

Urbane forurensningsregnskap - prosedyre og eksempler fra Kristiansandsfjorden



Utslipp og nedfall (vedfyring)

Utslipp og nedfall (industri og skip i havn)

Atmosfærisk nedfall (langtransport)

Urban overvannsavrenning: trafikk-utslipp, asfaltslitasje, kloakkoverløp, atmosfærisk nedfall (mange kilder)

Bvjord og «gamle synder»

Småbåthavner

Industri; utslipp til vann

Sedimentasjon, oppvirvling, diffusjon, opptak i organismer

RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Tittel Urbane forurensningsregnskap - prosedyre og eksempler fra Kristiansandsfjorden	Løpenummer 7284-2018	Dato 30. juli 2018
Forfatter(e) Atle Hindar	Fagområde Forurensninger	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Kristiansand	Utgitt av NIVA

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse Avtale 17010717
Oppdragsgivers utgivelse: Miljødirektoratet rapport	

Sammendrag

Kristiansand kommune tok i 2016 initiativ til å få utarbeidet et forurensningsregnskap for deler av Kristiansandsfjorden. Det var et mål å skaffe mer kunnskap om alle relevante forurensningskilder og forurensningsbidraget fra disse til fjorden. I 2016 og 2017 ble det gjennomført prøvetaking for analyse av metaller og PAH i avrenningen fra Baneheia (ubebyggd) og i overvannet i Kvadraturen (tre bygater). Resultater og beregninger inngår i forurensningsregnskapet. I rapporten presenteres først en prosedyre og deretter hvordan vi ved bruk av prosedyren har kommet fram til forurensningsregnskap for de geografisk avgrensede regnskapsområdene Østre havn, Vesterhavn og Fiskåbukta. Forurensningsregnskapene er utarbeidet for PAH og metallene kopper, nikkel, sink og bly. I Vesterhavn og Fiskåbukta er industriutslippene til vann av hhv Cu og Ni fra Glencore Nikkelverk og PAH fra Elkem Carbon dominerende kilder. I Østre havn er småbåthavnene dominerende kilde for Cu og Zn. Både sjøsedimentene og avrenningen fra land er viktige kilder for PAH, Ni og Pb i Østre havn og generelt for Zn og Pb. Odderøya RA har et tydelig bidrag til PAH og Zn i Vesterhavn.

Fire emneord	Four keywords
1. Forurensningsregnskap	1. Pollution accounts
2. Metaller	2. Metals
3. Polysykliske aromatiske hydrokarboner	3. Polycyclic aromatic hydrocarbons
4. Urban areas	4. Urban areas

Atle Hindar
Prosjektleder

Marianne Olsen
Forskningsleder

Urbane forureningsregnskap - prosedyre og eksempler fra Kristiansandsfjorden

Forord

Kildene til miljøgifter som tungmetaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i byområder er mange og gir ulike bidrag til forurensningssituasjonen i nærliggende vannforekomster. Et forurensningsregnskap bør derfor ligge til grunn for å kunne prioritere mellom innsatsområder der forurensningsbegrensende tiltak kan være aktuelle.

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) startet arbeidet med et slikt regnskap for Østre Havn for Kristiansand kommune i 2016. En prosedyre for dette ressurskrevende arbeidet fantes ikke, så en første versjon ble utviklet i samarbeid med kommunen. For å videreutvikle denne og for videre arbeid med Kristiansandsfjorden ble det søkt om tilskudd fra Miljødirektoratet. Tilskudd ble gitt i mai 2017.

Et godt forurensningsregnskap krever innspill fra mange fagområder. Det ble derfor opprettet en faggruppe bestående av personer fra flere fagseksjoner på NIVA tidlig i september 2017 for å gi innspill til prosedyren og for å sikre harmonisering med annet arbeid NIVA har gjort og gjennomfører i Kristiansandsfjorden. Spesielt nevnes innspill fra Kristoffer Næs, Marianne Olsen, Morten Jartun, Sondre Meland, Øyvind Garmo og Stephen J. Sayfritz.

Bedriftene Elkem Carbon og Glencore Nikkelverk, samt Statens vegvesen har finansiert deler av arbeidet med forurensningsregnskapet. De har også deltatt på møter og gitt innspill underveis, og slik sett bidratt til utvikling av prosedyren og sikret relevans for regnskapene i Kristiansandsfjorden. I tillegg til den eksterne finansieringen har NIVA bidratt med egeninnsats.

Forskningsleder Marianne Olsen har kvalitetssikret rapporten.

Alle takkes for et godt samarbeid.

Grimstad, 30. juli 2018

Atle Hindar

Innholdsfortegnelse

1	Bakgrunn	7
2	Prosedyre for å utarbeide forurensningsregnskap	7
2.1	Hva er problemet?	9
2.2	Geografisk avgrensning	9
2.3	Bakgrunnskonsentrasjoner	12
2.4	Utslippskilder; innsamling av data	12
2.4.1	Industri	14
2.4.2	Privat vedfyring	15
2.4.3	Skip ved havn	18
2.4.4	Småbåthavner	20
2.4.5	Vei og veitrafikk	21
2.4.6	Kommunale utslipp	24
2.4.7	Bygningsslitasje (overflater)	25
2.4.8	Nedlagte søppeldeponier og industrifyllinger	25
2.4.9	Byjord	26
2.4.10	Sjøsedimenter	26
2.5	Identifisere stoffprofilen for ulike kilder	27
2.6	Målinger for å supplere datagrunnlaget	27
2.7	Vannutveksling og fortynningsforhold	28
2.8	Forurensningsregnskap (kildenes bidrag)	29
2.9	Videre arbeid basert på forurensningsregnskapet	31
3	Forurensningsregnskap for Kristiansandsfjorden	32
3.1	Hva er problemet?	32
3.2	Geografisk avgrensning (regnskapsområder)	32
3.2.1	Regnskapsområde I Østre Havn	32
3.2.2	Regnskapsområdene II Vesterhavn og III Fiskåbukta	33
3.3	Langtransportert forurensning i nedbør (bakgrunn)	35
3.1	Utslippskilder til luft	36
3.1.1	Industri	37
3.1.1	Vedfyring	38
3.1.2	Skip ved kai	39
3.2	Utslipp til vann	41
3.2.1	Østre havn	41
3.2.2	Vesterhavn	42
3.2.3	Fiskåbukta	45
3.3	Sjøsedimentene som kilde	46
3.4	Stoffprofiler for metaller og PAH	49
3.5	Behov for nye målinger?	53
3.6	Vannutveksling og fortynningsforhold	53
3.7	Forurensningsregnskap (kildenes bidrag)	56
4	Konklusjoner og anbefalinger	64
5	Referanser	65

Sammendrag

Kristiansand kommune tok i 2016 initiativ til å få utarbeidet et forurensningsregnskap for deler av Kristiansandsfjorden (Østre havn i vannforekomsten Østergapet- indre). Bakgrunnen var at den kjemiske tilstanden i Kristiansandsfjorden var klassifisert som ikke god i henhold til vannforskriften. Økologisk tilstand var klassifisert til å være dårlig. Dette til tross for omfattende utslippsreduksjoner fra industribedrifter i byens nærområde (Elkem Carbon AS, Elkem Solar AS og Glencore Nikkelverk AS).

Det var et mål å skaffe mer kunnskap om alle relevante forurensningskilder og forurensningsbidraget fra disse til Kristiansandsfjorden. Det igjen skulle danne grunnlag for å komme fram til kostnadseffektive tiltak for å forbedre den kjemiske og økologiske tilstanden i fjorden. I 2016 ble det også gjennomført prøvetaking for analyse av metaller og PAH i avrenningen fra Baneheia (ubebygd) og i overvannet i Kvadraturen (tre bygater). Resultater og beregninger skulle inngå i forurensningsregnskapet. Nye prøver ble tatt og analysemetoder med lavere rapporteringsgrenser ble brukt i 2017 for å klarlegge forurensningssituasjonen i Baneheia og for å få et bedre datagrunnlag for kildesporing både i denne avrenningen og i Kvadraturen.

Uten en gjennomarbeidet prosedyre kan en risikere å miste viktige elementer i et forurensningsregnskap. I denne rapporten presenteres først en slik prosedyre og deretter hvordan vi ved bruk av prosedyren har kommet fram til forurensningsregnskap for tre deler av Kristiansandsfjorden.

Viktige utslippskilder til luft og vann er nevnte industribedrifter, trafikk, vedfyring og skip ved havn. Miljøgiftene er gjerne partikkelbundet, og deler av utslippene til luft vaskes ut i nedbør og påvirker vannforekomster direkte og via avrenning fra land. Av de kildene som ble kartlagt er også bidraget fra langtransportert luftforurensning i nedbør. Sjøsedimentene har i en årrekke mottatt miljøgifter, og disse stoffene kan transporteres ut igjen i vannfasen og spres videre. Sjøsedimentene er derfor inkludert som kilde. Bidraget fra mer diffuse kilder (husfasader, forurenset byjord, skjulte deponier, rester av bybranner) er vanskelig å fastslå, men er karakterisert i mer generelle vendinger. Det er også andre kilder, men vi har konsentrert arbeidet om antatte hovedkilder.

De nevnte kildene til metaller og PAH for tre regnskapsområder i Kristiansandsfjorden er kartlagt i form av utslippstall og tilførsler. Tungmetall- og PAH- profiler ble satt opp for å gi bidragene en karakteristikk, et «fingeravtrykk». For å gjennomføre enkelte av disse beregningene var det nødvendig å hente informasjon fra nasjonale og internasjonale litteraturkilder. I den grad dette har vært av generell karakter er beregningene inkludert i prosedyren.

Bare en andel av luftutslippene påvirker regnskapsområdene i fjorden direkte via nedfall på sjøen og indirekte via avrenning fra land. Utslippsmengdene til luft kan derfor vanskelig brukes direkte i regnskapet, men en samlet oversikt er gitt, samt at metall- og PAH-profilene brukes til kildesporing i avrenningen.

Forurensningsregnskapene er utarbeidet for PAH og metallene kopper, nikkel, sink og bly i de geografisk avgrensede regnskapsområdene Østre havn, Vesterhavn og Fiskåbukta. I Vesterhavn og Fiskåbukta er industriutslippene til vann av hhv Cu og Ni fra Glencore Nikkelverk og PAH fra Elkem Carbon dominerende kilder. Østre havn er ikke direkte påvirket av disse industribedriftene, og fordelingen mellom kildene er annerledes. Småbåthavnene er dominerende kilde for Cu og Zn, mens avrenningen fra trafikk i bygatene og potensielt også sjøsedimentene er viktige kilder for PAH, Ni og Pb. For metallene Zn og Pb er fordelingen mellom kilder også mer preget av avrenning fra land enn av direkte utslipp til sjø. Sjøsediment som kilde kan heller ikke utelukkes. Odderøya renseanlegg har et tydelig bidrag til PAH og Zn i Vesterhavn. Sjøsedimentene er en potensielt viktig kilde for Ni også i Fiskåbukta. Det kan tyde på at det er en viss vannutveksling fra Vesterhavn til Fiskåbukta, ikke bare motsatt vei slik vi tidligere har antatt.

Summary

Title: Urban pollution accounts – procedure and examples from the Kristiansand Fjord.

Year: 2018

Author(s): Atle Hindar

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7019-8

Kristiansand municipality initiated in 2016 a process towards a pollution account for parts of the Kristiansand Fjord. The background for this work was the non-acceptable pollution situation for the fjord, both regarding chemical and ecological status.

The main aim was to get more knowledge on all relevant pollution sources for metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), not only the well-documented contributions from industrial companies in the area. This overview should be basis for cost-effective measures to improve the status. Part of the early phase was water sampling in the runoff from the forested Baneheia area and during storm flow events in three city streets. Additional sampling and use of analytical methods with sufficiently low limits of quantification for source identification was performed in 2017.

Lack of procedures for pollution accounting was evident at the onset of this project. Emphasis has therefore been on making a relevant procedure and to use this for three target areas of the fjord.

Important pollution sources for emissions to air and discharge to water are three industrial companies, traffic, wood burning for heating purposes, ships at the relatively large port of Kristiansand and harbors for leisure boats. Part of the emissions to air is washed out in rain and affect the target areas directly and via runoff from land. Contributions from long-range transported air pollutants in rain was included. The sea sediments of the target areas have been affected for decades and were also included as sources. Diffuse sources, such as house surfaces, urban soils, deposits and remains after city fires, are not possible to include, but have been characterized.

Sources have been characterized based on documented emissions of metals and PAH, and the composition (profiles, finger prints) of these groups of substances. Use of emission factors from national and international literature was necessary for some calculations. If of general use, they were included in the procedure. Emissions to air were kept separate from the pollution accounts, but aggregated in a single table.

Pollution accounts for Cu, Ni, Zn, Pb and PAH shows that Glencore Nikkelverk is a significant contributor of Cu and Ni to the target area Vesterhavn and Elkem Carbon accordingly of PAH to Fiskåbukta. The target area Østre havn is mainly affected by harbors for leisure boats (Cu and Zn), sea sediments and runoff from city streets. Runoff from land and probably also sea sediments are in general important sources for Zn and Pb. The Odderøya treatment plant for sewage from the city is a significant source for PAH and Zn in Vesterhavn. The sea sediment as important source for Ni in Fiskåbukta indicates significant water exchange from the Vesterhavn basin to Fiskåbukta, not only in the opposite direction as we have anticipated.

1 Bakgrunn

Med midler fra Fylkesmannen i Aust- og Vest- Agder startet Kristiansand kommune i 2016 et arbeid med å få utarbeidet et forurensningsregnskap for deler av Kristiansandsfjorden (Østre havn i vannforekomsten Østergapet- indre). Regnskapet skulle i første omgang omfatte miljøgifter som tungmetaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).

Bakgrunnen for dette arbeidet var at den kjemiske tilstanden i Kristiansandsfjorden basert på sedimentundersøkelser var klassifisert som ikke god i henhold til vannforskriften (Næs og Håvardstun 2013, Næs mfl. 2017, Oug og Håvardstun 2012). Økologisk tilstand var klassifisert til å være moderat eller dårlig, som følge av overskridelse av grenseverdier for vannregionspesifikke stoffer i sediment. Tilstanden er dermed ikke tilfredsstillende på tross av omfattende utslippsreduksjoner fra industribedrifter i byens nærområde (Elkem Carbon AS, Elkem Solar AS og Glencore Nikkelverk AS).

Det er et mål å skaffe mer kunnskap om forurensningskilder og forurensningsbidraget fra de ulike kildene. Dette skal danne grunnlag for å prioritere mellom innsatsområder der forurensningsbegrensende tiltak kan være aktuelle for å forbedre den kjemiske og økologiske tilstanden. For forurenset sediment må tiltaksanalyser baseres på en miljørisikovurdering.

I 2016 ble det også gjennomført prøvetaking i fire nedbørepisoder i Baneheia (ubebygde), i overvannsnettene i to gater i Kvadraturen og i et overløpsutslipp i fellessystemet i en gate. Data ble brukt til å beregne tilførsler av arsen (As), tungmetallene kopper (Cu), krom (Cr), kadmium (Cd), bly (Pb), nikkel (Ni), sink (Zn), kvikksølv (Hg) og PAH₁₆EPA fra det sentrale byområdet (Kvadraturen) til de tre vannforekomstene Otra- lakseførende strekning, Østergapet indre og Kristiansandsfjorden- indre havn. Resultatene skulle inngå i forurensningsregnskapet.

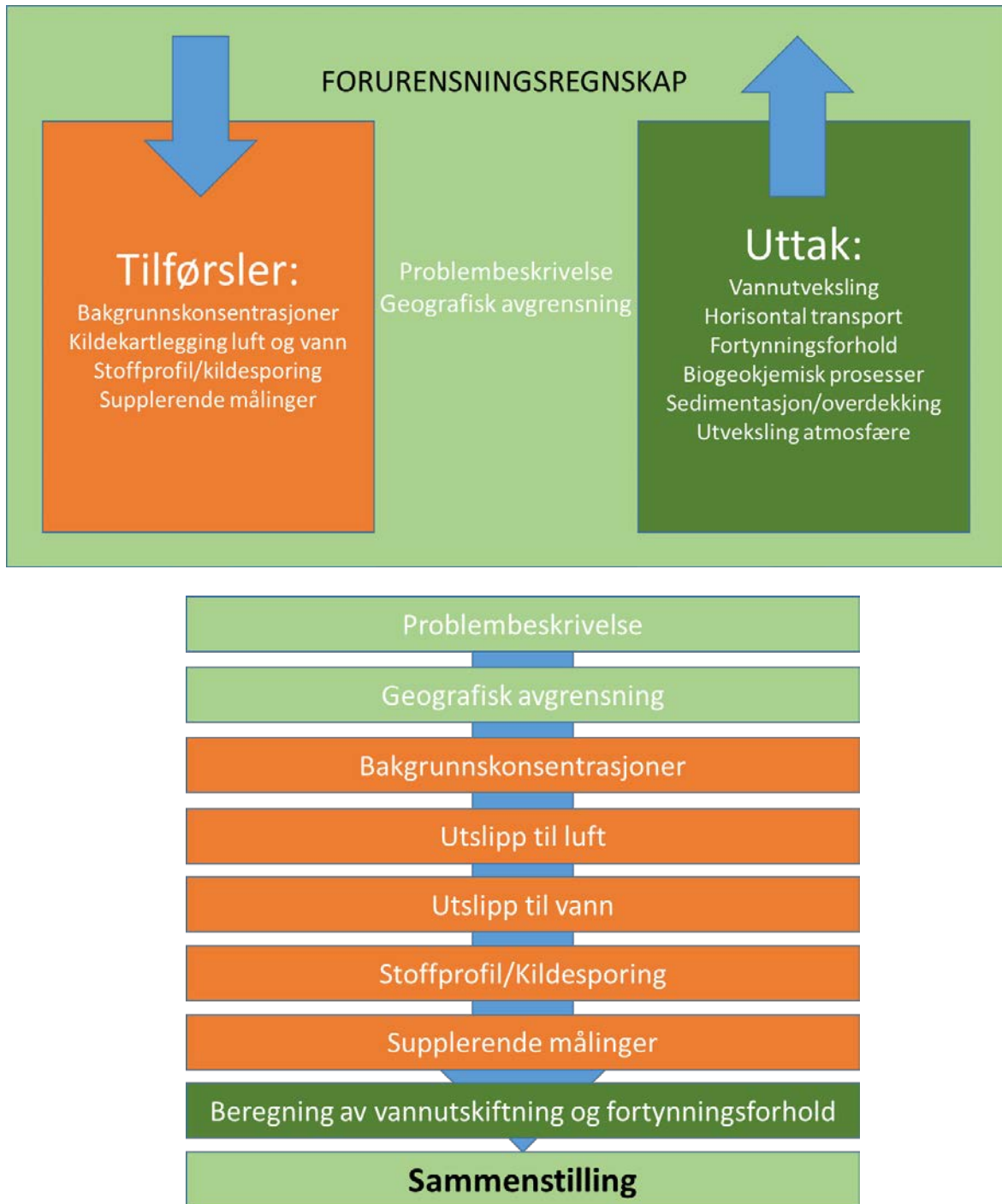
Det er NIVA som har gjennomført ovenstående, og det er gitt anbefalinger om videreføring. En anbefaling er at arbeidet med prosedyren for utvikling av et forurensningsregnskap videreføres, og en annen at det geografiske området bør utvides til å gjelde hele den indre delen av Kristiansandsfjorden.

Viktige utslippskilder er nevnte industribedrifter, trafikk, vedfyring og sannsynligvis skip ved havn. Av de kildene som ble kartlagt er også bidraget fra langtransportert luftforurensning i nedbør. Bidraget fra «gamle synder» er vanskelig å fastslå, men er sannsynligvis dominerende i enkelte områder. Kilder til metaller og PAH ble kartlagt i form av utslippstall og tilførsler, og tungmetall- og PAH- profiler ble dokumentert for å gi bidragene et «fingeravtrykk». Noen klare kilder ble påvist, men vektningen av bidragene for å finne fram til de viktigste bidragsyterne ble ikke fullført i den første fasen.

Det har vært vanskelig å finne eksempler på tilsvarende arbeid med å sette sammen og veie forurensningsbidrag til et forurensningsregnskap, ikke minst prosedyrer for å utarbeide slike regnskap. Uten en gjennomarbeidet prosedyre kan en risikere å miste viktige elementer i et forurensningsregnskap. I denne rapporten presenteres først en mer fullstendig prosedyre og deretter resultatet av det videre arbeidet med Kristiansandsfjorden.

2 Prosedyre for å utarbeide forurensningsregnskap

Proseduren er basert på erfaringene fra arbeidet med forurensningsregnskap for Kristiansandsfjorden, og er strukturert i ni avsnitt som tar for seg de enkelte elementene i utarbeidelsen av regnskapet. Prinsippene for oppbygging og gjennomføring av forurensningsregnskapet framgår av Figur 1. Konkrete eksempler fra arbeidet med Kristiansandsfjorden er inkludert i beskrivelsen av prosedyren, og blir mer utførlig presentert i kapittel 3.



Figur 1. Prinsippkisse for oppbygging av forurensningsregnskap for et fjordområde.

2.1 Hva er problemet?

En erfaring fra prosjektet for Kristiansand kommune er at det må gjøres et grundig arbeid med å definere hvorfor man ønsker et forurensningsregnskap. Det er viktig å passe på at det aller først gis en korrekt definisjon av det problemet man skal gjennomføre tiltak mot. Det kan være nødvendig med en forholdsvis detaljert beskrivelse.

Et eksempel på en problembeskrivelse som neppe vil fungere særlig godt er:

«Fjorden X er forurenset»

Her er det mange ting som ikke er beskrevet:

- Forurenset med hva?
- Er det den kjemiske eller økologiske tilstanden som ikke er god?
- Hva eller hvem har problemer med denne forurensningen?
- Er det hele fjorden, en av vannforekomstene fjorden er delt inn i eller et avgrenset område i en vannforekomst?
- Er det foretatt en risikovurdering?

Hensikten med et forurensningsregnskap er sannsynligvis behovet for å gjennomføre tiltak, og det kan vise seg å være behov for kostbare tiltak. Det vil si at det i bunnen må foreligge en så god dokumentasjon av problemet at forurenser er komfortabel med situasjonsbeskrivelsen og behovet for tiltak. Kartleggingen bør derfor være kommet så langt at problembeskrivelsen kan være av denne typen:

«Y vannforekomst i Fjorden X er forurenset med PAH. Den kjemiske tilstanden er ikke god basert på årlig middelkonsentrasjon av benzo(a)pyren i blåskjell. Grensen for årsmiddelkonsentrasjonen av benzo(a)pyren (AA-EQS) i vannforskriften er overskredet med en faktor 10 og risikoen for økologiske effekter og menneskets helse knyttet til inntak av sjømat fra denne vannforekomsten er stor.»

Her er alle manglene fra det første eksempelet beskrevet tilstrekkelig godt. Som nevnt i dette eksempelet, bør risikovurdering trinn 2 av forurenset sediment være et sentralt element i tilstandsbeskrivelsen dersom det er grunn til å tro at sedimentene er forurenset, eller det foreligger undersøkelser som viser overskridelser av EQS og eventuelt av grenseverdier gitt for risikovurdering trinn 1. En risikovurdering trinn 2 innebærer ikke bare en vurdering mot grenseverdier, men også en vurdering av biotilgjengelighet og i hvilken grad overskridelsen kan påvirke organismer og helse, se Miljødirektoratets veileder M-409 for sedimenter (Miljødirektoratet 2015). Som grunnlag for tiltaksvurdering bør også trinn 3 gjennomføres.

Problemstillingen i avsnittet over viser også hvor viktig datagrunnlaget er. For det første må det være representativt for det regnskapsområdet man tar for seg, og for det andre må det godtgjøres at dataene gir grunnlag for den klassifiseringen av tilstand og/eller risiko som er gitt. Det kan være lett å ty til Vann-Nett for å få informasjon om kjemisk og økologisk tilstand, men det bør gjøres en egen vurdering av datagrunnlaget som del av prosedyren.

2.2 Geografisk avgrensning

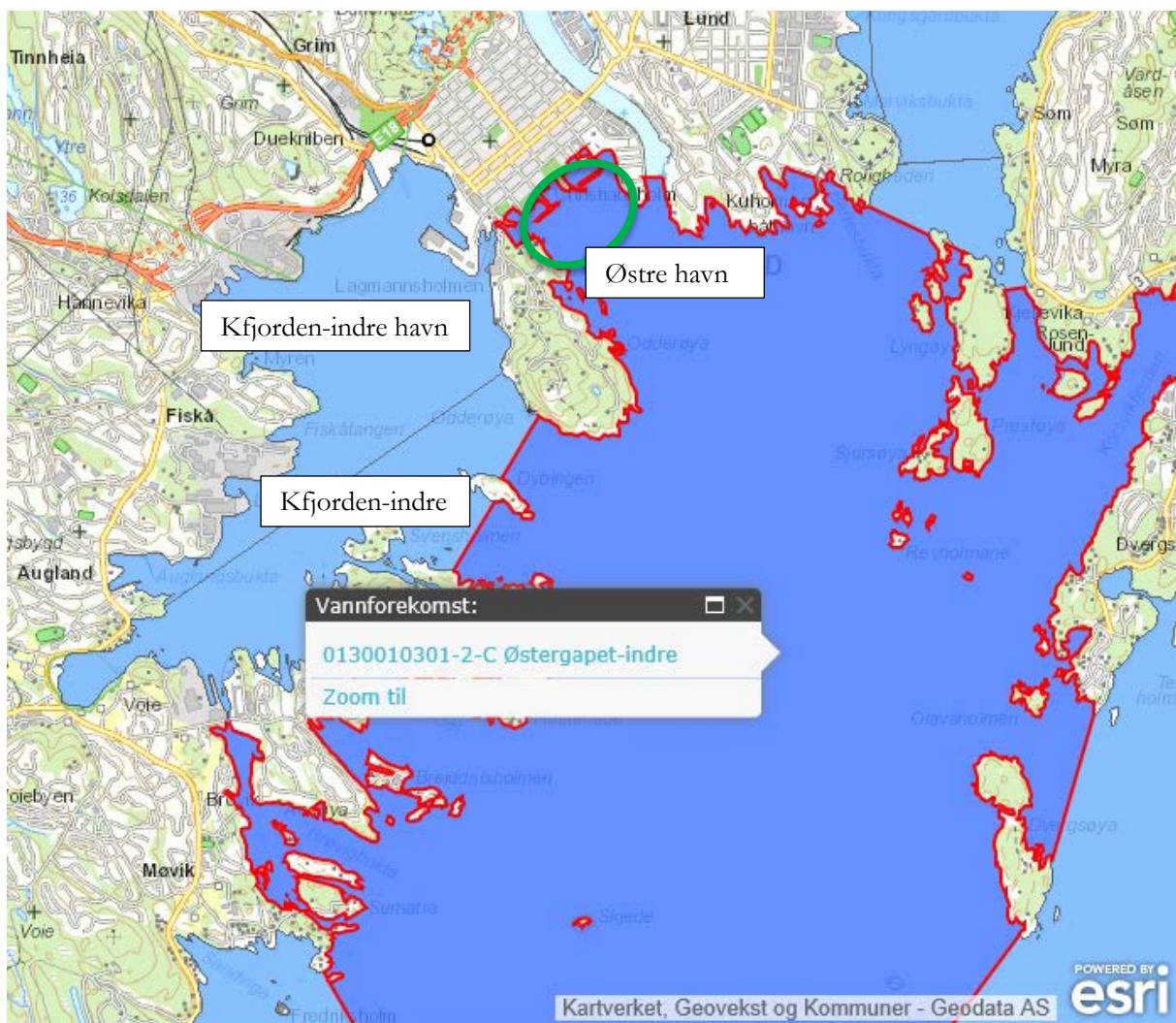
Som allerede antydnet er den geografiske avgrensningen av forurensningsproblemet svært viktig. Det er fordi forurensningsproblemet da kan beskrives mest mulig presist. Men det gir også det beste grunnlaget for å innlemme relevante forurensningskilder og bidrag.

En utfordring når man arbeider med vannforskriften kan være inndelingen i forholdsvis store vannforekomster og at de data man har tilgang på gjelder for en svært avgrenset del, evt. bare for nærområdet til en forurensningskilde. En avgrenset del kan være Østre havn i vannforekomsten Østergapet indre i Kristiansandsfjorden, se Figur 2. Et nærområde til en forurensningskilde kan også være

innenfor det en kan kalle et aktivt område for utslipp (Ruus mfl. 2005) eller en innblandingssone for et utslipp.

I vannforskriften opereres det med en geografisk avgrensning i et hierarkisk system, der nasjonen først er delt inn i **vannregioner**. I vår sammenheng egner dette nivået seg bare for langtransporterte forurensninger. Neste nivå er **vannområder**, og da er vi på vassdragsnivå inklusive sjøområdet utenfor. Dette nivået kan være hensiktsmessig for et forurensningsregnskap for nitrogen og fosfor fordi kildene er fordelt i hele området og fordi det kan gis en presis dokumentasjon på problemet. Det kan også egne seg for et regnskap for miljøgifter, men i norske vassdrag er forurensningskildene som regel langt nede i vassdraget eller ute i en sjøresipient, og en nærmere avgrensning vil trolig være mer hensiktsmessig.

En mer nærliggende geografisk avgrensning i forhold til vannforskriften er **vannforekomster**. Vannforekomster kan være innsjøer, sidevassdrag, vassdragsavsnitt, en hel fjord eller deler av en fjord. Vi bruker Kristiansandsfjorden som eksempel. Her er det en avgrensning som dels tar hensyn til den naturlige fjordutformingen og dels til influensområdet for store forurensningskilder, se Figur 2.



Figur 2. Avgrensning av vannforekomster i Kristiansandsfjorden. Østergapet-indre er avgrenset mot Otra i nord, Topdalsfjorden-ytre i nordøst og de to vannforekomstene Kristiansandsfjorden-indre og Kristiansandsfjorden-indre havn i vest. I sørøst er avgrensningen mot Østergapet-ytre og i sørvest mot Vestergapet-indre. Grønn sirkel avgrenser Østre havn, men denne avgrensningen har ingen formell status. Kilde: Vann-Nett.

En annen avgrensning kunne vært som i vassdragsregisteret REGINE til NVE. Men som Figur 3 viser, ville avgrensningen i **kystfelt** være lite hensiktsmessig. For store og små vann og vassdrag derimot er REGINE velegnet fordi enhetene er **hele nedbørfelt**, f.eks. Otravassdraget fram til vannforekomsten Østergapet-indre. Rosa strek i figuren viser deler av nedbørfeltavgrensninger.



Figur 3. Samme kartutsnitt som i Figur 2, men avgrensning iht NVE Atlas. Blå strek er avgrensning av to vannområder (skiller Tovdalsvassdraget fra Otra ut til en nautisk mil utenfor grunnlinjen), rosa strek av nedbørfelt til hav og grønn strek (strek mellom rosa og blå strek) minsteenheten i databasen REGINE. I sjøområdet er minsteenheten kystfelt, som har en litt tilfeldig avgrensning (området mellom godt avgrensede vassdrag på land og sjøområdet utenfor).

I NIVAs arbeid med risikovurdering for Elkem i Kristiansand (Ruus m.fl. 2005; Næs m.fl. 2014, Olsen m.fl. 2018) var det en hensiktsmessig avgrensning på tre nivåer. Utgangspunktet var **utslippsområdet** ved Elkem **og to tilhørende influensområder**. Vi har tatt utgangspunkt i denne avgrensningen, som er gjengitt seinere i rapporten (Figur 13). Våre to områder går på tvers av de to vannforekomstene Kristiansandsfjorden-indre og Kristiansandsfjorden-indre havn i Figur 2, og vi har valgt å kalle dem for **regnskapsområder for forurensningsregnskapet**.

I NIVAs arbeid for Kristiansand kommune (Hindar mfl. 2017, 2018) var fokuset på **en avgrenset del av en vannforekomst**, nemlig Østre havn i vannforekomsten Østergapet-indre (Figur 2). Det var naturlig fordi kommunen var opptatt av forholdene i friluftsområder og badeplasser i havnas nærområde. Et

forurensningsregnskap ville da være mer naturlig å sette opp for denne avgrensede delen, dvs. dette regnskapsområdet, enn for hele vannforekomsten.

2.3 Bakgrunnskonsentrasjoner

Med de svært lave grenseverdiene for vannforekomster som gjelder for enkelte metaller og PAH'er, vil også bakgrunns-konsentrasjoner i nedbør være viktig for forurensningsregnskapet. Noen steder vil man kunne finne relevante data, mens man de fleste steder ikke har direkte tilgang på slike data.

I arbeidet i Kristiansand brukte vi data fra NILUs målestasjon for langtransportert forurenset luft og nedbør i Birkenes, som ligger 30 km nordøst for Kvadraturen. Her var det en tydelig sesongvariasjon i konsentrasjonen av benzo(a)pyren, med de klart høyeste verdiene i november-januar. Det skyldes sannsynligvis langtransporterte luftforurensninger (Hindar mfl. 2018). En NIVA-rapport fra 2001 (Kaste mfl. 2001) viste også at PAH i innsjøsedimenter i dette området i all hovedsak skyldes langtransportert forurenset luft og nedbør.

NILUs målinger i nedbør viste for øvrig at årsmiddelkonsentrasjonen i 2012 av benzo(a)pyren overskred dagens grenseverdier for vannforekomster (AA-EQS) i vannforskriften (Hindar mfl. 2017). Dette er svært relevant for et forurensningsregnskap fordi formålet med det er å finne fram til kostnadseffektive tiltak for å bedre vannmiljøet. Er bakgrunnskonsentrasjonene så høye som her i forhold til grenseverdiene, kan det vise seg vanskelig å komme under grenseverdier med aktuelle tiltak.

For metaller i nedbør kan arbeidet med regnskapet for Kristiansandsfjorden (kapittel 3) tyde på at denne kilden neppe er av stor betydning.

Den naturlige sammensetningen av løsmasser kan beskrives ved hjelp av flomsedimenter (Ottesen m.fl., 2000). For å vurdere graden av forurensning i f.eks. byjord er det en forutsetning å ha kunnskap om naturforholdene. Ofte er det utfordrende å skille mellom forurensning og naturforhold, men heldigvis finnes det naturlige materialer som egner seg godt for å vurdere naturlige bakgrunnskonsentrasjoner, som flomsedimenter. For eksempel er berggrunnen i Agder generelt preget av metallkonsentrasjoner omkring landsgjennomsnittet, men samtidig finnes det lokale variasjoner som bl.a. synliggjøres i form av historisk gruvedrift på enkelte metaller (nikkel (Ni), kobber (Cu), titan (Ti) og mangan (Mn)) i regionen. Konsentrasjonen av bly (Pb) i syreløselig form er relativt høy i flomsedimenter fra Agder sammenlignet med landsgjennomsnittet.

Bakgrunnskonsentrasjoner av miljøgifter i kystvann og i kyststrømmene er som regel svært lave. På samme måte som for luft skyldes de i hovedsak langtransporterte forurensninger, men vil også være påvirket av bidrag fra byer og større virksomheter langs kysten.

Analyse av metaller i dype kjerner av sjøbunn kan gi en forståelse for pre-industrielle konsentrasjoner. Kjernene må dateres for å kunne si med sikkerhet hvilken tidsepoke konsentrasjonene kan knyttes til.

2.4 Utslippskilder; innsamling av data

I urbane områder er det en del typiske kilder til forurensninger, se Figur 4, i tillegg til kilder som bidrar til langtransportert forurensning. Om vi holder oss til tungmetaller og PAH er typiske lokale utslippskilder som følger:

- industrivirksomheter,
- vedfyring vinterstid,
- havneområder (dieselutslipp til luft fra skip ved kai og under manøvrering, drivstoffspill),
- småbåthavner
- vei og trafikk (utslipp til luft og vann fra ufullstendig forbrenning og slitaseprodukter fra asfalt og bildekk),
- kloakkoverløp og utslipp fra spillvannsnett og etter rensing i renseanlegg

- bygningsslitasje (overflater),
- nedlagte søppeldeponier og industrifyllinger og
- forurenset byjord (nedlagte virksomheter, bybranner, tilkjørte masser)

For mange av disse kildene, spesielt gamle kilder, kan det være vanskelig å skaffe gode data. For dagens utslipp kan man bruke oppgitte utslippstall, målte/berregnede verdier og erfaringstall eller litteraturverdier. Det er også en rekke mindre kilder, slik som bensinstasjoner og småindustri, men i denne rapporten har vi av ressurshensyn fokusert på de antatt største.

På dette stadiet kan man risikere å gape for høyt eller for lavt. Det er viktig å inkludere alle viktige kilder, mens uvesentlige kilder kan ekskluderes. For å få til det kreves god oversikt over forurensningssituasjonen, aktiv kontakt med problemeiere og forurensningsmyndighetene (kommunen og fylkesmannen), samt egne, faglige vurderinger. Nye målinger kan være påkrevet.



Figur 4. Utslippskilder i et urbant område, her fra Kristiansandsfjorden. Kilde: Hindar mfl. (2017).

Det er et prinsipielt skille mellom utslipp til luft og til vann. Utslippene til luft kan være i gassform, som aerosoler eller større partikler. Partikler kan falle ned i nærområdet. Finpartiler og aerosoler kan transporteres vekk, men også fanges opp i trekronene i skogsområder. Stoffer i gassform er flyktige og kan derfor føres langt av gårde. Luftutslipp fra høye piper vil som regel følge hovedvindretningen, men lokale forhold kan påvirke mønsteret. Luftutslipp ved bakken vil i større grad påvirkes av lokale forhold. Vinterstid vil eventuelle inversjonsforhold hindre vertikal luftsirkulasjon og redusere mulighetene for at utslippskomponenter føres ut av regnskapsområdet. Forurensninger fra luftutslipp vil da kunne

akkumuleres i nærområdet og gi økte helseproblemer. Men de kan også i større grad vaskes ut i nærliggende vannforekomster.

For å beregne bidraget av lokale luftutslipp i vannforekomster vil det ikke være tilstrekkelig å samle inn utslippsdata. For å fordele disse utslippene i tid og rom må man ta hensyn til ovenstående dynamikk, noe som kan være svært ressurskrevende. Det kan være vanskelig å avgjøre hva som må til av måling og modellering for å fordele lokale luftutslipp riktig, og det kan være mer hensiktsmessig å gjennomføre et måleprogram i avrenningen fra ulike områder for å fange opp påvirkningen i vannforekomster. I tillegg kan det være nødvendig å måle nedfallet fra store punktutslipp, gjerne i en gradient fra kilden og fram til regnskapsområdet. Bidraget fra langtransportert forurensning må trekkes fra.

Av samme grunner som nevnt over kan da heller ikke luftutslipp inngå direkte i et forurensningsregnskap for vannforekomster. Men en oversikt over luftutslipp fra viktige kilder kan gi grunnlag for å avgjøre bidraget i tilførslene. I forurensningsregnskapet for Kristiansandsfjorden har vi valgt å samle luftutslipp fra viktige kilder i en egen tabell. Har man nedfallsdata, kan tilførselen på vannoverflater i regnskapsområdet beregnes direkte.

Utslipp til vann og avrenning fra land er som regel enklere å måle og beregne påvirkningen (stoffmengden) av. Elver og bekker i regnskapsområdet for forurensningsregnskapet tar med seg forurensningskomponenter som enten slippes direkte ut i vannforekomsten eller som tilføres via terrenget. Et måleprogram med tilpasset prøvetakingsstrategi og analysemetoder vil kunne gi nødvendige data for tilførsler fra hele dreneringsfeltet (nedbørfeltet).

Prosessutslipp fra industri til sjø eller annen resipient er i ett eller få punktutslipp, gjerne etter en renseprosess, og har gjerne et godt definert målepunkt hvor det tas prøver. Diffus avrenning fra samme kilde kan inneholde en blanding av utslippsnedfall over tak og på asfalterte overflater, samt partikler som renner av eller spres fra lagerområder for råvarer. Slik diffus avrenning er nedbørstyrt, samles gjerne opp i dreneringssystemer på bedriftsområdet, men kan være utfordrende å kvantifisere med akseptabel usikkerhet.

Avrenning fra vei vil typisk samles opp i grøfter og rør og transporteres til nærmeste vannforekomst. I noen tilfeller blir denne avrenningen rensert, i all hovedsak ved bruk av naturbaserte sedimentasjonsdammer, før slipp til vannforekomst. Dette gjelder stort sett veier med trafikk over 8-10 000 kjøretøy pr døgn. Velfungerende sedimentasjonsdammer vil kunne holde tilbake betydelige mengder med partikkelbundne forurensninger, men langs motorveier er det gjerne sedimentasjonsbassenger som har en viss renseseffekt. Sammenlignet med vanlig veiavrenning, inneholder tunnelvaskevann betydelig høyere konsentrasjoner av miljøgifter, men det kan være vanskelig å få tak i data for utslippsberegninger.

Dette var noen eksempler på utslippskilder og håndtering av data. Under har vi gått nærmere inn på grupper av slike kilder, hva de kan bidra med og hvordan beregninger av utslipp kan gjennomføres.

2.4.1 Industri

I industritettsteder vil dagens utslipp til luft og vann fra bedrifter med utslippstillatelse lett kunne skaffes fra norskeutslipp.no. Men disse utslippstallene gjelder prosessutslipp, og det har vært eksempler på forholdsvis høye utslippstall for stoffer man ikke har målt til over rapporteringsgrensen i utslippet. Det kan derfor være nødvendig å ha kontakt med aktuell bedrift om oppgitte tall.

Bedrifter med utslipp av forurenset overvann fra bedriftsområdet til den aktuelle resipienten skal i prinsippet ha et måleprogram som kvantifiserer utslippet av bedriftsspesifikke miljøgifter, men det har ikke vært praksis å kreve måledata for utslipp via slike kilder. Erfaringen til NIVA er også at måleprogram for overvann kan være for svake til å gi grunnlag for slike beregninger. Det er fordi overvannsavrenningen er nedbørstyrt, og da kreves det en godt tilpasset prøvetakingsstrategi, se avsnitt 2.5 om supplerende målinger.

For noen industribedrifter kan det også være mulig å skaffe tall for miljøgifter i diffuse utslipp og overflateavrenning i bedriftens nærområde fordi det gjennomføres slike målinger, men dette er ofte interne målinger som ikke publiseres. Miljødirektoratet stiller imidlertid nå større krav til bedrifter om dokumentasjon av denne typen utslipp, jfr. utslippstillatelsen for Elkem Carbon i Kristiansand per 16.2.2018. Bedriften skal redegjøre for sine diffuse utslipp til luft bl.a. ved å:

- Kartlegge kilder til diffuse utslipp
- Anslå størrelse på det diffuse utslippet per kilde
- Bedriften skal utføre nødvendige målinger for å kunne bestemme innhold av de ulike stoffene i utslippene

For Eramet i Kvinesdal er det tatt inn følgende presisering i utslippstillatelse datert 5. april 2017:

- Utslippsgrensene for overvann gjelder frem til 01.01.2020. Etter dette er det ikke tillatt med utslipp av prioriterte miljøgifter via overvann. Det er da heller ikke tillatt med utslipp av suspendert stoff eller andre stoffer som kan ha miljømessig betydning.

Det antas at data fra slike måleprogrammer også vil bli lagt ut på norskeutslipp.no, slik at de kan framskaffes.

I byområder har det som regel vært utslipp til luft og vann tilbake i tid fra virksomheter som ikke lenger eksisterer. Det kan derfor være svært aktuelt å også kartlegge historien for slike virksomheter og skaffe informasjon om utslippene. Dette ble gjort da NIVA undersøkte innsjøsedimenter på Sørlandet for metaller og organiske miljøgifter (PAH og PCB). Flere aktive bedrifter hadde hatt betydelig større utslipp enn i dag og enkelte nedlagte bedrifter hadde hatt betydelige utslipp (Kaste mfl. 2001).

2.4.2 Privat vedfyring

Privat vedfyring bidrar med utslipp av finpartikler, enkelte metaller og EUs prioriterte og farlige PAH'er til luft. I større byer, f.eks. Oslo og Bergen, er helsefaren knyttet til dette vurdert som såpass alvorlig at forbud mot vedfyring (gamle ovner, utsatte bydelar) er vurdert (NRK, februar 2016). Oslo, Bergen og Kristiansand har hatt panteordninger for gamle vedovner.

For å kunne beregne vedfyringens bidrag til PAH og tungmetaller må en kople sammen data fra flere kilder, og under følger en prosedyre for dette.

På fylkesbasis er forbruket av ved styrt av urbaniseringsgrad og klima. Fylker med størst vedforbruk per innbygger er Oppland og Telemark (hhv. 370 og 320 kg ved per innbygger), mens Oslo ligger lavest med 40 kg/innbygger (SSB 2018). I områder med spredt bosetting er forbruket per husstand som fyrer med ved 1160 kg/år, mens det i tettsteder med mer enn 100 000 innbyggere er 360 kg/år. Andelen lukket ovn med ny teknologi har økt kraftig, fra nær 0 i 2000 til 60 % i 2016. Samtidig har vedforbruket i landet gått en del ned fra 2010 ifølge Statistisk sentralbyrå (SSB 2018).

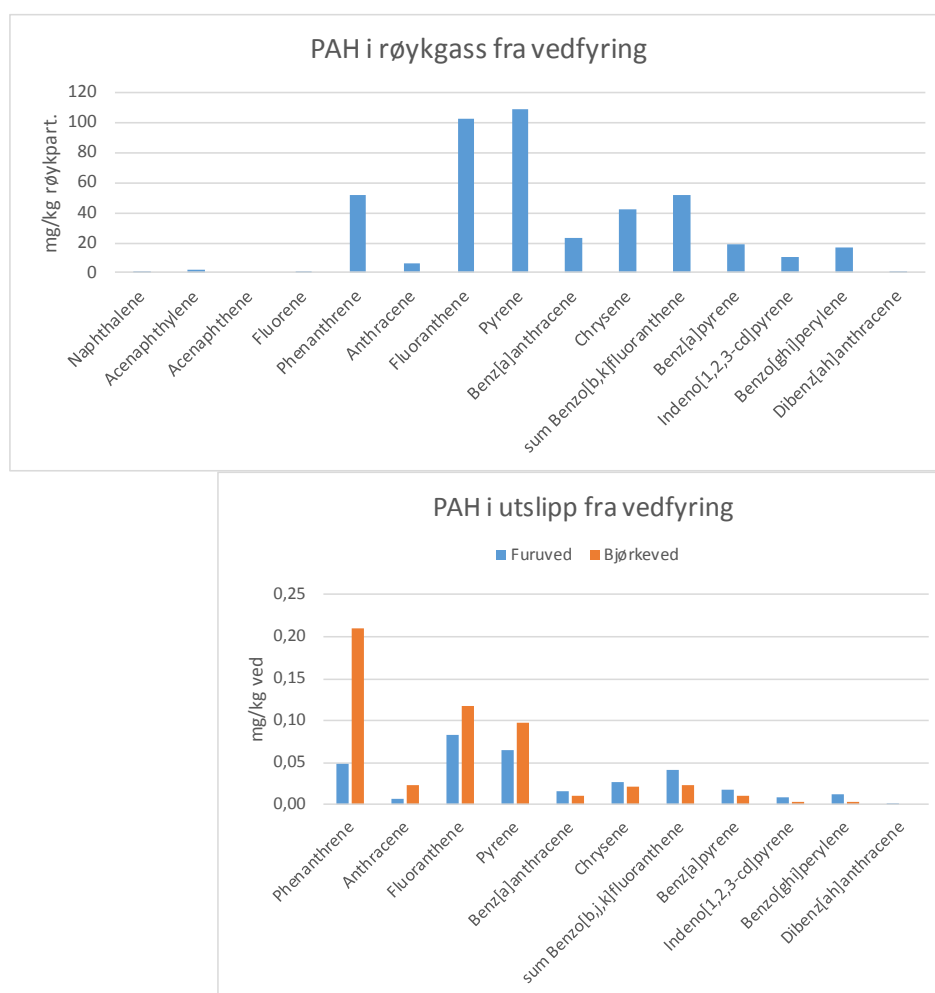
I følge beregninger for 2016 (SSB 2017) forårsaker vedfyring 44 % av svevestøvet under 10 μm (PM_{10}). SSB har også samlet informasjon om utslipp av partikler fra de to hovedkategoriene av ovner, se Tabell 1. Oversikten viser at hele 98 % av partikkelutslippet fra vedfyring er partikler med diameter under 10 μm (PM_{10}), mens 95 % er under 2,5 μm ($\text{PM}_{2,5}$). Dette er et svært finpartikulært utslipp, noe som forklarer den potensielt store helsefaren som er knyttet til avgasser fra vedfyring. Organisk karbon (OC) er hovedbestanddelen (78–80 %) av disse finpartiklene, og det er her vi finner PAH-forbindelsene.

For å finne ut hvor mye PAH og tungmetaller det er i røykgasspartikler fra vedfyring har vi lett i internasjonal litteratur. Studier av PAH i røykgasser fra vedfyring (Dilger mfl. 2016) viser dominans av 3-4 rings PAH'er, spesielt fenantren, fluoranten og pyrene (60 % av $\text{PAH}_{16}\text{EPA}$), men også et betydelig innslag av 5-rings PAH'er, slik som benzo(a)pyren (22 %), se profil i Figur 5. Her oppgis PAH-innholdet i mg/kg røykgasspartikler slik at det er mulig å kvantifisere bidraget når en kjenner vedforbruket og kople det med utslippsfaktorene i Tabell 1.

Tabell 1. Utslippsfaktorer (g/kg tørr ved) for vedfyring. De fire forkortelsene er TSP=totale partikler; PM_{2,5}=partikler under 2,5 µm; EC/BC=elementært karbon/svart karbon (sot); OC=organisk karbon. For lukkede ovner er det skilt på gamle og nye ovner og med eller uten nattfyring. Kilde: Aasestad (2013).

Source	TSP	PM _{2,5}	EC/BC	OC	Source for BC and OC
Open fireplace	17.3	16.4	9 % of PM _{2,5}	48 % of PM _{2,5}	Appendix B
Small stoves, old technology- with nightfiring	22.7	21.6	0.96	16.74	Seljeskog, Goile et al. 2013
Small stoves, old technology, without nightfiring	17.4	16.5	1.01	12.89	Seljeskog, Goile et al. 2013
Small stoves, new technology - with nightfiring	13.4	12.7	0.86	10.47	Seljeskog, Goile et al. 2013
Small stoves, new technology - without nightfiring ...	12.2	11.6	0.9	9.26	Seljeskog, Goile et al. 2013

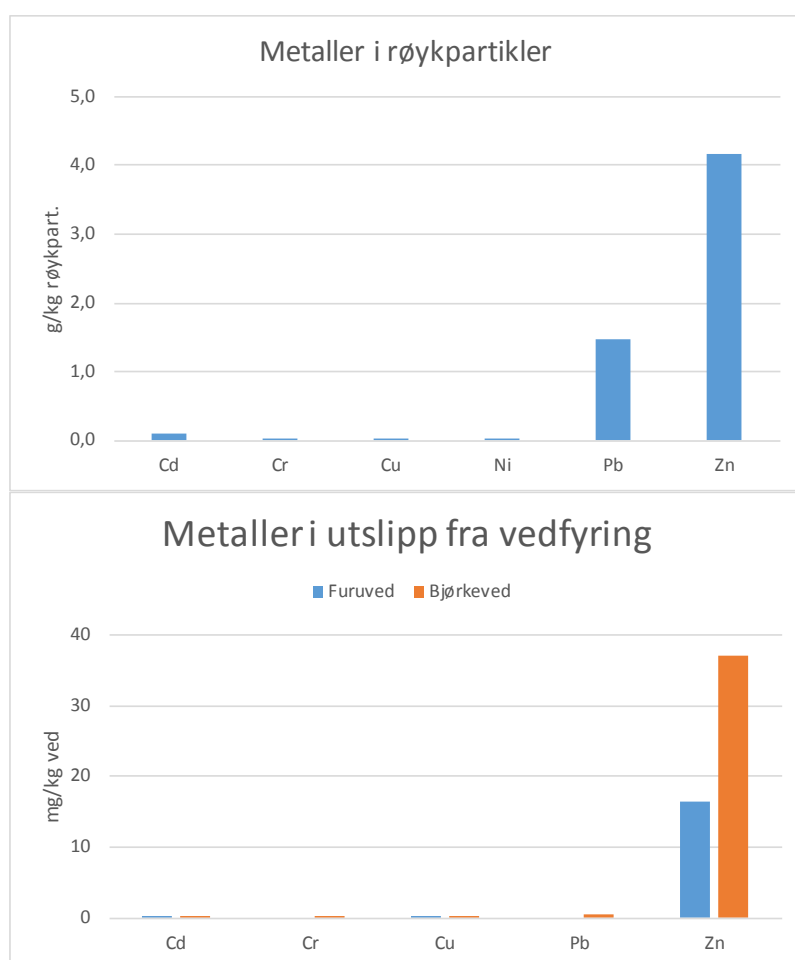
Source for emission factors TSP and PM_{2,5} for open fireplace; Sandmo, Bjønness et al. 2012



Figur 5. PAH-profil i røykgass fra vedfyring. Data fra Dilger mfl. (2016) øverst og Czech (2017) nederst. Figurene er tilpasset hverandre, slik at profilene lettere kan sammenliknes. Nederste figur viser at avgasser fra fyring med bjørkeved har et større innslag av 3-4 rings PAH'er enn det furuved gir. Legg merke til ulike benevnelse, hhv. mg/kg røykpartikler og mg/kg forbrukt ved.

Czech mfl. (2017) fant en klar forskjell mellom avgasser fra fyring med bjørkeved og furu, spesielt en større andel fenantren fra bjørkeved (Figur 5). Her oppgis konsentrasjonen i mg/kg forbrukt ved, slik at man slipper å gå via Tabell 1. Beregninger utført av US EPA (det amerikanske miljødirektoratet) viser at vedovner i USA hadde et utslipp av PAH₁₆EPA på 0,26 g/kg forbrent ved (US EPA 1998). Dette er vesentlig høyere enn oppgitt av Czech, og kan skyldes vedovner med gammel teknologi. Som nevnt over skjer det en rask endring i sammensetningen av vedovner, og det anbefales å bruke nyere beregninger enn disse fra US EPA. Kaivosoja mfl. (2013) fant hovedsakelig fluoranten og pyren i utslipp fra vedovner i sin undersøkelse, hhv. 20 og 24 mg/kg partikler. Interessant nok var konsentrasjonen i røykgass fra en pelletsovn bare 10 % av dette.

På samme måte har Gauggel-Lewandowski mfl. (2013) og Czech mfl. (2017) målt tungmetaller i røykgassen og kommet fram til profilene i Figur 6. Sink er helt dominerende tungmetall i denne typen utslipp, fulgt av bly. Vedfyring som kilde til bly i undersøkelsen til Gauggel-Lewandowski mfl. (2013) er verdt å merke seg. Konsentrasjonen av andre prioriterte og farlige metaller, slik som kadmium og nikkel, er forholdsvis lave.



Figur 6. Tungmetaller i røykpartikler fra vedfyring. Data fra Gauggel-Lewandowski mfl. (2013) øverst og Czech (2017) nederst. Bly og kopper ble ikke analysert ved bruk av furuved. Legg merke til ulike benevnelse, hhv. g/kg røykpartikler og mg/kg forbrukt ved.

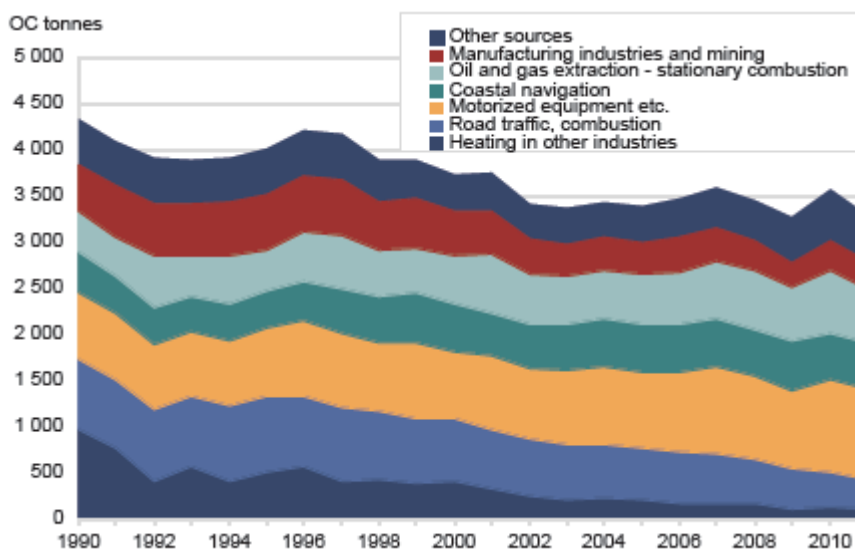
Brann- og feiervesenet, via innkreving av feiegebyr, har data for antall aktive ovner og hvordan de fordeler seg i et område. Det kan være at de også har informasjon om fordelingen mellom gamle og rentbrennende ovner, evt. om type ildsted (peis, ovn, kakkelovn). Den viktigste distinksjonen er mellom gamle ovner (produsert før 1998) og nye, rentbrennende ovner (Aasestad og Bjønnes 2011). Husstander med vedfyring

kan være koordinatfestet, men data kan også hentes ut via grunnkretser eller delområder (bydeler) i kommunen. Den mest praktiske enheten er delområder. I Kristiansand er det 19 slike, 123 grunnkretser og ca. 18.000 avtaler om feiing i gebyrregisteret, se beregningen av bidraget seinere i rapporten. Det faktiske vedforbruket per betalt gebyr er imidlertid ukjent, noe som gjør bruk av dette tallmaterialet usikkert.

Hvis man da velger å bruke data fra SSB for midlere vedforbruk per innbygger i det aktuelle fylket, slik som allerede vist, kan man støte på andre feilkilder. Den reelle fordelingen av nye og gamle ovner for det aktuelle regnskapsområdet er neppe kjent og regnskapsområdet kan rent klimatisk skille seg fra det som gjelder for fylket sett under ett. Usikkerheten i tallmaterialet er vanskelig å vurdere.

2.4.3 Skip ved havn

Fordelt på hele nasjonen er utslippene til luft av organisk karbon fra skipstrafikk (coastal navigation) på størrelse med flere andre kilder, men langt lavere enn fra vedfyring, se Figur 7.



Figur 7. Fordeling på landsbasis av utslipp av organisk karbon for alle andre kilder enn vedfyring. Vedfyring utgjør 83 % av totale utslipp.

I byer med havneanlegg kan det være betydelige partikkelutslipp til luft fra skip, spesielt under landligge. En viktig informasjonskilde er anløpsloggen til havnevesenet. Denne loggen inneholder informasjon om det enkelte skip, hvilken båtkategori skipet tilhører, hvor stort det er og hvor lenge skipet har oppholdt seg ved kai. Sentralt her står et automatisk identifikasjonssystem (AIS) som ifølge Kystverket er innført av FNs sjøfartsorganisasjon IMO for å øke sikkerheten for skip og miljø, og forbedre regulering og overvåking av skipstrafikk. AIS-transpondere ombord i skip sender ut informasjon om skipets identitet, posisjon, fart og kurs. Disse opplysningene fanges opp av Kystverkets landbaserte AIS-kjede, AIS Norge, som består av 50 basestasjoner langs kysten, og av AIS-satellitter. (<http://www.kystverket.no/AIS>).

Via ulike kilder har man tilgang på fritt tilgjengelig informasjon, men ikke skipenes maskinstørrelser. Utslippsberegninger kan dermed ikke baseres på karakteristiske utslippstall av typen gram stoff per kilowatt-time (g/kWh). Lloyds databaser inneholder denne informasjonen. Også lukket AIS-del gir tilgang til AIS data fra alle skip som hentes inn via Kystverkets AIS basestasjoner. For å få tilgang må brukeren registrere seg og fylle ut en søknad hvor blant annet formålet med søknaden må spesifiseres. Disse dataene deles i hovedsak med offentlige myndigheter og havner, men også andre kan søke om tilgang. Det vil være formålet for bruk av dataene som avgjør om det gis tilgang.

I Kystverkets karttjeneste ligger oversikter over farleder og kartfesting av skipstrafikk over lang tid, se eksemplene fra Kristiansand. For større områder, slik som Skagerrak og ulike deler av kysten, kan en hente utslippsdata for gasser og partikulært materiale. For mindre områder er det vanskeligere, men for havner i Norge har DNV GL utarbeidet oversikter over drivstofforbruk for hjelpemaskiner (DNV GL 2014). Hjelpemaskiner brukes for å generere strøm ved landligge. Forbruket er differensiert på skipstyper og skipsstørrelser, se utdrag i Tabell 2.

Det er altså to forholdsvis ulike måter å gjøre beregninger av utslipp fra skip ved kai og i havneområder via drivstoff-forbruket. Basert på «lukkede» AIS-data kan det gjøres som en bottom-up beregning, som innebærer å gjøre en beregning per skip i anløpsloggen og deretter summere over et tidsrom. Basert på data fra DNV GL kan man imidlertid hente ut drivstoff-forbruket direkte fra større havner, og dette vil trolig være å foretrekke i de fleste tilfeller.

Når en har drivstofforbruket, kan man med temmelig mange forbehold beregne utslipp av partikler og PAH. Vi har her valgt å bruke et forholdsvis nytt arbeid fra Australia (Goldsworthy and Goldsworthy 2015) for å finne karakteristiske forhold mellom drivstofforbruk og utslipp av PM₁₀ og PAH, og beregnet dette for enkelte norske havner (Tabell 3). Data fra et Interregarbeid som Bergen Havn har vært med på gir mindre partikkelutslipp (PM₁₀) per brukt mengde drivstoff (2,15 kg/tonn; Hulskotte mfl. 2014), og da også mindre PAH-utslipp om en videre bruker PAH/PM₁₀-forholdet fra Australia.

Beregninger av denne typen er forbundet med store usikkerheter, som vanskelig kan estimeres uten å gjøre detaljerte studier. Det finnes dessuten en rekke forskjellige metoder for slike beregninger. Etter en gjennomgang av ni av dem anbefaler Moreno-Gutierrez mfl. (2015) å bruke utslippsfaktorene fra arbeidene til Goldsworthy, slik vi har gjort her.

Vi har også sammenliknet utslippstallene for Oslo slik de framkommer i Tabell 3 med beregninger utført for 2013 etter bottom-up prinsippet, dvs. en detaljert gjennomgang av skipsanløpene. López-Aparicio mfl. (2017) beregnet således utslippene av PM₁₀ til 18 tonn, mens vi har beregnet dem til å være 42 tonn. Arbeidet til NILU og Oslo havn var basert på bruk av utslippsfaktorer for kombinasjonen maskinstørrelser og tid (kWh) og ikke drivstoff-forbruk. Ulike forutsetninger kan trolig forklare forskjellen i disse beregningene.

Utslipet av tungmetaller med skipseksos er avhengig av det drivstoffet som brukes. Tungolje (HFO; heavy fuel oil) er kjent for sitt innhold av V og Ni (Turner mfl. 2017), og et studium ved Shanghai havn viste at aerosoler i lufta hadde samme karakteristiske V/Ni-forhold som dette drivstoffet (Zhao mfl. 2013). Vanadium, nikkel og særlig V/Ni-forholdet kan dermed brukes for å spore effekter av skipsutslipp til luft. Det anbefales å inkludere disse metallene i måleprogrammer i avrenningsvann og regnskapsområder for forurensningsregnskap hvis en har mistanke om bidrag fra skipseksos. I vårt arbeid i Kristiansand har vi med nikkel, men dessverre ikke vanadium.

For drivstoff ble det innført nye regler for svovelinnhold i kystområder fra 2015 (fra 1 og ned til 0,1 % S), og reduksjoner fra 3,5 til 0,5 % for drivstoff brukt i internasjonalt farvann innføres fra 2020 (Czech mfl. 2017). Det innebærer endringer i drivstofftype, men utslippet av miljøgifter avhenger fortsatt av hvilken drivstoff-type som velges (Zetterdal mfl. 2016). Det er generelt mindre miljøgifter i drivstoff med lavt svovelinnhold fordi drivstoffet er mer raffinert og inneholder mindre tunge oljer (Turner mfl. 2017).

Det vil være store usikkerheter i utslippsestimater for skip pga. ulik sammensetning av fartøyer og drivstoff, størrelse og alder på motorene og forbrenningsforholdene.

Skip som har rensesystemer for S- og N-gasser om bord i form av scrubbere kan ha utslipp av Cu og Zn med vaskevannet til sjø. Det antas at kilden til disse metallene ikke er drivstoffet men trolig innvendige overflater i rør, vanntanker og rensesystem (Turner mfl. 2017). Direkte utslipp til vann kan også være fra drivstofflekkasjer, lekkasje av smøreoljer og annet. Mer diffuse utslipp er av stoffer for

overflatebehandling, slik som tributyltinn og kopperoksid. Vi har ikke funnet noen publiserte metoder for å kvantifisere dette bidraget.

Tabell 2. Drivstofforbruk i havn (hjelpemaskiner) i 2013, tonn. Utdrag fra en oversikt for de 32 største havnene i Norge (DNV GL 2014).

Fordelt på skipstyper													
	Oljetankere	Kjemikalie	Bulkskip	Stykkogods	Konteiner	Ro-ro last	Kjølefryste	Passasjer	Supply	Andre off	Andre	Fiskefartøy	Total
Bergen	80	10	117	366	136	329	43	2376	19180	1069	1750	465	25921
Oslo	491	876	255	302	896	104	1	4051		13	142	0	7130
Stavanger	49	203	133	110	32	10		802	3647	671	366	39	6064
Kristiansand	39	112	72	36	345	4	6	1995	350	7	189	4	3159
Trondheim	23	128	141	215		9	3	2152	10	20	313	7	3022

Fordelt på skipsstørrelse (1000 BT)								
	<1	1-5	5-10	10-25	25-50	50-100	>100	Totalt
Bergen	688	4166	18422	1347	591	555	153	25921
Oslo	634	1359	1281	588	1653	1613		7130
Stavanger	370	2281	2609	374	161	203	65	6064
Kristiansand	181	177	688	181	1857	54	20	3159
Trondheim	270	1600	164	769	72	119	29	3022

Tabell 3. Utslipp av partikler (PM₁₀ og PM_{2,5}) og PAH fra havner i Australia (Goldsworthy and Goldsworthy 2015) og Norge. Utslipp i norske havner er beregnet her vha. drivstoffdata i Tabell 2 og forhold utledet av data fra Australia. For Kristiansand havn har vi også brukt data fra et Interregarbeid som Bergen Havn har vært med på (PM₁₀/fuel).

Havner	Fuel tonn	PM10 tonn	PM2.5 tonn	PAH tonn	PM10/fuel kg/t	PAH/fuel g/t	PAH/PM10 g/kg
Melbourne	76383	478	440	1,45	6,26	18,98	3,0335
Dampier	62287	343	315	1,09	5,51	17,50	3,1778
Brisbane	60752	362	333	1,11	5,96	18,27	3,0663
Hay Point	40352	245	225	0,74	6,07	18,34	3,0204
Fremantle	38135	204	187	0,64	5,35	16,78	3,1373
Middelverdier					5,83	17,98	3,09
Bergen	25921	151		0,466			
Oslo	7130	42		0,128			
Stavanger	6064	35		0,109			
Kristiansand	3159	18		0,057			
Kristiansand	3159	7		0,021	Bergen Havn/Goldsworthy		
Trondheim	3022	18		0,054			

2.4.4 Småbåthavner

Langs kysten, men enkelte steder også i innsjøer eller ved større elver i innlandet, er det anlagt småbåthavner for fritidsbåter. Studier viser at båter som ligger på vann kan være en viktig kilde til miljøgifter. Også løsmasser på opplagsplasser kan være en kilde (Vatland 2018). Det er særlig bunnstoff, maling, petroleumsprodukter og vask som kan bidra. En rekke bunnstoffprodukter er kilde til Cu og/eller Zn, mens petroleumsprodukter er kilde for PAH. Båter som ligger i ferskvann får langt mindre begroing enn båter i sjø, og behovet for behandling med metallholdig bunnstoff er dermed tilsvarende mindre.

En beregning for en typisk småbåthavn i Sverige, utført av Institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM) ved Stockholms universitet i 2012 og gjengitt i en rapport fra Havs- og vattenmyndigheten i 2012 (HaV 2012), viser at hhv. 80 og 90 % av metallene Cu og Zn i bunnstoff lekker ut mens båtene ligger fortøyet i småbåthavna. Resten følger med partikler under høytrykksspyling på land. Det ble også beregnet at metallutlekkningen i småbåthavna var 0,8 g Cu per båt og per dag, mens tilsvarende tall for Zn var 1

g/båt/dag. Slike verdier er avhengig av båtstørrelse, aktuelt produkt og vedlikeholdsrutiner, men kan trolig også være representative for større småbåthavner i Norge.

For beregning av total utlekking i et år ble det antatt at båtene lå i småbåthavna i fem måneder, dvs. ca. 150 døgn. En småbåthavn med 500 båter vil derfor bidra med 60 kg Cu og 75 kg Zn på årsbasis.

2.4.5 Vei og veitrafikk

Veitrafikk, sammen med vedfyring, kan være viktigste kilde til partikler (PM₁₀) i byluft. Sommerstid kan veitrafikk være største kilde. Avrenningen av miljøgifter fra veitrafikk er i en viss grad avhengig av trafikkmengden, og kan med forholdsvis stor grad av usikkerhet beregnes på bakgrunn av den. Som allerede nevnt kan tunnelvaskevann være en betydelig kilde til miljøgifter (Torp og Meland 2013; Meland og Rødland 2018).

Trafikkmengden kan måles som et årsmiddel for hvor mange biler, lastebiler og busser som passerer i døgnet (ÅDT, årsdøgntrafikken), men belastningen er også avhengig av sammensetningen av disse transportmidlene. I byer kan ÅDT være beregnet for gater og gjennomfartsveier, slik at utslippet kan beregnes. På nettstedet vegkart.no kan man hente ut ÅDT, fordelt på lange/korte kjøretøy, samt hastighet.

Det er gjort en rekke målinger av metallavrenning fra veier med ulik belastning (Huber mfl. 2016). Slike målinger viser at metaller i all hovedsak er knyttet til partikler (Meland et al. 2016), se Tabell 4. Konsentrasjonene i Tabell 4 viser svært stor variasjon til tross for at dette er såkalte event mean concentrations. Det vil si at vannprøver er tatt med samme prøvetakingsstrategi (i nedbørepisoder) som er anbefalt i foreliggende rapport. Stor variasjon kan skyldes at vannprøver er tatt i ulike sesonger og i punkter som har ulike nedbørfelt og dermed ulik grad av fortykning. Tid fra forrige nedbørepisode vil også variere, slik at oppsamling og akkumulering av veistøv er en viktig faktor.

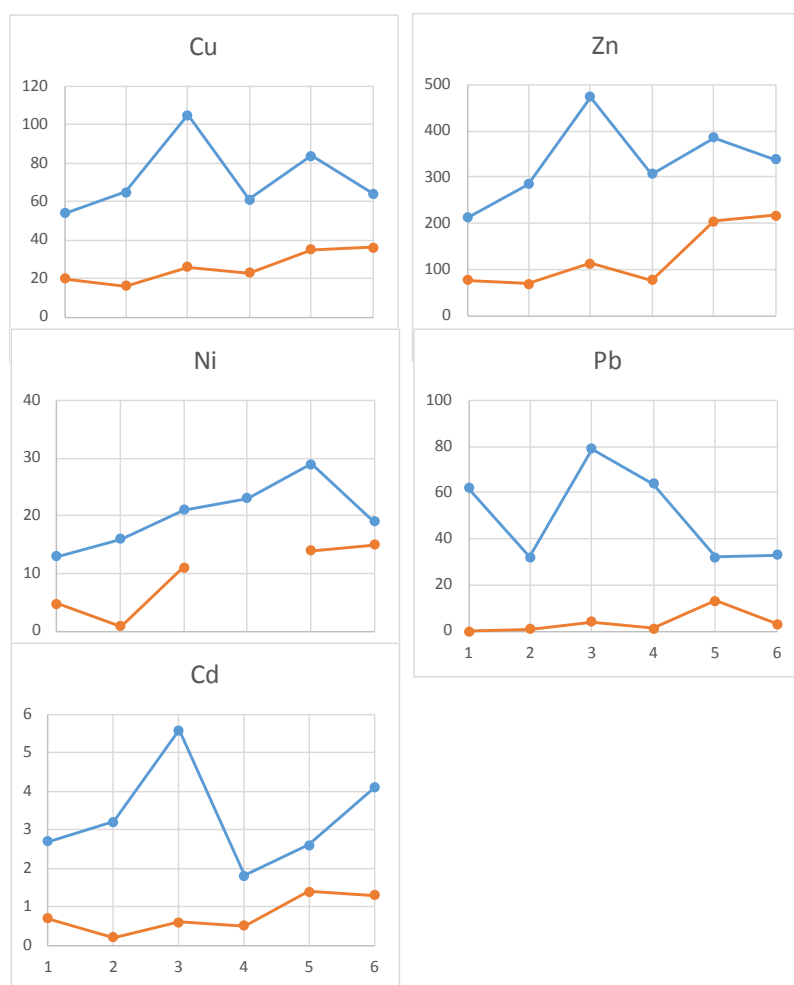
Tabell 4. Metallkonsentrasjoner i avrenning fra veitrafikk med ulike årsdøgntrafikk (ÅDT), oppgitt som event mean concentrations (EMC, se tekst). Grenseverdier (EQS) i vannforskriften er gitt som følger: AA=årsmiddelkonsentrasjoner; MAC=maksimalkonsentrasjoner; 10*AA=AA med fortykningsfaktor på 10 for vurdering i resipient. Tabellen er gitt i Meland mfl. (2016), men originaldata er fra Huber mfl. (2016). Vi har nummerert de ulike veikategoriene for bruk i Figur 8. Alle data i µg/L.

		EQS			1			2			3			4			5			6		
		EQS			Vei: ÅDT < 5 000			Vei: ÅDT 5 000 – 15 000			Vei: ÅDT > 15 000			Motorvei: ÅDT < 30 000			Motorvei: ÅDT > 30 000			Urban motorvei: ÅDT > 30 000		
Metall	Fraksjon	AA	MAC	10xAA	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.
Cu	Tot	-	-	-	54	6	180	65	7	280	105	26	288	61	13	140	84	23	430	64	13	274
	Løst	7,8	7,8	78	20	3,3	56	16	2,7	65	26	6,8	57	23	5,7	64	35	4	100	36	4,1	151
Zn	Tot				212	25	940	285	23	1000	474	120	1940	306	32	1760	385	53	2210	338	21	2234
	Løst	11	11	110	76	15	314	68	7,9	258	113	51	262	77	5	191	204	8,6	577	217	11	2118
Ni	Tot	-	-	-	13	8,4	17	16	3,8	35	21	4,1	55	23	6	73	29	4	83	19	2	93
	Løst	4	34	40	4,7	3,1	6,3	0,9	0,5	1,3	11	9,5	12	-	-	-	14	4	27	15	1,9	29
Pb	Tot	-	-	-	62	2	152	32	3,7	136	79	6	380	64	2,5	230	32	4,4	90	33	1,4	220
	Løst	1,2	14	12	-	-	-	0,9	0,13	2,8	3,9	0,5	7	1,3	0,01	3,1	13 ^a	13 ^a	13 ^a	3	0,8	7,4
Cd	Tot	-	-	-	2,7	0,3	13	3,2	0,06	37	5,6	0,67	25	1,8	0,05	9	2,6	0,14	12	4,1	0,06	35
	Løst	0,08	0,45	0,8	0,7	0,14	1,8	0,2	0,01	0,5	0,6	0,25	0,9	0,5	0,02	2,6	1,4	0,5	3	1,3	0,1	3,8

^{a)} Vi vurderer konsentrasjonene oppgitt for løst bly for usikre.

Et interessant trekk er at middelkonsentrasjonene for flere av metallene ikke varierer særlig mye med trafikkbelastningen (Figur 8). Mens trafikkbelastningen (ÅDT) varierer med en faktor på over 6, er faktoren under 2 for middelkonsentrasjoner av metallene. For maksimalkonsentrasjonene er bildet omlag den samme.

De viktigste kildene til partikler fra vei er eksos, spesielt partikler fra dieselforbrenning og slitasje av bremsklosser (Westerlund, 2001), asfalt og dekk. Johansson et al. (2009) viste at 90 % av Cu fra veitrafikk skyldes slitasje av bremsklosser, mens Ni og Pb hovedsakelig kommer fra drivstoffet. I Norge ble imidlertid øvre grense for Pb i drivstoff satt til 5 mg/L i 2000, mens bensinen etter 1. januar 2005 skal være blyfri, se Forskrift om kvaliteten på bensin og autodiesel til bruk i motorvogner (lovdata.no).



Figur 8. Middelkonsentrasjoner ($\mu\text{g/L}$) for totale (blått) og løste (rødt) metallkonsentrasjoner hentet fra Tabell 4. Tallverdiene langs x-aksen er veikategoriene i tabellen.

Westerlund beregnet utslippet av metaller fra bremskloss-slitasje i Stockholm, og fant at denne slitasjen først og fremst bidrar med Cu, deretter Zn og Pb, i mindre grad med Ni og Cr og i svært liten grad med Cd, se Tabell 15. Mens blyforurensningen har avtatt pga. utfasing av bly i bensin fra 1996, kan forholdsvis høy andel bly fra bremsklosser opprettholde et visst nivå i utslipp til luft og i avrenning til vann.

Tabell 15. Utslipp av metaller fra bremsekloss-slitasje i Stockholm (kg/år), beregnet ved å multiplisere mengden bremseklosser som er brukt per år med metallinnholdet. Bilparken ble splittet i nye og gamle biler. Mengden kadmium ble estimert etter forholdet mellom Cd og Zn i bremseklosser. (fra Westerlund, 2001).

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
New	0.19	2.1	1,971	2.1	220	386
Old	0.23	3.0	1,760	4.4	329	385
Sum	0.42*	5.1	3,731	6.5	549	771

Undersøkelser av PAH i drivstoff viser en nærmest total dominans av den flyktige 2-rings PAH-forbindelsen naftalen i bensin, men en noe mer variabel andel av naftalen i diesel (Marr et al. 1999). Ved drivstoffleksasje er det dermed hovedsakelig naftalen som påvises, om den da ikke allerede er fordampet.

Tyngre PAH'er er det lite av i drivstoff, men de dannes ved forbrenning. PAH i forbrent drivstoff har dermed en helt annen profil, med en klart økt andel av 4-6 rings PAH'er, blant annet benzo(a)pyren. Chen et al. (2013) fant at PAH'er med de høyeste utslippsfaktorene (mengde/bil per kjørt km) for både diesel- og bensinbiler var benzo[ghi]perylene, benzo[k]fluoranten, indeno[1,2,3-cd]pyren, benz[a]anthracen og benzo[a]pyren. Summen av disse utgjorde henholdsvis 69 og 67 % av partikulært PAH fra disse kjøretøyene.

PAH-profilen, forholdet mellom enkelt-PAH'er (diagnostiske forhold) og prinsipalkomponentanalyser (PCA) er brukt til å identifisere PAH fra veitrafikk og til å skille mellom utslipp fra dieslbiler og bensinbiler. Vi har tatt med noen av disse forholdene og sammensetningene i Tabell 5.

Tabell 5. Diagnostiske forhold og PAH'er fra diesel- og bensinforbrenning med sterke bidrag i prinsipalkomponentanalyser (PCA).

Fra Ravindra mfl (2006, 2008)		
Diagnostiske forhold:		
Indeno()pyren/(Ind+Benzo(ghi)perylene)	0,35-0,7	diesel
Fluoren/(Fluoren+Pyren)	>0,5	diesel
	<0,5	bensin
BaP/(BaP+Chrysen)	0,49	diesel
	0,73	bensin
Benzo(b)fluoranten/Benzo(k)fluoranten	>0,5	diesel
BaP/Benzo(ghi)perylene	0,5-0,6	trafikk
Indeno()pyren/Benzo(ghi)perylene	0,4	bensin
	1	diesel
Pyren/BaP	10	diesel
	1	bensin
PCA:		
Fluoranten, pyren og benzo(ghi)perylene		bensin
Fluoranten, pyren med høy benzo(b,k)fluoranten		diesel

Asfalt kunne tidligere inneholde betydelige mengder PAH (KFA 2010). Før 1965 ble det benyttet et bindemiddel (bitumen) i asfalt som var basert på steinkulltjære. Mens PAH-innholdet i bitumen i dag er 30-40 mg/kg, kunne det i steinkulltjæren være 150 000 mg/kg. Med en innblanding på 5-6 % bitumen, har dagens asfalt et PAH-innhold nær normen for ren jord (KFA 2010). Asfalt som hovedsakelig er basert på tjære som bindemiddel kan ha opp mot 9000 mg/kg i PAH-innhold, dvs. godt over grensen for farlig avfall (1000 mg/kg). NGU foretok i samarbeid med Vegdirektoratet en undersøkelse av asfaltkjerner fra bl.a. Kristiansand i 2006. Det ble påvist relativt høye PAH-konsentrasjoner (ca. 500 mg PAH₁₆EPA/kg) i

enkeltpøver, noe som kan gi et bidrag i overvann ved normal vegslitasje og reasfaltering (Jartun og Jørgensen, 2006).

Denby et al. (2013) påpeker at også andre partikkelkilder fra veitrafikk enn eksos og normal slitasje av bremseklosser og dekk er viktige for PM₁₀-konsentrasjonen i nordiske land. Det er særlig bruken av piggdekk, salting og strøing med sand vinterstid som kan gi økte konsentrasjoner. Bruk av piggdekk vil også kunne øke tungmetall- og PAH-konsentrasjonen pga. økt asfalslitasje.

Mens bidraget til partikkelutslipp fra eksos blir redusert over tid pga. dieselpartikkelfiltere, redusert drivstoff-forbruk og overgang til el-biler, vil slitasjen av bremseklosser, asfalt og dekk variere med trafikkmengden.

2.4.6 Kommunale utslipp

Avløp fra byer og tettsteder samles ideelt sett opp i avløpsledningsnett og ledes til kommunale renseanlegg (RA). Større anlegg har målinger av metaller og PAH, men frekvensen kan være forholdsvis lav (f.eks. fire ganger per år), og koplingen mot varierende vannmengde gjennom anlegget dermed svak. Beregninger av utslipp rapporteres til det kommunale og statlige rapporteringssystemet Kostra og videre til norskeutslipp.no.

Basert på erfaringer i Kristiansand kommune kan det være behov for en gjennomgående kvalitetssikring, slik at utslippsberegninger som kommunen selv har gjort og rapportert er de samme man kan skaffe fra både Kostra og norskeutslipp.no. Mens Kostra er et forholdsvis tungt system å finne fram i, er årlige utslipp lett å finne fram til i norskeutslipp.no. Hentes data fra nevnte kilder, kan det være en fordel å sjekke dem med kommunen.

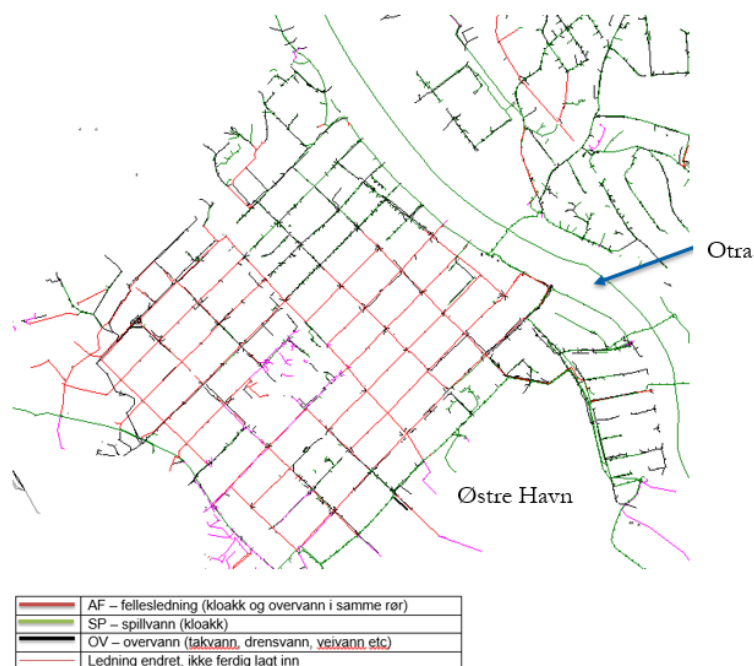
Avløpsledningsnett kan være bygget med fellesledninger, dvs. spillvann og overvann i samme ledning. Det var vanlig fram til ca. 1960. Deretter er det i hovedsak bygget separatledningsnett med spillvann og overvann i hver sin ledning. Spillvannet føres til renseanlegg og overvannet til resipient. Fellesledninger transporterer normalt alt spillvann til tørrvær, mens det ved nedbør også transporterer større mengder overvann til renseanlegg. I forbindelse med nedbør er det ofte overløpsutslipp (sterkt fortynnet spillvann) fra fellessystemer til resipient.

Mange kommuner har de seinere årene begynt å separere eldre områder med fellessystem. Det er imidlertid et omfattende og kostbart arbeid, som for Kvadraturen i Kristiansand vil ta flere tiår.

Det er i mange tilfeller betydelige mengder fremmedvann, dvs. vann som trenger inn i ledningsnett, som tilføres separat spillvannsnett. Dette kan bl.a. skyldes feilkoblinger, utette skjøter, høy grunnvannstand/-sjøvannstand. Dette resulterer i økte vannmengder inn til renseanlegg i normalsituasjonen, og medfører ofte overløpsutslipp i nedbørperioder. Reduksjon av fremmedvann er et satsningsområde for en rekke kommuner.

De fleste kommuner har et digitalt ledningskartverk. I disse kartene så har alle punkt, kummer og ledninger sitt nummer som en kan referere til, i mange tilfeller kalt Sid-nr. Kommunene har normalt god oversikt over ledningsnett, se eksempelet fra Kvadraturen i Kristiansand i Figur 9.

Kommunalt spillvann varierer i sammensetning. Overløpsutslipp fra spillvannsnett til resipient inneholder fortynnet spillvann, men verken vannmengde eller stoffkonsentrasjon er kjent. Bidraget til nærmeste vannforekomst kan derfor ikke beregnes. Et måleprogram for å beregne middelkonsentrasjonen i slike blandede avløp anbefales fordi det vil gi et inntrykk av om bidraget kan være en viktig kilde til påvirkning.



Figur 9. Ledningsnett for kloakk og overvann i Kvadraturen i Kristiansand.

2.4.7 Bygningsslitasje (overflater)

Husfasader kan være en kilde til avrenning av metaller og andre stoffer som maling, beis og andre produkter for overflatebehandling er sammensatt av. I tidligere tider ble det brukt tungmetallbaserte malingsprodukter. Ulike metalloksider ga ulike farger, og i tillegg har de trolig hatt en ikke uvesentlig dempende effekt på begroing og sopp.

I nye malings typer er metallene stort sett fjernet, men på gamle hus kan man fortsatt få utslag på metallmålinger fordi eldre, metallholdige lag skjules bak nyere lag (Kongsvik 2012). Dette vil samtidig si at metallholdige lag kan være godt skjermet for slitasje og at bidraget fra malte husfasader til overflateavrenning av metaller er beskjeden.

Ved vedlikeholdsarbeider, slik som sandblåsing, kan imidlertid også disse lagene bli eksponert og puss og malingsflass kan føres med overvann til vannforekomster. Bidraget av metaller fra slike arbeider er vanskelig å beregne fordi en relevant målestrategi kan være vanskelig å sette opp. Samtidig kan det være grunn til å anbefale at avfall fra slike arbeider samles opp og leveres til egnet mottak.

Vår vurdering er at bidraget fra veitrafikk i bygater vil overskygge eventuelle metallbidrag fra slitasje av husfasader.

2.4.8 Nedlagte søppeldeponier og industrifyllinger

De fleste søppel- og industrideponier fra nyere tid må man anta er kjent, også de som er nedlagt. Mange av disse har også vært gjenstand for undersøkelser for å finne ut om avrenningen er problematisk. Det bør derfor kunne skaffes både måledata som grunnlag for beregninger og vurderinger av om avløpet er problematisk for nærmeste vannforekomst.

På nettstedet norskeutslipp.no kan man finne oversikter over større deponier. Deponier er her alle avfallsdeponier og industrideponier som har tillatelse etter forurensningsloven (utslippstillatelse) og krav til egenkontrollrapportering. Både aktive deponier og deponier i en etterdriftsfase er med her. En fjerdedel av disse er bedriftsinterne industrideponier, der bedriftene deponerer eller har deponert avfall fra egen

virksomhet. Resten er avfallsdeponier som tar imot avfall fra andre aktører. Aktiviteter på land som har utslipp, men ikke defineres som deponi er lagt til andre sektorer, spesielt avløpsanlegg og industri. Gamle deponier som ble nedlagt før krav om overvåking ble innført og som ikke har oppsamling av sigevann, finnes ikke på norskeutslipp.no. Alt dette ifølge nettstedets beskrivelser.

2.4.9 Byjord

Byjord er også et tema som i utgangspunktet bør inngå i regnskapet. Lokal berggrunn bidrar med minerogent materiale ved at fjell langsomt forvitrer, og det er dette som over tid danner jordprofiler i naturlige miljø, for eksempel et podsolprofil. I byene har imidlertid mennesket preget sammensetningen av overflatejorda. I tillegg til bidraget fra berggrunnen finner vi her rivnings- og rehabiliteringsavfall, rester fra bybranner, asfaltrester, maling, kull, kloakk, industri- og husholdningsavfall. Ved graving, rehabilitering og nedrivning av bygninger, omregulering av tomter og forflytting av masser er overflatejorda brukt mange ganger, og gir et komplekst kjemisk fotavtrykk.

Byjord kan være synlig og tilgjengelig i parker, grøfter, hager og andre grøntområder, eller ligge relativt beskyttet under asfalt og betongdekker. Uansett vil byjorda i første omgang være en mottaker for miljøgifter fra nevnte kilder og atmosfærisk nedfall, men disse vil også kunne mobiliseres ved graving og andre prosesser.

Miljøgiftene i byjord er som regel adsorbent i større eller mindre grad til partikler, noe vil kunne vaskes ut ved nedbør og snøsmelting, mens i andre tilfeller er det selve partiklene i jorda som kan mobiliseres ved nedbørshendelser og fraktes via overflateavrenning eller i avløpssystemet. Den kjemiske sammensetningen i byjord er sterkt varierende basert på historikken til byen, plasseringen av aktuelle kilder (eldre industriarealer, deponier osv.), topografi og andel tette flater. Representative målinger er dermed en stor utfordring, og jorddata kan heller ikke brukes direkte i et forurensningsregnskap.

Påvirkningen av vannforekomster av forurenset byjord kan være vanskelig å beregne eller vurdere, også om en har tilgang på jorddata. Det er dels fordi fordelingen av miljøgifter kan være svært heterogen av grunner som er gjennomgått over, dels fordi utlekking og transport er avhengig av mange forhold som en ofte ikke har god nok informasjon om. Utlekkingsforsøk i et laboratorium er relevant, men er ressurskrevende, og en kan risikere å ha for få prøver i forhold til variasjonen i målt utlekkingshastighet.

2.4.10 Sjøsedimenter

Sterkt forurensede sjøsedimenter kan være en kilde til utlekking, spredning og opptak av miljøgifter i biota. Selv etter omfattende utslippsreduksjoner kan miljøgift-konsentrasjonene i sedimentet forbli høye over lang tid og dermed relativt sett være en betydelig kilde. Mange faktorer av både kjemisk og fysisk karakter påvirker risikoen for utlekking, spredning og opptak av miljøgifter. Dette kan være vannkemi som f.eks. pH, oksygenforhold og tilførsel av organisk karbon som kan påvirke grad av binding til partikler og biotilgjengelighet av miljøgifter. Det kan også være resuspensjon som følge av oppvirvling, f.eks. på grunn av propellaktivitet eller i mindre skala bioturbasjon som skyldes gravende organismer.

Et forurensningsregnskap bør inkludere sedimentet som kilde, basert på en kartlegging av konsentrasjonene i sedimentet, eventuelt også beregninger av utlekking slik det fremgår av eksempelet i Figur 10.

Ofte er det store gradienter i konsentrasjon av miljøgifter i sedimentet fra et eksisterende eller historisk utslippspunkt og utover i tilhørende influensområde pga. varierende sedimentasjonsrate av ulike partikkelfraksjoner og fortykning via vannutveksling. Som følge av dette vil sedimentet også ha ulike kornstørrelser (mer finpartikulært lengre fra utslippspunktet) og i varierende grad være utsatt for resuspensjon og horisontale forflytninger. Et mål med undersøkelser av sterkt forurensede sedimenter vil være å avgrense det eller de områdene som framstår som betydelige med hensyn til konsentrasjon og utlekkingspotensiale og som kan være aktuelle for tiltak. Miljødirektoratet har utviklet flere veiledere til hjelp i arbeidet med kartlegging og risikovurdering av forurenset sjøbunn for å avklare tiltaksbehovet (bl.a.

M-409: Risikovurdering av forurenset sediment og M-350: Håndtering av sedimenter). Program for kartlegging av forurenset sediment, hvilke lag av sedimentet som bør undersøkes og hvilke parametere det bør analyseres for fremgår av disse veilederne. En generell anbefaling er at sedimentet undersøkes for miljøgifter i de øvre 10 cm. Dersom det blir identifisert et tiltaksbehov knyttet til sedimentet må det utarbeides en konkret tiltaksplan for forurenset sjøbunn i henhold til Miljødirektoratets fakta-ark M-325: Tiltaksplaner for opprydding i forurenset sjøbunn. I praksis vil opprydding i forurenset sjøbunn som regel skje som følge av et pålegg fra Miljødirektoratet, med mindre oppryddingen er initiert av tiltakshaver selv i sammenheng med f.eks. utdyping av seilingsdyp i farled eller ved kai.

2.5 Identifisere stoffprofilen for ulike kilder

Har man utslippstall for flere komponenter fra en kilde, kan man også lage en stoffprofil for kilden. For eksempel, for bedrifter som produserer eller bruker stoffer med et betydelig innhold av metaller eller PAH kan forholdet mellom enkeltmetaller eller PAH-grupper i utslippet (både til luft og vann) brukes aktivt mot det en måler i andre tilførselsveier, slik som i nedbørspåvirket overvannsavrenning, eller i selve resipienten. PAH i luftutslipp kan imidlertid inneholde flyktige komponenter i gassform som en ikke kan forvente å finne igjen i målepunkter i overvannet.

Et eksempel fra Kristiansand er Glencore Nikkelverk som har betydelige utslipp av Cu og Ni til luft, men forholdsvis lave utslipp til luft av andre metaller. Metallprofilen i avrenningen i den nærliggende Baneheia er preget av dette (Hindar mfl. 2017), men metallene er i stor grad bundet til humusstoffer og til dels lite biotilgjengelige (Hindar mfl. 2018). Et annet eksempel er Elkem Carbon som har betydelige utslipp av PAH til luft, men luftutslippet domineres av flyktige forbindelser. Nedfallet fra tak derimot inneholder tyngre PAH'er, og det er i denne gruppen de prioriterte og farlige PAH'ene befinner seg. Dette nedfallet er trolig mest representativt for det som faller ned i bedriftens nærområde. En foreløpig vurdering av PAH-profilen i takvann ser ut til å sammenfalle med profilen i avrenningen fra Baneheia, men ingen konklusjon om påvirkning fra Elkem Carbon er foreløpig trukket (Hindar mfl. 2018).

Det vises til kapittel 3 for en utdyping av arbeidet med stoffprofiler.

2.6 Målinger for å supplere datagrunnlaget

Vi forutsetter her at problemkartleggingen allerede er gjennomført, se avsnitt 2.1. Det vil si at en kjenner den kjemiske og økologiske tilstanden i regnskapsområdet for forurensningsregnskapet.

Etter at en har kartlagt kilder vil det likevel kunne finnes kunnskapshull i form av manglende data for selve forurensningsregnskapet. Ett eksempel er at prøver er tatt, men at analysemetoden som er brukt har for høye rapporteringsgrenser slik at en likevel ikke har egnede data for beregninger. Det kan være for ressurskrevende å tette alle hull, og en bør derfor gjøre et prioritert utvalg. Aktuelle målinger kan være:

- målinger i overvannsavrenning og tilførselsbekker som går direkte til vannforekomsten(e) innenfor regnskapsområdet og som kan representere ulike landarealer innenfor området.
- måling av nedfall med nedbør innenfor regnskapsområdets avrenningsfelt, særlig i nærområdet til bedrifter med betydelige utslipp til luft.
- måling i avrenningspunkter fra større gjennomfartsveier, spesielt fra tunneler og lange strekk med utslippspunkter til vassdrag.

Det er knyttet usikkerhet til alle målestrategier, men det er viktig å kunne dokumentere usikkerheten. Er prøvetakingen tilfeldig og lite frekvent, vil man neppe kjenne variasjonen i det man måler på. Da kan man heller ikke beregne usikkerheten i konsentrasjon og tilførsler. Det er altså viktig å først dokumentere variasjonen og deretter ha en prøvetakingsstrategi som er tilpasset denne variasjonen.

Overvannsavrenningen i bygater vil samle opp trafikkforurensningen fra utslipp og slitasje. Også andre kilder kan påvirke byavrenningen og det kan være nødvendig med et måleprogram for å kartlegge

belastningen. For målinger i overvann bør en passe på at målestrategien gir relevante data. Overvanns-avrenningen er nedbørstyrt, og prøvetakingen må derfor være innrettet for å fange opp utslippet i nedbørepisoder og lengre perioder med nedbør. Prøvetaking med faste og lite frekvente intervaller vil temmelig sikkert ikke gi representative tall. Den målestrategien NIVA fulgte i Kristiansand (Hindar mfl. 2017) var basert på en internasjonalt anerkjent strategi som går ut på å konsentrere prøvetakingen i isolerte nedbørepisoder. Man kan da beregne såkalte event mean concentrations, dvs. middelkonsentrasjoner for avrenningen i hver episode. Ved å gjøre tilsvarende for 5-10 episoder, kan en ved å midle alle data finne en stedsspesifikk middelvei (site mean concentration). En fordel her er at målestrategien kan gjentas etter at forurensningsbegrensende tiltak er gjennomført for å dokumentere effekten av tiltaket.

En strategi som både kan gi gode utslippstall og også svært detaljert informasjon om utslippets forløp er sensorbasert overvåking. Her samles data kontinuerlig, men det er ikke utviklet enkle sensorer for verken metaller eller PAH. Et alternativ i slike tilfeller kan være å benytte en proxy som lett lar seg mål og som har en bestemt relasjon til det en faktisk skal dokumentere. En slik relasjon kan finnes mellom PAH og turbiditet i overvann (Hindar mfl. 2018) fordi PAH, iallfall de farligste, i stor grad er partikkelbundet. Også tungmetaller er i stor grad partikkelbundet i urban overvannsavrenning.

Nedfall av miljøgifter i luftutslipp kan være vanskelig å kvantifisere. Enkeltbedrifter, f.eks. Eramet i Sauda, har gjennomført slike målinger på flere punkter i Sauda-området. Det gir et godt inntrykk av hvordan luftutslippet påvirker nærområdet, hvordan påvirkningen varierer mellom punktene, over året og over flere år. Slike data kan brukes for å beregne tilførsler til resipienter, men det kan være en utfordring å få tilgjengeliggjort slike bedriftsinterne data.

Målinger i veiavrenning fra tunneler og større veier kan gjøres hvis man antar at litteraturverdier ikke er representative, men det kan være vanskelig å finne gode målepunkter. Sammensetningen av ÅDT og hvordan avrenningen tilføres naturen er viktige variabler som påvirker utslippsbildet. Stor grad av tungtransport og sterkt belastede busstraseer gir en større partikkelbelastning enn veier som i hovedsak trafikkeres med privatbiler. Infiltreres avrenningen eller ledes den via sedimentasjonsbasseng, vil belastningen kunne være mindre. Stort innslag av el-biler gir mindre utslipp av avgasser, men asfalt- og bremskloss-slitasje vil være den samme.

2.7 Vannutveksling og fortynningsforhold

Et utslipp av miljøgifter i en innelukket fjord kan gi en helt annen forurensningssituasjon enn et tilsvarende utslipp i et åpent kystområde. Det skyldes at vannutvekslingen i det siste tilfellet både kan fortynne og spre utslippet på en slik måte at konsentrasjonene avtar raskt, at opptaket i organismer blir lavt og at belastningen på sediment blir liten. I en innelukket fjord kan forurensningssituasjonen være mer alvorlig for et tilsvarende utslipp og også vanskeligere å endre hvis belastning over mange år har gitt et lager av miljøgifter i sedimentet.

I de fleste tilfeller har en ikke tilstrekkelig informasjon til å gjøre beregninger av vannutveksling, hvordan miljøgifter spres i et fjord/kyst-område og hvordan fortynning endrer konsentrasjonsforhold. Dette er også dynamiske prosesser som endres hele tiden. Men det er viktig å ta slike forhold i betraktning når forurensningssituasjonen skal vurderes. Allerede i avgrensningen av regnskapsområdet for forurensningsregnskapet vil en sannsynligvis bevisst eller ubevisst gjøre en vurdering av vannutveksling.

Det kan også være en god ide å utnytte regnskapsområdets utforming (morfometri) og vannutveksling i forbindelse med tiltak for å minimalisere belastningen fra enkeltkilder.

Det vises til kapittel 3 for vurdering av slike forhold i Kristiansandsområdet.

2.8 Forurensningsregnskap (kildenes bidrag)

I dette avsnittet går vi gjennom den mest utfordrende delen av denne prosedyren. På dette stadiet har en skaffet seg oversikter over utslipp, stoffprofiler og hva som tilføres og også transporteres ut av regnskapsområdet. Det er på tide å knytte dette sammen til et forurensningsregnskap. Har man svært gode data kan man komme langt, men man kan ikke regne med at alle brikker faller på plass.

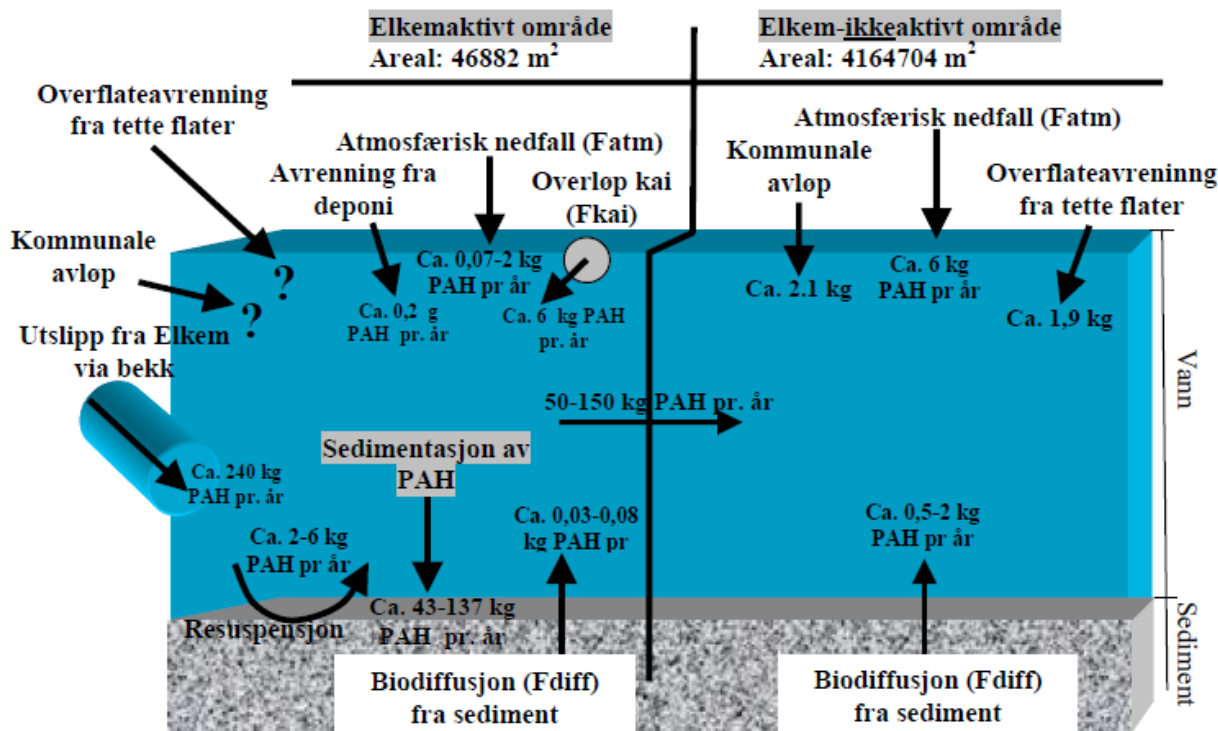
Før man setter seg for høye mål, bør man her gjøre en grovvurdering av de data som er skaffet til veie. Det er også viktig å huske på hva som er hensikten med arbeidet. Men det kan også være at det har framkommet data/informasjon om forhold man ikke var klar over og som setter nye problemstillinger på dagsorden. Vi skal ta med eksempler på begge deler, igjen fra Kristiansand.

I måleprogrammet i 2016 (Hindar mfl. 2017) inngikk et punkt i det ubebygde friluftsområdet Baneheia. Dette ligger «nedstrøms» industribedriftene i den forstand at hovedvindretningen går fra bedriftene mot Baneheia. Her ble det funnet en metallprofil i avrenningen, hovedsakelig basert på Cu og Ni, som ga et tydelig signal om bidrag fra luftutslippet til Glencore Nikkelverk. Konsentrasjonene var potensielt over grenseverdiene i vannforskriften, men det var målt på totalkonsentrasjoner. Grenseverdiene gjelder imidlertid for løste og til dels biotilgjengelige (Ni og Pb) metaller. Det ble derfor besluttet å kartlegge dette nærmere slik at en eventuelt kunne utelukke Baneheia som et nytt regnskapsområde for forurensningsbegrensende tiltak.

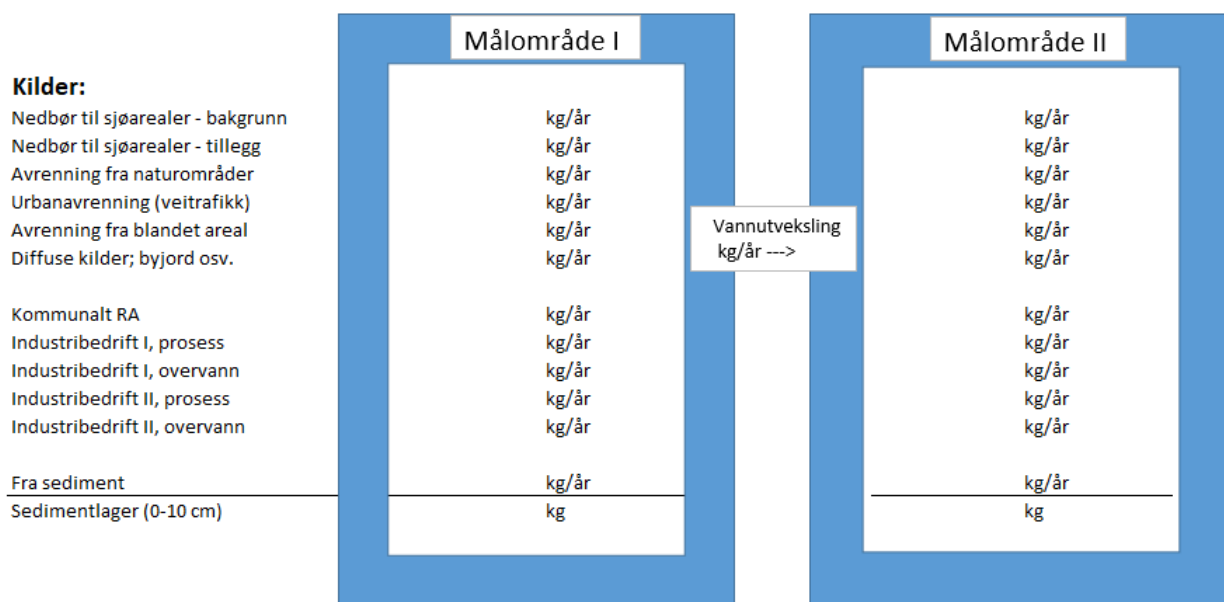
Overvannet i bygatene i Kvadraturen hadde PAH-konsentrasjoner som var målbare med den analysemetoden som ble brukt. Men i de fleste tilfellene var analyseverdiene så lave at det i første omgang ble besluttet å ikke bruke PAH-profilen aktivt til kildeproving. Det var imidlertid klare tegn til at vegtrafikk var en viktig kilde. Det ble besluttet å ta nye prøver, bruke en bedre analysemetode og bruke nye tall for kildeproving. Det ble også innledet samarbeid med Statens vegvesen. Resultatene viste en svært konsistent PAH-profil ved alle prøvetakinger, som tydet på at det var en stor kilde, nemlig veitrafikk (Hindar mfl. 2018).

For regnskapsområder med mange forurensningskilder kan det være nødvendig å gå i retning av et fullstendig forurensningsregnskap. Et slikt ble forsøkt satt opp i 2005 for PAH i to sjøområder utenfor Elkem-bedriftene i Kristiansand, ett umiddelbart utenfor bedriften (Elkem-aktivt område) og et influensområde lenger ut (ikke-aktivt område), se Figur 10. Her har man brukt utslippstall fra forskjellige kjente kilder, og også inkludert atmosfærisk nedfall fra luftutslippet til en industribedrift og sjøsedimentene som kilder. For det Elkem-aktive området kommer utslippet fra Elkem via bekk ut som klart største kilde, men det var store usikkerheter knyttet til årlig mengde (Ruus mfl. 2005). Videre satte den nye utslippstillatelsen krav om vesentlige reduksjoner av prosessutslippet slik at andre kilder ville bli forholdsvis viktigere. I dette tilfellet manglet en data for enkelte kilder i det Elkem-aktive området, mens man hadde data for alle vesentlige kilder i det ytre området. For det ikke-aktive området kommer bidraget fra det Elkem-aktive området, via vannutveksling, ut som den klart største kilden. Slik regnskapene for PAH var satt opp her var det ikke tvil om hva en burde ta tak i for å bedre forholdene. Dette regnskapet ble oppdatert i 2014 basert på data fra 2013 (Næs mfl. 2014).

I foreliggende arbeid har vi laget en mer skjematisk oversikt over forurensningsregnskapet, som kan ligge i et regneark og være direkte knyttet til tall og beregninger i regnearket (Figur 11). En skjematisk oversikt kan også knyttes til illustrasjoner, slik som i Figur 4.



Figur 10. Forurensningsregnskap for de deler av Kristiansandsfjorden som ligger nærmest Elkem-bedriftene. Kilde: Ruus mfl. (2005). De to områdene er hhv. et utslippsområde og et influensområde, og inngår begge i regnskapsområdet, slik vi beskriver det i teksten.



Figur 11. Mal for et forurensningsregnskap for en enkelt miljøgift. Oversikten kan ligge i regneark, og data fra tabeller og beregninger i regnearket kan hentes ved å linke til slike oversikter. I dette tilfellet er det to regnskapsområder i sjø, og de er knyttet sammen slik at også vannutvekslingen mellom dem bør inngå i regnskapet. Bidrag fra luftutslipp fra diverse kilder vil inngå i mange av de tilførslene som er gitt her.

2.9 Videre arbeid basert på forurensningsregnskapet

Forurensningsregnskapet eller de enklere oppsettene vi også har gitt eksempler på, gir en oversikt over forurensningssituasjonen, kilder, tilførsler og transportveier. Dette gir igjen et grunnlag for å vurdere betydningen av ulike kilder og tilførsler og for å identifisere potensielt tiltaksbehov og tiltaksområde. Et tiltaksområde kan være vesentlig mindre enn det området som det er satt opp forurensningsregnskap for.

Tiltaksvurderingen vil kunne utløse behov for ytterligere undersøkelser, vurdering av miljø- og helserisiko og fare for spredning. I vurderingen bør det inngå målsetning for tiltak, alternative tiltaksløsninger, forutsetninger for å gjennomføre tiltak, forventet kostnad og effekt av tiltak, samt tidsperspektiv for måloppnåelse. Disse utredningene og vurderingene blir del av det videre arbeidet basert på forurensningsregnskapet.

3 Forurensningsregnskap for Kristiansandsfjorden

I dette kapitlet har vi fulgt prosedyren på deler av Kristiansandsfjorden. Også denne delen av rapporten har sin basis i det arbeidet som ble gjennomført for Kristiansand kommune, med elementer i et forurensningsregnskap for Østre havn (Hindar mfl. 2017). Her har vi imidlertid utvidet regnskapsområdet med de industribelastede delene av det indre fjordområdet.

3.1 Hva er problemet?

Kristiansandsfjorden og nærmeste omgivelser har en lang forurensningshistorie, som først og fremst er preget av framveksten av store industribedrifter. De seinere årene er det imidlertid gjennomført omfattende tiltak for å redusere utslippene, og ytterligere tiltak vil bli gjennomført.

Indre deler av Kristiansandsfjorden er fortsatt preget av historiske utslipp og dagens utslipp, og det er mye kunnskap både om kjemisk og økologisk tilstand. I arbeidet til Næs mfl. (2013) pekes det på at konsentrasjonene i sedimentene er redusert, men at det fremdeles er høye verdier av Cu og Ni og til dels Pb, Zn og As. For PAH var konsentrasjonene i de to høyeste tilstandsklassene, svarende til dårlig eller svært dårlig miljøtilstand. Analyser viste at både PAH og Ni var med å påvirke artssammensetningen i sedimentet.

I fjordsedimentene er det også målt på andre miljøgifter enn de som det er lagt vekt på i det foreliggende arbeidet. De risikovurderingene som er gjennomført peker da også på enkelte av disse andre miljøgiftene, spesielt tributyltinn (TBT) som aktuelle for tiltak (Næs mfl. 2014). Det er også betydelige konsentrasjoner av klorerte forbindelser, men det er kun PCB som fanges opp av risikovurderingen.

Grunnlaget for den foreliggende rapporten er først og fremst arbeidet med situasjonen i Østre havn, og at Kristiansand kommune der valgte å ha fokus på tilførselene av metaller og PAH (Hindar mfl. 2017). Det var et ønske om å gå videre med denne kartleggingen, og ny kunnskap om kilder og påvirkningens betydning ble skaffet (Hindar mfl. 2018).

Parallelt ønsket NIVA å videreutvikle prosedyren for å lage forurensningsregnskap, og vi foreslo overfor Miljødirektoratet å samtidig utvide regnskapsområdene for å få flere tilførselskilder og problemstillinger inn i dette arbeidet. PAH og metaller ble beholdt som aktuelle miljøgifter selv om risikoen knyttet til TBT er vurdert som større (Næs mfl. 2014).

3.2 Geografisk avgrensning (regnskapsområder)

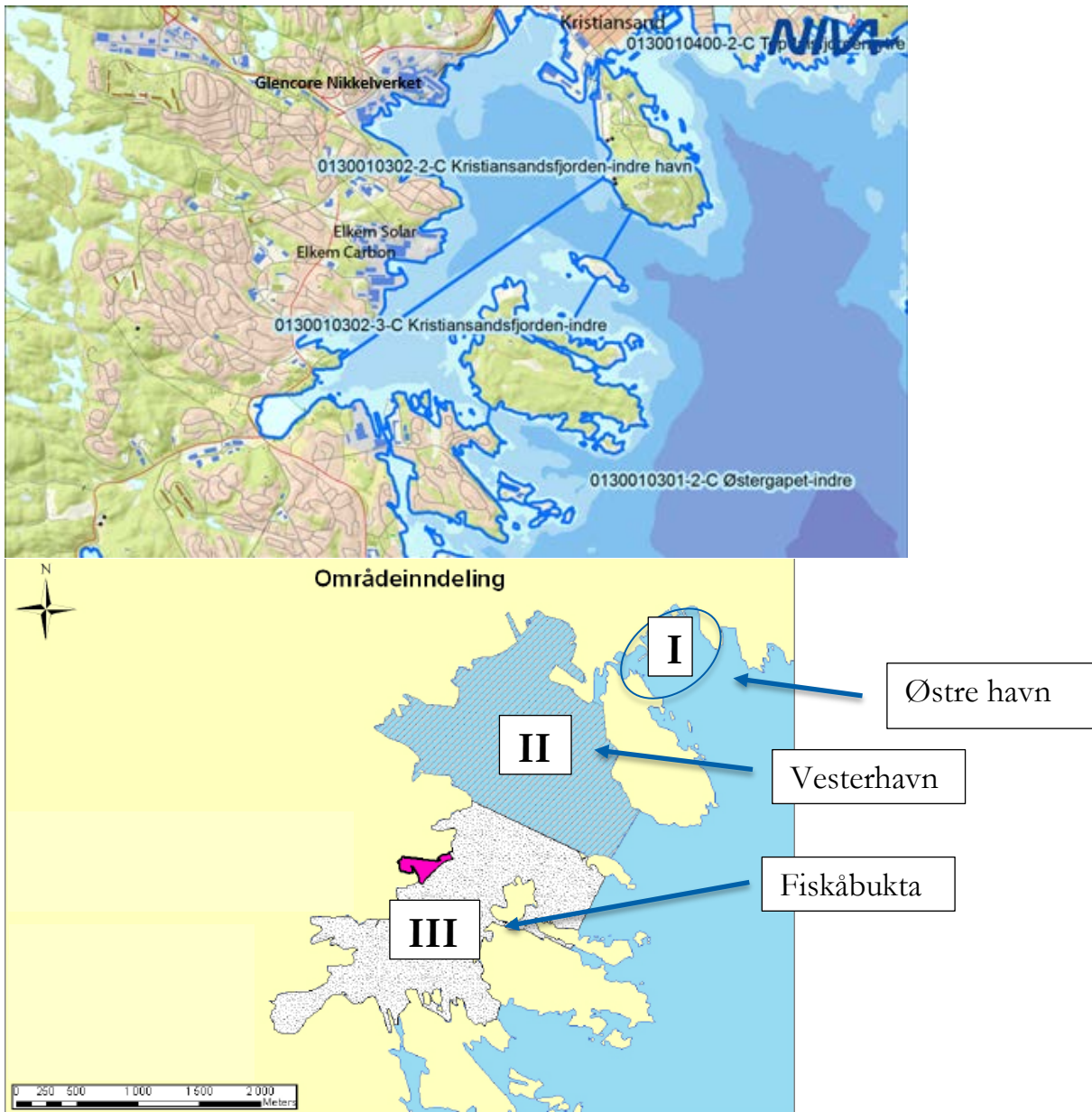
Den mest nærliggende geografiske avgrensningen i forhold til vannforskriften er de vannforekomstene Kristiansandsfjorden er delt inn i, se Figur 2. For kommunen var det imidlertid Østre havn med badestrand og småbåthavn som var det mest relevante regnskapsområdet. For industribedriftene har det vært utslippsområdet, det nærmeste influensområdet for utslippet til sjø, og deretter områdene umiddelbart utenfor. Vi har derfor definert tre regnskapsområder: Østre Havn (I), Vesterhavn (II) og Fiskåbukta (III).

3.2.1 Regnskapsområde I Østre Havn

Østre havn er del av vannforekomsten Østergapet indre. Dette er imidlertid en alt for stor enhet til å være en hensiktsmessig avgrensning for et forurensningsregnskap. Med utgangspunkt i kommunens behov for kildekartlegging knyttet til badestrand og småbåthavn, gir ringen i Figur 12 en mer hensiktsmessig avgrensning av regnskapsområde I, se også Figur 13. Alle kilder og prosesser som kan påvirke vann- og sedimentkvaliteten i dette området er derfor av interesse.

3.2.2 Regnskapsområdene II Vesterhavn og III Fiskåbukta

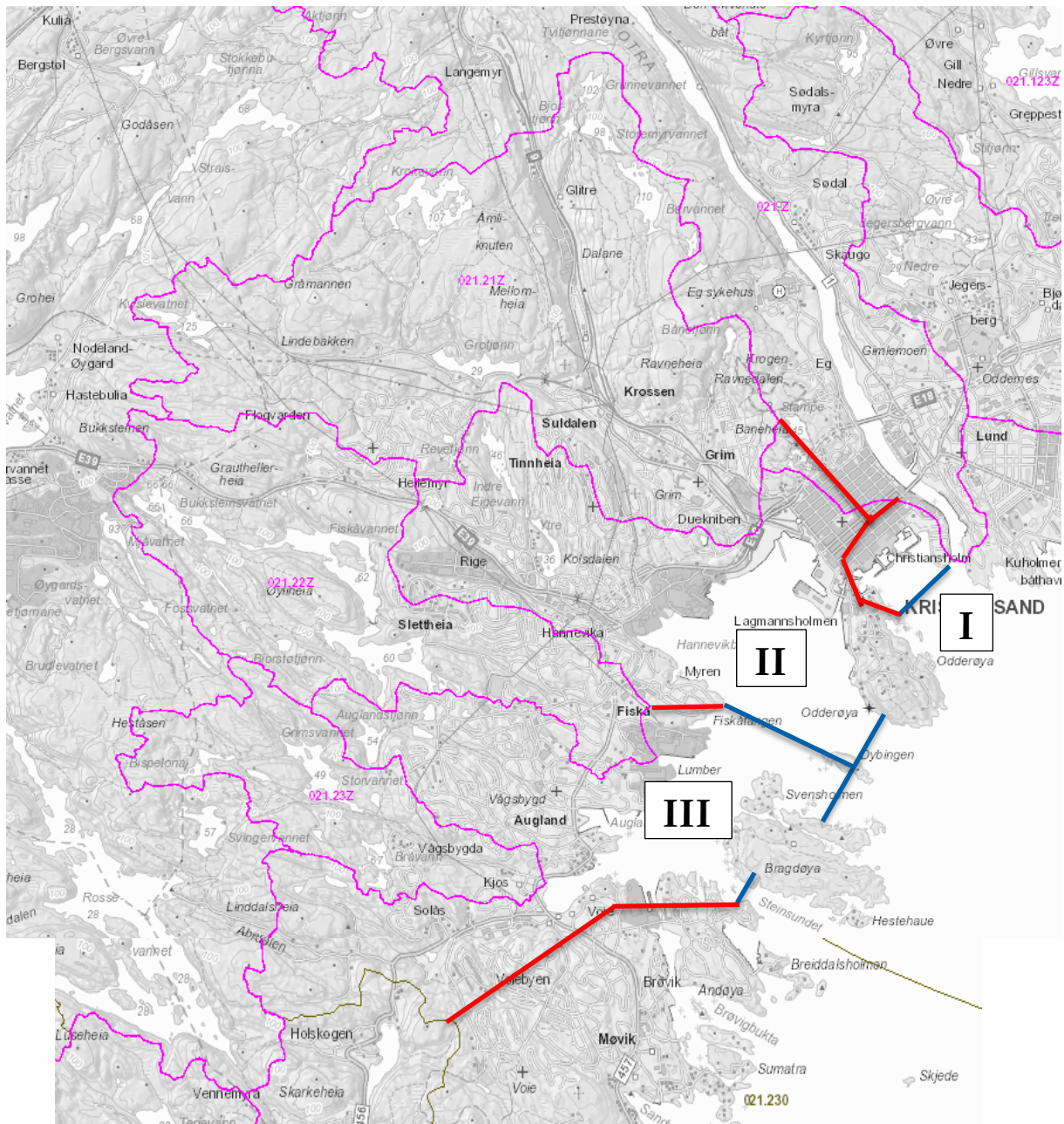
De to vannforekomstene Kristiansandsfjorden-indre og Kristiansandsfjorden-indre havn er utslipps- og influensområdet til viktige forurensningskilder og samtidig identifiserte problemområder. I NIVAs arbeid med risikovurdering for Elkem (Ruus m.fl. 2005; Næs m.fl. 2014, Olsen m.fl. 2018) var det en hensiktsmessig avgrensning på tre nivåer; a) Elkem-bedriftenes utslippsområde (Elkembukta), b) influensområdet Fiskåbukta utenfor og c) andre deler av Kristiansandsfjorden, som bare delvis harmonerer med dagens avgrensning i Vann-Nett (Figur 12). Inndelingen ble imidlertid vurdert som hensiktsmessig for et forurensningsregnskap, der c) tilsvarer regnskapsområde II Vesterhavn og b) tilsvarer regnskapsområde III Fiskåbukta. Elkembukta inngår i regnskapsområde III.



Figur 12. Utsnitt av vannforekomstavgrensningen i Kristiansandsfjorden (øverst) og inndelingen i tre regnskapsområder (nederst), se også Figur 2. Den nedre figuren er basert på arbeidet til Ruus m.fl. (2005), og viser Elkembukta utenfor Elkem-bedriftene markert med rosa. I øst tilsvarer avgrensningen av regnskapsområde II og III inndelingen i Vann-Nett, mens den i øvre del går på tvers av de to vannforekomstene. Regnskapsområde I Østre havn ligger innenfor vannforekomsten Østergapet indre.

Denne inndelingen i regnskapsområder splitter de to store industriområdene (Hannevikbukta i II og Elkembukta i III) og inkluderer det viktigste havneområdet i en av dem (II).

Vi har da delt utslipps- og influensområdene i Kristiansandsfjorden i tre hensiktsmessige områder for forureningsregnskap. Disse tre har en annen avgrensning enn vannforekomstene i Vann-nett. Vår avgrensning styrer hvilke geografiske områder på land (nedbørfelt) som har avrenning til de respektive delene. Avgrensningen av disse nedbørfeltene er dels hentet fra NVE's vassdragsregister Regine, dels ved hjelp av hjelpelinjer, se Figur 13.



Figur 13. Avgrensning av regnskapsområdene I Østre havn, II Vesterhavn og III Fiskåbukta. Nedbørfelt til hav (rosa linjer) er hentet fra NVEs vassdragsregister Regine. Blå linjer er vår avgrensning i sjø, mens røde linjer er hjelpelinjer for avgrensning på land.

Avgrensningen av nedbørfelt til hav i Regine er hensiktsmessig når man skal finne landarealenes størrelse, men ikke kystfeltene. Arealenes størrelse er derfor dels beregnet basert på tegneverktoyet i Regine. For den avgrensningen som er vist i Figur 13 er totalarealet for II Vesterhavn beregnet til 20,2 km², mens arealet til III Fiskåbukta er beregnet til 18,5 km².

Store naturområder og boligfelt har avrenning til II Vesterhavn og III Fiskåbukta. Industriområdet langs Setesdalsveien, nesten helt opp til Returkraft sitt forbrenningsanlegg, og tilsvarende område oppover langs Vesterveien/E39 har avrenning til II Vesterhavn. E 39 krysser begge felt.

3.3 Langtransportert forurensning i nedbør (bakgrunn)

Norsk institutt for luftforskning (NILU) måler konsentrasjonen av metaller i luft og nedbør på overvåkingsstasjonen Birkenes. Stasjonen ligger 30 km nord-øst for Kristiansand, og nedbørdata herfra anses å representere langtransporterte forurensninger i nedbør. Vi betrakter dermed dette som bakgrunnskonsentrasjoner.

NILU rapporterer volumveide årsmiddelkonsentrasjoner av metaller i nedbør. Vi har hentet data fra perioden 2010-2016 fra årsrapporten for 2016 (Bohlin-Nizetto mfl. 2017), se Tabell 6. Det er klart høyest konsentrasjon av Zn, fulgt av Cu, Pb, V og Ni. Det er en tendens til økt Cu-konsentrasjon i perioden, men ellers er årsmiddelkonsentrasjonene svært stabile.

Tabell 6. Volumveide middelkonsentrasjoner av metaller i nedbør (data fra NILU). Kvikksølv er i rødt pga. annen benevning (1 nanogram per liter = 0,001 µg/L).

År	Pb µg/l	Cd µg/l	Zn µg/l	Ni µg/l	As µg/l	Cu µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	V µg/l	Hg ng/l
2010	0,91	0,039	4,3	0,20	0,18	0,54	0,02	0,13	0,51	9,1
2011	0,63	0,027	3,5	0,15	0,12	0,58	0,01	0,10	0,52	5,3
2012	0,58	0,020	4,4	0,25	0,08	0,52	0,01	0,06	0,21	4,7
2013	0,60	0,015	5,3	0,21	0,05	1,00	0,02	0,06	0,21	5,5
2014	1,12	0,025	5,0	0,16	0,10	1,35	0,01	0,06	0,21	4,8
2015	0,84	0,016	3,7	0,15	0,08	1,33	0,03	0,16	0,23	6,5
2016	0,56	0,017	5,2	0,24	0,08	2,55	0,02	0,10	0,15	6,5
Middel	0,75	0,023	4,5	0,19	0,10	1,12	0,02	0,10	0,29	6,1

I perioden 2010-2012 målte NILU også en rekke PAH-forbindelser i nedbør. Vi har fått oversendt dataene fra NILU og satt sammen PAH'ene i PAH₁₆EPA i Tabell 7. Konsentrasjonene viser en klar sesongvariasjon, representert her ved benzo(a)pyren. PAH-profilen i nedbør er imidlertid svært konsistent over året og brukt i arbeidet med kildeopsporings for PAH i avrenningen fra Baneheia og i Tollbodgate (Hindar mfl. 2018).

Tabell 7. Målte konsentrasjoner av PAH₁₆EPA (ranket etter vekt) på Birkenes (øverst) og konsentrasjoner av benzo(a)pyren fordelt på årets 12 måneder i 2012 (underst). Data fra NILU.

	2010	2011	2012
Navn (NILUs betegnelser)	ng/L	ng/L	ng/L
naphthalene	8,50	6,63	6,03
acenaphthylene	1,85	0,83	1,62
acenaphthene	1,42	0,66	0,79
fluorene	2,58	1,87	3,23
phenanthrene	14,23	12,03	20,80
anthracene	1,13	0,95	1,05
fluoranthene	21,25	15,12	26,10
pyrene	15,46	9,90	17,21
benz_a_anthracene	4,29	2,05	4,54
chrysene_triphenylene	4,36	9,05	16,93
benzo_bjk_fluoranthenes	26,22	12,51	22,66
benzo_a_pyrene	7,74	2,55	4,01
inden_123cd_pyrene	12,06	4,66	9,75
benzo_ghi_perylene	3,92	2,65	6,39
dibenzo_ac_ah_anthracenes	2,88	0,88	0,95
SUM PAH ₁₆ EPA	128	82	142

NILU-Birkenes - 2012	
Måned	Benzo(a)pyren, ng/L
1	9,888
2	2,327
3	2,035
4	1,001
5	1,477
6	0,274
7	<0,865
8	0,318
9	0,574
10	0,574
11	6,515
12	6,127

3.1 Utslippskilder til luft

Som nevnt i prosedyren er det vanskelig å kople utslipp til luft direkte til effekter i vannforekomster. De tre utvalgte områdene i Kristiansandsfjorden (Figur 13) utgjør dessuten et forholdsvis lite geografisk område, noe over 40 km². Vi velger her å gå gjennom alle utslipp til luft samlet i dette området. Utslippene med vann knyttes deretter direkte til hvert av de tre regnskapsområdene.

Det kan være naturlig å starte med en oppsummering av beregninger som ble utført for å lage et luftsonekart for Kristiansand. Beregningene er blant annet gjort for PM₁₀. Ved å knytte utslippsfaktorer for PAH og metaller til disse verdiene for PM₁₀ kan vi få estimater for utslipp. I arbeidet med luftsonekart ble det tatt utgangspunkt i et langt større areal enn våre regnskapsområder. Et rektangel på 960 km² med senterpunkt nær Oddernesbrua over Topdalsfjorden ble brukt (Randall 2016).

Beregningene av utslipp av PM₁₀ til luft gir en klar dominans av bidrag fra vedfyring, om lag 70 % for året (Randall 2016; Tabell 8). Antas alle andre kilder å være jevnt fordelt over året blir dominansen i fyringssesongen ca. 80 %. Utenom fyringssesongen er de viktigste kildene veitrafikk og skipstrafikk. Tilsvarende tall fra SSB viser at vedfyring står for 44 % av alt utslipp av PM₁₀ i Norge, dvs. en lavere andel enn beregnet her.

I arbeidet til Randall inngikk bidrag fra Returkrafts avfallsforbrenningsanlegg på Langemyr 5 km nordvest for Kvadraturen og fra flyplassen Kjevik 8 km nordøst for Kvadraturen. Det antas her at disse kildene kun har marginal påvirkning innenfor våre regnskapsområder fordi dominerende vindretning er mot nordøst. Det vil si at utslippene i hovedsak går vekk fra regnskapsområdene. Hvis vi videre antar at andelen utslipp fra veitrafikk i våre regnskapsområder er 50% av estimatet til Randall, blir utslipp av PM₁₀ fra veitrafikken totalt 16,5 tonn/år. For skipstrafikk har Randall inkludert utslipp ved kailigge, under manøvrering og under seiling i hele Kristiansandsfjorden. Det gir et årlig utslipp på totalt 29 tonn PM₁₀. Andelen som kan knyttes til kailigge og manøvrering i Kristiansand havn og våre regnskapsområder er ikke beregnet, men kan kanskje anslås til to tredeler, dvs. 20 tonn/år.

Tabell 8. Utslippsberegninger for PM₁₀ fra ulike kilder som grunnlag for luftsonekart for Kristiansand (Randall 2016).

Kilde	PM ₁₀ , tonn/år
Flyplassen	5
Vedfyring	161
Skipstrafikk	29
Industri	10
Veitrafikk	33
Totalt	232

Tallet for vedfyring er her basert på alle husstander i grunnkretsene, at det bor 2,3 personer i middel på hver husstand, innbyggernes middelforbruk av ved, en 60/40-fordeling mellom gamle og nye vedovner og tilhørende utslippsfaktorer. Beregningen gir ca. 38.000 innbyggere, som er betydelig lavere enn antall innbyggere i Kristiansand (91.428 per 2017). Antar vi at en tredel slippes ut i våre regnskapsområder, blir utslippet der 54 tonn PM₁₀ i fyringssesongen.

3.1.1 Industri

Bedriftene Glencore Nikkelverk AS, Elkem Carbon AS og Elkem Solar AS ligger alle i våre regnskapsområder; Glencore i Vesterhavn og de to andre i Fiskåbukta. Alle har metallutslipp til luft, se Tabell 9 - Tabell 11. Nikkelverket har rapporterte utslipp av Cu på ca. 1,5 tonn og noe over 1 tonn Ni de siste årene. Utslipp av andre metaller oppgis ikke. Utslipppet fra Elkem Solar er lite i forhold, mens utslippene av metaller fra Elkem Carbon er betydelig, også for andre metaller enn Cu og Ni. Utslippene av arsen, bly og sink er i størrelsesorden noen hundre kilo per år, mens utslippet av kvikksølv er omkring 10 kg per år.

Utslippene av PAH fra Elkem Carbon ble først rapportert som PAH etter norsk standard (PAH-16 NS), deretter som PAH₁₆EPA. Utslippene er betydelige, spesielt av sistnevnte PAH-sammensetning pga. stor andel av flyktige PAH'er, se PAH-profiler seinere. Utslipppet av benzo(a)pyren til luft (kun oppgitt for 2016) er oppgitt til å være 370 g/år. Utslipppet av PAH-16 (NS) ved Elkem Solar har vært i størrelsesorden 10 % av utslippet til Elkem Carbon, men er ikke oppgitt for 2016.

Tabell 9. Glencore Nikkelverk AS' utslipp av kobber (Cu) og nikkell (Ni) til luft for perioden 2012 til 2016. Utslippsdataene er hentet ut 16.1.2018, men nye metoder for å beregne utslippsdata kan føre til endringer i rapportering av nåværende og historiske data hos www.norskeutslipp.no.

År	Utslipp	
	Cu	Ni
	kg/år	
2016	1225	992
2015	1542	1149
2014	1445	912
2013	1658	1184
2012	2849	1634

Tabell 10. Elkem Solar AS sitt utslipp til luft i perioden 2012 til 2016 for arsen (As), kobber (Cu), kadmium (Cd), bly (Pb), nikkell (Ni), krom (Cr), kvikksølv (Hg), og polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Utslippsdataene er hentet ut 16.1.2018, men nye metoder for å beregne utslippsdata kan føre til endringer i rapportering av nåværende og historiske data hos www.norskeutslipp.no. I.R. betyr ikke rapportert.

År	Utslipp							
	As	Cu	Cd	Pb	Ni	Cr	Hg	PAH
	kg/år							
2016	4,92	4,57	0,18	0,87	2,20	0,33	0,21	I.R.
2015	4,06	3,07	0,13	1,50	1,72	0,07	0,19	18,00
2014	2,12	1,40	0,02	1,30	1,27	0,04	0,38	17,00
2013	1,52	0,94	0,02	0,79	0,75	0,02	0,25	11,00
2012	1,54	0,90	0,03	0,50	0,54	0,02	0,19	7,00

Tabell 11. Elkem Carbon AS sitt utslipp til luft i perioden 2012 til 2016 for arsen (As), kobber (Cu), kadmium (Cd), bly (Pb), nikkell (Ni), sink (Zn), kvikksølv (Hg), og polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Utslippsdataene er hentet ut 16.1.2018, men nye metoder for å beregne utslippsdata kan føre til endringer i rapportering av nåværende og historiske data hos www.norskeutslipp.no. I.R. betyr ikke rapportert.

År	Utslipp								
	As	Cu	Cd	Pb	Ni	Zn	Hg	PAH*	PAH
	kg/år								
2016	311	243	1,60	248	74	603	9,70	2949	I.R.
2015	443	207	1,00	240	75	756	9,50	833	194
2014	95	72	1,20	196	382	574	8,00	I.R.	197
2013	169	30	0,90	186	31	452	9,80	I.R.	144
2012	105	103	1,00	160	179	978	10,20	I.R.	311

*PAH₁₆EPA.

3.1.1 Vedfyring

Vi har hentet opplysninger om vedfyring fra feieregisteret. I alt 17 992 feieavgifter ble betalt i Kristiansand i 2017 fra en befolkning i Kristiansand på 91 428 (data fra SSB), som gir 0,20 gebyrer per person (0,10 i Kvadraturen). Fordelingen av gebyrer er som vist i Tabell 12. Antall personer i Kristiansand hentet fra fordelingen per bydelsområde i 2016 (88 248) er noe lavere enn SSB oppgir for 2017, og ved tilordningen til resipienter blir det et ytterligere avvik (totalt 88 196 personer). Antall personer innenfor hvert regnskapsområde brukes som utgangspunkt for utslippsberegninger.

Vedforbruket i Norge i 2016 var omtrent som i de to foregående årene, men vesentlig lavere enn i perioden 2005-2012 (SSB 2018). Data fra SSB viser også at vedforbruket i Vest-Agder var 210 kg per

innbygger i 2016. Det gir 19000 tonn ved for hele Kristiansand og 6000 tonn i våre regnskapsområder. Vi har tatt utgangspunkt i dette årsforbruket ved beregning av utslipp til luft.

Tabell 12. Fordeling av feiegebyrer, antall personer og tilhørende utslipp fra vedfyring i Kristiansand på ulike vannresipienter. Utslipp av partikler under 10 µm (PM₁₀) og PAH er beregnet for våre regnskapsområder. PAH tilsvarer her i all hovedsak PAH₁₆EPA, med fenantren, fluoranten og pyren som sterkt dominerende. Data i rødt er utenfor våre tre regnskapsområder.

Resipient	Feiegebyrer	Personer	Aasestad	Czech	Kaivosoja
			PM ₁₀ , kg/år	PAH, g/år	PAH, g/år
Otra	3592	17609			
Topdalsfjorden	6279	30779			
I Østre Havn	189	925	2913	84	140
II Vesterhavn	2831	13878	43697	1257	2096
III Fiskåbukta	2675	13112	41287	1188	1980
Sør for Fiskåbukta	2426	11893			
	17992	88196	87897	2529	4215

Vi har valgt å bruke utslippsfaktorer for partikkelutslipp fra Aasestad (2013). Da er utslippet 15 gram svevestøv per kilo brukt ved og 98 % av dette er PM₁₀. Det gir 280 tonn PM₁₀ per år for hele Kristiansand, som er vesentlig høyere enn tilsvarende fra Randall (2016; Tabell 8), og 88 tonn i våre regnskapsområder (Tabell 12). Andre beregninger utført i Norge (ref. i Finstad et al. 2004) viser at tradisjonelle lukkede ildsteder har utslipp av PM₁₀-partikler på 40 g/kg tørr ved, dvs. vesentlig større enn oppgitt av Aasestad.

Ved å bruke faktoren 0,42 mg PAH per kilo forbrent ved (bjørk og furu) (Czech 2018), får vi et utslipp på 2,5 kg PAH₁₆EPA/år. Vi kan oppfatte dette som et minimumsestimert fordi Czech brukte moderne, rentbrennende ovner i de forsøkene som ligger bak utslippsfaktorene. Utslipp basert på Kaivosojas data (Kaivosoja 2013) gir 4,2 kg PAH₁₆EPA/år fra vedfyring i våre regnskapsområder, som trolig er et mer realistisk estimat.

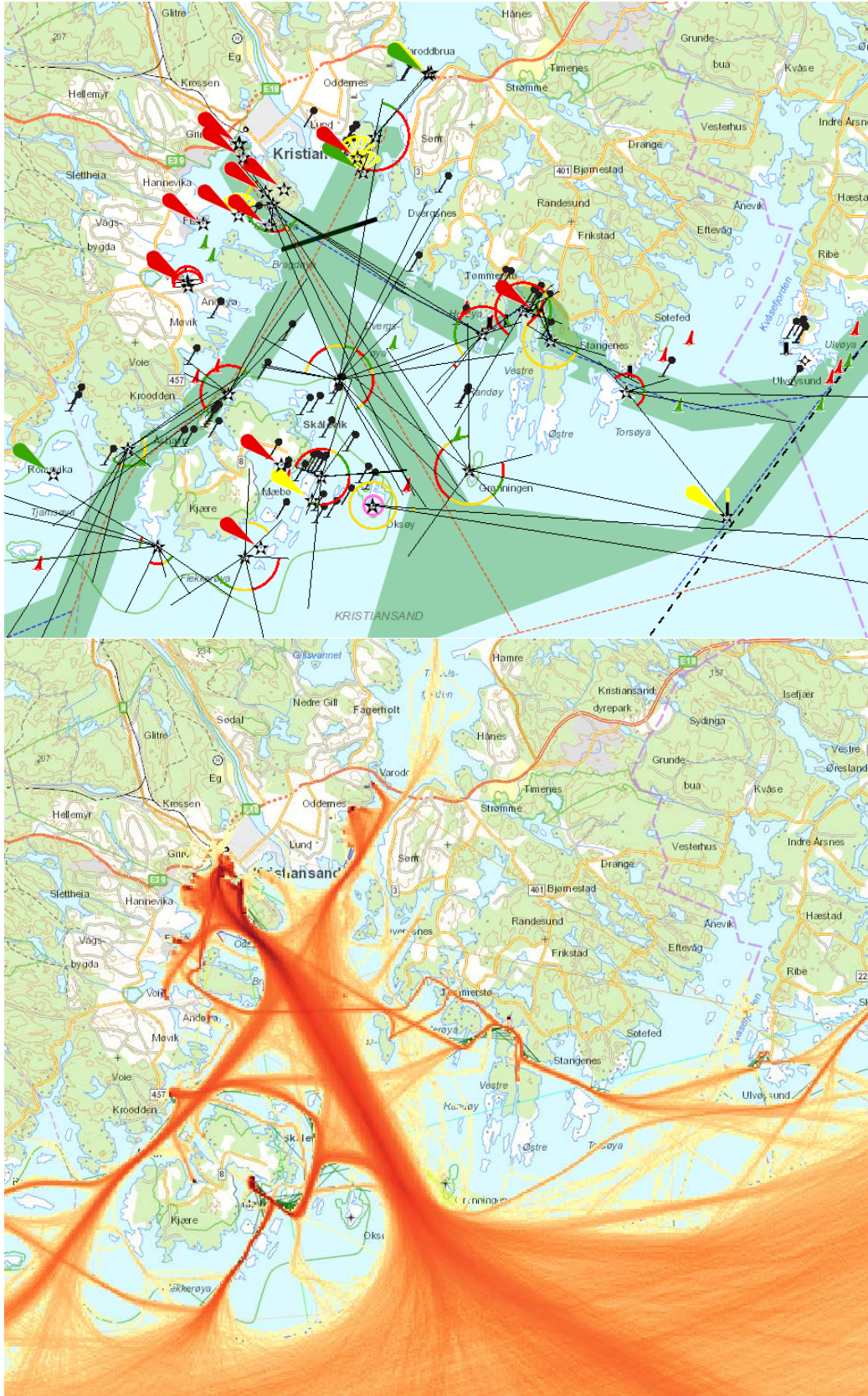
Det kan være 3,3 % benzo(a)pyren (BaP) i partikulært PAH₁₆EPA fra vedfyring (Czech mfl. 2018). I de 4,2 kg PAH₁₆EPA/år er det da 140 g BaP/år.

Av tungmetaller er det først og fremst Zn og deretter Pb som dominerer i røykavgasser fra vedfyring. Data fra Czech (2018) viser et utslipp på 27 mg Zn og 0,5 mg Pb per kilo brukt ved, mens data fra Gauggel (2013) viser at utslippet kan være hhv. 4,2 g Zn og 1,5 g Pb per kilo røykpartikler. Bruker vi disse tallene får vi et utslipp i våre regnskapsområder på 160 kg Zn og 3 kg Pb (basert på Czech) eller 280 kg Zn og 132 kg Pb (Gauggel). Vi velger her å bruke data basert på arbeidet til Czech.

3.1.2 Skip ved kai

Skip ved de ulike delene av Kristiansand Havn er potensielt en betydelig kilde til miljøgifter via utslipp til luft og vann. Dette gjelder bulkskip som frakter råvarer til og produkter fra industrien, ferjer, cruiseskip og andre skipsanløp. En analyse utarbeidet av GEMBA Seafood Consulting A/S (2014) for Kristiansand Havn KF viser at det fraktes 0,7 millioner tonn gods og 1,3 millioner passasjerer over havnen årlig. Over 40.000 containere håndteres, og i 2012 var det 51 cruiseanløp. Farleder og trafikk tetthet framgår av Kystverkets oversikter (Figur 14).

I foreliggende prosjekt har det ikke vært ressurser til å foreta en bottom-up undersøkelse av drivstoffforbruk og utslipp fra skip, slik det er skissert at man kan gjøre i prosedyren. Vi har valgt å ta utgangspunkt i beregningen av årlig drivstoffforbruk ved havnen (i hjelpemotorer) slik det framgår av DNV-GL sin oversikt, se prosedyren. Her går det fram at drivstoffforbruket var 3159 tonn per år ved Kristiansand havn, som gir et beregnet utslipp av partikler under 10 µm (PM₁₀) på 18 tonn og et PAH-utslipp på 57 kg (Tabell 3).



Figur 14. Oversikt over farleder (øverst) og skipstrafikk over lang tid (nederst) i Kristiansandsområdet.

Ved å bruke tall fra Bergen havn kan utslippet av miljøgifter være vesentlig lavere. Sammenlikningen mellom våre beregninger og beregninger utført av NILU og Oslo havn (López-Aparicio mfl. (2017) antyder også at våre utslippstall kan være noe høye.

Utslippet av tungmetaller med skipseksos er avhengig av det drivstoffet som brukes. Vi har ikke funnet data som gjør det mulig å beregne størrelsen på metallutslippet. Som vist i prosedyren kan V og Ni brukes som indikatorer, men V er ikke målt i våre undersøkelser. I Kristiansand har dessuten Glencore betydelige utslipp av Ni til luft, og avrenningen fra Baneheia (13-14 µg Ni/L i ufiltrert vann) er påvirket av denne kilden (Hindar mfl 2017, 2018). I de tre bygatene Tollbodgate, Gyldenløves gate og Tordenskjoldgate derimot, var konsentrasjonen av Ni lavere (3-4 µg/L). Disse ligger betydelig nærmere havneområdene, men konsentrasjonene er likevel uproblematisk. Det indikerer at utslipp til luft fra skip ved kai ikke er en problematisk kilde til tungmetaller i Kristiansand, men det er behov for en nærmere kartlegging.

3.2 Utslipp til vann

Utslipp til vann og avrenning fra land går direkte til vannresipientene i hvert av de tre regnskapsområdene. Kjente utslipp og påvirkninger behandles under hvert delområde, mens kilder som ikke er kvantifisert (med unntak av sjøsedimenter) behandles summarisk under.

Avrenning av miljøgifter fra byjord, nedgravde rester etter gammel virksomhet og rester etter bybranner er sannsynlig i Kristiansand. Den historiske oversikten til Kongsvik (2012) viser f.eks. at bybrannen i 1892 ødela 350 hovedbygninger i området sør for Tollbodgate og vest for Festningsgata. Det må antas at brannen har etterlatt store mengder PAH etter ufullstendig forbrenning. Tungmetaller fra trevirket (Zn og Pb) og fra overflatebehandling med diverse arsen- og tungmetallholdige pigmenter kommer i tillegg. De farligste metallpigmenter er nå faset ut, men må antas å ha vært brukt både innvendig og utvendig i hus på denne tiden. Om det fortsatt er en lekkasje av miljøgifter fra denne typen kilder vites ikke.

Også dagens husfasader vil avgi metaller, men påvirkningen må anses å være betydelig mindre enn for 100 år siden. Som påpekt i prosedyren, vil imidlertid vedlikehold, slik som sandblåsing, kunne føre til eksponering av gamle malingsprodukter. Utlekkingen av metaller i en slik prosess er vanskelig å kvantifisere, men det er helt klart et behov for å fange opp partikulært materiale slik at det ikke tilføres resipienter ved utvasking.

Det er en rekke deponier i Kristiansandsområdet, men de fleste anses som lite problematiske i dagens situasjon (Kongsvik 2012).

Data for miljøgifter i overflatejord i Kristiansand og omegn (Kongsvik 2012) viser at tilstanden iht. tidligere Klifs klassifiseringsgrenser for jord var god for Cd, Hg og Cr. For en del metaller (As, Cu og Ni) var det god tilstand i Kvadraturen, men moderat (alle tre) og delvis dårlig (Ni) tilstand nær industristedene i vest. For Zn var det stedvis dårlig tilstand i Kvadraturen, men ellers god. For Pb var det mellom god og moderat tilstand, men ingen områder skilte seg ut. Utlekkingen av metaller fra byjord er ikke målt så vidt vi kjenner til, slik at byjord som kilde ikke kan inngå i selve regnskapet.

Det kullfyrte gassverket på Tangen ble etablert i 1857 og drevet i 100 år før det ble revet en gang etter 1957. Utslippet av PAH til luft og nedfall i nærområdet, samt avrenning av PAH fra kullageret til Østre havn kan ha vært betydelig. Hvordan tomta ble rensket er vanskelig å vite, men nedgraving og planering er vel mest sannsynlig. På Tangen har det også vært kommunal avfallsplass, men restmaterialet herfra er trolig fjernet.

3.2.1 Østre havn

Vi har kvantifisert avrenningen av As, tungmetaller og PAH fra Kvadraturen til Østre havn tidligere (Hindar mfl. 2017), se Tabell 13. Parallelt med foreliggende arbeid har vi tatt nye prøver av PAH i

overvannsavrenningen fra Tollbodgate for å forsøke å finne sannsynlige kilder. Det vises til avsnittene om stoffprofiler og målinger for detaljer om dette.

Tabell 13. Tilførsler av metaller og PAH fra arealer oppstrøms prøvetakingspunkter i Baneheia og Kvadraturen (øverst) og for de deler av Kvadraturen som drenerer til Otra, Østre havn og Vestre havn (nederst). Fra Hindar mfl. (2017).

Metall	Årlig transport, g/år			
	Baneheia	Tordenskjold	Gyldenløve	Tollbod
Sink, Zn	347	10500	4850	650
Nikkel, Ni	248	420	138	15
Kobber, Cu	194	1960	1740	133
Bly, Pb	86	640	556	20
Krom, Cr	12	120	73	11
Arsen, As	12	64	48	4,8
Kadmium, Cd	2,3	9,5	4,2	0,19
Kvikksølv, Hg	0,1	0,5	0,24	0,024
PAH ₁₆ EPA		39	19	3
Benzo(a)pyren		2	0,91	0,19

Metall	Årlig transport, g/år		
	K-Otra	K-ØHavn	K-VHavn
Zn	62900	32900	52200
Ni	1630	850	1360
Cu	17700	9240	14700
Pb	4580	2390	3810
Cr	990	519	825
As	540	283	450
Cd	36	19	30
Hg	2,7	1,4	2,3
PAH ₁₆ EPA	227	118	188
Benzo(a)pyren	14	7,1	11

I Kristiansand er det 40 småbåthavner med plass til mer enn 20 båter (Vatland 1028). I Østre havn er det særlig den store ved Christiansholm og den mindre i Nodeviga som peker seg ut, der det er hhv. 415 og 116 båtplasser. Ved Christiansholm er det også 80 opplagsplasser.

Grunnlaget som er gjengitt i prosedyren er brukt til å beregne en årlig lekkasje på 64 kg Cu og 80 kg Zn i disse to småbåthavnene. Vi har ikke hatt anledning til å realitetssjekke disse tallene med hensyn til båtstørrelser og praksis for vedlikehold, men som det går fram av forurensningsregnskapet er bidragene for begge disse metallene dominerende.

3.2.2 Vesterhavn

Overvannsavrenning fra Kvadraturen til Vesterhavn-området er beregnet basert på målinger i overvann som drenerer til Otra (Tabell 13). Tallene kan være høyere hvis en antar at utslipp fra skip påvirker avrenningen mot Vesterhavn i større grad enn avrenningen på Otra-siden av Kvadraturen.

Avrenning fra store deler av Baneheia og det ubebygde heiområdet mot Dalane (heiområdet i øst) kommer også inn i dette regnskapsområdet, og kan være representert ved de målingene som ble gjort i Baneheia tidligere. Dette arealet er 2 km², og hvis vi oppskalerer transporten i Baneheias østre del (Tabell 13; øvre del) til dette arealet, får vi transporterte mengder av metaller som følger: 26, 18, 15 og 6 kg/år av hhv Zn, Ni, Cu og Pb fra heiområdet i øst. Vi har her brukt middelavrenningen for området på 24

L/s/km². For de andre metallene er mengden under ett kilo/år. Så avrenningen fra Kvadraturen er klart større for Zn og Pb, langt mindre for Ni og den samme for Cu enn avrenningen i dette arealet.

Det er lett i Vannmiljø-databasen for data fra resten av det arealet som har avrenning til regnskapsområdet, og funnet metall- og PAH-data fra Grimsbekken (Vannlokalitet Grimsbekken 311902 (8B); nedbørfelt 021.21Z i Figur 13). Arealet er 12,6 km² og inkluderer det omtalte heiområdet Baneheia og nordover. Data er fra 23.2., 7.5. og 4.9.2009, men avrenningsforholdene på disse tidspunktene er ikke kjent. For flere av metallene kan det se ut som dette gir god informasjon, og middelkonsentrasjoner er som følger: 25 µg Zn/L, 6 µg Ni/L, 5 µg Cu/L og 1,5 µg Pb/L. For As, Cd, Cr og Hg velger vi å ikke bruke data, heller ikke for PAH, som alle kan se ut som de ligger under rapporteringsgrensene. Det er også målt på en stasjon oppe ved Dalane (311902 9B), og der er konsentrasjonene i stor grad de samme.

Selv om de omtalte dataene er nærmere 10 år gamle, har vi valgt å bruke dem aktivt i beregning av metalltransport til Vesterhavn. Sammenliknet med de måledata vi har fra Baneheia og bygatene (Tabell 14), er det påfallende lavere konsentrasjoner av Zn og Cu i Grimsbekken enn i bygatene og høyere konsentrasjoner av Ni og Cu i Baneheia enn i Grimsbekken. Konsentrasjonen av Pb er forholdsvis lav i Grimsbekken.

Vi velger å holde heiområdet i øst som egen kilde, og trekker dette arealet fra Grimsbekkens areal. Vi legger til området i sør (oppstrøms Hannevika). I dette blandingsarealet, med en antatt middelavrenning på 28 L/s/km², får vi en årlig tilførsel på 370 kg Zn, 77 kg Ni, 64 kg Cu og 18 kg Pb. Hvis vi setter konsentrasjonen av de øvrige metallene i Grimsbekken til det samme som vi målte i Baneheia, blir transporten fra dette arealet 8 kg/år for Cr og As, 1,5 kg for Cd og 0,07 kg for Hg.

Tabell 14. Middelkonsentrasjoner av fire tungmetaller målt i avrenningen fra Baneheia, i bygater og i Grimsbekken. Data fra Grimsbekken i 2009 er hentet fra Vannmiljø, mens de andre er hentet fra Hindar mfl. (2017).

	Middelkonsentrasjoner, µg/L				
	Baneheia	Tordenskjold	Gyldenløve	Tollbod	Grimsbk. 2009
Sink, Zn	17	106	139	138	25
Nikkel, Ni	12	4	4	3	6
Kobber, Cu	10	20	50	28	5
Bly, Pb	4	6	16	4	2

Glencore Nikkelverk AS har utslipp til vann i regnskapsområdet Vesterhavn. Det er i alt fem utslippspunkter hvorav tre punkter også har utslipp av overvann fra deler av bedriftsområdet (Kroglund og Håvardstun 2011). Utslippene av metaller fra Glencore er vist i Tabell 15. Utslipet er spesielt høyt for Ni, Cu og As sammenliknet med avrenningen i det øvrige heiområdet og fra Kvadraturen, mens utslippet av Zn er om lag det halve. For Cd og Pb er det kun målt verdier under rapporteringsgrensen i utslippet. Det gjelder alle år gitt i tabell 15 (med unntak av en måling en måned i 2016 for Pb). Tallene som er brukt til beregning er den halve deteksjonsgrensen, mens utslippet av disse metallene etter nye kriterier skal settes til null.

Odderøya renseanlegg (RA) rapporterer utslipp av metaller til vann (Tabell 16). Renseanlegget (ca. 70.000 pe, inklusive Vennesla) har sitt utslipp på 55 meters dyp i ytre del av Vesterhavn, og utslippet innlagres dypere enn 20 m (Kroglund og Oug 2011).

Utslippene er for de fleste metaller vesentlig mindre fra Odderøya RA enn industriutslippet til Glencore Nikkelverk, men ikke for Zn, som var noe større for Odderøya RA. Utslipet av Hg kan ikke sammenliknes basert på måleverdier, men et estimat basert på at det ble målt nær rapporteringsgrensen på 0,005 µg/L Hg i bygatene viser at det ble transportert mindre enn 2 g Hg/år fra Kvadraturen til Vesterhavn.

Tabell 15. Glencore Nikkelverk AS' utslipp til vann for perioden 2012-2016 for arsen (As), kobber (Cu), kadmium (Cd), bly (Pb), nikkel (Ni) og sink (Zn). Utslippsdataene er hentet ut 16.1.2018, men nye metoder for å beregne utslippsdata kan føre til endringer i rapportering av nåværende og historiske data hos www.norskeutslipp.no. Se tekst for kommentar om beregninger av Cd og Pb.

År	Utslipp					
	As	Cu	Cd*	Pb*	Ni	Zn
	kg/år					
2016	296	689	2,40	10,60	1341	154
2015	114	657	2,50	10,40	1241	117
2014	113	729	2,40	9,90	1276	107
2013	113	905	2,50	10,20	1690	132
2012	141	1281	2,60	10,90	2095	170

*beregning basert på den halve deteksjonsgrensen er rapportert.

Tabell 16. Årlige rapporterte utslipp til vann for perioden 2012 til 2017 (2016 utelatt) fra Odderøya renseanlegg. Utslippsdataene er hentet ut i juni 2018, men nye metoder for å beregne utslippsdata kan føre til endringer i rapportering av nåværende og historiske data hos www.norskeutslipp.no.

År	Utslipp						
	As	Cu	Cd	Pb	Ni	Zn	Hg
	kg/år						
2017	7,49	46,5	0,53	4,17	41,2	272	0,045
2015	6,01	26,6	0,42	4,24	43,0	177	1,41
2014	3,40	26,8	0,20	2,40	48,7	213	3,00
2013	9,02	33,2	0,47	1,01	38,0	221	3,24
2012	10,5	63,3	0,64	13,1	49,8	276	4,64

Bakgrunnsnedfallet av PAH₁₆EPA med nedbør direkte på sjøarealet er beregnet til 0,26 kg/år.

Utslipet av PAH₁₆EPA fra Odderøya RA er beregnet til 1,1 kg/år i 2016, men er kun basert på tre målinger.

Av bedriftene i Kristiansand er det kun Elkem Carbon som rapporterer PAH-utslipp til vann, se neste avsnitt. For PAH til vann har vi derfor ingen utslippsdata for Vesterhavn, kun måledata fra Baneheia og Kvadraturen. Som en tilnærming velger vi å bruke disse som følger: Data fra Baneheia brukes for å beregne tilførsler fra det 2 km² store heiområdet øst for Setesdalsveien. Data fra Kvadraturen i 2016 brukes til å beregne tilførsler fra det 6 km² store urbane området sentralt i regnskapsområdet og data fra Austre Grimevatn brukes for øvrig terreng i vest (12,2 km²). Denne skaleringen viser at tilførselen fra det urbane området er klart størst, om lag 3 kg PAH₁₆EPA per år, hvorav 6 % er benzo(a)pyren (Tabell 17).

Tabell 17. Konsentrasjoner av PAH₁₆EPA og benzo(a)pyren på diverse lokaliteter (øverst) og beregnet transport fra de tre delene av regnskapsområdet til Vesterhavn.

	PAH ₁₆ EPA	Benzo(a)pyren
	µg/L	µg/L
Kvadraturen i 2016	0,500	0,030
Tollbodgate i 2017	0,300	0,016
Baneheia i 2017	0,041	0,0021
A.Grimevatn i 2017	0,015	0,0005

	Spes.avre L/s/km ²	Areal, km ²	PAH ₁₆ EPA g/år	Benzo(a)pyren g/år
Baneheia nord	24	2,0	62,0	3,2
Urban del	32	6,0	3024,0	181,4
Ubebygde vest	24	12,2	138,3	4,6

3.2.3 Fiskåbukta

For dette regnskapsområdet er det tilførsler fra land via Fiskåbekken, Auglandsbekken, Kvernbekken og Bladdalsbekken. Disse nedbørfeltene utgjør hhv. 6,9, 2,2, 3,3 og 2,6 km² (totalt 15,0 km²) av de totalt 18,5 km² for regnskapsområdet. Resten (da trekker vi også fra sjøarealet på 2,1 km²) er mindre arealer langs kystlinjen, til sammen 1,4 km². Vi har ikke funnet måledata for metaller og PAH i Vannmiljø fra Fiskåbekken og Bladdalsbekken. Bedriftens egne målinger i Fiskåbekken viser 7-8 kg PAH-16 (NS) som bakgrunnsverdi (oppstrøms bedriftsutslipp) for året 2012 (Næs mfl. 2014), men usikkerhetene er store for disse estimatene, og vi velger å ikke bruke dem aktivt her.

I Auglandsbekken (Auglandsbekken 311902 (3B)) ble det gjennomført målinger av en rekke miljøgifter i 2009. Middelkonsentrasjonen av metaller er som følger: 20 µg Zn/L, 10 µg Ni/L, 8 µg Cu/L, 1,5 µg Pb/L, 0,07 µg Cd/L. For As, Cr og Hg og også for PAH kan det se ut som analyseverdiene har vært under rapporteringsgrensene. Målepunktet er nedstrøms boligområder i Vågsbygd, rett vest for Elkem-bedriftene, og kan representere slike arealer i regnskapsområdet.

I Kvernbekken (Kvernbekken 311902 (1B)) viste tilsvarende målinger følgende middelkonsentrasjoner: 12 µg Zn/L, 8 µg Ni/L, 3 µg Cu/L, 0,7 µg Pb/L og 0,1 µg Cd/L. Krom varierte så mye at vi ikke har beregnet en middelkonsentrasjon. For As og Hg og også for PAH kan det se ut som analyseverdiene har vært under rapporteringsgrensene. Målepunktet er nedstrøms noen mindre boligområder, men nedbørfeltet er for det meste naturområder.

Hvis vi nå lar Auglandsbekken representere tilrenningen fra boligfelt og naturområder i de 15 km² som disse fire bekkene utgjør og også kystarealet på 1,4 km², får vi en årlig tilførsel på 300 kg Zn, 164 kg Ni, 120 kg Cu og 22,5 kg Pb fra dette blandede arealet. Vi har også her antatt en middelavrenning på 28 L/s/km².

I Fiskåbukta er det særlig den store småbåthavna i Auglandsbukta (552 båt plasser) som peker seg ut som kilde for Cu og Zn. Her er det også 200 opplagsplasser (Vatland 2018).

Grunnlaget som er gjengitt i prosedyren er brukt til å beregne en årlig lekkasje til vann på 66 kg Cu og 83 kg Zn i denne småbåthavna. Vi har ikke hatt anledning til å realitetssjekke disse tallene med hensyn til båtstørrelser og praksis for vedlikehold, men som det går fram av forurensningsregnskapet er bidragene for begge disse metallene betydelige.

Bakgrunnsnedfallet av PAH₁₆EPA med nedbør direkte på sjøarealet er beregnet til 0,27 kg/år.

Vi har ikke pålitelige PAH-data fra denne siden av Kristiansand som kan brukes for beregning av PAH-tilførselen fra landarealet. Om vi bruker data fra Kvadraturen som representativt for det 9 km² store utbygde arealet i dette regnskapsområdet og Baneheidata for naturlig areal (7,5 km²), blir PAH₁₆EPA -tilførselen 4,5 + 0,22 = 4,7 kg/år. Dette blir jo bare en skalering, men kan være et utgangspunkt for å sammenlikne med industritilførslene. Det er verdt å merke seg at estimatet for hele dette området, som inkluderer nedbørfeltet til Fiskåbekken, er vesentlig mindre enn Elkems estimat for Fiskåbekken i 2012.

Begge Elkem-bedriftene har utslipp til vann i Fiskåbukta. Elkem Carbon rapporterer kun PAH, mens Elkem Solar rapporterer kun metaller (Tabell 18 og Tabell 19).

Tabell 18. Utdrag av årlige rapporterte utslippstall til vann for Elkem Solar AS for perioden 2012 til 2016. Forkortelsene illustrerer metallene arsen (As), kobber (Cu), nikkel (Ni) og krom (Cr). Utslippsdataene er hentet ut 16.1.2018, men nye metoder for å beregne utslippsdata kan føre til endringer i rapportering av nåværende og historiske data hos www.norskeutslipp.no.

År	Utslipp			
	As	Cu	Ni	Cr
	kg/år			
2016	3,6	11,9	31,8	1,5
2015	2,7	10,5	24,1	1,5
2014	3,2	19,5	28,8	1,6
2013	0,2	1,4	0,1	0,1
2012	1,1	4,0	4,4	0,5

Tabell 19. Utdrag av årlige rapporterte utslippstall til vann for Elkem Carbon AS for perioden 2012 til 2016. Utslippsdataene for PAH er hentet ut 16.1.2018, men nye metoder for å beregne utslippsdata kan føre til endringer i rapportering av nåværende og historiske data hos www.norskeutslipp.no. I.R. betyr ikke rapportert.

År	Utslipp	
	PAH*	PAH
	kg/år	
2016	1,79	I.R.
2015	6,90	8,10
2014	8,60	11,10
2013	11,30	12,70
2012	3,30	3,9

*PAH₁₆EPA

Utslippene av Cu og Ni fra Elkem Solar er betydelig mindre enn tilførslene fra arealet omkring. Tilførslene av PAH til vann fra Elkem Carbon kan med en del forbehold sammenliknes med tilførsler fra landarealet. For det første er utslippet fra Elkem Carbon kun prosessutslippet og ikke totalutslippet. Dessuten varierer det en del fra år til år ($6,4 \pm 3,9$ kg/år). For det andre er estimatet for landarealet trolig noe høyt. Med disse forbeholdene kan det tyde på at tilførslene fra landarealet er i samme størrelsesorden som prosessutslippet fra Elkem Carbon.

3.3 Sjøsedimentene som kilde

Sjøsedimentene i de tre regnskapsområdene i Kristiansandsfjorden inneholder miljøgifter og kan dermed være en intern kilde spredning av miljøgifter og for påvirkning av organismer i sediment og vannfase. I tiltaksplanen for Elkem (Olsen mfl. 2018) framgår at 80-95 % av PAH-utslippet fra bedriften sedimenterer. Mekanismene for transport og spredning fra sediment til vann er diffusjon basert på kjemiske gradienter, via biologisk opptak og bioturbasjon (bevegelse av organismer i sedimentet) og via resuspensjon av miljøgiftholdige partikler forårsaket av skipspropeller og skipsbevegelser (Ruus mfl. 2005; Næs mfl. 2014).

I det foreliggende prosjektet har vi skaffet data for å beregne lageret av miljøgifter i tørrstoffet (partiklene) i det øverste 0-10 cm tykke sjiktet i sjøsedimentet. Vi har for enkelhets skyld brukt middelkonsentrasjoner fra 0-2 cm i mest mulig representative målepunkter for sjøsediment i de tre regnskapsområdene (Tabell 20). Det vil si at vi har unngått punkter tett opp mot industriutslipp. Sammensetningen av punktene er imidlertid ikke designet for å representere regnskapsområdene i foreliggende rapport. Det må tas med i betraktning når våre estimater for lager av metaller og PAH i sedimentet skal vurderes. Andelen tørrstoff er satt til 50 % og egenvekten i materialet til 2,3 for å kunne beregne mengden i det sedimentvolumet som utgjøres av de øvre 0-10 cm og hele sjøarealet i hvert enkelt regnskapsområde.

Tabell 20. Konsentrasjon av metaller og PAH₁₆EPA i de øverste 0-2 cm av sjøsedimentet i hvert regnskapsområde. Data for konsentrasjon er hentet fra diverse rapporter det er referert til, mens middelkonsentrasjonene er beregnet her basert på data for oppgitte stasjoner.

		Fiskåbukta		Fiskåbukta	
		Næs mfl. (2014)		Næs mfl. (2017)	
		Middel*		Middel*	
Ni	µg/g	541	470	505	
Cu	µg/g	334	366	350	
Zn	µg/g	105	121	113	
Pb	µg/g	92	107	99	
PAH ₁₆ EPA	µg/g	26,0	20	23	
BaP	µg/g	2,4	2	2	
		*K17+KH03		*K17+KH03	
		Vesterhavn		Vesterhavn	
		Næs og Håvardstun (2013)		Skøyen og Håvardstun (2016)	
		Middel*		Middel**	
Ni	µg/g	254	234		
Cu	µg/g	252	304		
Zn	µg/g	88	93		
Pb	µg/g	82	78		
		*X14, X15, X18-X23		**KV01, X12, X19, K18	
		Næs og Rygg (2001)			
		Middel*			
PAH ₁₆ EPA	µg/g	10,4			
BaP	µg/g	0,91			
		*14,21-23,25-26,34,44			
		Østre havn			
		Oug og Håvardstun (2012)			
		Middel*			
Ni	µg/g	52			
Cu	µg/g	62			
Zn	µg/g	123			
Pb	µg/g	49			
PAH ₁₆ EPA	µg/g	5,20			
BaP	µg/g	0,43			
		*Øst 1 og Øst 2			

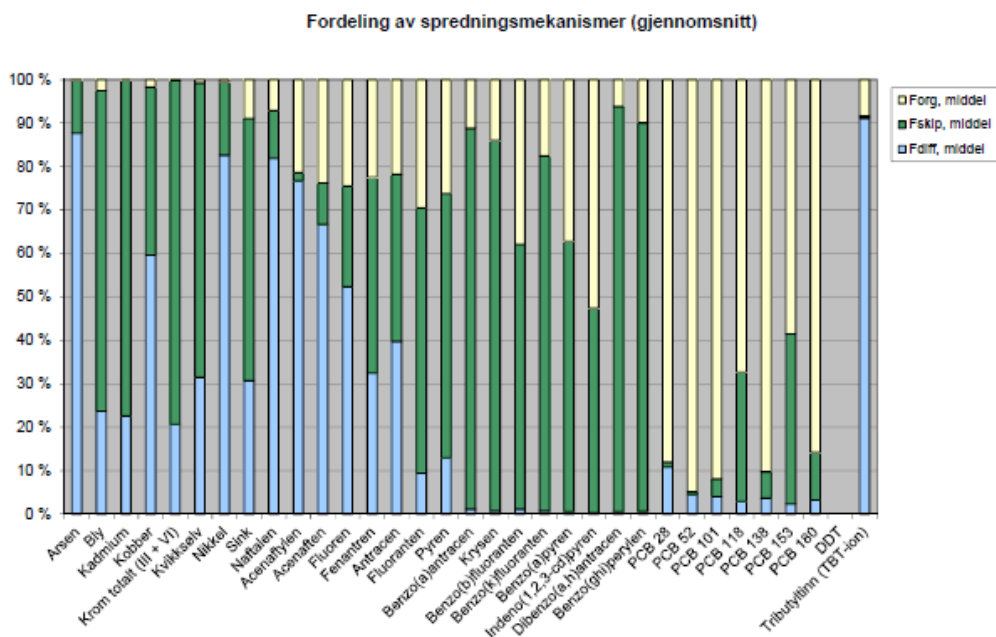
Lageret av PAH i sjøsedimentene i regnskapsområdene I, II og III blir hhv. 150, 2400 og 5600 kg PAH₁₆EPA (Tabell 21). Mengden er avhengig av konsentrasjon og ikke minst arealet på sedimentet. For metaller er lageret betydelig større, størst for Ni og Cu i Fiskåbukta (hhv. 123 og 85 tonn) og minst for metallene i Østre havn (1,4-3,5 tonn), se Tabell 21.

I et forurensningsregnskap for vannfasen må utlekkingshastigheten for miljøgifter i sedimentet måles eller beregnes. Det er gjort for metaller og PAH i Fiskåbukta (Ruus mfl. 2005; Næs mfl. 2014, Olsen m.fl. 2018) i form av spredning fra sedimentet via de omtalte mekanismene. Beregningene er gjennomført i henhold til Miljødirektoratets veileder TA-2230 (nå revidert M-409). Det går fram av Figur 15 at diffusjon er viktig for enkelte metaller og de letteste PAH'ene, mens oppvirvling pga. skipstrafikk er viktig for metaller som er sterkere organisk bundet og for de tyngre PAH'ene.

Tabell 21. Beregnet lager i de øvre 0-10 cm sjøsediment (basert på målte verdier i 0-2 cm sjiktet) og beregnet utlekking av metaller og PAH₁₆EPA i hvert regnskapsområde. Data for utlekking i Fiskåbukta er hentet fra Olsen mfl (2018), se tekst for de to andre regnskapsområdene.

Lager:		III Fiskåbukta	II Vesterhavn	I Østre havn
Ni	kg	123119	57242	1495
Cu	kg	85330	65219	1783
Zn	kg	27549	21349	3536
Pb	kg	24136	18768	1409
PAH ₁₆ EPA	kg	5607	2440	150

Utlekking:		III Fiskåbukta	II Vesterhavn	I Østre havn
Ni	kg	460	214	5,6
Cu	kg	110	84	2,3
Zn	kg	17	13	2,2
Pb	kg	16	12	0,93
PAH ₁₆ EPA	kg	5,2	2,3	0,14



Figur 15. Relative bidrag til spredning av miljøgifter fra sedimentene i Fiskåbukta for de tre spredningsveiene næringskjede/organismer (gult), propellersjon (grønt) og diffusjon (blått). Hentet fra Næs mfl. (2014).

Utlekkingen av PAH fra sedimentene i Fiskåbukta var 5,2 kg PAH₁₆EPA/år (Olsen mfl. 2018). Vi har brukt forholdet mellom utlekking og beregnet sedimentlager i Fiskåbukta til å beregne utlekking i de to andre regnskapsområdene. Den blir 2,3 kg/år i Vesterhavn og 0,14 kg/år i Østre havn. Utlekkingen av metaller fra sedimentene i Fiskåbukta var hhv. 460, 110, 17,2 og 15,9 kg/år for Ni, Cu, Zn og Pb (Olsen mfl. 2018). Gjøres tilsvarende beregning som for PAH får vi en utlekking av metaller som angitt i Tabell 21. Det må bemerkes at disse beregningene for total utlekking er arealdrevet, og dermed bestemt av hvordan det aktuelle området er avgrenset.

3.4 Stoffprofiler for metaller og PAH

Vi har nå vært gjennom en kvantifisering av utslipp og tilførsler av metaller og PAH, og vi har sett på utslipp fra industribedrifter i forhold til tilførsler fra ubebygde og urbane arealer. Utslippene har en del karakteristika som kan gjenfinnes i måledata i avrenningsvannet og dermed bidra til å peke ut viktige tilførselskilder.

I første fase med forurensningsregnskap brukte vi metallprofiler og i mindre grad PAH-profiler til kildeidentifikasjon (Hindar mfl. 2017). Parallelt med det foreliggende arbeidet ble det tatt nye prøver i Baneheia og Tollbodgate. Kildeidentifikasjonen ble mer presis også for PAH fordi det ble brukt en bedre analysemetode med lavere rapporteringsgrense (Hindar mfl. 2018).

Stoffprofilene fra Baneheia og bygatene i Kvadraturen viste forholdsvis tydelige spor av utslippkilder. For metaller er Glencore Nikkelverk sitt utslipp til luft kilde til Cu og Ni i avrenningen fra Baneheia, mens Elkem Carbon kan være kilde til Zn. Metallene er imidlertid i stor grad organisk bundet og lite biologisk tilgjengelige (Ni og Pb), noe en bør ta hensyn til i vurderingen av om tiltak er nødvendig.

I bygatene var det åtte ganger så høy konsentrasjon av Zn som i Baneheia, mens Ni-konsentrasjonen var tre ganger lavere enn i Baneheia. Det var 2-5 ganger høyere konsentrasjon av Cu og Cr i bygatene enn i Baneheia, mens konsentrasjonen av Pb var om lag den samme. Det viser at nikkelverket ikke er dominerende kilde til metaller i bygatene, og at kilder som kjennetegnes av Cu, Cr og Zn er dominerende.

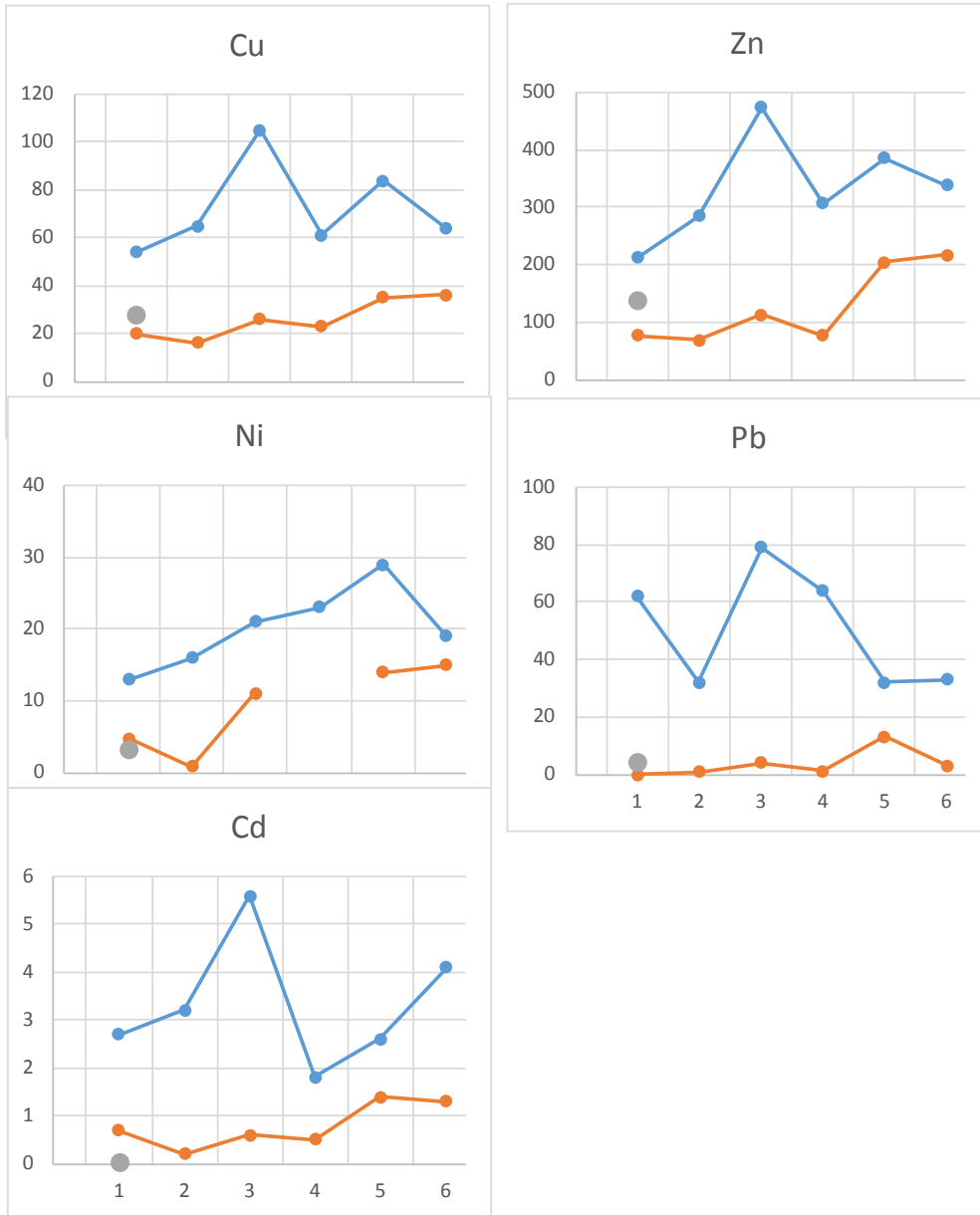
Tunge fyringsoljer inneholder så pass mye Ni og V at disse to metallene og V/Ni-forholdet er brukt til å spore tilførsler av eksos fra skip. Når Ni-konsentrasjonen er forholdsvis lav kan det tyde på at slike tilførsler ikke er dominerende kilde til metaller på denne siden av Kvadraturen (målepunktene drenerer mot Otra).

Veitrafikk har utslipp av en rekke stoffer, både metaller og PAH. Dette er knyttet til eksos fra bensin og diesel, samt slitasjeprodukter fra asfalt, bildekk og bremseklosser, slik vi har gått gjennom i prosedyredelen. Typisk for veitrafikk er utslipp av Zn og Cu, og veitrafikk kan være hovedkilde for disse metallene i bygatene. Halvmetallet antimon (Sb) er en god indikator for veitrafikk fordi den typisk finnes i bremseklosser og i lite annet. Sb er ofte blitt anbefalt som tracer.

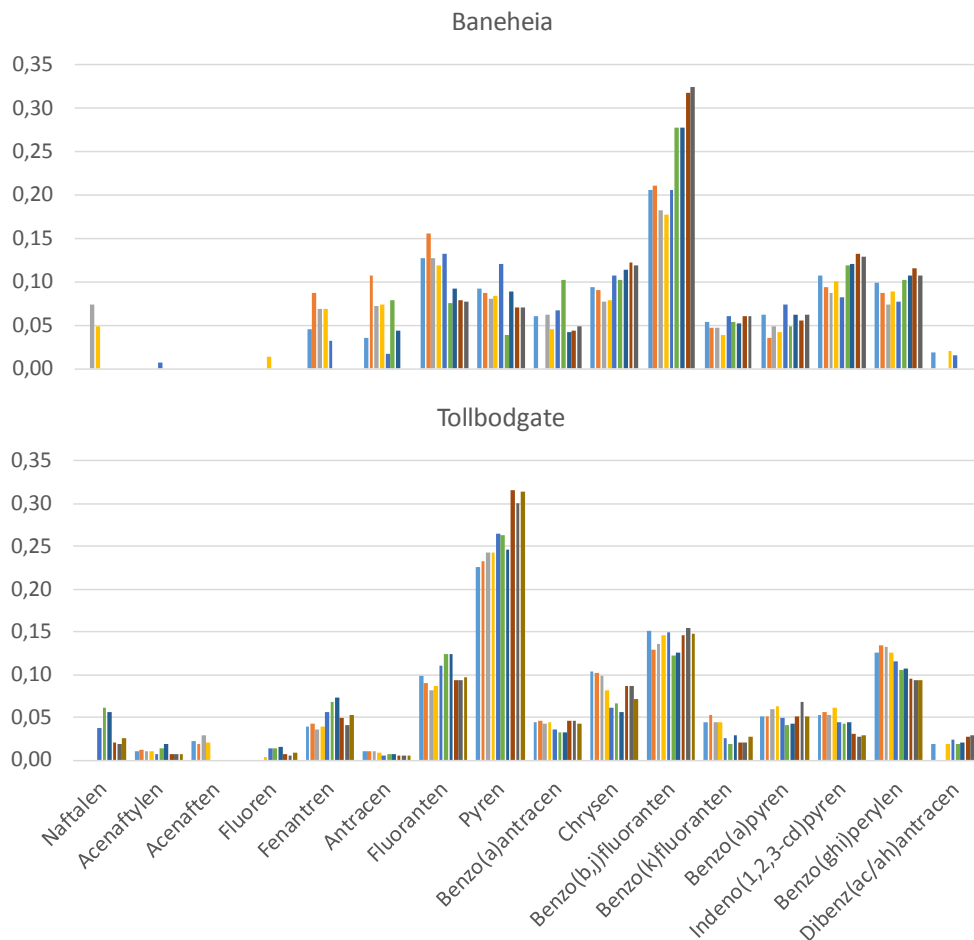
Vi har sammenliknet middelkonsentrasjoner av metaller i Tollbodgate (site mean concentrations) med middelkonsentrasjonene (event mean concentrations) i Tabell 4 i prosedyren. I Tollbodgate oppstrøms målepunktet er årsdøgntrafikken forholdsvis lav, ca. 2400 i mars 2011 og dominert av busstrafikk. Her er det mye start- og stopp og tomgangskjøring pga. bussholdeplasser. Mens konsentrasjonene av Zn, Cu og delvis Ni i Tollbodgate er nær halvparten av oppgitte konsentrasjoner for kategori 1 (vei med ÅDT < 5000), er konsentrasjonene av Pb og Cd svært lave (Figur 16).

I den delen av Gyldenløvesgate som hadde drenering til prøvepunktet er det langt mindre trafikk enn i Tollbodgate. Likevel var konsentrasjonen av Zn om lag den samme, mens Cu og Pb var høyere. Det kan skyldes bidrag fra kloakkoverløp som preget dette målepunktet under de nedbørepisodene prøvene ble tatt. Utslipet fra Odderøya viser at Zn er karakteristisk for kloakk.

Konsentrasjon og sammensetning av PAH₁₆EPA i Baneheia og Tollbodgate ble målt, karakterisert og undersøkt med forholdsvis avansert statistikk. Til tross for prøvetaking på ulike stadier i nedbørepisoder og ved ulike tidspunkt høsten 2017 var PAH-profilene svært konsistente begge steder og også distinkt forskjellige (Figur 17). Dette også til tross for store variasjoner i konsentrasjon. Det ble tolket som at det var en eller få kilder til PAH begge steder og at disse kildene var vesentlig forskjellige (Hindar mfl. 2018).



Figur 16. Middelkonsentrasjoner ($\mu\text{g/L}$) i nedbørepisoder (event mean concentrations, EMC) av tungmetaller (blått er totalkonsentrasjoner og rødt er løste konsentrasjoner) i forhold til årsdøgntrafikk (ÅDT) for seks kategorier av vei og belastning (se Tabell 4). Her har vi lagt inn middel for totalkonsentrasjoner fra Tollbodgate (site mean concentrations, SMC) med grå kuler.



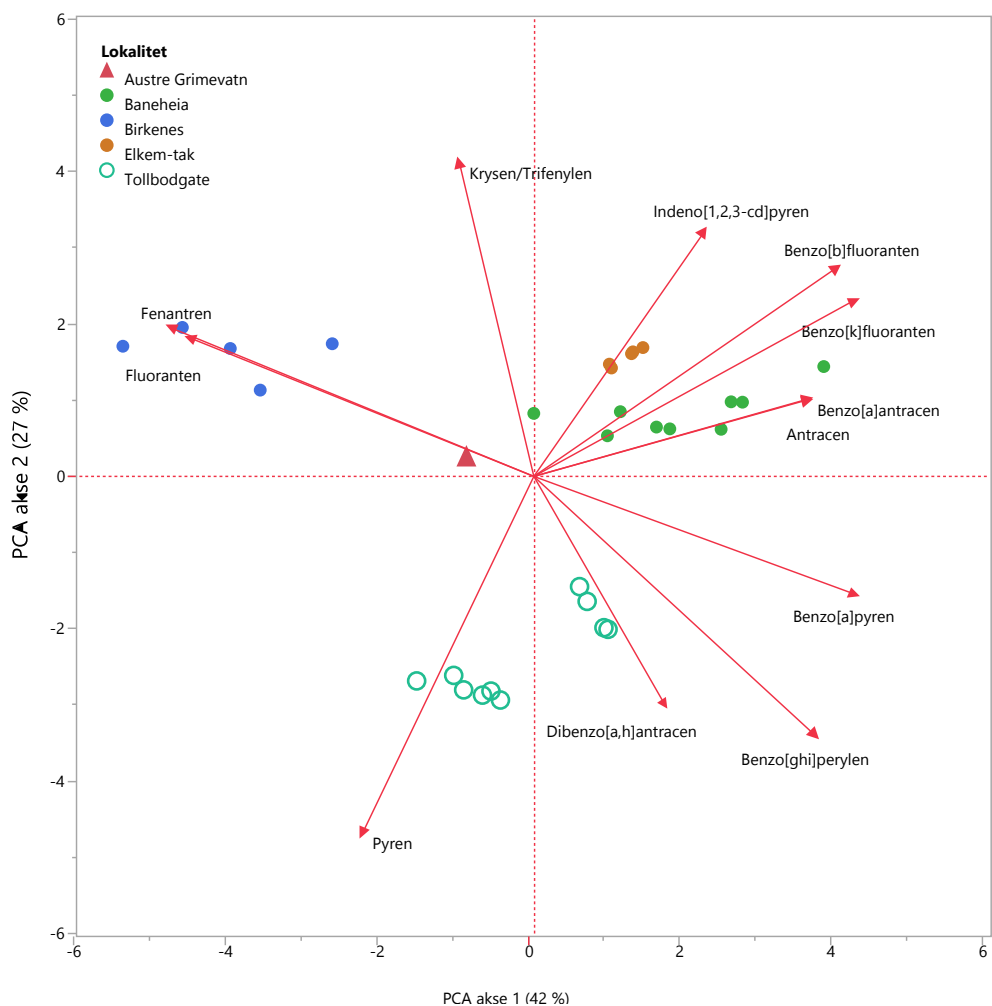
Figur 17. PAH-profiler basert på andeler av PAH₁₆EPA for avrenning en i Baneheia og overvannet i Tollbodgate. Kilde: Hindar mfl. (2018).

Den konsistente profilen i Tollbodgate, med klare innslag av PAH'er som er karakteristiske for veitrafikk, pekte på nettopp veitrafikk som dominerende kilde her. Setter vi data fra Tollbodgate inn i Tabell 5 fra prosedyren, kan vi forsøke å finne ut om det er dominans av utslipp fra dieseldrevne eller bensindrevne kjøretøyer. Noen av indikatorene peker mot dominans av utslipp fra dieseldrevne kjøretøyer, mens noen peker mot bensindrevne kjøretøyer (Tabell 22). Marr mfl. (1999) fant at tunge, dieseldrevne kjøretøyer var dominerende kilde for 3-rings PAH'er slik som fluoranten og pyren. Dominansen av pyren i forhold til benzo(a)pyren og BaP i forhold til krysen i Tollbodgate peker i samme retning, mens de lave forholdene fluoren/(pyren+fluoren) og indeno(1,2,3-cd)pyren/benzo(ghi)perylen peker mot bensin.

Vi gjennomførte en prinsipalkomponentanalyse (PCA) for å få en mer objektiv dokumentasjon på forskjeller og likheter mellom de to lokalitetene og andre kilder og lokaliteter. Også her kom det fram at PAH-sammensetningen i Baneheia og Tollbodgate var vesentlig forskjellig (Figur 18). Et vesentlig funn var at langtransportert luftforurensning i nedbør ikke kunne forklare PAH-sammensetningen i Baneheia. Det var overlapp mellom Baneheiprofilene og profiler i nedløp fra tak ved Elkem Carbon, noe som indikerte at luftutslippet ved Elkem Carbon kunne være en kilde til Baneheia (Hindar mfl. 2018). Dataene fra Elkem var imidlertid ikke ferdig vurdert og heller ikke rapportert på dette tidspunktet, så derfor ble det ikke trukket endelige konklusjoner.

Tabell 22. Beregnede verdier for PAH-forhold fra Tollbodgate satt inn i Tabell 5 fra prosedyren. BaP=benzo(a)pyren.

Tollbod-18 Fra Ravindra mfl (2006, 2008)			
Diagnostiske forhold:			
Indeno()pyren/(Ind+Benzo(ghi)perylene)	0,28	0,35-0,7	diesel
Fluoren/(Fluoren+Pyren)	0,27	>0,5	diesel
		<0,5	bensin
BaP/(BaP+Chrysen)	0,39	0,49	diesel
		0,73	bensin
Benzo(b)fluoranten/Benzo(k)fluoranten	4,28	>0,5	diesel
BaP/Benzo(ghi)perylene	0,47	0,5-0,6	trafikk
Indeno()pyren/Benzo(ghi)perylene	0,39	0,4	bensin
		1	diesel
Pyren/BaP	5,00	10	diesel
		1	bensin



Figur 18. Resultater av PCA basert på 12 PAH'er (de fire letteste i PAH₁₆EPA er fjernet). Ordinasjonsdiagrammet viser variasjonen langs de to første aksene (hovedvariasjonen). Kilder og lokiteter er angitt i øvre venstre hjørne. Fra Hindar mfl. (2018).

PAH i langtransportert luftforurensning i nedbør (data fra NILU) viste at konsentrasjonene hadde en svært tydelig sesongvariasjon, med klart høyeste konsentrasjoner i vintermånedene. PAH-profilen og PCA viste dessuten at andelen av fenantren og fluoranten klart skilte ut nedbør fra de andre kildene og lokalitetene. Disse to PAH-ene er karakteristiske for utslipp fra vedfyring. Vi mener derfor at brenning av biomasse, spesielt fyring med ved, er hovedkilden til PAH i langtransportert forurenset nedbør.

3.5 Behov for nye målinger?

Det er som nevnt foretatt prøvetaking i avrenning fra ulike arealer, og det har gitt grunnlag for å identifisere utslippskilder av betydning for forurensningssituasjonen (Hindar mfl. 2018). Et interessant funn i Tollbodgate er at sammenhengen mellom tørrstoff, turbiditet og PAH er svært god. Det viser at PAH i hovedsak er partikkelbundet i bygatene, og også at det kan være mulig å bruke turbiditet som en såkalt proxy-parameter for PAH. Turbiditet kan måles kontinuerlig og koples til kontinuerlig måling av vannføring, slik at en kan få en enda bedre kvantifisering av PAH-tilførselen til deler av Kristiansandsfjorden.

Vi hadde i det samme prosjektet tilgang på data fra taknedfall av PAH ved Elkem Carbon. Vi har vist at dette taknedfallet sannsynligvis har en helt annen PAH-profil enn selve luftutslippet, og vi mener at det er langt mer relevant som tilførselskilde i Kristiansandsområdet enn selve luftutslippet (Hindar mfl. 2018). For å styrke datagrunnlaget for forurensningsregnskapet kan man gjennomføre nedfallsmålinger (nedbørprøver). Dette kan gjøres i ulik avstand fra utslippet for å beregne influensområdet for nedfallet. I regnskapsområder som inneholder store vannoverflater, slik som Fiskåbukta og Vesterhavn, kan slike data inngå direkte i forurensningsregnskapet.

Regnskapsområdene inneholder også avrenning fra forholdsvis store arealer på land. Bekker og mindre elver samler opp avrenning og tilførsler fra ulike kilder og fører miljøgifter direkte til regnskapsområdet. Her bør det gjennomføres ny prøvetaking for analyse av aktuelle miljøgifter med tilpasset prøvetakingsstrategi og analysemetodikk. I Kristiansandsområdet fant vi data for enkeltprøvetakinger i bekker fra 10 år tilbake, og analysemetodikken var ikke tilpasset konsentrasjonsnivåene for PAH og flere av metallene.

Miljødirektoratet stiller nå strengere krav til både målinger og beregning av diffuse utslipp fra tak og asfalterte arealer ved industribedrifter. Det vil innebære at bedriftene må gå over til en bedre tilpasset miljøovervåking fordi slike tilførsler er nedbørstyrt. Data fra denne typen målinger ville være verdifulle for et forurensningsregnskap fordi en vil få en langt bedre dokumentasjon på relevante direktetilførslers stoffsammensetning og mengder.

3.6 Vannutveksling og fortynningsforhold

Effekten av tilførsler av miljøgifter er avhengig av meteorologiske forhold og vannutveksling. Forverrede forhold for astmatikere i perioder med inversjon i større byer er velkjent. Man må også anta at slike forhold kan forsterke bidraget fra luftutslipp til nærliggende vannforekomster. Ved åpen kyst, slik som i Kristiansand, er inversjonsforhold sannsynligvis langt mindre utpreget enn f.eks. i Oslo og Bergen.

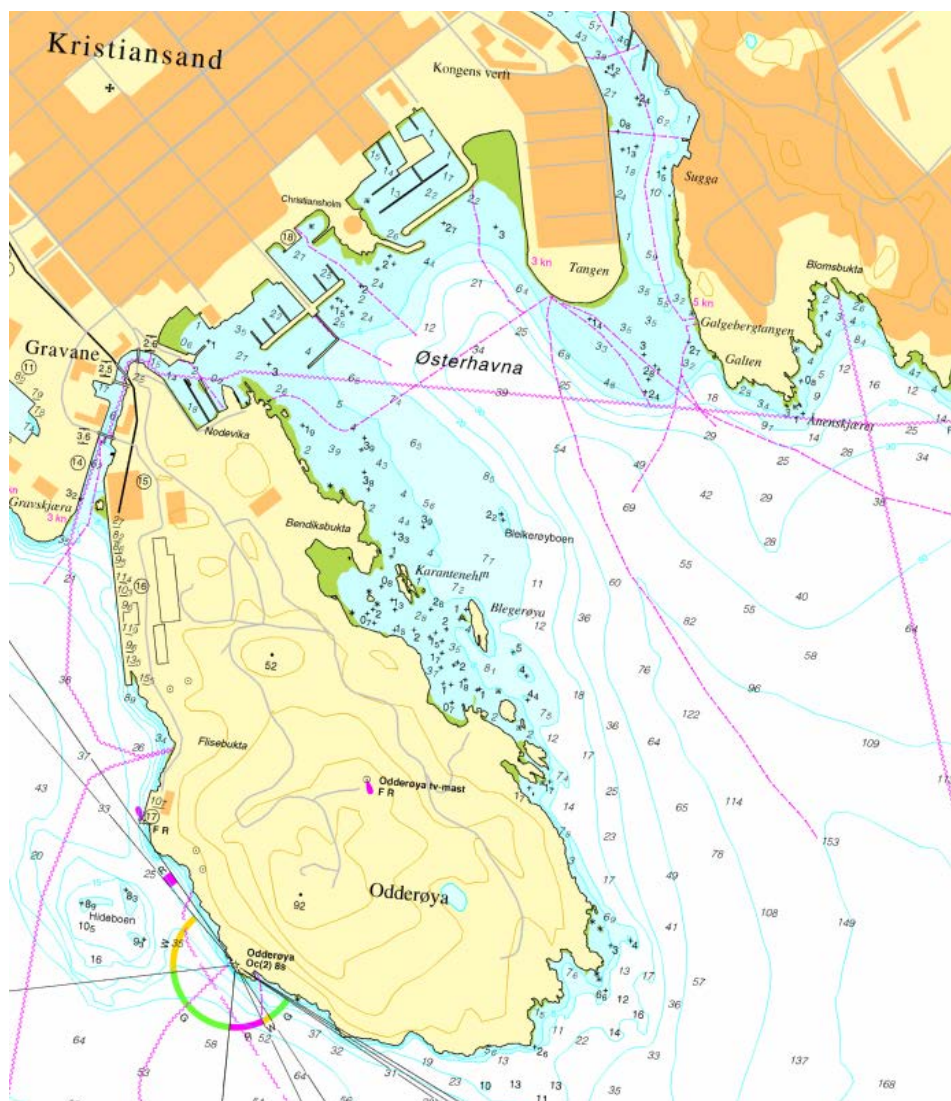
Vannutveksling er vesentlig for forurensningssituasjonen i Kristiansandsfjorden. Østre havn ligger forholdsvis godt eksponert for sjøområdet utenfor (Figur 19), og nyter i tillegg godt av at Otra trekker forurensninger vekk fra dette regnskapsområdet. Selv om det er en forbindelse til Vesterhavn via en smal kanal, kan vi anta at vannutvekslingen her er av liten betydning. Østre havn er også beskyttet av Odderøya mot tilførsler fra vannforekomsten Kristiansandsfjorden indre (Figur 2) og regnskapsområdet Vesterhavn.

Et forhold som kaster lys over viktige utfordringer i håndteringen av innhentede data er vurderingen av stofftransport med Otra i forhold til fortynning. Data fra elvetilførselsprogrammet og hydrologiske data for elva gir en årlig transport av metallet Cu på 5 tonn. Dette tallet er svært høyt, men konsentrasjonen i elva er svært lav. Den er langt under grenseverdien i vannforskriften og langt lavere enn Cu-

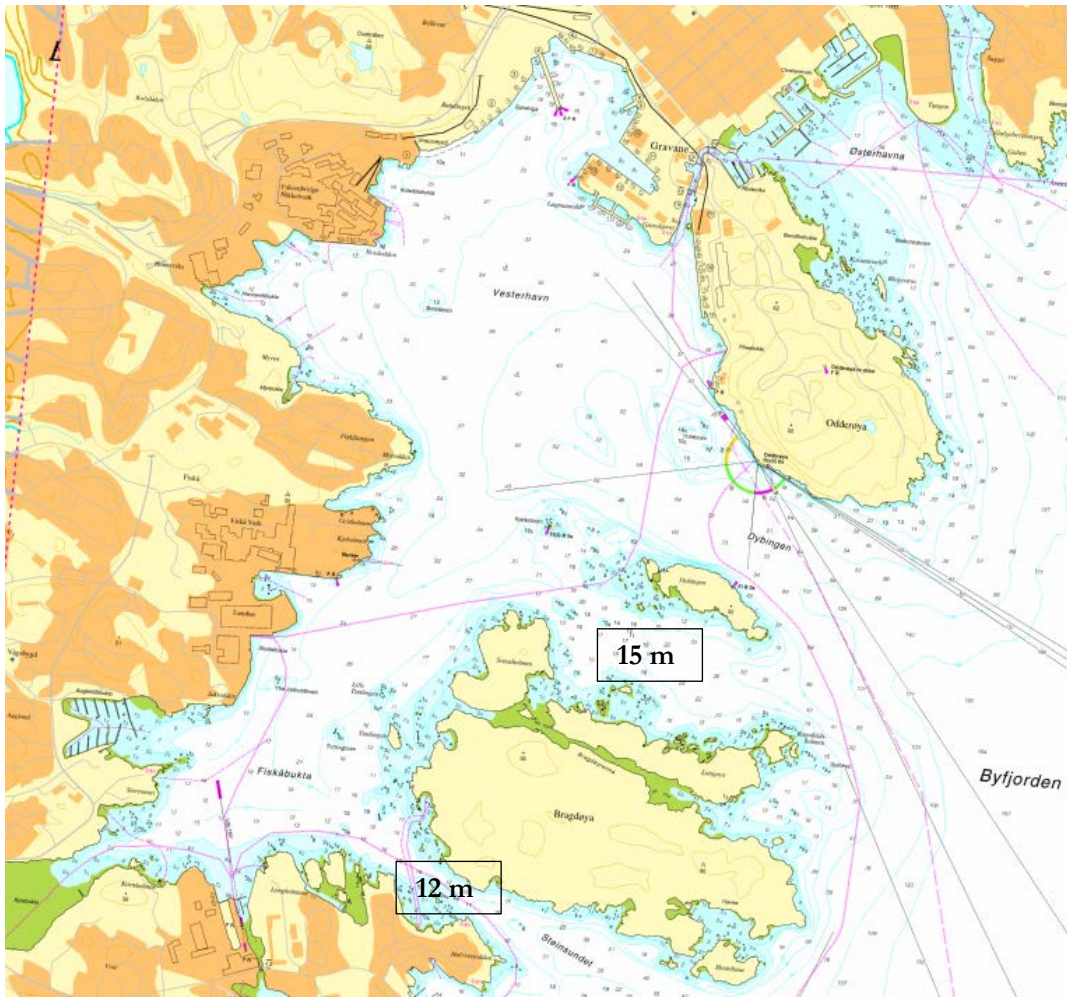
konsentrasjonen i avrenningen fra byområdet Kvadraturen. Slik sett må Otra betraktes som en kilde til fortykning og ikke som en stor kilde til kopper.

Situasjonen er en annen i Vesterhavn og Fiskåbukta enn i Østre havn. Det er forholdsvis trange passasjer og grunne terskler mellom Fiskåbukta og fjordområdet i øst (Figur 20). Vannutveksling og forurensnings-transport går hovedsakelig nordover fra Fiskåbukta mot Vesterhavn. Strømhastigheten er lav (1-3 cm/sek), og oppholdstiden for dypvannet i Vesterhavn 1-2 uker (Molvær mfl. 1986). Fra Vesterhavn er det en mer åpen og direkte forbindelse mot fjordområdet utenfor.

Begrenset vannutveksling vil si at forurensninger i større grad kan akkumuleres og gjøre skade før de fortyknes og transporteres vekk. En fordel i begge disse regnskapsområdene er at sjøområder som er grunnere enn 20 meter befinner seg svært nær land. Det vil si at oppvirvling som skyldes skipspropeller i farleden er begrenset, siden dette først og fremst påvirker sedimenter som ligger grunnere enn 20 meter. I dette kystområdet er tidevannsforskjellene relativt små. Det gir mindre muligheter for utvasking av miljøgifter fra sjøsedimenter ved bølgeslag på fjære sjø, men samtidig større mulighet for akkumulering i sedimentene enn i områder med store tidevannsforskjeller.



Figur 19. Regnskapsområdet Østre havn med utløpet av Otra i nord, kanalen innenfor Odderøya i vest og fjordområdet utenfor. Kart: Norgeskart.no.



Figur 20. Regnskapsområdene Vesterhavn og Fiskåbukta og fjordområdet utenfor. Dypet for to terskler er angitt. Det er ingen terskel mellom Fiskåbukta og Vesterhavn, heller ikke mellom Vesterhavn og fjorden utenfor. Kart: Norgeskart.no.

God vannutveksling gir en fortykning og dermed lavere konsentrasjoner av tilførte miljøgifter i utslippsområdet. Vannutveksling innebærer imidlertid også at forurensninger spres, slik som tidligere vist for Elkem-utslippene av PAH (Figur 10). Årlig ble 50-150 kg PAH transportert ut av det Elkem-aktive området i denne perioden (Ruus mfl. 2005).

Spredningen av PAH vil være med hovedstrømretningen nordover fra Fiskåbukta til Vesterhavn. Med referanse til en sedimentasjonsrate på 80-95 % av tilført partikkelbundet PAH i Fiskåbukta (Olsen mfl. 2018) har vi her antatt at 90 % av totalt tilført PAH til Fiskåbukta sedimenterer og at de øvrige 10 % fraktes til Vesterhavn via vannutveksling. Denne kilden for PAH i Vesterhavn blir dermed 6 kg/år.

En tilsvarende betraktning for metallene gir et bidrag fra Fiskåbukta til Vesterhavn via vannutveksling på hhv. 64, 25, 33 og 4 kg/år for Ni, Cu, Zn og Pb.

3.7 Forurensningsregnskap (kildenes bidrag)

Vi velger her å først sette opp en samlet oversikt for utslipp av metaller og PAH til luft (Tabell 23). Oversikten er basert på data og beregninger fra tidligere avsnitt i kapittel 3.

Utslipp fra Glencore er klart største kilde for Cu og Ni, fulgt av utslipp fra Elkem Carbon, som også har betydelige utslipp av As, Pb, Zn og Hg. Vedfyring er også en betydelig kilde for Zn.

Utslipp fra Elkem Carbon er største PAH-kilde, fulgt av utslipp fra skip. Det er verdt å understreke at en vesentlig andel av PAH₁₆EPA-utslippet til luft fra Elkem Carbon er flyktige (og mindre farlige) PAH-forbindelser. Utslipp fra veitrafikk og vedfyring er relativt små kilder til PAH, men en vesentlig andel er tyngre og farlige PAH'er.

Tabell 23. Oversikt over utslipp til luft fra diverse kilder av metaller, PM₁₀ og PAH. Datakilden er norskeutslipp.no for industribedriftene. Randall (2016) har beregnet partikkelutslipp (PM₁₀) fra flere kilder.

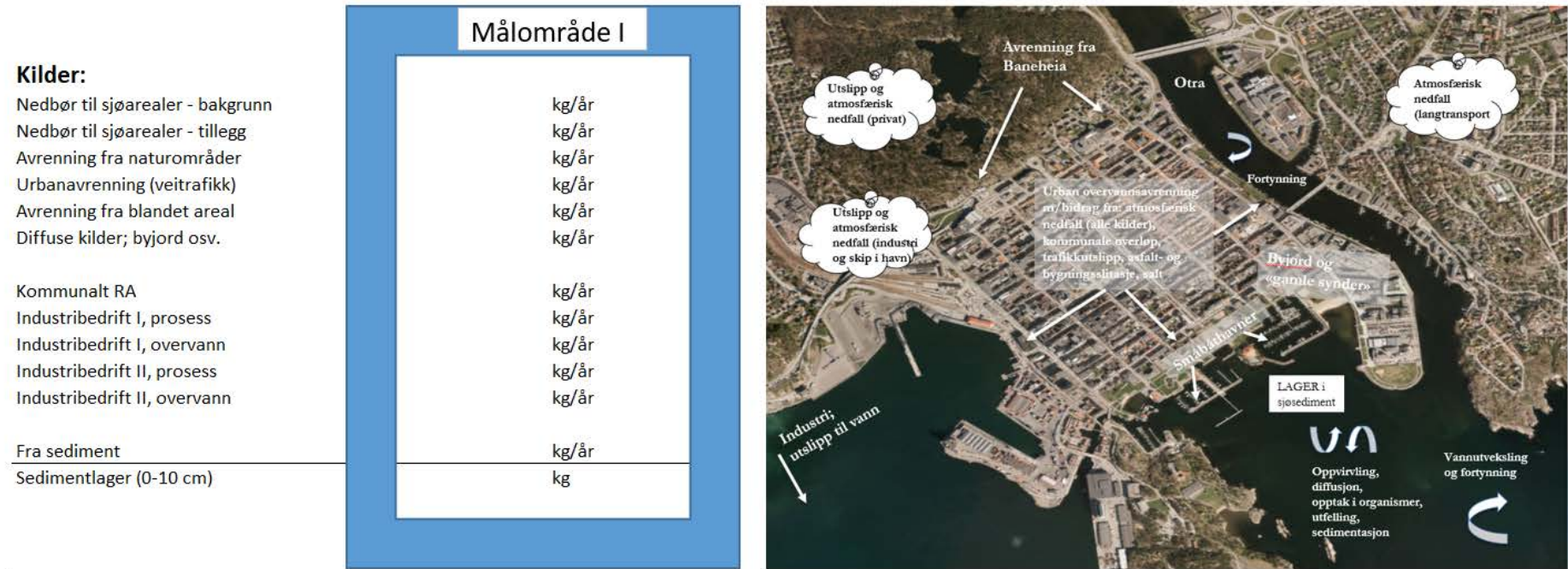
Utslipp til luft; kg per år													
Kilde:	År	As	Cu	Cd	Pb	Ni	Cr	Zn	Hg	PM ₁₀	PAH EPA	PAH NS	Datakilde
Glencore N	2016		1225			992							
	2015		1542			1149							
	2014		1445			912							
	2013		1658			1184							
	2012		2849			1634							
Elkem Solar	2016	4,92	4,57	0,18	0,87	2,20	0,33		0,21				
	2015	4,06	3,07	0,13	1,50	1,72	0,07		0,19		18		
	2014	2,12	1,40	0,02	1,30	1,27	0,04		0,38		17		
	2013	1,52	0,94	0,02	0,79	0,75	0,02		0,25		11		
	2012	1,54	0,90	0,03	0,50	0,54	0,02		0,19		7		
Elkem Carbon	2016	311	243	1,6	248	74		603	9,7		2949		
	2015	443	207	1,0	240	75		756	9,5		833	194	
	2014	95	72	1,2	196	382		574	8,0			197	
	2013	169	30	0,9	186	31		452	9,8			144	
	2012	105	103	1,0	160	179		978	10,2			311	
Vedfyring					3			160		88000	4,2		her
Vedfyring					5,5			293		161000	7,7		Randall/her
Skip										18000	57		her
Skip										20000	63		Randall/her
Veitrafikk										16500	0,08		Randall/her

Denne oversikten er ikke et forurensningsregnskap for regnskapsområdene, og data herfra kan heller ikke brukes direkte til det. Det er fordi det kan skje en separasjon av luftutslipp basert på det som befinner seg i gassfase og det som er knyttet til aerosoler og partikler. En stor andel av de mest flyktige delene av utslippene til luft føres trolig ut av området, mens tyngre partikler kan falle ned i det umiddelbare nærområdet. Utslipp av aerosoler og finpartikler (PM₁₀) kan påvirke en større del av regnskapsområdet.

Det luftsonekartet som er utarbeidet for Kristiansand viser at finpartikler (PM₁₀) fra diverse kilder (vedfyring, veitrafikk, industri, skip) spres, men i stor grad også faller ned i nærområdet. Våre målinger viser at det er klare spor etter luftutslippene til Glencore Nikkelverk (Cu og Ni) og trolig til Elkem Carbon for PAH i Baneheia (Hindar mfl. 2018), til tross for at Baneheia tilsynelatende ligger utenfor influensområdet som framkommer i luftsonekartene (Randall 2016).

Selve forurensningsregnskapet for vann, se mal for oppstilling i Figur 21, er utarbeidet for hvert av de tre regnskapsområdene og er basert på direkte utslipp i og beregnet transport til regnskapsområdene. Regnskap er laget for PAH₁₆EPA, Ni, Cu, Zn og Pb, se Figur 22-Figur 26. Også her er alle data hentet fra tidligere avsnitt i kapittel 3.

Figur 21. Kilder i et forurensningsregnskap – skjematisk og i oversiktsbilde for Østre havn i Kristiansand.

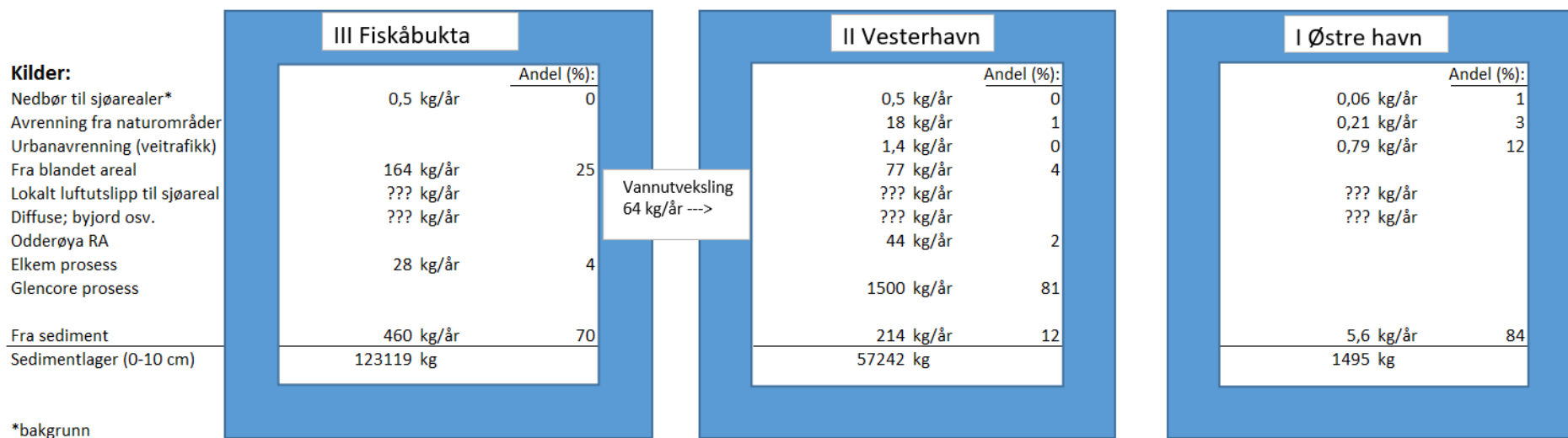


Figur 22. Forurensningsregnskap for PAH basert på utslipp i og tilrenning til de tre regnskapsområdene. Vannutvekslingen mellom Østre havn og Vesterhavn er satt til null. Stofftransporten mellom Fiskåbukta og Vesterhavn er basert på at 90 % av industriutslippene til Fiskåbukta sedimenterer i Fiskåbukta og at resten (5 kg) tilføres Vesterhavn. Spørsmålsteget indikerer at data anses som relevante, men at de ikke er tilgjengelige.

Kilder:	III Fiskåbukta		Vannutveksling 5,0 kg/år --->	II Vesterhavn		Vannutveksling 5,0 kg/år --->	I Østre havn	
		Andel (%):			Andel (%):			Andel (%):
Nedbør til sjøarealer*	0,27 kg/år	0		0,26 kg/år	3		0,03 kg/år	11
Avrenning fra naturområder	0,23 kg/år	0		0,18 kg/år	2		0,00 kg/år	0
Urbanavrenning (veitrafikk)	4,5 kg/år	7		6,1 kg/år	62		0,12 kg/år	41
Lokalt luftutslipp til sjøareal	??? kg/år			??? kg/år			??? kg/år	
Diffuse; byjord osv.	??? kg/år			??? kg/år			??? kg/år	
Odderøya RA				1,10 kg/år	11			
Elkem C diffust	44 kg/år	72						
Elkem C prosess	6,4 kg/år	11		0,00 kg/år	0			
Glencore prosess								
Fra sediment	5,2 kg/år	9		2,3 kg/år	23		0,14 kg/år	48
Sedimentlager (0-10 cm)	5607 kg			2440 kg			150 kg	

*bakgrunn

Figur 23. Forurensningsregnskap for nikkel (Ni) basert på utslipp i og tilrenning til de tre regnskapsområdene. Vannutvekslingen mellom Østre havn og Vesterhavn er satt til null, mens stofftransporten mellom Fiskåbukta og Vesterhavn er ukjent. Som pilen indikerer antas det at transporten er fra Fiskåbukta og til Vesterhavn. Spørsmålsteget indikerer at data anses som relevant, men at de ikke er tilgjengelige.

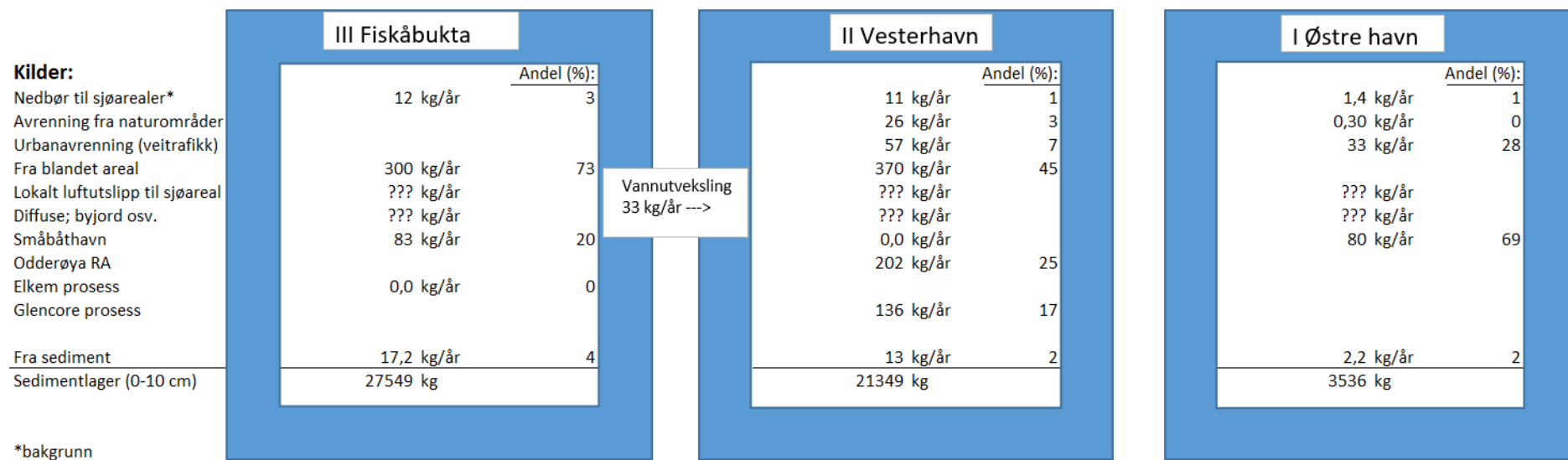


Figur 24. Forurensningsregnskap for kopper (Cu) basert på utslipp i og tilrenning til de tre regnskapsområdene. Vannutvekslingen mellom Østre havn og Vesterhavn er satt til null, mens stofftransporten mellom Fiskåbukta og Vesterhavn er ukjent. Som pilen indikerer antas det at transporten er fra Fiskåbukta og til Vesterhavn. Spørsmålsteget indikerer at data anses som relevant, men at de ikke er tilgjengelige.

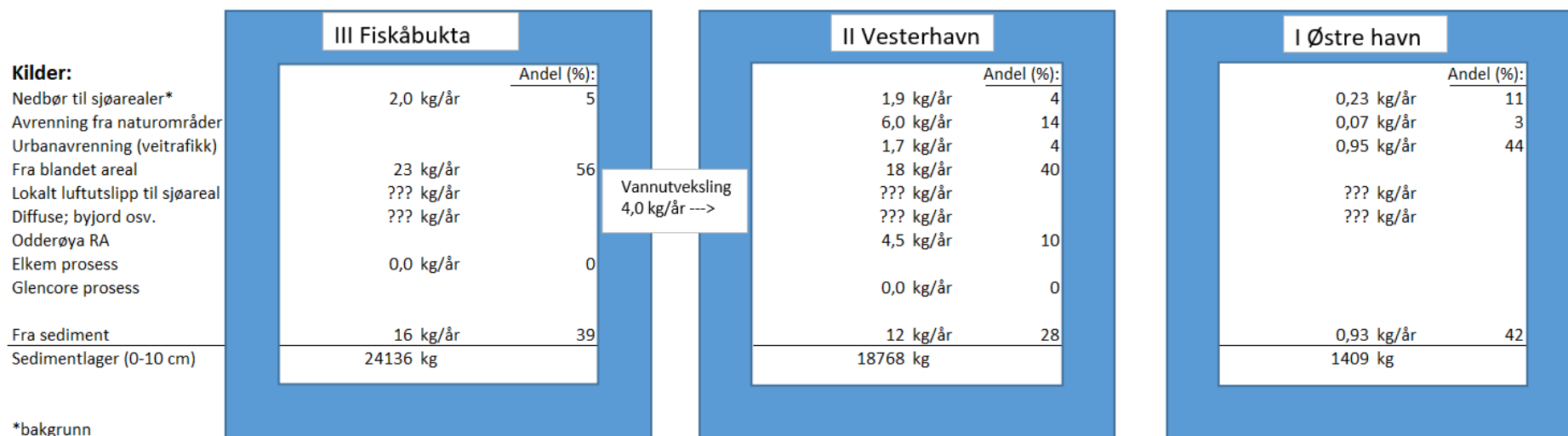
Kilder:	III Fiskåbukta		Vannutveksling 25 kg/år -->	II Vesterhavn		Vannutveksling 25 kg/år -->	I Østre havn	
		Andel (%):			Andel (%):			Andel (%):
Nedbør til sjøarealer*	2,9 kg/år	1		2,9 kg/år	0		0,35 kg/år	0
Avrenning fra naturområder				15 kg/år	1		0,18 kg/år	0
Urbanavrenning (veitrafikk)				12 kg/år	1		6,7 kg/år	9
Fra blandet areal	120 kg/år	38		64 kg/år	6			
Lokalt luftutslipp til sjøareal	??? kg/år			??? kg/år			??? kg/år	
Diffuse; byjord osv.	??? kg/år			??? kg/år			??? kg/år	
Småbåthavn	66 kg/år	21		0,0 kg/år	0		64 kg/år	87
Odderøya RA				32 kg/år	3			
Elkem prosess	14 kg/år	4						
Glencore prosess				852 kg/år	80			
Fra sediment	110 kg/år	35		84 kg/år	8		2,3 kg/år	3
Sedimentlager (0-10 cm)	85330 kg			65219 kg			1783 kg	

*bakgrunn

Figur 25. Forurensningsregnskap for sink (Zn) basert på utslipp i og tilrenning til de tre regnskapsområdene. Vannutvekslingen mellom Østre havn og Vesterhavn er satt til null, mens stofftransporten mellom Fiskåbukta og Vesterhavn er ukjent. Som pilen indikerer antas det at transporten er fra Fiskåbukta til Vesterhavn. Spørsmålsteget indikerer at data anses som relevant, men at de ikke er tilgjengelige.



Figur 26. Forurensningsregnskap for bly (Pb) basert på utslipp i og tilrenning til de tre regnskapsområdene. Vannutvekslingen mellom Østre havn og Vesterhavn er satt til null, mens stofftransporten mellom Fiskåbukta og Vesterhavn er ukjent. Som pilen indikerer antas det at transporten er fra Fiskåbukta og til Vesterhavn. Spørsmålsteget indikerer at data anses som relevant, men at de ikke er tilgjengelige.



Det må understrekes at nedbørdata i disse regnskapene er bakgrunnskonsentrasjoner hentet fra Birkenes. Nær og i en viss avstand fra luftutslipp vil det komme et lokalt stoffbidrag med nedbør direkte til vannoverflater i regnskapsområdene. Det vil også komme et bidrag fra luftutslippene med overflateavrenning via tørr- og våtavsetning i terrenget. Det vises til avsnittet om behov for målinger.

For PAH₁₆EPA er utslipp fra Elkem Carbon den største kilden for Fiskåbukta, dels også for Vesterhavn via vannutvekslingen. Avrenningen fra trafikk og sjøsediment bidrar med 15 % av PAH-tilførslene til Fiskåbukta. I Vesterhavn er bidraget fra avrenningen fra trafikk og utlekking fra sjøsediment i samme størrelsesorden som via vannutvekslingen, mens bidraget fra Odderøya RA er noe mindre (14 %). For Østre havn er PAH-bidraget fra sjøsedimentet i samme størrelsesorden som avrenningen fra byen, men her må det understrekes at datagrunnlaget (PAH i sjøsediment) er spinkelt.

For Ni og til dels Cu er bidraget fra sjøsedimentet største kilde i Fiskåbukta, men avrenning fra blandet areal er i samme størrelsesorden for Cu. Glencore er klart største kilde for disse metallene i Vesterhavn, men både sjøsedimenter og avrenning fra blandet areal er betydelig. For Østre havn er sjøsedimentet og avrenningen fra byen største kilder for Ni, mens småbåthavnene er dominerende kilde for Cu.

For Zn er det avrenning fra blandet areal som er største kilde for Fiskåbukta, klart større enn sjøsedimentet. For Pb er disse to kildene nær like store bidragsyttere. For Vesterhavn er avrenning via Grimsbekken største kilde for Zn, men både Odderøya renseanlegg og Glencore har utslipp i samme størrelsesorden. I Østre havn er det småbåthavnene som er klart største kilde for Zn. I Vesterhavn er det flere betydelige kilder til Pb, mens sjøsedimentet og avrenning fra byen er like store i Østre havn.

Bakgrunnsnivåer i nedbør er ingen vesentlig kilde for PAH eller tungmetaller når vi sammenlikner med andre kilder. Men som tidligere påpekt, er konsentrasjonen av benzo(a)pyren i nedbør over grenseverdien for årsmiddel-konsentrasjoner i vannforskriften. Vi har også påpekt at store kilder til luftutslipp vil gi et bidrag i nedbør, men bidragets størrelse og fordeling i byområdet er ikke målt og da heller ikke kjent.

For alle regnskapsområder vil det være eldre, diffuse kilder for metaller og trolig også PAH som ikke kan kvantifiseres og dermed heller ikke inngå i regnskapene.

I forurensningsregnskapet har vi inkludert sjøsedimentet som en kilde. Over tid vil sjøsedimenter samle opp forurensninger, og disse vil kunne lekke passivt ut til vannfasen eller utsettes for oppvirvling pga. skipspropeller. Når utslippene fra store kilder reduseres kan sedimentet framstå som en betydelig intern kilde. Det er allerede gjennomført sedimenttildekking i Hannevika utenfor Glencore og anbefalt tildekking for å redusere denne faren i Elkembukta (Olsen mfl. 2018).

4 Konklusjoner og anbefalinger

I dette arbeidet har det vært et mål å skaffe mer kunnskap om alle relevante forurensningskilder og forurensningsbidraget fra disse til Kristiansandsfjorden. Det presenteres først en prosedyre og deretter hvordan vi ved bruk av prosedyren har kommet fram til forurensningsregnskap for tre deler av Kristiansandsfjorden.

Viktige utslippskilder til luft og vann er industribedriftene Glencore Nikkelverk, Elkem Carbon, Elkem Solar, trafikk, vedfyring, skip ved havn og småbåthavner. Miljøgiftene er gjerne partikkelbundet, og deler av utslippene til luft vaskes ut i nedbør og påvirker vannforekomster direkte og via avrenning fra land. Av de kildene som ble kartlagt er også bidraget fra langtransportert luftforurensning i nedbør. Sjøsedimentene har i en årrekke mottatt miljøgifter, og disse stoffene transporteres ut igjen i vannfasen og spres videre. Sjøsedimentene er derfor inkludert som kilde.

Bidraget fra mer diffuse kilder (husfasader, forurenset byjord, skjulte deponier, rester av bybranner) er vanskelig å fastslå, men er karakterisert i mer generelle vendinger. Det er også andre kilder, men vi har konsentrert arbeidet om antatte hovedkilder.

De nevnte kildene til metaller og PAH for tre regnskapsområder i Kristiansandsfjorden er kartlagt i form av utslippstall og tilførsler. Tungmetall- og PAH- profiler ble satt opp for å gi bidragene en karakteristikk, et «fingeravtrykk». For å gjennomføre enkelte av disse beregningene var det nødvendig å hente informasjon fra nasjonale og internasjonale litteraturkilder. I den grad dette har vært av generell karakter er beregningene inkludert i prosedyren.

I forurensningsregnskapet har vi først satt opp en sammendragstabell for kjente/beregnete utslipp til luft. Bare en andel av disse utslippene påvirker regnskapsområdene i fjorden direkte via nedfall på sjøen og indirekte via avrenning fra land. Utslippsmengdene til luft kan derfor vanskelig brukes direkte i regnskapet, men metall- og PAH-profilene kan brukes til å kjenne igjen kildene i avrenningen.

Forurensningsregnskapene er utarbeidet for PAH og metallene kopper, nikkel, sink og bly i de geografisk avgrensede regnskapsområdene Østre havn, Vesterhavn og Fiskåbukta. I Vesterhavn og Fiskåbukta er industriutslippene til vann av hhv Cu og Ni fra Glencore Nikkelverk og PAH fra Elkem Carbon dominerende kilder. Østre havn er ikke direkte påvirket av disse industribedriftene, og fordelingen mellom kildene er annerledes. Småbåthavnene er dominerende kilde for Cu og Zn, mens både sjøsedimentene og avrenningen fra trafikk i bygatene er viktige kilder for PAH, Ni og Pb.

For metallene Zn og Pb er fordelingen mellom kilder også mer preget av avrenning fra land og sjøsedimentene enn direkte utslipp til sjø. Odderøya renseanlegg har et tydelig bidrag til PAH og Zn i Vesterhavn. Sjøsedimentene er en viktig kilde for Ni også i Fiskåbukta. Det kan tyde på at det er en viss vannutveksling fra Vesterhavn til Fiskåbukta, ikke bare motsatt vei slik vi har antatt.

Forurensningsregnskapet for de tre regnskapsområdene i Kristiansandsfjorden gir et grunnlag for å prioritere videre innsats med sikte på å redusere tilførsler. Det er i utgangspunktet tiltak ved de store kildene som vil gi størst effekt. For PAH og tungmetallene Ni og Cu peker industribedriftene seg ut som største kilder i hhv. Fiskåbukta og Vesterhavn. Her er det allerede gjennomført tiltak og ytterligere tiltak vil bli gjennomført for å bedre forholdene. I Østre havn kan trolig intensivert feiing i gatene for å samle opp partikler gi bedre kost-nytteeffekt enn sedimenttildekking. Flere av veiene i Kvadraturen er fylkesveier, så også fylkeskommunen er problemeier. Spørsmålet om småbåthavnenes betydning for nivåer av Cu og Zn i vannmiljøet bør utredes.

5 Referanser

Vi har her tatt med alle referanser som er brukt i arbeidet med forurensningsregnskap for Kristiansandsfjorden, dvs. også de som er gjengitt i Hindar mfl. (2017) og Hindar mfl. (2018).

- Bohlin-Nizzetto, P., Aas, W. and Warner, N. 2017. Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation, annual report 2016. NILU report 17/2017. 104 p.
- Chen, F., Hu, W. and Zhong, Q. 2013. Emissions of particle-phase polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Fu Gui-shan Tunnel of Nanjing, China. *Atmos. Res.* 124: 53-60.
- Cvetković, A., Jovašević-Stojanović, M., Marković, D. and Ristovski, Z. 2015. Concentration and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in the metropolitan area of Belgrade, Serbia. *Atm. Environ.* 112: 335-343.
- Czech, H., Miersch, T., Orasche, J. et al. 2018. Chemical composition and speciation of particulate organic matter from modern residential small-scale wood combustion appliances. *Sci. Tot. Environ.* 612: 636-648.
- Czech, H., Schnelle-Kreis, J., Streibel, T. et al. 2017. New directions: Beyond sulphur, vanadium and nickel - About source apportionment of ship emissions in emission control areas. *Atm. Environ.* 163: 190-191.
- Czech, H., Stengel, B., Adam, T., Sklorz, M., Streibel, T. and Zimmermann, R. 2017. A chemometric investigation of aromatic emission profiles from a marine engine in comparison with residential wood combustion and road traffic: Implications for source apportionment inside and outside sulphur emission control areas. *Atm. Environ.* 167: 212-222.
- Denby, B. R., Sundvor, I., Johansson, C. et al. 2013. A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling. *Atmos. Environm.* 77: 283-300.
- Dilger, M., Orasche, J., Zimmermann, R., Paur, H.-R., Diabaté, S. and Weiss, C. 2016. Toxicity of wood smoke particles in human A549 lung epithelial cells: the role of PAHs, soot and zinc. *Arch. Toxicol.* 90: 3029-3044.
- European Commission, 2011. Lead and its Compounds. EQS sheet. Sub-Group on Review of the Priority Substances List.
- Favez, O., Haddad, I.E., Piot, C., et al. 2010. Inter-comparison of source apportionment models for the estimation of wood burning aerosols during wintertime in an Alpine city (Grenoble, France). *Atmos. Chem. Phys.* 10: 5295-5314.
- Finstad, A., Flugsrud, K., Haakonsen, G. og Aasestad, K. 2004. Vedforbruk, fyringsvaner og svevestøv. Resultater fra Folke- og bolig tellingen 2001, Levekårsundersøkelsen 2002 og Undersøkelse om vedforbruk og fyringsvaner i Oslo 2002. Statistisk sentralbyrå. 78 s.
- Gauggel-Lewandowski, S., Heussner, A.H., Steinberg, P., Pieterse, B., van der Burg, B. and Dietrich, D.R. 2013. Bioavailability and potential carcinogenicity of polycyclic aromatic hydrocarbons from wood combustion particulate matter in vitro. *Chem.-Biol. Interact.* 206: 411-422.
- GEMBA Seafood Consulting A/S (2014). Ringvirkningsanalyse – Kristiansand Havn KF. 23 s.

- Geronimo, F. K. F.; Maniquiz-Redillas, M. C.; Tobio, J. A. S.; et al. 2014. Treatment of suspended solids and heavy metals from urban stormwater runoff by a tree box filter. *Water Sci. Technol.* 69: 2460-2467.
- Godec, R., Jakovljevic, I., Sega, K. et al. 2016. Carbon species in PM10 particle fraction at different monitoring sites. *Environm. Poll.* 216: 700-710.
- Hanssen-Bauer, I. (red.) 2009. Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpasning (foreløpig utgave). Norsk klimasenter. 136 s.
- HaV 2012. Båtbottentvättning av fritidsbåtar. Översyn av kommunernas varierande regler som rör fritidsbåtshamnar. Havs- och vattenmyndigheten, rapport 2012:9. 29 s.
- Hindar, A. og Harman, C. 2015. PAH og tungmetaller i diverse vannstrømmer fra Saint-Gobain Ceramic Materials. NIVA-rapport 6886. 34 s.
- Hindar, A., Garmo, Ø., Meland, S., Kringstad, A. og Skancke, L.B. 2018. Forurensningsregnskap Kristiansandsfjorden; kilder for PAH i Baneheia og Kvadraturen, samt analyse/modellering av løste og biotilgjengelige metaller i Baneheia. NIVA-rapport xx. Yy s.
- Hindar, A. and Nordstrom, D.K. 2015. Effects and quantification of acid runoff from sulfide-bearing rock deposited during construction of Highway E18, Norway. *Appl. Geochem.* 62: 150-163.
- Hindar, A., Schøyen, M., Jartun, M. og Ranneklev, S.B. 2017. Overvannsavrenning av miljøgifter i Kristiansand by og elementer i et forurensningsregnskap for Østre havn. NIVA-rapport 7173. 60 s.
- Huber, M., Welker, A., Helmreich, B. 2016. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Sci. Tot. Environm.* 541: 895-919.
- Hulskotte, J.H.J., Wester, B., Snijder, A.M. and Matthias, V. 2014. International survey of fuel consumption of seagoing ships at berth. Report from Clean North Sea Shipping (CNSS) Work package 5, Quantification of the current contribution of ships to air pollution. 55 p.
- Håvardstun, J., Næs, K. 2016. Tiltaksrettet overvåking i henhold til vannforskriften for Elkem Carbon AS og Elkem Solar AS i Kristiansandsfjorden i 2015. NIVA-rapport 7006. 26 s + vedlegg.
- Jartun, M. og Jørgensen, T., 2006. Kartlegging av PCB, PAH og tungmetaller i asfaltdekker fra områdene Kristiansand, Oslo og Bergen, NGU-rapport 2006.029, 35 s.
- Jartun, M., Ottesen, R.T. og Volden, T., 2002. Jordforurensning i Tromsø. NGU-rapport 2002.041. 44 s.
- Jensen, H., Reimann, C., Finne, T.E et al. 2007. PAH-concentrations and compositions in the top 2 cm of forest soils along a 120 km long transect through agricultural areas, forests and the city of Oslo, Norway. *Environm. Pollut.* 145: 829-838.
- Johansson, C., Norman, M. and Burman, L. 2009. Road traffic emission factors for heavy metals. *Atm. Environm.* 43: 4681-4688.
- KFA. 2010. Litteraturstudie avrenning fra gjenbruksasfalt. Kontrollordningen for asfaltgjenvinning. Rapport. 24 s.
- Khan, M.F., Latif, M.T., Lim, C.H. mfl. 2015. Seasonal effect and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM2.5. *Atm. Environ.* 106: 178-190.

- Kongsvik, M.K., 2012. Geokjemisk kartlegging av overflatejord i Kristiansand. M.sc.-oppgave NTNU, 199s.
- Kroglund, T., Oug, E. 2011. Resipientovervåking i Kristiansandsfjorden. Marine undersøkelser ved Odderøya og Bredalsholmen 2008-2009. NIVA-rapport 6200-2011. 69 s.
- Langeveld, J. G.; Boogaard, F.; Liefing, H. J.; et al. 2014. Selection of monitoring locations for storm water quality assessment. *Water Sci. Technol.* 69: 2397-2406.
- Leikanger, E. og Roseth, R. 2016. Veivrenning og driftstiltak. Overvåking av avrenning samt oppfølging av feie- og sandfangmasser ved ulik veidrift. Rapport 2(144). 47 s.
- Li, He; Zuo, Xiao Jun. 2013. Speciation and Size Distribution of Copper and Zinc in Urban Road Runoff. *Bull. Environ. Cont. Toxicol.* 90: 471-476.
- Ling, W., Sun, R., Gao, X., Xu, R. and Li, H. 2015. Low-molecular-weight organic acids enhance desorption of polycyclic aromatic hydrocarbons from soil. *Europ. J. Soil Sci.* 66: 339-347.
- Marr, L., Kirchstetter, T.W., Harley, R.A. et al. 1999. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in motor vehicle fuels and exhaust emissions. *Env. Sci Technol.* 33: 3091-3099.
- Meland, S., Ranneklev, S. og Hertel-Aas, t. 2016. Forslag til nye retningslinjer for rensing av veivrenning og tunnelvaskevann. *Vann* 3: 263-273.
- Meland, S. og Rødland, E.S. 2018. Forurensning i tunnelvaskevann - en studie av 34 veitunneler i Norge. *Vann* 53: 54-65.
- Miljødirektoratet 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Rapport M-608. Miljødirektoratet. 24 s.
- Miljøverndepartementet. 2000. Forskrift om kvaliteten på bensin og autodiesel til bruk i motorvogner, Forskriftsnr. 287, 22.03.2000.
- Moeckel, C., Monteith, D.T., Llewellyn, N.R., Henrys, P.A. and Pereira, M.G. 2013. Relationship between the concentrations of dissolved organic matter and polycyclic aromatic hydrocarbons in a typical U.K. upland stream. *Environ. Sci. Technol.* 2014: 130-138.
- NOU. 2015. Overvann i byer og tettsteder. Som problem og ressurs. NOU 2015:16. Utredning fra et utvalg nedsatt ved kongelig resolusjon 11. april 2014. Lagt frem for Klima- og miljødepartementet 2. desember 2015. 272 s.
- Næs, K. og Håvardstun, J. 2013. Overvåking av miljøgifter i nærområdet til Xstrata Nikkelverk AS i Kristiansand i 2012; Metaller i sedimenter, vann og blåskjell. NIVA-rapport 6547. 54 s.
- Næs, K., Håvardstun, J., Oug E. og Allan, I. 2013. Overvåking av det nære sjøområdet til Elkem i Kristiansand i 2012. Undersøkelse av konsentrasjoner av metaller og PAH i vann, blåskjell og sedimenter samt sammensetningen av dyrelivet på bløtbunn. NIVA-rapport 6548. 75 s.
- Næs, K., Håvardstun, J., Oug, E., Beyer, J., Bakke, T., Heiaas, H., Lillicrap, A. og Allan, I. 2014. Oppdatert risikovurdering av sedimenter og overvåking med vekt på PAH av det nære sjøområdet til Elkem i Kristiansand i 2013. NIVA-rapport 6664-2014. 107 s.
- Næs, K., Oug E. og Håvardstun, J. 2017. Tiltaksrettet overvåking i henhold til vannforskriften for Elkem Carbon AS og Elkem Solar AS i Kristiansandsfjorden 2016. NIVA-rapport 7123. 41 s.

- Oen, A.M.P., Cornelissen, G. and Breedveld, G.D. 2006. Relation between PAH and black carbon contents in size fractions of Norwegian harbor sediments. *Environm. Pollut.* 141: 370-380.
- Olsen, M., Næs, K., Schaanning, M., Øxnevad, S., Håvardstun, J., Allan, I., Sayfritz, S og Petersen, K. 2018. Tiltaksplan for forurenset sjøbunn utenfor Elkem Carbon AS, Kristiansand. NIVA-rapport 7276-2018. 115 s.
- Ottesen, R.T., Bogen, J., Bølviken, B., Volden, T. og Haugland, T., 2000. Geokjemisk atlas for Norge, del 1. Kjemisk sammensetning av flomsedimenter. NGU og NVE, ISBN: 92-7385-192-3.
- Ottesen, R.T. og Volden, T. 1999. Jordforurensning i Bergen. NGU-rapport 99.022, NGU. 27 s.
- Oug, E. og Håvardstun, J. 2012. Resipientovervåking i Kristiansandsfjorden: undersøkelser i Østerhavn ved utslipp fra Otraledningen 2011. NIVA-rapport 6428-2012. 40 s.
- Randall, S. 2016. Luftsonkart for Kristiansand kommune. Delrapport 2: Resultater og analyse. 28 s. + vedlegg.
- Ranneklev, S.B. 2016. Et litteraturstudium over forurenset snø fra bynære områder: stoffer, kilder, effekter og håndtering. NIVA-rapport 6968-2016. 27 s.
- Ravindra, K., Sokhi, R. and Van Grieken, R. 2008. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atm. Environ.* 42: 2895-2921.
- Ruus, A., Molvær, J., Uriansrud, F., Næs, K. 2005. Risikovurderinger av PAH-kilder i nærområdet til Elkem i Kristiansand. NIVA-rapport 5042. 118 s.
- Schøyen, M. og Håvardstun, J. 2016. Tiltaksrettet overvåking i henhold til vannforskriften for Glencore Nikkelverk AS i Kristiansandsfjorden i 2014/2015. Undersøkelse av blåskjell og sedimenter. NIVA-rapport 6977. 49 s + vedlegg.
- Sharma, M., Agarwal, A.K. and Bharathi, K.V.L. 2005. Characterization of exhaust particulates from diesel engine. *Atm. Environ.* 39: 3023-3028.
- Skarbøvik, E., Allan, I., Stålnacke, P., Hagen, A. G., Greipsland, I., Høgåsen, T., Selvik, J., R., Beldring, S. 2015. Elvetilførsler og direkte tilførsler til norske kystområder – 2014. Riverine Inputs and Direct Discharges to Norwegian Coastal Waters – 2014. Miljødirektoratet rapport M439-2014.
- Steinnes, E., Uggerud, H.T. og Pfaffhuber, K.A. 2011. Nedfall av tungmetaller rundt norske industrier studert ved analyse av mose: Undersøkelse i 2010. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 1110/2011. TA 2860/2011. Klima- og forurensningsdirektoratet. 69 s.
- Sturm, P., Kurz, C., Vogelsang, S., Öttl, D. and Hafner, W. 2007. Effects of PM10 emission abatement strategies on air quality in urban and rural areas. *Dustconference 2007. How to improve air quality, Netherlands.*
- Teixeira, E.C., Agudelo-Castaneda, D.M. and Mattiuzzi, C.D.P. 2015. Contribution of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) sources to the urban environment: A comparison of receptor models. *Sci. Tot. Environ.* 538: 212-219.
- Tipping, E., 1994. WHAM—A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments, and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances. *Comput. Geosci.* 20, 973–1023.

- Torp, M. og Meland, S. 2013. Estimering av forurensning i tunnel og tunnelvaskevann. Statens vegvesen, Vegdirektoratet, rapport 99. 36 s.
- US EPA 1998. 1990 Emission inventory of section 112(c)(6) pollutants (of the Clean Air Act Amendments). U.S. Environmental Protection Agency. Final report. 135 p.
- Vatland, A. 2018. Miljøundersøkelser ved småbåthavner. COWI, fagrapport RAP001. 51 s. + vedlegg.
- Westerlund, K.-G. 2001. Metal emissions from Stockholm traffic – wear of brake linings. Stockholm Air Quality and Noise Analysis (SLB • analys), rapport 3:2001. 10 s.
- Zheng, Yi; Lin, Zhongrong; Li, Hao; et al. 2014. Assessing the polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollution of urban stormwater runoff: A dynamic modeling approach. *Sci. Tot. Environ.* 481: 554-563.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. og Yttri, K.E. 2013. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler, 2012. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 1148. 211 s.
- Aasestad, K. 2013. Emissions of black carbon and organic carbon in Norway 1990-2011. Documents 13/2013. 65 s.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no