AS. (2023a). *Erfaringer fra kartlegging av sandfangsdrift i Bergen. Pilotprosjekt om innhenting av driftsdata for bedre utnyttelse av rensepotensialet i sandfang. Rapport nr. A243166-2023-09*.
- COWI AS. (2023b). *Forundersøkelse i Vågen - Spredning av miljøgifter før tiltak mot forurensset sjøbunn. Renere Havn Bergen*.
- COWI AS. (2024). *Tiltaksplan for forurensset sjøbunn i Vågen, Bergen. Rapport nr. A243166-2024-16*.
- COWI et.al. (2005). *Bergen Havn tiltaksplan fase II*.
- Direktoratsgruppen for gjennomføring av vanndirektivet. (2018). *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Veileder 02:2018*.
- Eidnes, G. (2021). *Propellstrøm og -erosjons i Bergen havn. Notat fra ESS, datert 15.04.2021*.
- Havforskningsinstituttet. (2023). *Sjømat fra havner og fjorder med kostadvarsel. En undersøkelse av fremmedstoff i torsk, brosme og krabbe fra områdene Bergen, Kragerø, Grenland og Ålesund fra 2019-2021*.
- Julshamn, K., Nilsen, B., Franzen, S., Valdersnes, S., Maage, A., K., N., & Slotj, J. (2012). Total and inorganic arsenic in fish samples from Norwegian waters. *Food Additives & Contaminants Part B-Surveillance* 5, 229-235.
- Klima- og forurensingsdirektoratet. (2011). *Veileder TA 2802/2011. Risikovurdering forurensset sediment*.
- Mattilsynet. (2023). *Unngå fisk og skalldyr fra forurensede havner, fjorder og innsjøer*. Hentet fra <https://www.mattilsynet.no/mat-og-drikke/forbrukere/unnga-fisk-og-skalldyr-fra-forurensede-havner-fjorder-og-innsjoer>.
- Mattilsynet. (2024). *Ulike typer miljøgifter. Arsen*. Hentet fra <https://www.mattilsynet.no/mat-og-drikke/uonskede-stoffer-i-mat/miljogifter/ulike-typer-miljogifter/arsen>
- Miljødirektoratet. (2015). *Risikovurdering av forurensset sediment. Veileder M-409/2015*.
- Miljødirektoratet. (2020). *M-608/2016 Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota - revidert 2020*.
- Miljødirektoratet. (2024). <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2016/september-2016/veileder-for-risikovurdering-av-forurensset-sediment/>.
- NGI. (2004). *Teknisk notat. Risikovurdering. Tiltaksplan for Bergen Havn Fase II. Prosjekt nr. 20031196*.
- NIFES. (2009a). *Kostholdsrådundersøkelse, fritidsfiske, Bergen 2008-2009. Kvikksølv i torskefilet og PCB i lever*.
- NIFES. (2009b). *Utvidet kostholdsrådsundersøkelse, Bergen Byfjord 2009*.

- NIVA. (2005). *Modellering av miljøgifttransport i Vågen, Bergen havn. Delrapport til tiltaksplan for forurensede sedimenter i Bergen havn, Fase 2. NIVA-rapport nr. 5055.*
- NIVA. (2013). *Biotilgjengelighet av miljøgifter i sedimenter fra Vågen i Bergen. NIVA rapport 6449.*
- NTNU. (2014). *Uttesting av stabiliteten til DGT-prøvetakere for metallbestemmelse. Kristine Børset.*
- Rådgivende Biologer AS. (2012). *Miljøgifter i sediment i 4 utvalgte områder i Bergen havn september 2012. Rapport nr. 1625.*
- Rådgivende Biologer AS. (2024). *Resipientundersøkelser i fjordsystemene rundt Bergen, årsrapport 2023.*
- Sloth, J. (2005). *Speciation analysis of arsenic - Development of selective methodologies for assesment of seafood safety. Inforasjon om doktorgradsarbeidet på www.nifes.no.*
- Statens forurensningstilsyn. (2008). *TA2229/2007 - Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. .*
- Stiftelsen Bergens Sjøfartsmuseum. (2010). *Hovedrapport: Marinarkeologisk forundersøkelse i Vågen, Bergen 2009-2010.*
- Stiftelsen Bergens Sjøfartsmuseum. (2013). *Marinarkeologisk miljøovervåking i Vågen, Bergen. Andre fase: Oppfølgende undersøkelse november 2012.*
- STIM Miljø. (2020). *Strømmålinger i Vågen. Rapport nr 70-2020.*
- Vestland fylkeskommune. (2021). *Tiltaksprogram for Vestland vassregion 2022-2027.*
- Vestland fylkeskommune. (2022). *Regional plan for vassforvaltning for Vestland vassregion 2022-2027.*

9 Vedlegg

9.1 Analyseresultater som er benyttet i risikovurderingen

I risikovurderingen benyttes det resultater fra undersøkelser som er rapportert tidligere. Datagrunnlaget gjengis i de følgende vedleggene.

9.1.1 Sedimentprøver

Tabell 15 Sedimentprøver som er benyttet i risikovurderingen. Undersøkelsene er omtalt i tiltaksplanen for Vågen (COWI AS, 2024). Gjennomsnittskonsentrasjonene er fargelagt i henhold til tilstandsklasser for sedimenter gitt i veileder M-608/2020 (Miljødirektoratet, 2020).

Sedimentprøver delområde Våg 1a														
Parameter	Enhet	K36 (2010)	K40 (2010)	K45 (2010)	K48 (2010)	K50 (2010)	BL VÅG 1 (2012)	VÅG h1 (2012)	TUV (2023)	WH (2024)	Snitt SKS+BH (2023,2024)	Snitt TO,TOT, ZV (2023)	BL VÅG 1 dupl (2012)	Snitt Våg 1a
Arsen	mg/kg	17,0	39,0	27,0	5,5	20,0	25,0	24,0	7,7	21,0	13,0	13,0	15,0	18,9
Bly	mg/kg	620,0	810,0	650,0	440,0	460,0	509,0	544,0	130,0	310,0	300,0	323,3	290,0	449
Kadmium	mg/kg	0,8	4,4	2,5	0,4	1,3	1,6	1,7	0,2	0,5	0,2	0,4	0,8	1,2
Kobber	mg/kg	340,0	580,0	290,0	110,0	290,0	282,0	358,0	98,0	220,0	145,0	170,0	180,0	255
Krom totalt (III + VI)	mg/kg	77,0	60,0	45,0	20,0	43,0	53,0	49,0	16,0	32,0	19,0	28,7	28,0	39,2
Kvikksølv	mg/kg	4,1	13,9	17,0	4,0	6,2	6,1	3,4	1,4	2,3	1,9	2,7	4,5	5,6
Nikkel	mg/kg	24,0	28,0	25,0	14,0	16,0	25,0	27,0	7,0	25,0	14,5	13,7	12,0	19,3
Sink	mg/kg	880,0	2100,0	1800,0	150,0	550,0	782,0	756,0	170,0	470,0	400,0	320,0	450,0	736
Naftalen	mg/kg	0,1	0,2	0,3	0,0	0,2	0,9	0,4	0,2	0,1	1,2	0,1	0,2	0,3
Acenaftilen	mg/kg	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,5	0,5	0,2	0,1	0,5	0,1	0,1	0,2
Acenaften	mg/kg	0,2	0,4	0,4	0,1	0,4	0,7	0,2	0,2	0,1	0,8	0,1	0,3	0,3
Fluoren	mg/kg	0,2	0,6	0,8	0,1	0,8	1,1	0,5	0,4	0,2	1,5	0,2	0,5	0,6
Fenantren	mg/kg	1,8	4,3	4,7	0,6	5,2	9,4	8,6	2,5	1,2	7,8	1,4	3,7	4,3
Antracen	mg/kg	0,6	1,5	1,8	0,3	1,7	2,8	1,4	0,8	0,4	3,3	0,5	1,3	1,4
Fluoranten	mg/kg	3,6	8,5	9,0	1,3	8,6	17,0	17,0	3,0	2,4	8,6	2,5	5,8	7,3
Pyren	mg/kg	3,0	12,0	8,0	1,4	7,3	16,0	14,0	2,4	2,5	6,5	2,1	5,7	6,7
Benzo(a)antracen	mg/kg	1,8	8,2	6,1	1,1	5,8	8,3	7,2	1,1	1,3	3,3	1,1	6,5	4,3
Krysen	mg/kg	1,8	7,0	6,3	0,9	5,6	6,2	6,3	1,0	1,2	2,7	0,9	6,3	3,8
Benzo(b)fluoranten	mg/kg	1,9	7,5	4,7	0,6	4,0	14,0	11,0	1,6	2,2	4,5	1,8	3,3	4,8
Benzo(k)fluoranten	mg/kg	1,6	6,2	3,4	0,5	3,4	5,0	4,6	0,6	0,9	1,7	0,7	3,0	2,6
Benzo(a)pyren	mg/kg	1,9	6,3	4,2	0,7	4,2	13,0	11,0	1,3	1,9	4,1	1,4	2,6	4,4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg	1,2	6,0	3,2	0,6	3,0	6,4	6,1	0,9	1,9	2,6	1,0	0,7	2,8
Dibenzo(a,h)antracen	mg/kg	0,3	1,5	0,8	0,1	0,8	1,6	1,5	0,2	0,3	0,5	0,2	0,2	0,7
Benzo(ghi)perylene	mg/kg	1,4	6,6	3,4	0,5	3,2	6,7	5,7	0,8	1,8	2,3	0,9	0,7	2,8
PCB 28	µg/kg	0,25	8,10	0,25	0,25	0,25	0,50	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,93
PCB 52	µg/kg	2,00	89,00	2,90	0,25	41,00	12,00	2,30	0,25	6,00	0,59	0,25	16,00	14,38
PCB 101	µg/kg	8,10	18,00	1,10	0,25	20,00	37,00	8,30	4,30	15,00	6,70	3,97	19,00	11,81
PCB 118	µg/kg	6,60	4,90	3,10	0,25	27,00	30,00	6,90	3,00	12,00	6,35	2,37	23,00	10,46
PCB 138	µg/kg	16,00	71,00	2,40	0,25	47,00	53,00	14,00	5,10	24,00	8,10	7,37	51,00	24,93
PCB 153	µg/kg	12,00	62,00	0,25	0,25	43,00	62,00	17,00	5,30	24,00	8,10	8,43	45,00	23,94
PCB 180	µg/kg	6,60	26,00	1,00	0,25	24,00	39,00	13,00	2,40	18,00	4,50	5,03	22,00	13,48
Tributyltinn (TBT-ion)	µg/kg			670,00			440,00		220,00	650,00	375,00	313,33	942,00	516
PCB7	µg/kg	51	280	10	0	200	233	62	20	99	35	27	176	99
TOC	%	9,5	13,0	10,0	4,5	13,0	13,0	6,2	7,7	6,8	4,8	6,7		8,7
kornstørrelse <2µm	%	4,2	4,2	4,9	1,9	2,4	8,1		2,8	4,7	4,0	3,0		4,0
kornstørrelse <63µm	%	33,4	24,0	38,3	13,9	31,5	41,0	16,4	48,1	60,4	54,2	45,8		37,0

Sedimentprøver delområde Våg 1b											
Parameter (mg/kg)	Enhet	K35 (2010)	K46 (2010)	K51 (2010)	BL VÅG 1 (2012)	BL VÅG 1 dupl (2012)	VÅG h3 (2012)	Snitt BR1 og DK3 (2023)	BR2 (2023)	Snitt rundt BR-3 TUØ, BRIN, BR3A-E (2023- 2024)	Snitt Våg 1b
Arsen	mg/kg	8,5	4,9	11	25	15	19	15	11	22,0	14,6
Bly	mg/kg	350	210	340	509	290	247	290	210	511,3	329
Kadmium	mg/kg	0,84	0,78	0,69	1,6	0,81	1,2	0,74	0,33	0,8	0,9
Kobber	mg/kg	120	160	140	282	180	368	275	320	365,0	246
Krom totalt (III + VI)	mg/kg	18	27	19	53	28	40	35	27	53,5	33,4
Kvikksølv	mg/kg	4,02	2,03	3,72	6,1	4,49	2	4,35	2,1	5,9	3,9
Nikkel	mg/kg	13	16	10	25	12	16	13,5	8,7	22,5	15,2
Sink	mg/kg	230	280	210	782	450	1060	605	270	545,0	492
Naftalen	mg/kg	0,09	0,049	0,087	0,85	0,23	0,33	0,195	0,12	0,1	0,2
Acenaftilen	mg/kg	0,11	0,071	0,079	0,5	0,092	0,14	0,105	0,068	0,1	0,1
Acenaften	mg/kg	0,087	0,1	0,11	0,69	0,33	0,15	0,145	0,11	0,2	0,2
Fluoren	mg/kg	0,24	0,15	0,19	1,1	0,51	0,36	0,245	0,15	0,5	0,4
Fenantren	mg/kg	1,2	0,86	1,2	9,4	3,7	4,1	2,05	1,2	3,3	3,0
Antracen	mg/kg	0,59	0,4	0,51	2,8	1,3	0,59	0,545	0,4	1,3	0,9
Fluoranten	mg/kg	2,9	2,3	2,6	17	5,8	6,3	3,5	2,6	5,3	5,4
Pyren	mg/kg	2,9	2,3	2,5	16	5,7	5,3	2,95	2,1	4,8	4,9
Benzo(a)antracen	mg/kg	1,9	1,3	1,8	8,3	6,5	2,5	1,5	1,1	2,5	3,0
Krysen	mg/kg	1,8	1,3	1,6	6,2	6,3	2,2	1,2	0,73	1,9	2,6
Benzo(b)fluoranten	mg/kg	1,4	1,1	1,2	14	3,3	3,9	2,25	1,7	4,2	3,7
Benzo(k)fluoranten	mg/kg	1,5	0,95	1	5	3	1,5	0,84	0,6	0,7	1,7
Benzo(a)pyren	mg/kg	1,8	1,1	1,3	13	2,6	3,6	1,85	1,4	3,1	3,3
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg	1	0,97	1,2	6,4	0,66	2,2	1,3	1,4	2,3	1,9
Dibenzo(a,h)antracen	mg/kg	0,23	0,18	0,26	1,6	0,2	0,52	0,285	0,23	0,5	0,4
Benzo(ghi)perylene	mg/kg	0,95	0,89	1,1	6,7	0,65	2	1,2	0,99	2,0	1,8
PCB 28	µg/kg	0,25	0,25	4,2	0,5	0,25	0,25	0,25	0,25	9,4	1,7
PCB 52	µg/kg	0,25	0,25	1,2	12	16	4,4	0,25	4,8	1,2	4,5
PCB 101	µg/kg	0,25	0,25	4,8	37	19	11	7,4	33	11,9	13,8
PCB 118	µg/kg	0,25	0,25	5,2	30	23	9,7	4,75	8,5	9,0	10,1
PCB 138	µg/kg	4,4	0,25	15	53	51	11	13,5	59	20,8	25,3
PCB 153	µg/kg	3,2	0,25	10	62	45	12	14,5	65	23,4	26,1
PCB 180	µg/kg	2,9	0,25	5	39	22	6,1	10	58	18,7	18,0
Tributyltinn (TBT-ion)	µg/kg				440	942		360	410	1891,3	809
PCB7	µg/kg	10	0	46	233	176	54,2	50	230	93,9	99
TOC	%	9,4	12	15	13		2,7	6,06	5,22	7,9	8,9
kornstørrelse <2µm	%	2,7	2,2	4,3	8,1			2,55	1,9	3,1	3,6
kornstørrelse <63µm	%	31,5	22,2	22,4	41		5,9	41,9	36,4	42,7	30,5

Sedimentprøver delområde Våg 2									
Parameter (mg/kg)	Enhet	K31 (2010)	K33 (2010)	K38 (2010)	BL. VÅG 2 (2012)	BL. VÅG 2 dupl (2012)	Snitt av DK1 og BB3 (2023-24)	DK2 (2023)	Snitt Våg 2
Arsen	mg/kg	33	22	30	29	18	9,25	12	21,9
Bly	mg/kg	570	620	740	678	330	191	270	486
Kadmium	mg/kg	3,9	6	3,8	2,4	2	0,26	0,32	2,7
Kobber	mg/kg	410	460	520	389	270	92,5	260	343
Krom totalt (III + VI)	mg/kg	60	81	95	79	47	21,5	19	57,5
Kvikksølv	mg/kg	10,5	18,9	11,6	9,3	7,12	1,2	2,4	8,7
Nikkel	mg/kg	29	23	31	28	15	12,05	12	21,4
Sink	mg/kg	2000	1100	2200	975	660	245	330	1073
Naftalen	mg/kg	24	0,13	0,17	0,83	0,14	0,0755	1,3	3,81
Acenaftilen	mg/kg	1,6	0,16	0,12	0,6	0,069	0,09	2,6	0,75
Acenaften	mg/kg	8,3	0,26	0,39	0,55	0,21	0,0785	1,9	1,67
Fluoren	mg/kg	24	0,43	0,5	0,89	0,32	0,1615	6,5	4,69
Fenantren	mg/kg	110	3,6	3,7	9,2	2,6	0,975	42	24,58
Antracen	mg/kg	34	1,3	1,2	3,2	0,8	0,49	16	8,14
Fluoranten	mg/kg	91	6,3	6,5	18	5,3	2,1	51	25,74
Pyren	mg/kg	77	6	7,1	17	5,6	1,76	39	21,92
Benzo(a)antracen	mg/kg	42	3,3	4,8	8,3	5,6	0,925	16	11,56
Krysen	mg/kg	37	3,4	4,9	6,6	5,7	0,795	13	10,20
Benzo(b)fluoranten	mg/kg	24	4,3	5	14	3,4	1,74	17	9,92
Benzo(k)fluoranten	mg/kg	30	3,1	3,7	5,7	3	0,29	6,4	7,46
Benzo(a)pyren	mg/kg	35	3,8	4,1	14	2,6	1,135	14	10,66
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg	16	2,6	3,4	8,3	0,75	0,745	5,6	5,34
Dibenzo(a,h)antracen	mg/kg	4,4	0,69	0,85	1,9	0,21	0,175	2	1,46
Benzo(ghi)perylene	mg/kg	19	2,9	3,6	8	0,69	0,7	5,1	5,71
PCB 28	µg/kg	0,5	0,25	3,4	1,5	0,25	0,25	0,25	0,91
PCB 52	µg/kg	13	26	91	37	40	0,525	0,25	29,68
PCB 101	µg/kg	28	62	87	120	49	3,15	7,2	50,91
PCB 118	µg/kg	23	58	97	98	53	2,45	4,6	48,01
PCB 138	µg/kg	56	130	220	180	110	5,7	9,5	101,60
PCB 153	µg/kg	42	96	180	200	84	6,05	11	88,44
PCB 180	µg/kg	24	54	93	130	46	3,9	7,6	51,21
Tributyltinn (TBT-ion)	µg/kg			1100	540	1420	570	780	882
PCB7	µg/kg	190	420	760	765	382	22	40	368
TOC	%	9,7	12	11		5,025	5,39		8,62
kornstørrelse <2µm	%	4,2	11,6	7,4		6,55	3,3		6,61
kornstørrelse <63µm	%	25,2	30,7	70,9		52,75	43,7		44,65

Sedimentprøver delområde Våg 3 (del 1 av 2)												
Parameter (mg/kg)	Enhet	K15 (2010)	K16 (2010)	K18 (2010)	K20 (2010)	K22 (2010)	K23 (2010)	K25 (2010)	K27 (2010)	K28 (2010)	K30 (2010)	BL. VÅG 3 (2012)
Arsen	mg/kg	30	3	5,6	15	41	19	23	24	8,9	18	24
Bly	mg/kg	640	2,4	84	380	780	390	620	380	360	330	413
Kadmium	mg/kg	2,1	0,044	0,15	1,8	4,5	1,7	3,1	1,6	0,5	3,7	1,9
Kobber	mg/kg	540	4,1	47	250	340	280	390	280	130	830	274
Krom totalt (III + VI)	mg/kg	41	9,5	12	60	43	60	90	52	59	50	73
Kvikksølv	mg/kg	13,9	0,003	0,961	4,65	14	10,6	9,203	7,39	2,73	18,7	6,5
Nikkel	mg/kg	19	6,7	5,8	16	27	17	25	17	13	18	24
Sink	mg/kg	950	23	110	650	2500	700	1100	750	650	960	668
Naftalen	mg/kg	0,32	0,005	0,12	0,17	0,49	0,12	0,16	0,49	0,046	0,067	0,79
Acenaftilen	mg/kg	0,15	0,005	0,083	0,13	0,12	0,061	0,1	0,093	0,035	0,052	0,41
Acenaften	mg/kg	2	0,005	0,29	0,31	0,59	0,18	0,24	0,39	0,56	0,1	0,48
Fluoren	mg/kg	1,6	0,005	0,33	0,57	0,59	0,22	0,3	0,6	0,5	0,16	0,67
Fenantren	mg/kg	14	0,005	2,7	4	5	1,7	2,5	3,7	2,3	1,3	6,5
Antracen	mg/kg	5,2	0,005	0,78	1,3	1,5	0,57	0,87	1,1	0,81	0,43	1,8
Fluoranten	mg/kg	23	0,005	4,1	6	9,5	3,5	4,7	4,8	3,5	2,5	12
Pyren	mg/kg	18	0,005	3,4	5,7	13	3,5	5,4	4,2	2,9	2,6	12
Benzo(a)antracen	mg/kg	9,7	0,005	2	3,2	5,4	2,2	3	2,5	1,9	1,4	6,2
Krysen	mg/kg	9,1	0,005	2	3,3	4,9	2,3	3,2	2,5	1,8	1,5	5
Benzo(b)fluoranten	mg/kg	11	0,005	2,3	5	12	2,7	4,3	2,6	1,6	1,9	11
Benzo(k)fluoranten	mg/kg	3,4	0,005	0,78	1,6	3,5	2,1	3,3	2,1	1,4	1,5	4,6
Benzo(a)pyren	mg/kg	8,4	0,005	1,8	3,6	7,9	2,4	3,8	2,5	1,7	1,7	11
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg	5	0,005	1,1	2,4	5,4	1,7	2,5	1,5	0,91	1,2	5,5
Dibenzo(a,h)antracen	mg/kg	1,3	0,005	0,27	0,62	1,4	0,42	0,81	0,44	0,27	0,29	1,3
Benzo(ghi)perylene	mg/kg	5,1	0,005	1,2	2,6	6	1,8	3,1	1,8	1,1	1,4	5,8
PCB 28	µg/kg	76	0,25	0,25	2	0,25	0,25	4,5	7,3	0,25	1,6	0,25
PCB 52	µg/kg	0,25	0,25	6,3	33	9,8	33	47	15	3,2	13	43
PCB 101	µg/kg	69	0,25	8	53	7,8	39	57	41	9,3	39	110
PCB 118	µg/kg	72	0,25	7,9	63	23	29	48	34	5,9	32	100
PCB 138	µg/kg	80	0,25	7,9	70	7,7	72	110	67	16	71	130
PCB 153	µg/kg	68	0,25	6,3	64	12	52	80	49	12	53	140
PCB 180	µg/kg	33	0,25	2,8	35	8,3	25	45	24	5,5	33	82
Tributyltinn (TBT-ion)	µg/kg						1300				630	700
PCB7	µg/kg	400	0	39	320	69	250	390	240	53	240	605
TOC	%	13	8,8	9	12	14	5,9	18	10	2,5	6,8	7,6
kornstørrelse <2µm	%	3,9	0,5	1	6,4	4,9	3,7	5,3	4,3	5,2	3,7	6
kornstørrelse <63µm	%	21,5	27,1	3,3	22,7	28,3	28,6	32,9	29,5	27,2	25,2	60,8

Sedimentprøver delområde Våg 3 (del 2 av 2)														
Parameter (mg/kg)	Enhet	BL VÅG 3 dupl (2012)	TB3 (2023)	TH (2024)	FK2 (2023)	FK3 (2023)	HS (2023)	NN (2023)	NT (2023)	Snitt MBN1 og MBN (2023)	Snitt MBS og Hn (2023)	Snitt FK4 og BB1 (2023)	ST13 (2023)	Snitt Våg 3
Arsen	mg/kg	17	15	11	5,1	7,4	27	12	13	13	10,55	16,5	16	16,3
Bly	mg/kg	290	330	170	100	99	250	200	410	235	220	465	270	323
Kadmium	mg/kg	1,4	0,72	0,25	0,17	0,067	6	0,26	0,46	0,46	0,39	1,08	0,56	1,4
Kobber	mg/kg	220	230	100	49	110	180	150	160	125	155	375	170	234
Krom totalt (III + VI)	mg/kg	46	28	35	22	350	37	26	36	23,5	21	44,5	40	54,7
Kvikksølv	mg/kg	6,97	1,7	0,88	0,33	0,53	2,8	2,2	2,3	2,25	1,9	4,65	3	5,1
Nikkel	mg/kg	13	15	13	12	250	85	15	13	11,45	14	21,5	14	28,9
Sink	mg/kg	540	1100	260	150	280	570	260	350	395	420	740	330	629
Naftalen	mg/kg	0,12	0,19	0,15	0,047	0,083	0,088	0,22	0,22	0,086	0,9745	0,1055	0,17	0,23
Acenaftylen	mg/kg	0,077	0,2	0,059	0,005	0,04	0,073	0,12	0,2	0,072	1,2225	0,1005	0,092	0,15
Acenaften	mg/kg	0,31	0,3	0,19	0,021	0,12	0,071	0,34	0,39	0,17	1,1775	0,215	0,18	0,38
Fluoren	mg/kg	0,4	0,45	0,2	0,018	0,16	0,084	0,45	0,56	0,21	3,733	0,375	0,25	0,54
Fenantren	mg/kg	3,1	3,5	1,9	0,11	1,5	0,58	3,8	4,5	1,75	26,285	2,4	2,1	4,14
Antracen	mg/kg	1,1	1,1	0,58	0,028	0,55	0,21	1,1	1,3	0,585	7,595	0,925	0,68	1,31
Fluoranten	mg/kg	5,9	4,5	3,9	0,22	2,3	1,2	5	6	2,65	25,55	4,6	4	6,06
Pyren	mg/kg	6,2	3,7	3,3	0,23	1,8	1,2	4,1	5	2,35	19,965	3,85	3,3	5,47
Benzo(a)antracen	mg/kg	6,8	1,6	1,7	0,11	1,1	0,55	1,8	2,4	1,115	6,715	2,5	1,6	2,85
Krysen	mg/kg	6,5	1,3	1,4	0,099	0,76	0,46	1,5	1,9	0,935	5,675	1,8	1,3	2,58
Benzo(b)fluoranten	mg/kg	3,3	2,6	2,8	0,23	1,3	1,2	2,8	3,9	1,85	9,87	3	2,7	3,91
Benzo(k)fluoranten	mg/kg	3,1	0,96	1	0,087	0,48	0,39	1	1,3	0,69	2,865	1,07	0,92	1,66
Benzo(a)pyren	mg/kg	2,6	2	2,1	0,18	1,1	0,87	2,3	3	1,45	6,775	2,5	2,1	3,12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg	0,86	1,3	1,6	0,19	0,79	0,69	1,5	2,1	1,015	3,045	2	1,6	1,91
Dibenzo(a,h)antracen	mg/kg	0,23	0,29	0,35	0,031	0,17	0,14	0,29	0,44	0,22	1,1975	0,43	0,29	0,49
Benzo(ghi)perylen	mg/kg	0,8	1,1	1,6	0,14	0,65	0,65	1,3	1,7	0,905	2,94	1,5	1,2	1,93
PCB 28	µg/kg	0,25	0,25	2,7	5,3	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	4,50
PCB 52	µg/kg	29	0,25	7,8	3,3	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	9,5	8,1	11,45
PCB 101	µg/kg	36	19	23	2,5	3,8	18	15	19	8,05	21,4	24	20	27,96
PCB 118	µg/kg	55	13	17	2,4	2,6	8,5	12	15	4,9	16,75	20	17	26,05
PCB 138	µg/kg	100	20	34	1,9	5,5	23	19	21	13,5	18,5	31	24	41,01
PCB 153	µg/kg	78	20	26	1,9	6	31	19	20	14,5	18,5	32	34	36,41
PCB 180	µg/kg	36	10	18	0,99	4,1	21	11	9	9,2	7,5	20	15	19,81
Tributyltinn (TBT-ion)	µg/kg	1310	470	180	190	570	1200	170	150	145	815	970	270	605
PCB7	µg/kg	334	82	130	18	22	100	76	84	50,5	82	135	120	167
TOC	%		4,01	2,73	1,67	1,47	7,15	3,82	3,17	5,265	5,245	5,34	2,71	6,83
kornstørrelse <2um	%		1,1	3	1,5	1,9	3,7	2,3	1,9	2,7	4,75	3,4	2,1	3,33
kornstørrelse <63um	%		14,8	36,2	19,8	24,8	53,2	36,1	27,7	37,75	47,65	43,8	34,9	31,08

Sedimentprøver delområde Våg 4													
Parameter (mg/kg)	Enhet	BKK-OF-1 (2010)	BKK-OF-4 (2010)	BKK-Sj-3A (2010)	K10 (2010)	BL VÅG 4 (2012)	BL VÅG 4 dupl (2012)	SS3 (2023)	FK1 (2023)	TB1 (2023)	TB2 (2023)	Snitt FKY1 og FKY2 (2023)	Snitt Våg 4
Arsen	mg/kg	5,70	3,00	2,90	3,90	5,20	3,20	3,80	4,10	25,00	4,90	3,65	5,9
Bly	mg/kg	50,00	27,00	130,00	37,00	120,00	48,00	61,00	89,00	75,00	63,00	353,50	96
Kadmium	mg/kg	0,14	0,08	0,09	0,08	0,24	0,11	0,11	0,13	0,12	0,06	0,08	0,1
Kobber	mg/kg	44,00	14,00	28,00	21,00	40,00	25,00	47,00	43,00	210,00	45,00	22,50	49
Krom totalt (III + VI)	mg/kg	12,00	17,00	25,00	11,00	18,00	8,40	16,00	18,00	17,00	15,00	15,50	15,7
Kvikksølv	mg/kg	0,41	0,15	0,31	0,19	1,20	0,40	0,62	0,86	0,35	0,32	0,17	0,5
Nikkel	mg/kg	7,00	8,00	6,60	6,90	8,30	4,30	11,00	13,00	13,00	8,90	10,15	8,8
Sink	mg/kg	100,00	61,00	85,00	50,00	183,00	190,00	150,00	120,00	150,00	76,00	74,50	113
Naftalen	mg/kg	0,01	0,05	0,07	0,01	0,09	0,15	0,01	0,09	0,11	0,03	0,01	0,06
Acenaftilen	mg/kg	0,01	0,05	0,03	0,01	0,04	0,05	0,01	0,20	0,04	0,05	0,01	0,04
Acenaften	mg/kg	0,02	0,06	0,12	0,01	0,03	0,05	0,03	0,10	0,16	0,05	0,04	0,06
Fluoren	mg/kg	0,02	0,07	0,15	0,02	0,10	0,10	0,03	0,47	0,20	0,07	0,04	0,12
Fenantren	mg/kg	0,14	0,46	1,10	0,15	1,10	0,67	0,21	2,10	1,40	0,40	0,37	0,74
Antracen	mg/kg	0,06	0,27	0,35	0,05	0,17	0,34	0,06	0,76	0,77	0,13	0,10	0,28
Fluoranten	mg/kg	0,37	1,50	2,30	0,22	1,90	1,40	0,36	2,60	1,90	0,68	0,49	1,25
Pyren	mg/kg	0,33	2,00	2,00	0,20	1,50	1,80	0,35	2,00	1,50	0,58	0,39	1,15
Benzo(a)antracen	mg/kg	0,29	1,60	1,90	0,12	0,83	2,20	0,18	1,40	0,75	0,32	0,20	0,89
Krysen	mg/kg	0,29	1,30	2,00	0,11	0,76	2,00	0,13	0,94	0,59	0,27	0,15	0,78
Benzo(b)fluoranten	mg/kg	0,23	1,10	1,20	0,15	0,88	0,84	0,28	1,30	0,93	0,45	0,25	0,69
Benzo(k)fluoranten	mg/kg	0,20	0,92	1,10	0,04	0,45	0,85	0,10	0,50	0,35	0,17	0,09	0,43
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,22	1,00	1,10	0,12	0,84	0,84	0,23	1,10	0,81	0,37	0,20	0,62
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg	0,12	0,42	0,42	0,07	0,64	0,24	0,19	0,81	0,46	0,24	0,14	0,34
Dibenzo(a,h)antracen	mg/kg	0,02	0,09	0,08	0,02	0,15	0,05	0,04	0,18	0,10	0,05	0,05	0,08
Benzo(ghi)perylene	mg/kg	0,1	0,4	0,4	0,1	0,5	0,2	0,2	0,6	0,4	0,2	0,1	0,29
PCB 28	µg/kg	0,3	0,3	0,7	0,3	2,0	0,3	0,3	1,4	0,3	0,3	0,3	0,56
PCB 52	µg/kg	3,3	3,0	4,2	0,3	2,2	3,0	3,5	4,7	0,3	15,0	3,4	3,89
PCB 101	µg/kg	3,3	1,9	3,3	0,6	3,6	6,4	10,0	5,6	2,5	37,0	2,7	6,99
PCB 118	µg/kg	2,0	1,1	2,3	0,7	3,8	9,2	7,2	5,0	2,9	32,0	2,6	6,26
PCB 138	µg/kg	4,3	2,4	4,1	0,8	3,7	17,0	18,0	4,0	2,9	26,0	1,8	7,73
PCB 153	µg/kg	3,0	1,9	3,0	0,9	4,1	11,0	20,0	4,3	3,1	23,0	1,9	6,92
PCB 180	µg/kg	1,7	1,1	1,5	0,5	2,0	6,4	11,0	1,3	1,4	5,2	0,8	3,00
Tributyltinn (TBT-ion)	µg/kg	98,0	15,0	220,0		97,0	376,0	210,0	120,0	50,0	44,0	42,5	127
PCB7	µg/kg	17,9	11,7	19,1	3,5	21,4	53,0	70,0	26,0	13,0	140,0	12,5	35
TOC	%				6,80	0,63		1,17	0,87	0,69	0,81	0,91	1,70
kornstørrelse <2µm	%				3,50			1,50	8,30	1,80	8,20	1,20	4,08
kornstørrelse <63µm	%				10,90	4,20		20,20	65,90	20,20	88,30	21,40	33,01

Sedimentprøver delområde Våg 5																	
Parameter (mg/kg)	Enhet	K3 (2010)	K5 (2010)	BL VÅG 5 (2012)	BL VÅG 5 dupl (2012)	SS2 (2023)	HjK (2024)	MNO (2024)	NOB (2024)	BK (2024)	VÅG-UT1	VÅG-UT2	VÅG-UT3	SK6 (2012)	ST17 (2023)	ST14 (2023)	Snitt Våg 5
Arsen	mg/kg	28	7,1	17	9,9	8,9	6,9	6,1	8,5	14	6,05	9,56	4,72	7,8	9,7	11	10,35
Bly	mg/kg	830	120	208	240	730	98	68	89	460	96,3	191	29,6	58	56	160	228,93
Kadmium	mg/kg	1,3	0,55	2,1	0,43	0,059	0,25	0,091	0,13	0,064	0,005	0,27	0,005	0,03	0,12	0,27	0,38
Kobber	mg/kg	270	86	129	170	100	91	31	69	28	48,5	70,9	21,3	21	31	110	85,11
Krom totalt (III + VI)	mg/kg	97	16	33	22	60	13	11	13	7,3	15,5	29,1	11,3	9,2	11	30	25,23
Kvikksølv	mg/kg	5,33	2,32	2,9	1,32	0,22	1,5	0,26	0,24	0,5	1,2	1,62	0,26	0,129	0,22	2	1,33
Nikkel	mg/kg	25	9	16	6,9	34	8,4	8,6	8,1	6,6	6,3	8,6	6,8	4,1	8,4	12	11,25
Sink	mg/kg	730	350	1480	250	160	200	310	370	120	91,1	162	54,2	88	94	200	310,62
Naftalen	mg/kg	0,3	0,06	0,27	0,12	0,046	0,054	0,088	0,08	0,047	0,01	0,063	0,005	0,022	0,1	0,3	0,10
Acenaftylen	mg/kg	0,13	0,051	0,14	0,06	0,005	0,042	0,057	0,1	0,057	0,015	0,08	0,005	0,0183	0,005	0,11	0,06
Acenaften	mg/kg	0,57	0,14	0,071	0,23	0,074	0,055	0,088	0,054	0,091	0,017	0,102	0,005	0,0182	0,081	0,22	0,12
Fluoren	mg/kg	0,6	0,2	0,15	0,36	0,039	0,11	0,088	0,15	0,19	0,028	0,196	0,005	0,0261	0,036	0,27	0,16
Fenantren	mg/kg	5,3	2	2,3	3	0,25	0,87	1,1	1,7	1,5	0,308	1,71	0,038	0,279	0,78	2,6	1,58
Antracen	mg/kg	1,7	0,76	0,55	0,99	0,1	0,29	0,23	0,24	0,41	0,082	0,551	0,013	0,0681	0,22	0,78	0,47
Fluoranten	mg/kg	8,5	4,2	6,1	5	1,5	1,8	2,9	2,8	2,9	0,569	2,92	0,074	0,672	0,98	5	3,06
Pyren	mg/kg	7,6	3,2	5,8	4,6	1,3	1,5	2,3	2,1	2,3	0,484	2,36	0,059	0,657	0,78	3,9	2,60
Benzo(a)antracen	mg/kg	4,4	1,7	3,4	5,2	1,8	0,85	1,2	0,9	1,1	0,234	1,26	0,03	0,403	0,41	2	1,66
Krysen	mg/kg	4,5	1,8	3,1	5,2	1,8	0,71	1,1	0,91	1,1	0,18	1,06	0,023	0,335	0,32	1,5	1,58
Benzo(b)fluoranten	mg/kg	6,8	2,2	6,3	2,3	2	1,2	1,8	1,6	1,5	0,303	2,01	0,038	0,406	0,52	3	2,13
Benzo(k)fluoranten	mg/kg	2,2	0,8	2,4	2	0,71	0,4	0,69	0,52	0,61	0,176	1,12	0,023	0,188	0,19	1,1	0,88
Benzo(a)pyren	mg/kg	4,7	1,6	5,8	1,9	1,6	1,1	1,7	1,2	1,5	0,283	1,59	0,031	0,46	0,41	2,3	1,74
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg	3	1,1	3,9	0,6	1	0,54	0,93	0,65	0,91	0,222	1,09	0,02	0,302	0,26	1,4	1,06
Dibenzo(a,h)antracen	mg/kg	0,87	0,29	0,92	0,14	0,26	0,12	0,17	0,14	0,13	0,032	0,196	0,005	0,0498	0,049	0,3	0,24
Benzo(ghi)perylene	mg/kg	3,3	1,2	3,7	0,57	0,72	0,55	0,84	0,68	0,78	0,182	0,843	0,015	0,279	0,24	1,2	1,01
PCB 28	µg/kg	4,3	0,25	0,25	0,25	0,25	1,6	0,67	1,8	0,25	0,35	0,35	0,35	0,18	0,25	0,25	0,76
PCB 52	µg/kg	35	4,6	4	17	1,7	9,3	4,3	29	0,25	2,28	6,77	0,35	3,26	0,25	4,6	8,18
PCB 101	µg/kg	81	10	15	26	1,8	22	23	46	0,53	2,69	6,02	0,35	9	0,25	15	17,24
PCB 118	µg/kg	77	11	19	31	1,7	20	17	41	0,81	2,72	7,56	0,35	7,17	0,25	15	16,77
PCB 138	µg/kg	150	14	31	55	1,9	25	50	31	0,69	3,49	6,8	0,35	12,5	1,1	20	26,86
PCB 153	µg/kg	140	14	29	40	1,8	23	36	28	1,2	4,29	8,75	0,35	11,7	1,1	26	24,35
PCB 180	µg/kg	82	8,2	19	17	0,69	14	31	6	0,25	1,8	3,96	0,35	4,56	0,77	10	13,31
Tributyltinn (TBT-ion)	µg/kg	640		300	351	140	140	250	320	3,8	115	63,2	3,57	140	230	180	205,47
PCB7	µg/kg	560	63	117	186	9,6	110	160	180	3,2	17,3	39,9	0	48,4	3	91	105,89
TOC	%	7,4	6,6	5,7		1,52	1,47	0,95	1,17	1,15	4,73	4,42	0,89	1,2	1,46	4,6	3,09
kornstørrelse <2um	%	5,5	1,9	2,3		1,8	3	4,9	3,1	5,4					0,5	2	3,04
kornstørrelse <63um	%	26,8	8,2	22,4		21,1	24,9	36,8	26,3	37,2					11,6	28	24,33

9.1.2 Toksisitetstester

Tabell 16 Resultat av toksisitetstester av sedimentprøver fra Vågen, 2012 (COWI AS, 2014)

Parameter	Enhet	Grenseverdi i TA-2802/2011	BL.VÅG 1	BL.VÅG 2	BL.VÅG 3	BL.VÅG 4	BL.VÅG 5
Skeletonema org.ekstraksjon	TU	(1*)	1.4	2	1	0.15	0.83
Skeletonema i porevann	TU	1	<1	<1	<1	<1	<1
Helsediment-test (Arenicola marina)	% dødelighet (kontroll)	20 %	**	**	**	80*** (30)	10 (30)
Dr Calux	ng TEQ/kg TS	50	300	740	840	240	<0,6

* Grenseverdi fra tidligere risikoveileder. Testen er ikke med i revidert veileder TA2802/2011.

** laboratoriet rapporterte at sedimentprøvene ikke var egnet til analyse på grunn av konsistens

*** Blandprøve VÅG 4A+B (ikke nok materiale fra 4C)

Tabell 17 Analyser av DR-CALUX utført i forbindelse med forundersøkelsen i Vågen 2023 (COWI AS, 2023b)

Parameter	Enhet	ST 13	ST 14	ST 17
Dr Calux® TEQ	ng TEQ/kg TS	22	21	1,9

9.1.3 Vannkvalitet

Tabell 18 Resultater fra analyser av vann i forundersøkelsen 2023 (COWI AS, 2023b)

Parameter	Dato	Enhet	ST 11-1	ST 11-3	ST 12-1	ST 13-1	ST 14-1	ST 15-1	ST 15-3	EQS	V/P
Arsen	sep.21	µg/l	1,8	1,6	1,4	1,8	1,5	1,3	1,6	8,5	V
	des.21		3,6	3,3	2,8	3,1	3,1	3,2	3,1		
	mar.22		3,1	2,8	3	2,6	3,1	2,8	3,2		
	jun.22		2,5	2,4	2,3	2,5	2,2	2,4	2,1		
	jun.23		2,1	1,7	1,9	< 1	2,2	< 1	1,4		
Bly	sep.21	µg/l	0,35	10	3,4	4,9	6,8	5,5	11	14	P
	des.21		< 0,2	< 0,2	0,38	0,32	< 0,2	< 0,2	< 0,2		
	mar.22		< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2		
	jun.22		< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2		
	jun.23		< 0,2	< 0,2	0,34	< 0,2	1,3	< 0,2	< 0,2		
Kadmium	sep.21	µg/l	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,2	P
	des.21		< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2		
	mar.22		< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2		
	jun.22		< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2		
	jun.23		< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2		
Krom	sep.21	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	36	V
	des.21		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		
	mar.22		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		
	jun.22		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		
	jun.23		< 1	< 1	< 1	1,2	< 1	< 1	< 1		
Kobber	sep.21	µg/l	0,9	1,1	6,2	9	9,7	5,4	3,6	2,6	V
	des.21		< 0,5	< 0,5	1,9	1,4	1	0,8	0,6		
	mar.22		< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5		
	jun.22		< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5		
	jun.23		< 0,2	< 0,2	0,9	0,7	1,1	< 0,2	< 0,2		
Kvikksølv	sep.21	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,07	P
	des.21		< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05		
	mar.22		< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05		
	jun.22		< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05		
	jun.23		< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05		
Nikkel	sep.21	µg/l	< 2	< 2	2,3	5,6	6,8	6,8	2,9	34	P
	des.21		< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2		
	mar.22		< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2		
	jun.22		< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2		
	jun.23		< 2	< 2	< 2	2,5	< 2	< 2	< 2		
Sink	sep.21	µg/l	3,5	4,9	35	67	98	65	37	6	V
	des.21		< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2		
	mar.22		3,5	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2		
	jun.22		< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2		
	jun.23		3,6	2,2	5,8	4,8	5,1	2,1	2		

Tabell 19 Resultater av POM-analyser fra forundersøkelsen i Vågen i 2023 (COWI AS, 2023b)

Parameter	Periode	Enhet	ST 11-1	ST 11-3	ST 12-1	ST 13-1	ST 13-2	ST 14-1	ST 14-2	ST 15-1	ST 15-2	ST 15-3	EQS	V/P
Naftalen	sep - des 21	ng/l	29,4	30,1	15,6	20,4		16,8		30,0		20,1	130000	P
	des 21 - mar 22		33,6	32,1	25,7	43,4		19,0		38,1		30,0		
	mar - jun 22		31,1	22,9	26,4	33,0		37,2		29,6		30,4		
	jun-sept 23		12,8		27,7	8,17	28,8	10,2	19,9	23	33,7	12,4		
Acenaftylen	sep - des 21	ng/l	1,320	1,020	1,230	1,060		0,013		1,310		1,070	3300	V
	des 21 - mar 22		1,470	1,300	2,100	1,720		1,250		1,820		1,270		
	mar - jun 22		1,860	1,170	1,140	1,360		1,390		1,310		1,120		
	jun-sept 23		1,39		1	1,51	0,991	1,21	1,02	1,19	1,35	0,656		
Acenaften	sep - des 21	ng/l	0,984	0,593	0,587	0,833		0,278		1,130		1,050	3800	V
	des 21 - mar 22		0,240	0,227	0,158	0,347		0,208		0,366		0,341		
	mar - jun 22		1,580	0,991	1,660	1,500		1,540		1,190		1,150		
	jun-sept 23		2,15		2,54	4,45	2,35	1,84	2,79	2,75	3,26	1,38		
Fluoren	sep - des 21	ng/l	2,090	1,040	1,110	1,370		0,406		2,340		2,670	6800	V
	des 21 - mar 22		0,434	0,322	0,299	0,574		0,275		0,635		0,518		
	mar - jun 22		1,540	1,600	1,460	2,200		2,100		1,620		1,350		
	jun-sept 23		3,22		2,92	2,45	2,78	3,58	4,84	3,74	2,9	2,77		
Fenantren	sep - des 21	ng/l	5,570	1,200	2,530	2,660		0,297		3,520		11,0	6700	V
	des 21 - mar 22		0,518	0,365	0,589	1,000		0,335		0,575		0,736		
	mar - jun 22		0,365	0,788	0,739	0,933		1,140		0,742		1,050		
	jun-sept 23		4,51		3,99	3,6	5,33	6	13,4	10,4	4,01	6,86		
Antracen	sep - des 21	ng/l	0,118	0,053	0,154	0,190		0,041		0,099		0,265	100	P
	des 21 - mar 22		0,016	0,033	0,039	0,061		0,033		0,038		0,063		
	mar - jun 22		0,046	0,049	0,049	0,085		0,083		0,046		0,044		
	jun-sept 23		0,182		0,784	0,48	0,678	0,364	0,696	0,53	0,301	0,42		
Fluoranten	sep - des 21	ng/l	0,892	0,363	1,120	1,120		0,238		0,499		1,620	120	P
	des 21 - mar 22		0,091	0,094	0,159	0,199		0,173		0,194		0,063		
	mar - jun 22		0,109	0,107	0,207	0,281		0,182		0,159		0,219		
	jun-sept 23		0,839		1,75	1,46	1,95	1,43	2,76	1,15	1,35	1,88		
Pyren	sep - des 21	ng/l	0,808	0,436	2,060	1,770		0,807		0,590		1,010	23	V
	des 21 - mar 22		0,488	0,468	1,440	0,948		0,704		0,591		0,554		
	mar - jun 22		0,280	0,485	1,050	1,090		0,588		0,352		0,087		
	jun-sept 23		0,689		3,36	3,3	3,03	1,48	2,16	1,09	0,919	0,986		
Benzo[a]antracen	sep - des 21	ng/l	0,049	0,023	0,199	0,124		0,096		0,031		0,053	18	V
	des 21 - mar 22		0,058	0,050	0,147	0,088		0,098		0,070		0,081		
	mar - jun 22		0,034	0,020	0,129	0,073		0,042		0,026		0,005		
	jun-sept 23		0,053		0,166	0,139	0,195	0,086	0,101	0,03	0,061	0,065		
Krysen	sep - des 21	ng/l	0,079	0,047	0,362	0,224		0,183		0,066		0,107	70	V
	des 21 - mar 22		0,108	0,109	0,253	0,165		0,193		0,150		0,174		
	mar - jun 22		0,077	0,047	0,222	0,134		0,085		0,054		0,009		
	jun-sept 23		0,083		0,332	0,278	0,383	0,201	0,205	0,053	0,113	0,151		
Benzo[b]fluoranten	sep - des 21	ng/l	0,077	0,026	0,337	0,330		0,182		0,042		0,054	17	P
	des 21 - mar 22		0,138	0,100	0,365	0,244		0,230		0,134		0,148		
	mar - jun 22		0,078	0,026	0,320	0,193		0,105		0,038		0,005		
	jun-sept 23		0,037		0,202	0,218	0,296	0,157	0,113	0,014	0,051	0,068		
Benzo[k]fluoranten	sep - des 21	ng/l	0,038	0,014	0,210	0,212		0,087		0,026		0,030	17	P
	des 21 - mar 22		0,043	0,030	0,119	0,079		0,071		0,040		0,044		
	mar - jun 22		0,030	0,010	0,129	0,075		0,041		0,014		0,002		
	jun-sept 23		0,024		0,127	0,131	0,124	0,083	0,008	0,008	0,022	0,031		
Benzo[a]pyren	sep - des 21	ng/l	0,045	0,011	0,249	0,200		0,108		0,025		0,030	27	P
	des 21 - mar 22		0,070	0,044	0,257	0,163		0,128		0,062		0,065		
	mar - jun 22		0,058	0,017	0,285	0,166		0,088		0,026		0,004		
	jun-sept 23		0,033		0,171	0,163	0,198	0,118	0,083	0,014	0,041	0,047		
Indeno[1.2.3-cd]pyren	sep - des 21	ng/l	0,040	0,009	0,089	0,071		0,042		0,013		0,011		
	des 21 - mar 22		0,087	0,046	0,169	0,109		0,101		0,060		0,056		
	mar - jun 22		0,075	0,020	0,187	0,114		0,063		0,024		0,003		
	jun-sept 23		0,067		0,286	0,23	0,217	0,165	0,071	0,105	0,087	0,071		
Dibenzo[a,h]antracen	sep - des 21	ng/l	0,005	0,002	0,056	0,058		0,021		0,005		0,003	14	V
	des 21 - mar 22		0,013	0,008	0,038	0,028		0,013		0,004		0,009		
	mar - jun 22		0,015	0,002	0,027	0,022		0,013		0,004		<0,001		
	jun-sept 23		0,011		0,033	0,055	0,043	0,033	0,019	0,014	0,016	0,015		
Benzo[ghi]perylene	sep - des 21	ng/l	0,016	0,005	0,120	0,109		0,071		0,025		0,016	0,082	P
	des 21 - mar 22		0,026	0,019	0,061	0,046		0,026		0,009		0,017		
	mar - jun 22		0,039	0,013	0,033	0,031		0,025		0,009		0,001		
	jun-sept 23		0,065		0,238	0,222	0,155	0,132	0,053	0,101	0,082	0,055		
Sum PAH-16	sep - des 21	ng/l	41,50	34,90	26,00	30,70		19,70		39,70		39,10		
	des 21 - mar 22		37,40	35,30	31,90	49,20		22,80		42,90		34,30		
	mar - jun 22		37,30	28,20	34,10	41,30		44,70		35,20		35,50		
	jun-sept 23		26,2		45,6	26,9	47,5	27,1	48,2	44,1	48,3	27,8		
Sum 7-PCB	sep - des 21	ng/l	0,021	0,016	0,030	0,038		0,016		0,015		0,018	0,0024	V
	des 21 - mar 22		0,016	0,011	0,023	0,021		0,010		0,020		0,012		
	mar - jun 22		0,005	0,011	0,017	0,026		0,010		0,011		0,017		
	jun-sept 23		0,002		0,006	0,015	0,009	0,007	0,007	0,004	0,004	0,004		

9.1.4 Miljøgifter i bunndyr fra bioakkumulasjonstest

Tabell 20 Målt opptak av metaller og PCB i børstemark og TBT i nettsnegl eksponert for sediment fra Vågen sammenliknet med rent kontrollsediment. Gjennomsnittsverdier for tre parallelle prøver for metaller og PCB. Resultatene er oppgitt pr kg våtvekt. Gjennomsnittlig tørrstoffinnhold i børstemark var 10,3%. For nettsnegl ble det antatt et tørrstoffinnhold på ca. 20% (COWI AS, 2014).

Parameter	Enhet	BL VÅG 1	BL VÅG 2	BL VÅG 3	BL VÅG 4	BL VÅG 5	Kontroll
Arsen, AS	mg/kg vv	1.1	1.1	1.0	1.1	1.1	1.1
Bly, Pb	mg/kg vv	0.12	0.17	0.10	0.11	0.13	0.10
Kadmium, Cd	mg/kg vv	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Kobber, Cu	mg/kg vv	0.60	0.67	0.57	0.77	0.67	0.60
Krom, Cr	mg/kg vv	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.233
Kvikksølv, Hg	mg/kg vv	0.008	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009
Nikkel, Ni	mg/kg vv	<0.1	<0.1	<0.1	0.07	<0.1	0.20
Sink, Zn	mg/kg vv	8.4	9.1	7.7	9.3	9.4	7.5
PCB28	mg/kg vv	0.00040	0.00084	0.00127	0.00123	0.00062	0.00020
PCB52	mg/kg vv	0.00017	0.00022	0.00082	0.00150	0.00039	0.00029
PCB101	mg/kg vv	0.00027	0.00049	0.00077	0.00105	0.00044	0.00003
PCB118	mg/kg vv	0.00094	0.00160	0.00217	0.00583	0.00167	0.00039
PCB138	mg/kg vv	0.00173	0.00267	0.00343	0.00613	0.00313	0.00047
PCB153	mg/kg vv	0.00217	0.00317	0.00403	0.00607	0.00387	0.00063
PCB180	mg/kg vv	0.00029	0.00041	0.00048	0.00071	0.00049	0.00010
Sum PCB7	mg/kg vv	0.00597	0.00940	0.01298	0.02252	0.01060	0.00208
TBT	µg/kg vv	17,6	11,1	13,5	213,0	24,0	1,4

9.1.5 Miljøgifter i utplasserte blåskjell

Tabell 21 Resultater fra analyser av miljøgifter i blåskjell (COWI AS, 2023b). Klassifisering iht Veileder 02:2018. V=vannregionspesifikke stoffer, P=EUs prioriterte stoffer. Sort = overskridelse vannregionspesifikke stoffer, rød=overskridelse EUs prioriterte =ikke god kjemisk tilstand, blå= god kjemisk tilstand EUs prioriterte stoffer

Parameter	Enhhet	ST12-1		ST13-1		ST14-1		ST15-1	ST15-3	V/P
		sept-des21	des21-mar22	sept-des21	des21-mar22	sept-des21	des21-mar22	des21-mar22	des21-mar22	
Kvikksølv	mg/kg (t.v)	0,14	0,39	0,23	0,36	0,16	0,18	0,15	0,13	P
Arsen		9,59	17,27	17,14	18,18	17,81	17,11	18,48	18,18	
Bly		<0,68	12,73	12,57	11,82	5,75	3,03	2,17	1,82	
Kadmium		<0,14	1,00	1,29	0,82	1,10	1,05	1,09	0,91	
Kobber		6,85	26,36	18,57	33,64	9,59	9,21	7,61	9,09	
Krom		<0,68	2,45	2,29	4,00	1,78	2,37	1,96	1,45	
Nikkel		<1,37	0,91	<1,43	2,73	<1,37	1,32	2,17	2,73	
Sink	%	39,73	136,36	127,14	136,36	116,44	125,00	130,43	118,18	
Tørrestoff		7,3	11	7	11	7,3	7,6	9,2	11	
Naftalen	ng/g = µg/kg (v.v)	< 50.0	< 50.0	< 50.0	< 50.0	< 50.0	< 50.0	< 50.0	< 50.0	
Acenaftylen		< 0.321	< 0.887	< 0.438	< 0.790	< 0.330	< 0.332	< 0.330	< 0.324	
Acenaften		< 4.00	< 4.00	< 4.00	< 4.00	< 4.00	< 4.00	< 4.00	< 4.00	
Fluoren		< 4.00	< 4.00	< 4.00	< 4.00	< 4.00	< 4.00	< 4.00	< 4.00	
Fenantren		< 5.00	< 5.00	< 5.00	< 5.00	< 5.00	< 5.00	< 5.00	< 5.00	
Antracen		1,33	1,88	1,92	1,67	0,399	0,792	0,363	0,538	P
Fluoranten		5,09	8,03	3,31	7,26	1,63	3,09	1,68	2,08	P
Pyren		7,31	14,4	5,9	12,4	1,8	3,6	1,7	2,42	V
Benz(a)antracen		4,86	4,45	4,15	4,23	1,83	1,42	0,686	0,642	
Krysen		3,66	4,33	2,89	4,29	1,31	1,55	1,15	0,996	
Benzo[b]jfluoranten		17,5	20,6	16,8	18,8	6,95	5,36	3,22	2,42	
Benzo[k]fluoranten		7,53	6,93	6,98	6,67	2,94	1,94	1,12	0,839	
Benzo[a]pyren		9,51	8,75	8,55	8,65	3,5	2,4	1,06	0,878	P
Dibenz(a,h)antracen		1,03	1,14	1,1	1,01	0,461	< 0.332	< 0.314	< 0.324	
Indeno[1.2.3-cd]pyren		5,3	9,13	5,39	7,78	2,62	2,39	1,39	1,16	
Benzo[ghi]perylene		6,3	10,2	6,96	8,35	3,47	2,87	1,65	1,55	
Sum PAH-16 eksl. LOQ	ng/g	69,4	89,8	64	81,2	26,9	25,4	14	13,5	
Sum PAH-16 inkl. LOQ		133	154	127	145	90,2	89,1	77,7	77,2	
PCB 28		< 0.300	< 0.231	< 0.323	< 0.246	< 0.270	< 0.248	< 0.248	< 0.248	
PCB 52		< 0.300	0,414	< 0.323	0,554	< 0.270	< 0.248	< 0.248	< 0.248	
PCB 101		0,601	1,18	0,749	1,56	0,274	0,429	0,401	0,426	
PCB 138		1,08	1,34	1,36	2,88	0,529	0,688	1,18	0,701	
PCB 153		1,18	1,81	1,46	3,45	0,572	0,734	1,44	0,828	
PCB 180		< 0.300	0,531	< 0.323	0,77	< 0.270	< 0.248	0,339	< 0.248	
PCB 118		0,492	0,962	0,677	1,47	0,247	0,389	0,574	0,401	
Sum PCB-7		3,353	6,237	4,246	10,684	1,622	2,24	3,934	2,356	V

9.1.6 Miljøgifter i fisk og krabbe fra Bontelabo

Parameter (mg/kg v.v.)	2019- 1324/21 - Filet BROSME SAMLEPR ØVE FISK7,8,9, 10,12	2019- 1324/22 - filet BROSME SAMLEPR ØVE FISK1,2,3, 6,15,17,20	2019- 1324/23 - filet BROSME SAMLEPR ØVE FISK5,11,1 3,16,18,19	2019- 2250/21 - filet SAMLEPR ØVE TORSK 1,5,3,4	2019- 2250/22- filet SAMLEPR ØVE TORSK 7,10,13	2019- 2250/23 - filet SAMLEPR ØVE TORSK 8,9,2,6,11, 12,14,15,1 6,17,18,19, 20	2019- 2250/24 - lever SAMLEPR ØVE TORSK 1,5,3,4	2019- 2250/25 - lever SAMLEPR ØVE TORSK 7,10,13	2019- 2250/26 - lever SAMLEPR ØVE TORSK 8,9,2,6,11, 12,14,15,1 6,17,18,19, 20	2019- 1591/21 - klo KRABBE SAMLEPR ØVE 1,15
Arsen	6,400	5,500	7,500	3,000	2,500	3,000				9,700
Bly	0,002	0,003	0,003	0,002	0,002	0,002				0,300
Kadmium	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000				0,035
Kobber	0,090	0,090	0,098	0,130	0,120	0,130				8,700
Krom totalt (III + VI)	0,053	0,007	0,005	0,002	0,002	0,004				0,063
Kvikksølv	0,300	0,300	0,310	0,089	0,075	0,160				0,051
Nikkel	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025				0,080
Sink	3,000	3,400	4,300	3,500	3,500	3,700				59,000
PCB 28							0,031	0,054	0,030	
PCB 52							0,100	0,140	0,096	
PCB 101							0,085	0,220	0,180	
PCB 118							0,000004	0,000013	0,000010	
PCB 138							0,170	0,510	0,540	
PCB 153							0,300	0,770	0,940	
PCB 180							0,120	0,230	0,330	
PCB7							0,94	2,36	2,45	

Parameter (mg/kg v.v.)	2019- 1591/21 - klo KRABBE SAMLEPR ØVE 1,15	2019- 1591/22 - klo KRABBE SAMLEPR ØVE 5,8,11,16,3 ,	2019- 1591/23 - klo KRABBE SAMLEPR ØVE 4,17	2019- 1591/24 - klo KRABBE SAMLEPR ØVE 12,14,18,2 0	2019- 1591/25 - klo KRABBE SAMLEPR ØVE 9,7,13,2,6, 10,19	2019- 1591/26 - Hepatopan KRABBE SAMLEPR ØVE 1,15	2019- 1591/27 - Hepatopan KRABBE SAMLEPR ØVE 5,8,11,16,3 ,	2019- 1591/28 - Hepatopan KRABBE SAMLEPR ØVE 4,17	2019- 1591/29 - Hepatopan KRABBE SAMLEPR ØVE 12,14,18,2 0	2019- 1591/30 - Hepatopan KRABBE SAMLEPR ØVE 9,7,13,2,6,1 0,19
Arsen	9,700	28,000	12,000	29,000	23,000					
Bly	0,300	0,057	0,041	0,084	0,059					
Kadmium	0,035	0,055	0,003	0,028	0,045					
Kobber	8,700	15,000	9,600	17,000	17,000					
Krom totalt (III + VI)	0,063	0,032	0,011	0,018	0,042					
Kvikksølv	0,051	0,120	0,095	0,100	0,160					
Nikkel	0,080	0,025	0,015	0,025	0,030					
Sink	59,000	69,000	32,000	79,000	84,000					
PCB 28						0,009	0,026	0,009	0,003	0,003
PCB 52						0,001	0,002	0,002	0,001	0,001
PCB 101						0,016	0,045	0,020	0,010	0,061
PCB 118						0,000003	0,000004	0,000005	0,000001	0,000004
PCB 138						0,160	0,100	0,230	0,063	0,170
PCB 153						0,240	0,140	0,330	0,094	0,260
PCB 180						0,074	0,049	0,120	0,029	0,051
PCB7						0,61	0,49	0,87	0,24	0,68

9.2 Stedsspesifikke parametere i risikovurdering

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg1a_fisk_blåskjell_krabbexlsx.xlsx1a. Stedsspesif](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg1a_fisk_blåskjell_krabbexlsx.xlsx1a. Stedsspesif)

	Ja	Nei	
Er det målt porevannskonsentrasjon? (sett kryss)		x	Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1d
Er det målt sjøvannskonsentrasjon? (sett kryss)	x		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1c
Er det målt vevskonsentrasjon i bunnfauna? (sett kryss)	x		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1e
Er det målt vevskonsentrasjon i fisk? (sett kryss)	x		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1f
Er det gjort økotokstesting? (sett kryss)	x		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1g

GENERELLE PARAMETERE

Grunnleggende sedimentparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
TOC	1	8,7	Snitt sedimentprøvene
Bulkdensitet til sedimentet, ρ_{sed} [kg/l]	0,8	0,8	
Porøsitet, ε	0,7	0,7	
Korreksjonsfaktor	315576000	315576000	For å ende opp med mg/m ² /år for spredning ved biodiffusjon
Generelle områdeparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Sedimentareal i bassenget, A_{sed} [m ²]	ingen standard	24429	Beregnet i ArcGIS
Vannvolumet over sedimentet, V_{sed} [m ³]	ingen standard	169856	Beregnet i ArcGIS
Oppholdstid til vannet i bassenget, t_r [år]	ingen standard	0,005	vannutskifting Vågen 16m ³ /sek ved tidevann og svak vind (NIVA 2005)

SPREDNING

Parametere for transport via biodiffusjon, F_{diff}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Tortuositet, τ	3	3	
Faktor for diffusjonshastighet pga bioturbasjon, a	10	5	Redusert faktor pga. anoksisk sediment
Diffusjonslengde, Δx [cm]	1	1	
Parametere for oppvirvling fra skip, F_{skip}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Antall skipsanløp per år, N_{skip}	ingen standard	11406	Hentet fra havnemyndighet og korrigert etter forholdene
Trasélengde for skipsanløp i sedimentareal påvirket av oppvirvling, T [m]	120	125	Halv lengste trase pga. kaier i hele lengden
Mengde oppvirvlet sediment per anløp, m_{sed} [kg]	ingen standard	100	Faktaboks 6, brukt sjablong for industrihavn og SAND
Sedimentareal påvirket av oppvirvling, A_{skip} [m ²]	ingen standard	24429	A skip = A sed, hele arealet påvirket av skip

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg1a_fisk_blåskjell_krabbexlsx.xlsx1a. Stedsspesif](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg1a_fisk_blåskjell_krabbexlsx.xlsx1a. Stedsspesif)

Fraksjon suspendert $f_{\text{susp}} = \text{sedimentfraksjon} < 2 \mu\text{m}$	ingen standard	0,04	Gjennomsnitt
Parametere for transport via organismer, F_{org}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse $OC_{\text{cbio}} [\text{g/g}]$	0,25	0,25	
Organisk karbontilførsel til sedimentet utenfra, $OC_{\text{sed}} [\text{g/m}^2/\text{år}]$	200	200	
Fraksjon av organisk karbon som ikke omsettes, $d [\text{g/g}]$	0,47	0,47	
Organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet, $OC_{\text{resp}} [\text{g/m}^2/\text{år}]$	31	31	
Konverteringsfaktor fra våtvekt til tørrvekt for C_{bio}	5	5	Faktor for å konvertere BCF_{biota} som er på våtvektsbasis til C_{bio} på tørrvektsbasis. Tørrvekt av biologisk materiale er typisk 1/5 av våtvekt.
Parametere for å beregne tømning av stofflageret i det bioaktive laget, t_{tom}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mektighet av bioturbasjonsdyp, $d_{\text{sed}} (\text{mm/m}^2)$	100	100	
Tetthet av vått sediment, $\rho_{\text{vv}} (\text{kg/l})$	1,3	1,3	
Fraksjon tørrvekt av vått sediment	0,35	0,35	

HUMAN HELSE

Generelle parametere (gjelder for både barn og voksen)	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Absorpsjonsfaktor, af	1	1			
Matriksfaktor, mf	0,15	0,15			
Innhold partikulært materiale i vann $[\text{kg/l}]$	0,00003	0,00003			
Kontaminert fraksjon, KF_f	0,5	0,5			
Generelle parametere (ulike for barn og voksen)	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Kroppsvekt, $KV [\text{kg}]$	70	15	70	15	
Parametere for oralt inntak av sediment, DEI_{sed}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{\text{exp,ised}} [\text{d/d}]$	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sediment, $Di_{\text{sed}} [\text{kg/d}]$	0,00035	0,001	0	0	Byhavn, ingen bading etc.
Parametere for inntak av overflatevann, DEI_{sv}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{\text{exp,isv}} [\text{d/d}]$	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, $Di_{\text{sv}} [\text{l/d}]$	0,05	0,05	0	0	Byhavn, ingen bading etc.

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg1a_fisk_blåskjell_krabbexlsx.xlsx1a. Stedsspesif](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg1a_fisk_blåskjell_krabbexlsx.xlsx1a. Stedsspesif)

Parametere for inntak av partikulært materiale, DEI_{pm}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,ipm}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, DI_{sv} [l/d]	Se inntak av overflatevann.				
Parametere for hudkontakt med sediment, DEH_{sed}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,hsed}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sed} [m ²]	0,28	0,17	0,28	0,17	
Hudhefterate for sediment, HAD_{sed} [kg/m ²]	0,0375	0,0051	0,0375	0,0051	
Hudabsorpsjonsrate for sediment HAB_{sed} [1/timer]	0,005	0,010	0,005	0,01	
Eksponeringstid hud med sediment, ET_{sed} [timer/d]	8	8	0	0	Byhavn, ingen bading etc.
Parametere for hudkontakt med vann, DEH_{sv}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,hsv}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sv} [m ²]	1,80	0,95	1,8	0,95	
Eksponeringstid hud med sjøvann, ET_{sv} [timer/d]	1	2	0	0	Byhavn, ingen bading etc.
Parametere for eksponering via inntak av fisk/skalldyr, IEI_f	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Daglig inntak av fisk og skalldyr, DI_f [kg v.v./d]	0,138	0,028	0,138	0,028	

https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Helse - bunnfauna, sediment/Våg1b_sedimentxlsx.xlsx1a. Stedsspesifikke data

	Ja	Nei	
Er det målt porevannskonsentrasjon? (sett kryss)		X	Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1d
Er det målt sjøvannskonsentrasjon? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1c
Er det målt vevskonsentrasjon i bunnfauna? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1e
Er det målt vevskonsentrasjon i fisk? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1f
Er det gjort økotokstesting? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1g

GENERELLE PARAMETERE

Grunnleggende sedimentparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
TOC	1	8,9	Snitt av sedimentprøvene
Bulkdensitet til sedimentet, ρ_{sed} [kg/l]	0,8	0,8	
Porøsitet, ε	0,7	0,7	
Korreksjonsfaktor	315576000	315576000	For å ende opp med mg/m ² /år for spredning ved biodiffusjon
Generelle områdeparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Sedimentareal i bassenget, A_{sed} [m ²]	ingen standard	17570,2	Beregnet i ArcGIS
Vannvolumet over sedimentet, V_{sed} [m ³]	ingen standard	128884	Beregnet i ArcGIS
Oppholdstid til vannet i bassenget, t_r [år]	ingen standard	0,005	vannutskifting Vågen 16m ³ /sek ved tidevann og svak vind (NIVA 2005)

SPREDNING

Parametere for transport via biodiffusjon, F_{diff}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Tortuositet, τ	3	3	
Faktor for diffusjonshastighet pga bioturbasjon, a	10	5	Redusert faktor pga. anoksisk sediment
Diffusjonslengde, Δx [cm]	1	1	
Parametere for oppvirvling fra skip, F_{skip}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Antall skipsanløp per år, N_{skip}	ingen standard	801	Hentet fra Bergen havn og korrigert etter forholdene.
Trasélengde for skipsanløp i sedimentareal påvirket av oppvirvling, T [m]	120	160	halv lengste trase pga. kaier i hele lengden.
Mengde oppvirvlet sediment per anløp, m_{sed} [kg]	ingen standard	15	Faktaboks 6, sjablong for småbåthavn og sand
Sedimentareal påvirket av oppvirvling, A_{skip} [m ²]	ingen standard	17570,2	A skip = A sed, hele arealet påvirket av skip

https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Helse - bunnfauna, sediment/Våg1b_sedimentxlsx1a. Stedsspesifikke data

Fraksjon suspendert $f_{\text{susp}} = \text{sedimentfraksjon} < 2 \mu\text{m}$	ingen standard	0,035	Gjennomsnitt
Parametere for transport via organismer, F_{org}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse $OC_{\text{cbio}} [\text{g/g}]$	0,25	0,25	
Organisk karbontilførsel til sedimentet utenfra, $OC_{\text{sed}} [\text{g/m}^2/\text{år}]$	200	200	
Fraksjon av organisk karbon som ikke omsettes, $d [\text{g/g}]$	0,47	0,47	
Organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet, $OC_{\text{resp}} [\text{g/m}^2/\text{år}]$	31	31	
Konverteringsfaktor fra våtvekt til tørrvekt for C_{bio}	5	5	Faktor for å konvertere BCF_{biota} som er på våtvektsbasis til C_{bio} på tørrvektsbasis. Tørrvekt av biologisk materiale er typisk 1/5 av våtvekt.
Parametere for å beregne tømning av stofflageret i det bioaktive laget, t_{tom}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mektighet av bioturbasjonsdyp, $d_{\text{sed}} (\text{mm/m}^2)$	100	100	
Tetthet av vått sediment, $\rho_{\text{vv}} (\text{kg/l})$	1,3	1,3	
Fraksjon tørrvekt av vått sediment	0,35	0,35	

HUMAN HELSE

Generelle parametere (gjelder for både barn og voksen)	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Absorpsjonsfaktor, af	1	1			
Matriksfaktor, mf	0,15	0,15			
Innhold partikulært materiale i vann $[\text{kg/l}]$	0,00003	0,00003			
Kontaminert fraksjon, KF_f	0,5	0,5			
Generelle parametere (ulike for barn og voksen)	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Kroppsvekt, $KV [\text{kg}]$	70	15	70	15	
Parametere for oralt inntak av sediment, DEI_{sed}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{\text{exp,ised}} [\text{d/d}]$	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sediment, $Di_{\text{sed}} [\text{kg/d}]$	0,00035	0,001	0	0	byhavn, ingen bading etc.
Parametere for inntak av overflatevann, DEI_{sv}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{\text{exp,isv}} [\text{d/d}]$	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, $Di_{\text{sv}} [\text{l/d}]$	0,05	0,05	0	0	byhavn, ingen bading etc.

https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Helse - bunnfauna, sediment/Våg1b_sedimentxlsx.xlsx1a. Stedsspesifikke data

Parametere for inntak av partikulært materiale, DEI_{pm}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,ipm}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, DI_{sv} [l/d]	Se inntak av overflatevann.				
Parametere for hudkontakt med sediment, DEH_{sed}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,hsed}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sed} [m ²]	0,28	0,17	0,28	0,17	
Hudhefterate for sediment, HAD_{sed} [kg/m ²]	0,0375	0,0051	0,0375	0,0051	
Hudabsorpsjonsrate for sediment HAB_{sed} [1/timer]	0,005	0,010	0,005	0,01	
Eksponeringstid hud med sediment, ET_{sed} [timer/d]	8	8	0	0	byhavn, ingen bading etc.
Parametere for hudkontakt med vann, DEH_{sv}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,hsv}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sv} [m ²]	1,80	0,95	1,8	0,95	
Eksponeringstid hud med sjøvann, ET_{sv} [timer/d]	1	2	0	0	byhavn, ingen bading etc.
Parametere for eksponering via inntak av fisk/skalldyr, IEI_f	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Daglig inntak av fisk og skalldyr, DI_f [kg v.v./d]	0,138	0,028	0,138	0,028	

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg2_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg2_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke)

	Ja	Nei	
Er det målt porevannskonsentrasjon? (sett kryss)		X	Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1d
Er det målt sjøvannskonsentrasjon? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1c
Er det målt vevskonsentrasjon i bunnfauna? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1e
Er det målt vevskonsentrasjon i fisk? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1f
Er det gjort økotokstesting? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1g

GENERELLE PARAMETERE

Grunnleggende sedimentparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
TOC	1	8,8	Snitt sedimentprøvene
Bulkdensitet til sedimentet, ρ_{sed} [kg/l]	0,8	0,8	
Porøsitet, ε	0,7	0,7	
Korreksjonsfaktor	315576000	315576000	For å ende opp med mg/m2/år for spredning ved biodiffusjon
Generelle områdeparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Sedimentareal i bassenget, A_{sed} [m ²]	ingen standard	27387	
Vannvolumet over sedimentet, V_{sed} [m ³]	ingen standard	255768	
Oppholdstid til vannet i bassenget, t_r [år]	ingen standard	0,005	vannutskifting Vågen 16m3/sek ved tidevann og svak vind (NIVA 2005)

SPREDNING

Parametere for transport via biodiffusjon, F_{diff}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Tortuositet, τ	3	3	
Faktor for diffusjonshastighet pga bioturbasjon, a	10	5	Redusert faktor pga. anoksisk sediment
Diffusjonslengde, Δx [cm]	1	1	
Parametere for oppvirvling fra skip, F_{skip}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Antall skipsanløp per år, N_{skip}	ingen standard	145	Hentet fra Bergen havn og korrigert etter forholdene
Trasélengde for skipsanløp i sedimentareal påvirket av oppvirvling, T [m]	120	80	Halv lengste trase pga. kaier i hele lengden
Mengde oppvirvlet sediment per anløp, m_{sed} [kg]	ingen standard	1000	industri, silt og leire
Sedimentareal påvirket av oppvirvling, A_{skip} [m ²]	ingen standard	27387	A skip = A sed, hele arealet påvirket av skip

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg2_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg2_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke)

Fraksjon suspendert f_{susp} = sedimentfraksjon $< 2 \mu\text{m}$	ingen standard	0,061	Gjennomsnitt
Parametere for transport via organismer, F_{org}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse OC_{cbio} [g/g]	0,25	0,25	
Organisk karbontilførsel til sedimentet utenfra, OC_{sed} [g/m ² /år]	200	200	
Fraksjon av organisk karbon som ikke omsettes, d [g/g]	0,47	0,47	
Organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet, OC_{resp} [g/m ² /år]	31	31	
Konverteringsfaktor fra våtvekt til tørrvekt for C_{bio}	5	5	Faktor for å konvertere $\text{BCF}_{\text{biota}}$ som er på våtvektsbasis til C_{bio} på tørrvektsbasis. Tørrvekt av biologisk materiale er typisk 1/5 av våtvekt.
Parametere for å beregne tømning av stofflageret i det bioaktive laget, t_{tom}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mektighet av bioturbasjonsdyp, d_{sed} (mm/m ²)	100	100	
Tetthet av vått sediment, ρ_{vv} (kg/l)	1,3	1,3	
Fraksjon tørrvekt av vått sediment	0,35	0,35	

HUMAN HELSE

Generelle parametere (gjelder for både barn og voksen)	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Absorpsjonsfaktor, af	1	1			
Matriksfaktor, mf	0,15	0,15			
Innhold partikulært materiale i vann [kg/l]	0,00003	0,00003			
Kontaminert fraksjon, KF_f	0,5	0,5			
Generelle parametere (ulike for barn og voksen)	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Kroppsvekt, KV [kg]	70	15	70	15	
Parametere for oralt inntak av sediment, DEI_{sed}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{\text{exp,ised}}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sediment, Di_{sed} [kg/d]	0,00035	0,001	0	0	Byhavn, ingen bading etc.
Parametere for inntak av overflatevann, DEI_{sv}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{\text{exp,isv}}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, Di_{sv} [l/d]	0,05	0,05	0	0	Byhavn, ingen bading etc.

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg2_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg2_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke)

Parametere for inntak av partikulært materiale, DEI_{pm}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,ipm}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, DI_{sv} [l/d]	Se inntak av overflatevann.				
Parametere for hudkontakt med sediment, DEH_{sed}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,hsed}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sed} [m ²]	0,28	0,17	0,28	0,17	
Hudhefterate for sediment, HAD_{sed} [kg/m ²]	0,0375	0,0051	0,0375	0,0051	
Hudabsorpsjonsrate for sediment HAB_{sed} [1/timer]	0,005	0,010	0,005	0,01	
Eksponeringstid hud med sediment, ET_{sed} [timer/d]	8	8	0	0	Byhavn, ingen bading etc.
Parametere for hudkontakt med vann, DEH_{sv}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,hsv}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sv} [m ²]	1,80	0,95	1,8	0,95	
Eksponeringstid hud med sjøvann, ET_{sv} [timer/d]	1	2	0	0	Byhavn, ingen bading etc.
Parametere for eksponering via inntak av fisk/skalldyr, IEI_f	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Daglig inntak av fisk og skalldyr, DI_f [kg v.v./d]	0,138	0,028	0,138	0,028	

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg3_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg3_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke)

	Ja	Nei	
Er det målt porevannskonsentrasjon? (sett kryss)		x	Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1d
Er det målt sjøvannskonsentrasjon? (sett kryss)	x		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1c
Er det målt vevskonsentrasjon i bunnfauna? (sett kryss)	x		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1e
Er det målt vevskonsentrasjon i fisk? (sett kryss)	x		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1f
Er det gjort økotokstesting? (sett kryss)	x		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1g

GENERELLE PARAMETERE

Grunnleggende sedimentparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
TOC	1	6,8	Snitt sedimentprøvene
Bulkdensitet til sedimentet, ρ_{sed} [kg/l]	0,8	0,8	
Porøsitet, ε	0,7	0,7	
Korreksjonsfaktor	315576000	315576000	For å ende opp med mg/m ² /år for spredning ved biodiffusjon
Generelle områdeparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Sedimentareal i bassenget, A_{sed} [m ²]	ingen standard	83624,8	Beregnet i ArcGIS
Vannvolumet over sedimentet, V_{sed} [m ³]	ingen standard	855340	Beregnet i ArcGIS
Oppholdstid til vannet i bassenget, t_r [år]	ingen standard	0,005	vannutskifting Vågen 16m ³ /sek ved tidevann og svak vind (NIVA 2005)

SPREDNING

Parametere for transport via biodiffusjon, F_{diff}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Tortuositet, τ	3	3	
Faktor for diffusjonshastighet pga bioturbasjon, a	10	5	reduert faktor pga. anoksisk sediment
Diffusjonslengde, Δx [cm]	1	1	
Parametere for oppvirvling fra skip, F_{skip}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Antall skipsanløp per år, N_{skip}	ingen standard	1000	Hentet fra Bergen havn og korrigert etter forholdene
Trasélengde for skipsanløp i sedimentareal påvirket av oppvirvling, T [m]	120	190	brukt halv lengste trase pga. kaier i hele lengden
Mengde oppvirvlet sediment per anløp, m_{sed} [kg]	ingen standard	1000	Faktaboks 6, sjablong industrihavn og silt/leire
Sedimentareal påvirket av oppvirvling, A_{skip} [m ²]	ingen standard	83624,8	A skip = A sed, hele arealet påvirket av skip

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg3_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg3_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke)

Fraksjon suspendert f_{susp} = sedimentfraksjon $< 2 \mu\text{m}$	ingen standard	0,033	Gjennomsnitt
Parametere for transport via organismer, F_{org}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse OC_{cbio} [g/g]	0,25	0,25	
Organisk karbontilførsel til sedimentet utenfra, OC_{sed} [g/m ² /år]	200	200	
Fraksjon av organisk karbon som ikke omsettes, d [g/g]	0,47	0,47	
Organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet, OC_{resp} [g/m ² /år]	31	31	
Konverteringsfaktor fra våtvekt til tørrvekt for C_{bio}	5	5	Faktor for å konvertere $\text{BCF}_{\text{biota}}$ som er på våtvektsbasis til C_{bio} på tørrvektsbasis. Tørrvekt av biologisk materiale er typisk 1/5 av våtvekt.
Parametere for å beregne tømning av stofflageret i det bioaktive laget, t_{tom}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mektighet av bioturbasjonsdyp, d_{sed} (mm/m ²)	100	100	
Tetthet av vått sediment, ρ_{vv} (kg/l)	1,3	1,3	
Fraksjon tørrvekt av vått sediment	0,35	0,35	

HUMAN HELSE

Generelle parametere (gjelder for både barn og voksen)	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Absorpsjonsfaktor, af	1	1			
Matriksfaktor, mf	0,15	0,15			
Innhold partikulært materiale i vann [kg/l]	0,00003	0,00003			
Kontaminert fraksjon, KF_f	0,5	0,5			
Generelle parametere (ulike for barn og voksen)	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Kroppsvekt, KV [kg]	70	15	70	15	
Parametere for oralt inntak av sediment, DEI_{sed}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{\text{exp,ised}}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sediment, Di_{sed} [kg/d]	0,00035	0,001	0	0	Byhavn, ingen bading etc.
Parametere for inntak av overflatevann, DEI_{sv}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{\text{exp,isv}}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, Di_{sv} [l/d]	0,05	0,05	0	0	Byhavn, ingen bading etc.

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg3_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg3_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke)

Parametere for inntak av partikulært materiale, DEI_{pm}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,ipm}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, DI_{sv} [l/d]	Se inntak av overflatevann.				
Parametere for hudkontakt med sediment, DEH_{sed}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,hsed}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sed} [m ²]	0,28	0,17	0,28	0,17	
Hudhefterate for sediment, HAD_{sed} [kg/m ²]	0,0375	0,0051	0,0375	0,0051	
Hudabsorpsjonsrate for sediment HAB_{sed} [1/timer]	0,005	0,010	0,005	0,01	
Eksponeringstid hud med sediment, ET_{sed} [timer/d]	8	8	0	0	Byhavn, ingen bading etc.
Parametere for hudkontakt med vann, DEH_{sv}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,hsv}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sv} [m ²]	1,80	0,95	1,8	0,95	
Eksponeringstid hud med sjøvann, ET_{sv} [timer/d]	1	2	0	0	Byhavn, ingen bading etc.
Parametere for eksponering via inntak av fisk/skalldyr, IEI_f	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Daglig inntak av fisk og skalldyr, DI_f [kg v.v./d]	0,138	0,028	0,138	0,028	

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg4_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg4_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke)

	Ja	Nei	
Er det målt porevannskonsentrasjon? (sett kryss)		X	Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1d
Er det målt sjøvannskonsentrasjon? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1c
Er det målt vevskonsentrasjon i bunnfauna? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1e
Er det målt vevskonsentrasjon i fisk? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1f
Er det gjort økotokstesting? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1g

GENERELLE PARAMETERE

Grunnleggende sedimentparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
TOC	1	1,7	Snitt sedimentprøvene
Bulkdensitet til sedimentet, ρ_{sed} [kg/l]	0,8	0,8	
Porøsitet, ϵ	0,7	0,7	
Korreksjonsfaktor	315576000	315576000	For å ende opp med mg/m ² /år for spredning ved biodiffusjon
Generelle områdeparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Sedimentareal i bassenget, A_{sed} [m ²]	ingen standard	37725,2	Beregnet i ArcGIS
Vannvolumet over sedimentet, V_{sed} [m ³]	ingen standard	340138	Beregnet i ArcGIS
Oppholdstid til vannet i bassenget, t_r [år]	ingen standard	0,005	vannutskifting Vågen 16m ³ /sek ved tidevann og svak vind (NIVA 2005)

SPREDNING

Parametere for transport via biodiffusjon, F_{diff}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Tortuositet, τ	3	3	
Faktor for diffusjonshastighet pga bioturbasjon, a	10	10	
Diffusjonslengde, Δx [cm]	1	1	
Parametere for oppvirvling fra skip, F_{skip}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Antall skipsanløp per år, N_{skip}	ingen standard	577	Hentet fra Bergen havn og korrigert etter forholdene
Trasélengde for skipsanløp i sedimentareal påvirket av oppvirvling, T [m]	120	105	brukt halv lengste trase pga. kaier i hele lengden
Mengde oppvirvlet sediment per anløp, m_{sed} [kg]	ingen standard	200	Faktaboks 6, sjablong for stor havn og sand
Sedimentareal påvirket av oppvirvling, A_{skip} [m ²]	ingen standard	37725,2	A skip = A sed. Hele areal påvirket

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg4_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg4_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke)

Fraksjon suspendert f_{susp} = sedimentfraksjon $< 2 \mu\text{m}$	ingen standard	0,041	Gjennomsnitt
Parametere for transport via organismer, F_{org}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse OC_{cbio} [g/g]	0,25	0,25	
Organisk karbontilførsel til sedimentet utenfra, OC_{sed} [g/m ² /år]	200	200	
Fraksjon av organisk karbon som ikke omsettes, d [g/g]	0,47	0,47	
Organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet, OC_{resp} [g/m ² /år]	31	31	
Konverteringsfaktor fra våtvekt til tørrvekt for C_{bio}	5	5	Faktor for å konvertere $\text{BCF}_{\text{biota}}$ som er på våtvektsbasis til C_{bio} på tørrvektsbasis. Tørrvekt av biologisk materiale er typisk 1/5 av våtvekt.
Parametere for å beregne tømning av stofflageret i det bioaktive laget, t_{tom}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mektighet av bioturbasjonsdyp, d_{sed} (mm/m ²)	100	100	
Tetthet av vått sediment, ρ_{vv} (kg/l)	1,3	1,3	
Fraksjon tørrvekt av vått sediment	0,35	0,35	

HUMAN HELSE

Generelle parametere (gjelder for både barn og voksen)	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Absorpsjonsfaktor, af	1	1			
Matriksfaktor, mf	0,15	0,15			
Innhold partikulært materiale i vann [kg/l]	0,00003	0,00003			
Kontaminert fraksjon, KF_f	0,5	0,5			
Generelle parametere (ulike for barn og voksen)	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Kroppsvekt, KV [kg]	70	15	70	15	
Parametere for oralt inntak av sediment, DEI_{sed}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{\text{exp,ised}}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sediment, Di_{sed} [kg/d]	0,00035	0,001	0	0	Byhavn, ingen bading etc.
Parametere for inntak av overflatevann, DEI_{sv}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{\text{exp,isv}}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, Di_{sv} [l/d]	0,05	0,05	0	0	Byhavn, ingen bading etc.

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg4_fisk_blauskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg4_fisk_blauskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke)

Parametere for inntak av partikulært materiale, DEI_{pm}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,ipm}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, DI_{sv} [l/d]	Se inntak av overflatevann.				
Parametere for hudkontakt med sediment, DEH_{sed}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,hsed}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sed} [m ²]	0,28	0,17	0,28	0,17	
Hudhefterate for sediment, HAD_{sed} [kg/m ²]	0,0375	0,0051	0,0375	0,0051	
Hudabsorpsjonsrate for sediment HAB_{sed} [1/timer]	0,005	0,010	0,005	0,01	
Eksponeringstid hud med sediment, ET_{sed} [timer/d]	8	8	0	0	Byhavn, ingen bading etc.
Parametere for hudkontakt med vann, DEH_{sv}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,hsv}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sv} [m ²]	1,80	0,95	1,8	0,95	
Eksponeringstid hud med sjøvann, ET_{sv} [timer/d]	1	2	0	0	Byhavn, ingen bading etc.
Parametere for eksponering via inntak av fisk/skalldyr, IEI_f	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Daglig inntak av fisk og skalldyr, DI_f [kg v.v./d]	0,138	0,028	0,138	0,028	

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg5_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg5_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke)

	Ja	Nei	
Er det målt porevannskonsentrasjon? (sett kryss)		X	Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1d
Er det målt sjøvannskonsentrasjon? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1c
Er det målt vevskonsentrasjon i bunnfauna? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1e
Er det målt vevskonsentrasjon i fisk? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1f
Er det gjort økotokstesting? (sett kryss)	X		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1g

GENERELLE PARAMETERE

Grunnleggende sedimentparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
TOC	1	3,1	Gjennomsnitt prøvene
Bulkdensitet til sedimentet, ρ_{sed} [kg/l]	0,8	0,8	
Porøsitet, ε	0,7	0,7	
Korreksjonsfaktor	315576000	315576000	For å ende opp med mg/m ² /år for spredning ved biodiffusjon
Generelle områdeparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Sedimentareal i bassenget, A_{sed} [m ²]	ingen standard	84290,8	Beregnet i ArcGIS
Vannvolumet over sedimentet, V_{sed} [m ³]	ingen standard	868329	Beregnet i ArcGIS
Oppholdstid til vannet i bassenget, t_r [år]	ingen standard	0,005	vannutskifting Vågen 16 m ³ /sek ved tidevann og svak vind (NIVA 2005)

SPREDNING

Parametere for transport via biodiffusjon, F_{diff}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Tortuositet, τ	3	3	
Faktor for diffusjonshastighet pga bioturbasjon, a	10	10	
Diffusjonslengde, Δx [cm]	1	1	
Parametere for oppvirvling fra skip, F_{skip}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Antall skipsanløp per år, N_{skip}	ingen standard	588	Hentet fra Bergen havn og korrigert etter forholdene
Trasélengde for skipsanløp i sedimentareal påvirket av oppvirvling, T [m]	120	120	Halv lengste trase pga. kaier i hele lengden
Mengde oppvirvlet sediment per anløp, m_{sed} [kg]	ingen standard	200	stor havn og sand
Sedimentareal påvirket av oppvirvling, A_{skip} [m ²]	ingen standard	42145,4	A skip = halv A sed, bare kaier på ene siden av arealet påvirket av skip

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg5_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg5_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke)

Fraksjon suspendert f_{susp} = sedimentfraksjon < 2 μm	ingen standard	0,03	Gjennomsnitt
Parametere for transport via organismer, F_{org}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse OC_{cbio} [g/g]	0,25	0,25	
Organisk karbontilførsel til sedimentet utenfra, OC_{sed} [g/m ² /år]	200	200	
Fraksjon av organisk karbon som ikke omsettes, d [g/g]	0,47	0,47	
Organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet, OC_{resp} [g/m ² /år]	31	31	
Konverteringsfaktor fra våtvekt til tørrvekt for C_{bio}	5	5	Faktor for å konvertere $\text{BCF}_{\text{biota}}$ som er på våtvektsbasis til C_{bio} på tørrvektsbasis. Tørrvekt av biologisk materiale er typisk 1/5 av våtvekt.
Parametere for å beregne tømning av stofflageret i det bioaktive laget, t_{tom}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mektighet av bioturbasjonsdyp, d_{sed} (mm/m ²)	100	100	
Tetthet av vått sediment, ρ_{vv} (kg/l)	1,3	1,3	
Fraksjon tørrvekt av vått sediment	0,35	0,35	

HUMAN HELSE

Generelle parametere (gjelder for både barn og voksen)	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Absorpsjonsfaktor, af	1	1			
Matriksfaktor, mf	0,15	0,15			
Innhold partikulært materiale i vann [kg/l]	0,00003	0,00003			
Kontaminert fraksjon, KF_f	0,5	0,5			
Generelle parametere (ulike for barn og voksen)	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Kroppsvekt, KV [kg]	70	15	70	15	
Parametere for oralt inntak av sediment, DEI_{sed}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{\text{exp,ised}}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sediment, Di_{sed} [kg/d]	0,00035	0,001	0,00035	0,001	Bading ved Ballastkaaien, ytterst ved Nordnes
Parametere for inntak av overflatevann, DEI_{sv}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{\text{exp,isv}}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, Di_{sv} [l/d]	0,05	0,05	0,05	0,05	Bading ved Ballastkaaien, ytterst ved Nordnes

[https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data \(med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe\)/Våg5_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke](https://cowi.sharepoint.com/sites/A243166-project/Shared Documents/60-WorkInProgress/03 Vågen/16 Oppdatering risikovurdering Vågen/Nye RV-ark/Alle data (med sediment, bunnfauna, fisk, blåskjell, krabbe)/Våg5_fisk_blåskjell_krabbe.xlsx1a. Stedsspesifikke)

Parametere for inntak av partikulært materiale, DEI_{pm}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,ipm}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, DI_{sv} [l/d]	Se inntak av overflatevann.				
Parametere for hudkontakt med sediment, DEH_{sed}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,hsed}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sed} [m ²]	0,28	0,17	0,28	0,17	
Hudhefterate for sediment, HAD_{sed} [kg/m ²]	0,0375	0,0051	0,0375	0,0051	
Hudabsorpsjonsrate for sediment HAB_{sed} [1/timer]	0,005	0,010	0,005	0,01	
Eksponeringstid hud med sediment, ET_{sed} [timer/d]	8	8	8	8	Bading ved Ballastkaien, ytterst ved Nordnes
Parametere for hudkontakt med vann, DEH_{sv}	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $f_{exp,hsv}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sv} [m ²]	1,80	0,95	1,8	0,95	
Eksponeringstid hud med sjøvann, ET_{sv} [timer/d]	1	2	1	2	Bading ved Ballastkaien, ytterst ved Nordnes
Parametere for eksponering via inntak av fisk/skalldyr, IEI_f	Sjablong-verdi voksen	Sjablong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Daglig inntak av fisk og skalldyr, DI_f [kg v.v./d]	0,138	0,028	0,138	0,028	