

# Avrenning av miljøgifter fra tette flater

Litteraturstudium

Aquateam COWI AS

Rapport nr: 15-003  
Prosjekt nr: O-14073

Prosjektleder: Ragnar Storhaug  
Medarbeider: Svein Ole Åstebøl

Rapportens tittel	23.01.2015
Avrenning av miljøgifter fra tette flater - Litteraturstudium	Antall sider og bilag 42
Forfatter(e) sign. Ragnar Storhaug  Svein Ole Åstebøl	Ansv. sign.    Prosjektnummer O-14073

Oppdragsgiver Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord	Oppdr.givers ref. Svanhild Fauskrud
---	--

Rapport versjon	Dato	Signatur
1	23.01.15	<i>Ragnar Storhaug</i>
2	20.02.15	<i>Ragnar Storhaug</i>

## Innholdsfortegnelse

<b>Sammendrag og konklusjoner .....</b>	<b>4</b>
<b>1. Bakgrunn .....</b>	<b>7</b>
<b>2. System for beregning av tilførsler.....</b>	<b>8</b>
2.1. Systembeskrivelse .....	8
2.2. Datagrunnlag.....	8
2.3. Tilført mengde tungmetaller og organiske miljøgifter (PAH og PCB) fordelt på ovedkildene .....	9
<b>3. Kilder for tilførsler av tungmetaller og organiske miljøgifter til veivann.....</b>	<b>12</b>
3.1. Generelt .....	12
3.2. Kilder for innholdet av tungmetaller og organiske miljøgifter i veivann .....	12
<b>4. Undersøkelser av avrenning fra veier .....</b>	<b>16</b>
4.1. Generelt om avrenning fra veier .....	16
4.2. utfordringer ved vurdering av rapporterte data for veivann.....	16
4.3. Sammenhengen mellom veivannets reelle sammensetning og det som framkommer ved prøvetaking.....	18
4.4. Eksempler på rapporterte konsentrasjonsverdier for tungmetaller og organiske miljøgifter .....	18
4.5. Fordeling mellom partikulært og oppløst stoff og sesongvariasjoner .....	20
<b>5. Aktuelle tiltak for å redusere veivannets bidrag til tilførslene av tungmetaller og organiske miljøgifter til Oslofjorden .....</b>	<b>22</b>
5.1. Hovedstrategier .....	22
5.2. Tiltak for å redusere avgivelse av forurensende stoffer fra kjøretøyet.....	22
5.3. Endrede rutiner for drift og vedlikehold av veier.....	24
5.3.1. Generelt .....	24
5.3.2. Gatefeing .....	25
5.3.3. Tømming av sandfangkummer.....	27
5.3.4. Vintervedlikehold av veier .....	29
5.3.5. Bortkjøring av snø .....	30
5.4. Økonomiske virkemidler .....	31
<b>6. Rensetiltak.....</b>	<b>33</b>
6.1. utfordringer ved rensing av veivann .....	33
6.2. Dagens praksis ved rensing av veivann .....	33
6.3. Renseanlegg for avløpsvann fra tunnelvask.....	35
6.4. Behov for alternative prosesser for rensing av veivann .....	37
<b>7. Referanser .....</b>	<b>39</b>

## Sammendrag og konklusjoner

På oppdrag fra Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord (Fagrådet), utarbeidet NIVA i 2013 en sammenstilling av data for tilførsler av miljøgifter til Indre Oslofjord. På grunnlag av sedimentprøver ble det også identifisert lokaliteter ("hot-spots") i fjorden der innholdet av miljøgifter ligger i tilstandsklasse 3 eller høyere.

Tilførslene til fjorden ble fordelt på følgende hovedkilder:

- Elver
- Atmosfæriske tilførsler (våtavssetninger)
- Tette flater (separatsystem)
- Utslipp fra renseanlegg (renset avløpsvann og overløp foran anlegget)
- Overløp i lokale nett og overløp på hovedtransportsystemet

Ut fra de gjennomførte beregningene framsto tilførsler fra tette flater (veier, hustak, parkeringsplasser o.l.) som svært viktige for tilførsler av tungmetaller og organiske miljøgifter til Oslofjorden. Fagrådet besluttet derfor å gjennomføre et litteraturstudie for å sammenstille kunnskap om tilførsler av tungmetaller og organiske miljøgifter fra tette flater, samt om tiltak som kan begrense de nevnte tilførslene.

Beregningen av utslipp fra kommunale kilder ble basert på innhentede opplysninger fra kommunene i Fagrådet, utslippsdata for kommunale avløpsrenseanlegg, lokale sjablongverdier og StormTacs (dette er et program som bl.a. beregner forurensningstransporten fra tette flater) sjablongverdier for avrenning fra ulike tette flater.

Tilførslene fra tette flater tilknyttet separatsystemet bidrar %-vis med den største andelen for Hg, Cr, Zn, Cd, Pb og PCB. For Cu, Ni og PAH kommer de største bidragene fra elvene. For PCB er bidraget fra tette flater helt dominerende.

En videre bearbeiding av de beregnede tilførslene fra tette flater viser at tilførslene fra veier gir det største bidraget, og det har derfor i denne utredningen blitt lagt størst vekt på avrenning fra veier (veivann).

Hovedtyper av tette flater	Fordeling av tilførsler fra tette flater (%)								
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	PCB
Veier	23	74	52	56	42	36	52	39	44
Sentrumsområder	9	1	4	5	5	7	5	5	6
Industri	34	10	19	18	26	26	24	22	16
Kontor	11	5	7	13	6	14	7	12	8
Boliger	23	9	18	8	20	17	13	22	26

Forurensningene som genereres fra veier, spres til luft i form av partikler som avsettes på terrenget langs veinettet eller i form av gasser. I tillegg vil en del av forurensningene avsettes på veioverflaten og bli transportert bort med overvannet (veivannet) ved nedbør eller som smeltevann. Grovt sett utgjør utslippet til terrenget langs veien like mye som utslippet til vann.

Kildene for tilførsler av tungmetaller og organiske miljøgifter fra veier kan fordeles på følgende hovedgrupper:

- Overflaterelaterte kilder (slitasje fra veioverflaten og fra installasjoner langs veien)
- Mobile kilder (f.eks. slitasjeprodukter fra motor og andre bevegelige deler)

- Spill fra gods (f.eks. lekkasje av flytende eller fast stoff)
- Uhell (kollisjoner, brann og andre uhell)
- Ulovlige tilførsler
- Langtransporterte forurensninger

Sammensetningen av veivannet vil variere fra område til område, og det er andre faktorer enn bare trafikkbelastningen (ÅDT) som vil ha betydning for veivannets sammensetning. Som eksempel kan nevnes veiens utforming, meteorologiske forhold, omfanget av start og stopp av kjøretøyer etc. Det foreligger mange undersøkelser som rapporterer tungmetallinnholdet i veivannet, mens informasjon om innholdet av organiske miljøgifter er betydelig mindre.

Tungmetallene i veivannet foreligger i varierende grad knyttet til partikler, og flere undersøkelser har dokumentert at forurensningene er knyttet til de fineste partikkelfraksjonene.

Det er av avgjørende betydning for framtidig strategi for å redusere tilførslene fra veivannet, at tilførslenes størrelse blir bedre "dokumentert". For å få et bedre estimat på tilførslene bør det derfor etableres noe faste målestasjoner (referansefelt) der det kan gjennomføres målinger for å komme fram til lokalt forankrede sjablongverdier for avrenning fra veinettet.

Med utgangspunkt i den gjennomførte litteraturstudien vil følgende tiltak kunne ha betydning for å få redusert tilførsel av tungmetaller og organiske miljøgifter til fjorden fra veier. Størrelsen på forventete reduksjoner er vanskelig å tallfeste:

- **Reduserte utslipp fra kjøretøyer.** Dette kan oppnås ved at nye internasjonale krav til utslipp og bruk av materialer ved framstilling av biler blir iverksatt. Dette er tiltak som er avhengig av internasjonale reguleringer og vil først ha virkning på lang sikt. I tillegg vil en forventet befolkningsvekst som øker trafikkbelastningen, lett kunne "spise opp" oppnådd reduksjon som følge av at ny teknologi blir tatt i bruk i bilparken.
- **Endrede rutiner for vedlikehold av veier.** Av aktuelle tiltak kan nevnes:  
Systematisk gatefeiling: For å kunne fastslå effekten av et slikt tiltak må det gjennomføres undersøkelser.

Systematisk tømning av sandfangkummer: Erfaringene viser at både tungmetaller og organiske miljøgifter holdes tilbake i sandfangkummer. Effektiviteten av kummene er nær knyttet til hvor mye materiale som er akkumulert i kummen. Systematisk tømning av sandfangkummer bør derfor være en prioritert oppgave for å oppnå best mulig avskillingseffekt. For å få mer informasjon om sandfangkummenes avskillingsegenskaper og muligheter for å forbedre disse ytterligere, bør det gjennomføres kontrollerte forsøk.

Redusert bruk av veisalt: Et lavere forbruk av veisalt vil medføre redusert korrosjon på kjøretøyer og installasjoner langs veien og derved reduserte tilførsler av tungmetaller.

Bortkjøring av forurenset snø og rensing av smeltevann: Resultater fra pågående prosjekt med oppfølging av smelteanlegg for snø, vil gi en indikasjon på hva som kan oppnås ved dette tiltaket.

- **Økonomiske virkemidler som vil bidra til å redusere utslipp.**  
Gebyrbelagt bruk av piggdekk: Bilistene rundt Indre Oslofjord kjører i stor grad med piggfrie dekk. Dette reduserer slitasjen på veibanen, og det må forventes at dette bidrar til å redusere tilførslene til fjorden. Hvor stor reduksjon dette har medført, er vanskelig å tallfeste.

Andre tiltak som kan redusere trafikkbelastningen: For å bedre luftkvaliteten i Oslo, er det lansert planer for gebyrordninger og forbud som skal begrense biltrafikken. Dette vil også ha betydning for tilførslene til fjorden med veivannet. Et slikt tiltak er avhengig av politiske prioriteringer, og det er ikke mulig å si noe om effekten i form av reduserte tilførsler.

- **Separat rensing av veivannet.** Det foreligger mye erfaringer med rensing av veivann med "tradisjonelle metoder". Felles for disse er at de er forholdsvis arealkrevende. Det må forventes at tilgangen på arealer for etablering av anlegg for rensing av veivann vil bli begrenset. Det vil derfor bli behov for følgende tiltak:

Utprøving av kompakte renseanlegg for veivann: Det er et behov for å utvikle mer kompakte renseanlegg for veivann. Normalt vil dette også medføre at anleggene vil bli mer teknisk kompliserte og ha et større behov for driftstilsyn og driftskompetanse enn det som er nødvendig med dagens renseløsninger. I og med at en vesentlig del av forurensningene er knyttet til de minste partikkelfraksjonene, er det viktig å ha et spesielt fokus på fjerning av disse fraksjonene.

Utprøving av renseanlegg for avløpsvann fra tunnelvask: Det kan forventes at omfanget av veitunneler rundt indre Oslofjord vil øke. Dette vil også medføre at avløpsmengdene fra tunnelvask vil øke. Erfaringer viser at denne type avløpsvann kan være problematisk å rense, blant annet som følge av varierende andeler av partikulære og oppløste forurensninger. Utprøving av renseanlegg som kan ta hånd om denne typen avløpsvann, bør derfor være en prioritert oppgave.

Bruk av blå-grønne løsninger: Alle tiltak som reduserer mengdene av veivannet, er positive. Lokal infiltrasjon (av. f.eks. takvann som normalt blandes med gatevann) og infiltrasjonssoner langs gater og veier bør være prioriterte tiltak der dette er mulig.

## 1. Bakgrunn

På oppdrag fra Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord (Fagrådet), gjorde NIVA i 2013 en beregning av tilførslene av miljøgifter til Indre Oslofjord (Berge et al., 2013), heretter kalt NIVA-rapporten. Rapporten inneholder også en sammenstilling og klassifisering av forekomsten av miljøgifter i overflatesediment fra sedimentstasjoner i fjorden i samsvar med TA 3001/2012 fra Miljødirektoratet (Weideborg et al., 2012).

Ved vurderingen av data fra de øverste 5 cm av sedimentet, ble "hot-spots" identifisert. Dette er stasjoner som hadde gjennomsnittlig tilstandsklasse på 3,5 eller høyere, eller en samling av stasjoner med konsentrasjoner i sediment i tilstandsklasse 3 eller høyere. I hovedsak ble det funnet "hot-spots" i Oslos havneområde (Filipstad/Aker brygge, Bispevika, Bekkelagsbassenget syd for Sjursøya og i Paddehavet) og i Leangbukta. I NIVA-rapporten konkluderes det med at tiltak for å redusere tilførslene til fjorden, må settes inn der tilførslene er størst.

I NIVA-rapporten er tilførslene til fjorden fordelt på følgende hovedkilder:

- Elver
- Atmosfæriske tilførsler (våtavsetninger)
- Tette flater
- Utslipp fra renseanlegg (renset avløpsvann og overløp foran anlegget)
- Overløp i lokale nett og overløp på hovedtransportsystemet

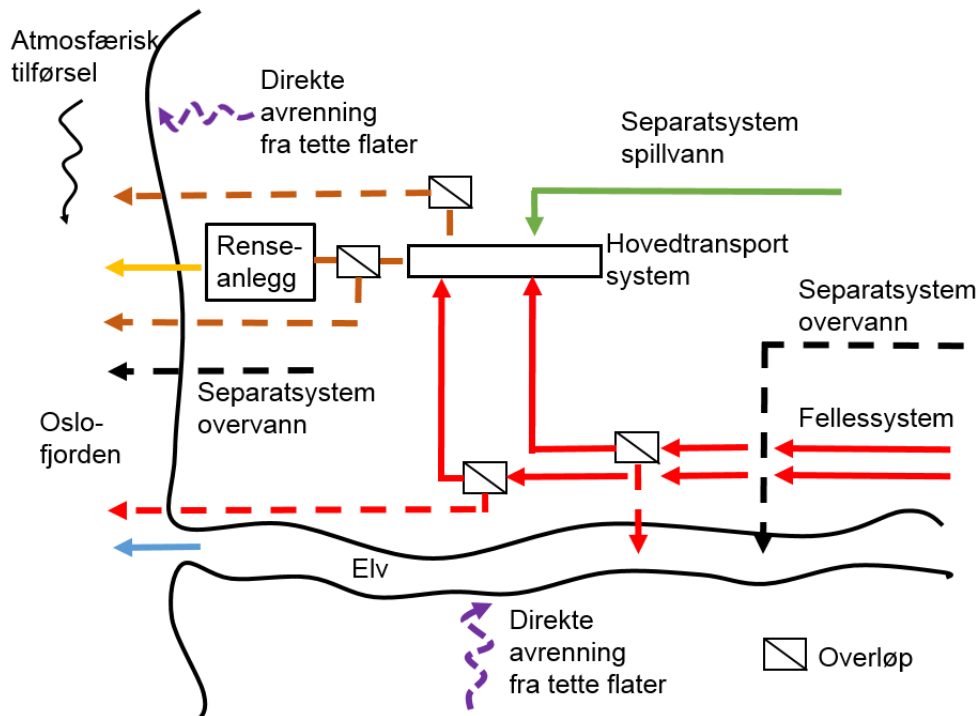
Ut fra de gjennomførte beregningene framsto tilførsler fra tette flater (veier, hustak, parkeringsplasser o.l.) som hovedkilder for tilførsler av tungmetaller og organiske miljøgifter til Indre Oslofjord. De beregnede tilførslene fra kommunale kilder (tette flater, utslipp fra renseanlegg og overløp) som ble benyttet i NIVA-rapporten, er basert på et notat utarbeidet av professor Oddvar Lindholm ved NMBU (Lindholm, 2013).

Som følge av at tette flater framsto som svært viktige for tilførslene til fjorden, besluttet Fagrådet å gjennomføre et litteraturstudie for å sammenstille kunnskap om tilførsler av tungmetaller og organiske miljøgifter fra tette flater, samt om tiltak som kan begrense de nevnte tilførslene. Aquateam COWI har på oppdrag fra Fagrådet gjennomført litteraturstudiet.

## 2. System for beregning av tilførsler

### 2.1. Systembeskrivelse

Tungmetaller og organiske miljøgifter har ulike tilførselsveier til fjorden. Figur 2.1 viser skjematisk aktuelle tilførselsveier.



**Figur 2.1** Viser skjematisk tilførselsveiene for tungmetaller og organiske miljøgifter til Oslofjorden

Normalt vil rensenanlegg være tilknyttet både fellessystem og separatsystem. I separatsystemet er spillvannsledningen ført fram til rensenanlegget, evt. vil den være ført inn på et hovedtransportsystem (f.eks. tunnel). Overvannsledningen i separatsystemet kan både ha utslipp i et vassdrag og direkte i fjorden. Fellessystemet transporterer både spillvann og overvann. I fellessystemet vil det være overløp ute på nettet som avlaster i nedbørperioder. Avlastet avløpsmengde kan bli ført enten til en elv eller direkte til fjorden. I store avløpssystem vil det normalt også være overløp fra hovedtransportsystemet. Foran et rensenanlegg vil det som regel være et overløp slik at avløpsvannet som transporteres fram til anlegget, enten kan passere rensesprosessene i anlegget, eller gå i overløp foran anlegget. Alternativt kan avlastningen skje via overløpet på hovedtransportsystemet.

Elvene munner direkte ut i fjorden og de atmosfæriske tilførslene tilføres også direkte til fjorden. Figur 2.1 viser at det ved beregninger kan være mulig å inkludere bidrag fra overløp i fellessystemet og utslipp av overvann fra separatsystemet to ganger. Hvis prøvetakingspunktet for elvetilførselen er plassert nedstrøms evt. overløpsutslipp fra fellessystemet eller fra overvannssystemet, er dette mulig. Ved den gjennomførte beregningen er det ikke tatt hensyn til direkte avrenning fra tette flater utover det som fanges opp ved prøvetaking i elvene.

### 2.2. Datagrunnlag

Det er knyttet forholdsvis stor usikkerhet til tilførselsberegningene fordi det foreligger begrenset med data som kan knyttes direkte til de ulike kildene for tilførsler. Tilførsler av tungmetaller fra elver er basert på et forholdsvis godt grunnlagsmateriale i og med at det



ukentlig tas prøver som analyseres for tungmetaller i 10 av 16 elver, mens det tas prøver mer sporadisk i de resterende 6 elvene. Vannføringen måles i 14 av 16 elver. For tilførsler av organiske miljøgifter med elvene er grunnlagsmaterialet mer begrenset i og med at det ikke gjennomføres rutinemessig prøvetaking av organiske miljøgifter i elvene rundt Indre Oslofjord.

Som følge av at det ikke foreligger data for atmosfærisk tilførsel av miljøgifter til Indre Oslofjord, har NIVA-rapporten benyttet data fra den norske bakgrunnsstasjonen i Birkenes (Aust-Agder). Atmosfæriske tilførsler inkluderer både våt- og tørravsetninger. I dette tilfellet forelå det kun data for våtavsetninger. I følge NIVA-rapporten kan derfor de beregnede atmosfæriske bidragene til tilførslene av miljøgifter anses å være minimumsverdier. For de kommunale kildene (utslipp fra renseanlegg inkludert overløp, fra overløp i fellessystemet og fra overvannsledninger i separatsystemet), er det i NIVA-rapporten benyttet grunnlagsdata som vist i tabell 2.1.

**Tabell 2.1. Oversikt over datagrunnlag for beregning av tilførsler fra kommunale kilder**

Hovedkilde	Delkilde	Datagrunnlag
Renseanlegg	Utslipp fra renseanlegg	Beregnete utslipp basert på prøvetaking og analyser (VEAS, Bekkelaget og Nordre Follo ra.) For øvrige renseanlegg benyttes sjablongverdier basert på lokale data
	Overløp ved renseanlegg	
Avløpsnett	Overløp fra hovedtransportsystemet	Sjablongverdier basert på lokale data
	Overløp fra lokale nett	
Tette flater tilknyttet separatsystem (overvannsledningen i separatsystemet)	Veier, ÅDT 30.000	Sjablongverdier hentet fra Storm Tac ( <a href="http://www.stormtac.com">www.stormtac.com</a> ). Dette er et program som bl.a. beregner forurensningstransporten fra tette flater. Som en del av programmet er det utarbeidet en omfattende database for forurensningskonsentrasjon i avrenning fra ulike kategorier tette flater basert på publiserte undersøkelser. Denne databasen danner grunnlag for de benyttede sjablongverdiene
	Veier, ÅDT 15.000	
	Veier, ÅDT 5.000	
	Sentrumsområder	
	Industri	
	Kontor	
	Blokker	
	Rekkehus	
Eneboliger		

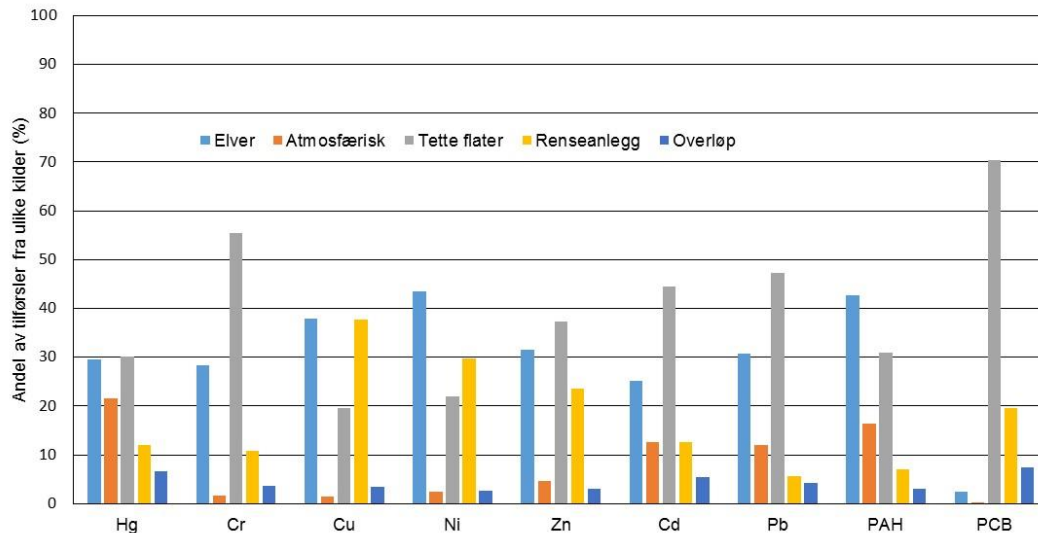
ÅDT = Det totale antall kjøretøy som passerer et snitt av en vei i løpet av ett år, dividert med 365 (TØI)

Utslippene fra de største renseanleggene inkl. overløp ved renseanleggene, er beregnet ut fra gjennomført prøvetaking og analyser, samt registrerte vannmengder. Dette datagrunnlaget er å betrakte som meget bra. For de øvrige renseanleggene, samt for overløp fra lokale nett og hovedtransportsystemet, er det benyttet sjablongverdier basert på lokale data.

For tette flater er det benyttet sjablongverdier fra StormTac. Fordelen med disse sjablongverdiene er at de baseres på en lang rekke undersøkelser. Ulempen er bl.a. at området som det skal beregnes utslipp for, ikke alltid lar seg karakterisere av de aktuelle sjablongverdiene. For overslagsberegninger for å bestemme tilførslene til Indre Oslofjord er det et egnet hjelpemiddel i mangel av bedre lokale data.

### 2.3. Tilført mengde tungmetaller og organiske miljøgifter (PAH og PCB) fordelt på hovedkildene

For å komme fram til den/de viktigste hovedkildene for tilførsler av tungmetaller og organiske miljøgifter, er det med utgangspunkt i tilførselsberegningene i NIVA-rapporten beregnet en %-vis fordeling av tilførslene mellom de ulike hovedkildene (figur 2.2).



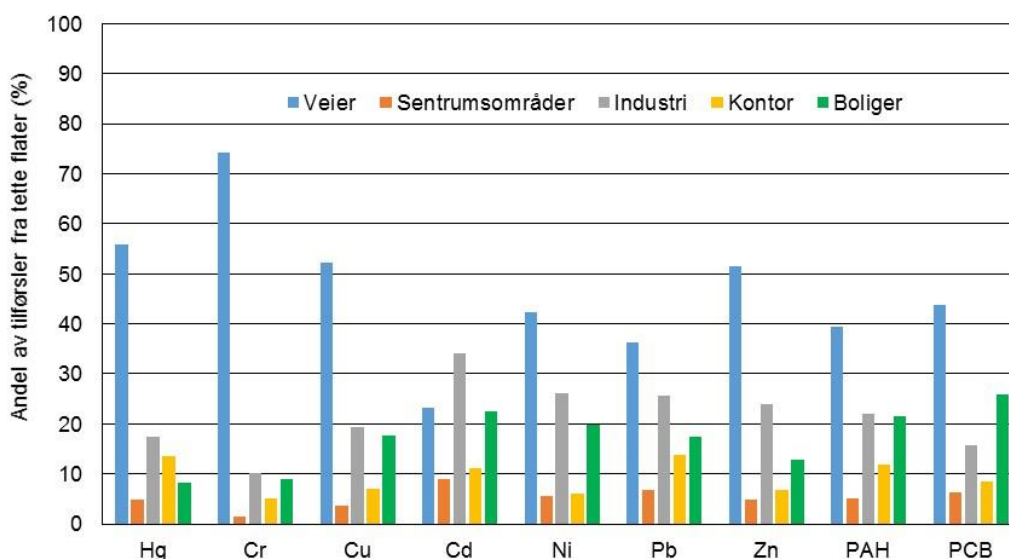
**Figur 2.2 %-vis fordeling av tilførslene av tungmetaller, PAH og PCB mellom de ulike hovedgruppene av tilførselskilder**

Tilførslene fra tette flater som er tilknyttet separatsystemet, utgjør %-vis den største andelen for Hg, Cr, Zn, Cd, Pb og PCB. For Cu, Ni og PAH kommer de største bidragene fra elvene. For PCB er bidraget fra tette flater helt dominerende.

Som det framgår av tabell 2.1 er hovedkilden "tette flater" inndelt i 9 delkilder. For å finne hvilke av delkildene som er av størst betydning, er det gjort følgende forenkling mht. inndeling i delkilder:

- Veier (Veier, ÅDT 30.000, Veier, ÅDT 15.000, Veier, ÅDT 5.000)
- Sentrumsområder
- Industri
- Kontor
- Boliger (Blokker, Rekkehus, Eneboliger)

I figur 2.3 er det gjort en fordeling mellom de ulike delkildene basert på de beregnede tilførslene i NIVA-rapporten.



**Figur 2.3. %-vis fordeling av tilførsler fra tette flater fordelt på fem delkilder**

Bortsett fra kadmium er tilførsler fra veiarealer helt dominerende når det gjelder tilførsler fra tette flater. For kadmium er bidraget fra industriområder den viktigste delkilden. Dette kan være fordi den benyttede sjablongverdien ikke er representativ for industriområdene som inngår i tilførselsberegningene. Denne antakelsen bygger på at det rundt Indre Oslofjord er lite industri som kan tenkes å ha utslipp av kadmium.

Ut fra beregningene som er vist i figur 2.3 vil det i fortsettelsen av denne rapporten bli fokusert på avrenning fra veier.

Forurensningene som genereres fra veier, spres til luft i form av partikler som avsettes på terrenget langs veinettet eller i form av gasser. I tillegg vil en del av forurensningene avsettes på veioverflaten og bli transportert bort med overvannet ved nedbør eller som smeltevann. Grovt sett utgjør utslippet til terrenget langs veien like mye som utslippet til vann (Statens Vegvesen, 2004).

I det etterfølgende benyttes begrepet "veivann". Dette er overvann fra trafikkarealer som føres i separatsystem (overvannsledning) og ender opp i en resipient. Veivannet kan også føres til et fellessystem og i varierende grad bli ført fram til et renseanlegg eller gå i overløp på nettet slik at det tilføres en resipient. I tillegg kan veivannet også renne av fra veioverflaten og bli infiltrert i grunnen evt. renne av direkte til resipienten.

### 3. Kilder for tilførsler av tungmetaller og organiske miljøgifter til veivann

#### 3.1. Generelt

Beregningene av tilførsler fra tette flater i kommunene rundt Indre Oslofjord som er gjennomgått i kapittel 2, har som hovedkonklusjon at trafikkarealene for de fleste stoffer er den mest betydningsfulle kilden for tilførsler til fjorden. I det etterfølgende vil det bli gjengitt litteraturopplysninger fra undersøkelser som har fokusert på avrenning fra trafikkarealer.

Kildene for prioriterte miljøgifter i veivann varierer fra nedbørfelt til nedbørfelt. Kildene har i stor grad sammenheng med aktiviteten i området. Det er dette som gjør det komplisert å sammenligne transporten av forurensninger fra et sted til et annet. Grovt sett kan kildene deles inn i flg. hovedgrupper:

Overflaterelaterte kilder:

- Slitasje fra veioverflaten (f.eks. asfaltpartikler)
- Korrosjonsprodukter fra installasjoner langs/i veibanen. (f.eks. rekkverk, lyktestolper)
- Salt brukt til vintervedlikehold

Mobile kilder

- Utslipp fra kjøretøyer (slitasjeprodukter fra motor, dekk, bremses og andre bevegelige deler, korrosjonsprodukter, spill av olje og drivstoff, avgasser)
- Spill fra gods (f.eks. lekkasje av flytende eller fast stoff som blir transportert på veien)

Uhell og ulovlige tilførsler

- Kollisjoner, brann og andre uhell som medfører utslipp av store mengder flytende eller faste stoffer som ender opp i veivannet (f.eks. når veien blir spylt etter en kollisjon)
- Bevisst ulovlig dumping av væske eller fast stoff som egentlig er omfattet av regelverket for farlig avfall

Langtransporterte forurensninger

- Forurensninger som normalt transporteres over lange avstander og tilføres veivannet enten som tørr- eller våtavsetninger.

#### 3.2. Kilder for innholdet av tungmetaller og organiske miljøgifter i veivann

Typiske kilder for tungmetaller og andre uorganiske stoffer er angitt i tabell 3.1.

**Tabell 3.1. Typiske kilder for tungmetaller og andre uorganiske stoffer i veivann fra trafikkarealer, basert på Åstebøl et al. (2012)**

Parameter	Typiske kilder
Suspendert stoff (partikler) (SS)	Slitasje av bildekk, slitasje av veidekke, utslipp fra (diesel) motorer, "Veistøv" kan også ha bidrag fra jord, husfasader og industri i det aktuelle området. bl.a. transportert via luften.
As	Stoffet forekommer i mange jordarter, men kilden til dets forekomst i veivann er usikker, men man vet at brenning av fossilt brensel bidrar med arsen. Tidligere også fra veimerking og impregnering av tre.

Parameter	Typiske kilder
Pb	Blyholdig bensin er i dag faset ut og bidraget er betraktelig redusert, slik at konsentrasjonsnivået i veivann nå bare er i størrelsesordenen 10-15 % av tidligere målte verdier. Det er på det nåværende nivå fortsatt bidrag fra for eksempel bildekk, smøreolje og slitasje på bremses i kjøretøyer.
Cd	Stoffet følger i noen grad Zn. Bidrag fra diverse deler av kjøretøyet.
Cu	Bidrag fra motordeler og bremsebelegg på kjøretøyer.
Cr	Bidrag fra diverse deler av kjøretøyer.
Hg	Atmosfærisk transport fra diverse kilder, både lokalt og regionalt.
Ni	Diesel er en mulighet. Smøreoljer i kjøretøyer. Diverse legeringer.
Zn	Slitasje fra bildekk, rekkverk langs veien, skilt- og lysstolper

Sink er et av de vanligst forekommende tungmetallene i avrenning fra veier. I tillegg til slitasje av dekk er tilførsler fra ulike konstruksjoner langs veien en viktig kilde. Som eksempel kan nevnes at en undersøkelse viste at utslippet fra veirekkverk kan utgjøre 950 g Zn pr. km og år (Legret et al., 1999). Bildekk er også ansett å være en viktig kilde for Zn fordi slitelaget på bildekk inneholder normalt ca. 1 vekt % sink (Councell et al., 2004). Når dekket slites ned, vil sink bli frigjort i form av partikler.

Kobber benyttes i bremsebelegg bl.a. for å oppnå en jevnere bremseeffekt, effektiv varmetransport og for å unngå at bremsene "hviner" og vibrerer.

For de øvrige tungmetallene er kildene noe mer diffust fordelt enn for kobber og sink.

Innholdet av organiske miljøgifter i avrenning fra veier er med enkelte unntak lite kartlagt. I langt mindre grad enn for tungmetallene er det derfor mulig å angi "normale" nivåer. Tabell 3.2 viser typiske kilder for de mest aktuelle organiske miljøgiftene som kan knyttes til avrenning fra veier.

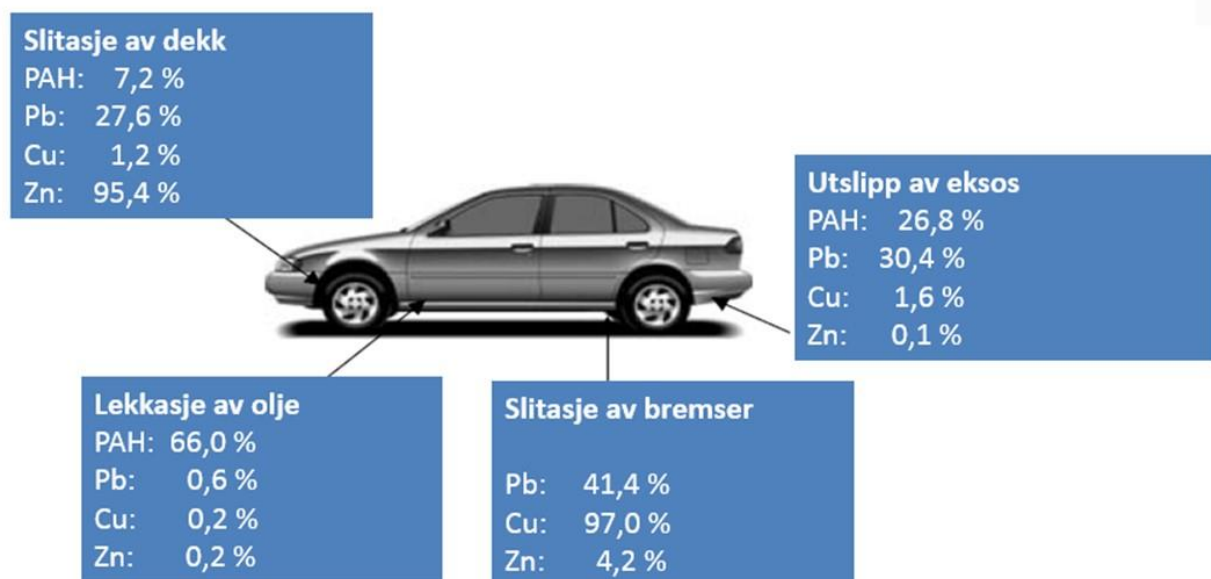
**Tabell 3.2. Typiske kilder for organiske miljøgifter i veivann fra trafikkarealer, basert på Åstebøl et al. (2012)**

Miljøgift	Kilder
Benzen	Primært bensin o.a. fossile brensler.
Bromerte difenyletere (sum)	Diffuse kilder (især elektronikk, biler, bygningsisolering og polymerer).
DEHP	Mange anvendelser (PVC, fugemasse, maling, trykkfarger, bildekk) som gir et betydelig diffust bakgrunnsbidrag, men også i produkter til understellsbehandling av biler.
Klorparafiner, mellomkjedete (C14-17)	Myknere i plast, brannhemmende midler, additiv til kjøle-/smøremidler, maling, tette- og fugemidler.
Naftalen	Tjæreprodukter inkl. asfalt og drivstoff.
Nonylfenoler (4-nonylfenol)	Maling, rengjørings- og bilpleiemidler mv. inneholder etoksylater (NPEO) som nedbrytes til nonylfenol (NP).
Oktylfenol	Kilder som for nonylfenol, men i mindre omfang. Finnes også i bildekk.

Miljøgift	Kilder
PCB	Brukes ikke i dag, men det er rester i elektriske komponenter og gammel fugemasse og maling etc. Dessuten atmosfærisk langtransport.
PFOA mv.	Særlig i fluoreerte polymerer som overflatebelegg på tekstiler og gulvtepper. Kan også finnes i bl.a. brannskum, papir og lær.
PFOS mv.	Stabilisator/brannhemmer til tekstiler, papir etc., tidligere mye brukt i brannskum for fett-/oljebranner
Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)	Oppstår særlig ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale, herunder fossile brensler, olje og ved, samt finnes i asfalt og andre tjæreprodukter. Diffuse kilder, trafikk.
Benzo(a)pyren (PAH)	PAH-forbindelse som ofte benyttes som indikator for PAH

PAH-forbindelser er de mest vanlige organiske miljøgiftene som knyttes til avrenning fra veier. PAH kan i første rekke forekomme i eksos fra biler, oljesøl, fra veidekket (asfalt) og fra bildekk. I tillegg kommer en rekke andre diffuse kilder.

En litteraturstudie utført i regi av Scottish Environment Protection Agency (SEPA) i 2006 konkluderte med at PAH-som følge av oljelekkasjer fra biler og eksos fra biler, utgjorde den dominerende kilden til utslipp av PAH i Storbritannia og hadde en oppadgående trend (Napier et al., 2006). Hoveddelen av disse forurensningene vil bli transportert bort med veivannet. Figur 3.1 viser beregnet %-vis fordeling av utslippene av PAH, Pb, Cu og Zn fra personbiler i Storbritannia.



**Figur 3.1. %-vis fordeling av utslippet av utvalgte tungmetaller og PAH fra personbilparken i Storbritannia (Napier et al., 2006)**

Når det gjelder oljespill, dekker tallene som danner grunnlag for figuren, både personbiler og tunge kjøretøyer, mens utslippene med eksos bare dekker personbiler. I og med at dieselmotorer dominerer blant de tunge kjøretøyene er andelen som slippes ut med eksosen større enn det som framgår av figur 3.1.

Figur 3.1 viser at den dominerende kilden for utslipp av sink er dekkslitasje, mens slitasje av bremses står for hoveddelen av utslippene av kobber. Utslippene av PAH har sitt utgangspunkt i oljesøl og utslipp med eksos. Utslipet av bly er som nevnt betydelig redusert, men det som slippes ut i dag, er forholdsvis jevnt fordelt mellom slitasje av dekk, bremses og utslipp med eksos.

Asfalt består av 94-95 % stein og 5-6 % bitumen (svart seigt hydrokarbon som normalt er et restprodukt ved destillasjon av råolje). Vanlig bitumen inneholder 30 – 40 mg PAH/kg, noe som gir et PAH innhold på ca. 1,5 – 2 mg/kg i det ferdige veidekket (Syvaldsen, 2010).

Når det gjelder tilførsler av PAH som følge av slitasje av veidekket, foreligger det resultater fra en kartlegging i regi av Statens vegvesen, Vegdirektoratet (Jartun et al., 2006). I denne undersøkelsen ble innholdet av PCB, PAH og tungmetaller i 63 kjernepøver av asfaltdekker fra Kristiansand, Oslo og Bergen analysert. Det ble påvist PCB (67 µg/kg) i én prøve fra Oslo-området. Oppfølgende analyser av enkeltstjøtt i denne prøven viste spor av PCB i det nyeste stjøttet. Det ble funnet PAH i relativt høye konsentrasjoner (500 mg/kg) i 2 prøver fra Kristiansand og 1 fra Oslo. Tungmetallinnholdet i asfaltdekkene var generelt lavt. I de fleste prøvene samsvarte det med naturlig bakgrunnsnivå i tilslagsmaterialet. Undersøkelsen konkluderte med at PCB ikke utgjør noen miljøutfordring for relativt nye asfaltdekker fra Europa-, riks- og fylkesveier. Konsentrasjonen av tungmetaller i asfalt er lav og reflekterer sannsynligvis konsentrasjonen i det geologiske tilslagsmaterialet. Konsentrasjonen av PAH16 er høy i enkeltprøver og kan representere et problem ved gjenbruk.

Ved produksjon av bildekk brukes olje (ekstenderoljer) for å mykgjøre gummipolymeren og dekkenes slitebane. En mulig PAH-kilde kan derfor være bildekk. Det er nå for øvrig innført maksimalgrenser for innhold av PAH i oljer som benyttes ved produksjon av bildekk (se for øvrig kap. 5.2).

Mange andre diffuse kilder vil kunne bidra med organiske miljøgifter som transporteres bort med veivannet. Som eksempel kan nevnes DEHP (dietylheksylftalat). I 2007 ble det benyttet ca. 4000 tonn DEHP som understellsbehandling på biler innen EU. Basert på beregnet forbruk innen EU er det anslått at forbruket i Norge ligger i området 20 – 80 tonn/år (Klima og Forurensningsdirektoratet, 2011). Det er sannsynlig at noe av dette overføres til veivannet, men størrelsen på denne tilførselen er ikke avklart.

Biler inneholder også PVC og bromerte flammehemmere. Om dette representerer noe problem i forhold til utlekking til veivannet, har man ikke funnet dokumentasjon på.

Både her til lands og i utlandet er det utført mange undersøkelser av veivann. I 2011 gjorde Statens vegvesen en sammenstilling av litteraturreferanser vedr. veivann, samt hvilke kunnskapshull som eksisterer (Åstebøl et al., 2011). Når det gjelder sammensetningen av veivannet identifiserte denne undersøkelsen bl.a. følgende områder med kunnskapshull:

- Hvilke stoffer benyttes i dag ved framstilling av biler (inkl. dekk mv.), katalysatorer, drivstoff og smøremidler, veidekke og veitekniske installasjoner?
- Vet vi nok om utlekking fra relevante materialer og produkter, eller er det behov for utvaskings-/avvaskings- og slitasjetester for noen av disse. f.eks. maling til veier?
- Hvordan er forholdet mellom oppløste og partikkelbundne fraksjoner av stoffer under forskjellige omstendigheter?



## 4. Undersøkelser av avrenning fra veier

### 4.1. Generelt om avrenning fra veier

Selv om man har en forholdsvis god informasjon om kildene til enkelte forurensningsparametere i veivann, innebærer ikke dette at man kan konkludere med hvilken sammensetning veivannet vil ha ut fra ulike områder. I tillegg til de nevnte kildene er det mange stedsspesifikke faktorer som vil være avgjørende for kvaliteten på veivannet.

Det er stort sett en allment akseptert forståelse av hvilke kilder og faktorer som bidrar til veivannets innhold av forurensninger, blant annet tungmetaller og organiske miljøgifter (Gupta et al., 1981; Hvitved-Jacobsen et al., 2010), de viktigste kilder og faktorer er:

- Trafikkmessige forhold; trafikkmengde, hastighet, start/stopp av kjøretøyer etc.
- Klimatiske forhold som nedbørmengde, nedbørintensitet, vindforhold, temperatur etc.
- Vedlikehold av by- og veiarealer (feiing, snørydding, veisalting etc.)
- Belastning fra omgivelsene eksempelvis metallarmaturer, skilt, nærliggende boligområder, industri, forretninger og landbruk.
- Anvendelse av forurensende stoffer i kjøretøyer (bremsebelegg, dekk, clutch etc.)
- Utslipp av forurensninger fra kjøretøyer (delvis forbrente produkter, slitasjeprodukter etc.)
- Alder og vedlikehold av kjøretøyer og bygninger
- Forekomst av uhell og uhensiktsmessig håndtering av forurensende stoffer i forbindelse med veitransport.

### 4.2. utfordringer ved vurdering av rapporterte data for veivann

Ved beregning av forurensningstransport knyttet til veivannet fra et spesifikt område foreligger det sjelden data som kan knyttes direkte til dette området. Dette har sammenheng med at det bare unntaksvis gjennomføres systematiske prøvetakingsprogrammer for veivann i tilknytning til prosjekter der det er behov for å tallfeste forurensningstransporten med veivannet. Systematisk prøvetaking av veivann krever omfattende installasjoner i form av prøvetakingsutstyr, nedbørsmåling etc. I tillegg kreves det en beredskap for personell som skal betjene installasjonene, ofte i forbindelse med nedbørhendelser. Totalt sett er derfor systematisk prøvetaking av veivann en både komplisert og kostbar prosess.

Resultatet av dette er at beregning av forurensninger i veivann, f.eks. avrenning fra tette flater, i stor grad baseres på bruk av sjablongverdier, f.eks. konsentrasjonsverdier knyttet til sammensatte områder med aktiviteter (boligområder, trafikkarealer etc.). Sjablongverdiene er ofte systematisert i databaser og en av de mest benyttede databasene i de skandinaviske landene er som nevnt, beregningsmodellen StormTac ([www.stormtac.com](http://www.stormtac.com)).

Sjablongverdiene relateres til arealer med ulike aktiviteter, som eksempel kan nevnes:

- Trafikkarealer (veier), ofte inndelt etter registrert årstdøgnetrafikk (ÅDT)
- Boligområder, f.eks. boligblokker, rekkehus, eneboliger
- Sentrumsområder, blandet bebyggelse, kontorer, parkeringsplasser, butikker etc.
- Industri
- Ikke bebygde områder, f.eks. parker

Det er ikke uvanlig at inndelingen er enda mer finmasket enn dette.

Sjablongverdier blir ofte oppgitt som et spesifikt tall, uten at det umiddelbart framgår hvilke data som danner grunnlag for sjablongverdiene, eller hvilken usikkerhet som er knyttet til disse dataene. Ved beregning av forurensningstransporten med veivannet er det derfor en



stor utfordring med rimelig grad av sikkerhet å kunne fastslå at det er relevant å benytte en konkret sjablongverdi for et spesifikt areal.

En av de mest omfattende sammenstillingene av data for forurensningsinnhold i veivann er The National Stormwater Quality Database (NSQD) som er en sammenstilling av data fra U.S. EPA's National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES). Denne databasen inneholder data fra 3765 nedbørhendelser fra 360 ulike nedbørfelt i 65 kommuner over hele USA. Innsamlingen av data pågikk i perioden 1992 til 2002. Blant annet kan data i denne databasen sorteres iht. følgende hovedkategorier av arealbruk:

- Boligområder
- Handel og næringsvirksomhet
- Industriarealer
- Åpne, ikke bebygde områder
- Hovedveier

En spesiell styrke ved denne databasen er at et enhetlig prøvetakingsprogram er utgangspunktet for innsamlingen av data. Når data sammenstilles er det en stor spredning av konsentrasjonsverdier som er registrert innenfor de nevnte hovedgruppene for arealbruk. Tabell 4.1 viser et eksempel på dette for sink.

**Tabell 4.1. Eksempel på spredningen av konsentrasjonsverdier for Zn (total) fordelt etter hovedgruppene for arealbruk i NSQD-databasen (Maestre et al., 2005).**

Arealtype	Antall nedbørhendelser	Minimumskonsentrasjon (µg Zn/l)	Maksimumskonsentrasjon (µg Zn/l)	%-andel av alle prøver over kvantifiseringsgrensen <sup>1)</sup> (%)
Boligområder	810	3	1580	96,4
Handel og næringsvirksomhet	392	5	3050	99,0
Industriarealer	432	5,8	8100	98,6
Åpne, ikke bebygde områder	45	5	390	71,1
Hovedveier	93	6	1829	96,8

1) %-andel av prøvene som ble rapportert med en konkret tallverdi og ikke som < (kvantifiseringsgrensen). Kvantifiseringsgrensen er den minste mengde eller konsentrasjon av analytt som kan kvantifiseres med en viss måleusikkerhet

For alle areal typer er det en stor spredning av data. Forholdstallet mellom maks. og min. verdier varierer fra 78 for åpne bebygde områder til 1397 for industriområder. For alle hovedgruppene bortsett fra åpne, ikke bebygde områder, er %-andelen av resultatene som ligger over kvantifiseringsgrensen høyere enn 96 %. For åpne, ikke bebygde arealer var denne %-andelen 71,1 %. Dette virker sannsynlig i og med at det kan antas at veivannet fra denne arealkategorien er mindre forurenset enn de øvrige.

Normalt vil de ulike hovedkategorier av arealer få en underinndeling, typisk eksempel på dette er hovedveier med ulik trafikkbelastning (ÅDT). Likevel vil de samme høye eller lave konsentrasjonsverdiene kunne opptre innenfor de forskjellige undergruppene. Dette er et uttrykk for at det er andre faktorer enn kun trafikkbelastningen som er avgjørende for mengden forurensninger som genereres. Eksemplet i tabell 4.1 illustrerer at det er en stor utfordring å sammenligne konsentrasjonsverdier fra område til område.

#### 4.3. Sammenhengen mellom veivannets reelle sammensetning og det som framkommer ved prøvetaking

Beregnet transport av forurensninger med veivannet fra områder med tilnærmet samme aktivitetstype vil variere. Viktige årsaker til dette er prøvetakingsopplegget som er benyttet, samt hvordan data behandles når analyseresultatene foreligger. Av viktige faktorer knyttet til prøvetakingsopplegget som har betydning for forurensningskonsentrasjonen som måles i veivannet, kan nevnes (Maestre et al., 2005):

Prøvetakingsstrategi, dvs. om det er benyttet:

- Stikkprøver eller blandprøver
- Tidsproporsjonale blandprøver eller vannmengdeproporsjonale
- Manuell prøvetaking eller automatisk prøvetakingsutstyr og også om prøvetakingen dekker hele nedbørhendelsen, eller bare deler av den

I tillegg blir analyseresultatene rapportert på ulike måter, f.eks. aritmetisk middel, medianverdi, persentilverdi etc. Det er derfor en rekke tilleggsfaktorer som må tas i betraktning når data fra ulike undersøkelser skal sammenlignes.

#### 4.4. Eksempler på rapporterte konsentrasjonsverdier for tungmetaller og organiske miljøgifter

Det er gjennomført et stort antall undersøkelser der det er analysert på tungmetaller i veivannet. Tabell 4.2 viser en sammenstilling av StormTacs sjablongverdier for 2012 (1), foreslåtte standardverdier for norske forhold (2), samt to separate undersøkelser (3 og 4)

**Tabell 4.2. Typiske konsentrasjonsverdier for innhold av tungmetaller i veivann**

Referanser	1			2		3		4
	StormTacs sjablongverdier (2012) benyttet ved beregning av tilførslene til Indre Oslofjord			(Åstebøl et al., 2012)		(Mose Pedersen, 2013)		(Helmreich et al., 2010)
ÅDT	30.000	15.000	5.000	>30.000	<30.000	ca. 14.200	ca. 250	57.000
SS mg/l	-	-	-	150	50	-	-	175
Pb µg/l	30	17	8	30	15	23	3,9	43
Cd µg/l	0,48	0,38	0,31	0,5	0,2	-	-	<0,5
Cu µg/l	72	47	30	50	30	32	9,3	155
Cr µg/l	51	42	28	5	3	-	-	-
Hg µg/l	0,08	0,08	0,08	0,10	0,05	-	-	-
Ni µg/l	16	10	6	6	3	-	-	35
Zn µg/l	432	238	97	170	50	110	33	592

Referanse 1 er StormTacs sjablongverdier som bygger på data fra et stort antall undersøkelser. Referanse 2 er også sjablongverdier som er utredet etter en vurdering av rapporterte data fra en lang rekke undersøkelser fra de nordiske landene. Den store variasjonen i rapporterte resultater fra veier med tilnærmet lik ÅDT gjør at man i dette tilfellet har valgt en grovere inndeling i forhold til veiens ÅDT. Selv om det er avvik i de enkelte verdiene, så er det stort sett på samme nivå. Det er imidlertid et betydelig avvik for Cr og Zn.

Referanse nr. 3 er rapporterte verdier fra en konkret undersøkelse i København, og referanse 4 er en omfattende undersøkelse som er gjennomført i Tyskland (München). Vi ser at både referanse 3 og 4 avviker fra sjablongverdiene. Dette demonstrerer bare at det er mange andre forhold enn ÅDT som avgjør forurensningskonsentrasjonen i veivannet.

Tabell 4.3. viser utdrag fra en sammenstilling av rapporterte verdier for innhold av organiske miljøgifter utarbeidet av Åstebøl et al. (2012), supplert med resultater fra en dansk undersøkelse fra 2013 (Mose Pedersen, 2013).

**Tabell 4.3. Rapporterte verdier i norske og nordiske undersøkelser av konsentrasjonen av organiske miljøgifter i veivann, samt StormTacs sjablongverdier fra 2012**

Miljøgift	Middel-konsentrasjon (intervall) (µg/l)	Antall prøver	ÅDT evt. type vei	Referanse
Benzen	0,058 ± 0,034	6	Motorvei (DK)	(Kjølholt et al., 1997)
Naftalen	0,14 ± 0,13	6	Motorvei (DK)	(Kjølholt et al., 1997)
	0,12		10.000	(StormTac, 2012)
	0,13		50.000	
Nonylfenoler (4-nonylfenol)	5,6 ± 5,4	6	Motorvei (DK)	(Kjølholt et al., 1997)
	0,11 (<0,1 - 0,24)	5	Sterkt trafikkert vei (S)	(Björklund et al., 2007)
	0,3		10.000	(StormTac, 2012)
PCB	0,01 (PCB7)		5.000	(Lindholm, 2004)
	0,01		30.000	
	<0,005 (pr. stoff)	6	Motorvei (DK)	(Kjølholt et al., 1997)
PAH	0,082 (PCB7)		10.000	(StormTac, 2012)
	0,082		50.000	
	0,3		5.000	(Lindholm, 2004)
	1,5		30.000	
	1,19 (median)	28	Motorvei E6 (N)	(Åstebøl et al., 2004)
0,52		10.000	(StormTac, 2012)	
2,1		50.000		
Benzo(A)pyren	0,69-4,1 (PAH9)	3	ca. 14.200	(Mose Pedersen, 2013)
	0,05 (PAH9)	1	ca. 250	
Benzo(A)pyren	0,01		5.000	(Lindholm, 2004)
	0,04		30.000	
	0,17 ± 0,21	6	Motorvei (DK)	(Kjølholt et al., 1997)
	0,028-0,32	3	ca. 14.200	(Mose Pedersen, 2013)
	<0,01	1	ca. 250	

Som en følge av at datagrunnlaget for organiske miljøgifter er betydelig mer begrenset enn for tungmetaller, er det vanskelig å gjennomføre en statistisk bearbeiding for å komme fram til f.eks. sjablongverdier. I stedet må det foretas en ekspertvurdering ut fra de sporadiske konkrete data for overvann som finnes kombinert med annen kunnskap om stoffenes bruk, egenskaper og spredning i miljøet.

Med unntak av PAH, er det registrert få norske data for innholdet av organiske miljøgifter i veivann.

#### 4.5. Fordeling mellom partikulært og oppløst stoff og sesongvariasjoner

Forurensningene i veivannet vil dels foreligge som partikler og dels som oppløst stoff. Når det skal etableres renseløsninger for veivann, er det viktig å ha oversikt over andelen av partikulært bundet og det som er oppløst. I en studie i Cincinnati (Ohio, USA) fant Sansalone et al. (1996), at tungmetallinnholdet var vesentlig mer partikkelbundet ved snøsmelting i forhold til i regnesesongen. Det samme ble registrert av Westerlund et al. (2003) i Nord Sverige. Den løste andelen av Cd, Cu, Ni, Pb og Zn var lavere enn 5 % i smelteperioden, mens prosentandelen av den løste fraksjonen av Cu og Zn i regnesesongen var over 20 %. Den høye andelen av partikkelbundet fraksjon ble i første rekke tilskrevet regn på snø. Nedbør som regn vasker ut partikulært bundne metaller fra snøen som har akkumulert seg på /ved veien.

Klimaendringer gjør at det kan forventes våtere vintre og kortere perioder med snødekte veier i vintersesongen i Oslofjordområdet. Det er forventet at økningen i nedbør særlig vil komme i vintersesongen (Cicero Senter for klimaforskning, 2009). Dette vil kunne medføre at årsvariasjonen for avrenning fra veier vil bli mer lik den vi i dag kjenner fra land lenger sør i Europa.

I Tyskland er det gjennomført en studie der man i løpet av en periode på 2 år har overvåket avrenningen fra et veiareal (ÅDT 57.000) på ca. 400 m<sup>2</sup>. I løpet av oppfølgingsperioden ble det registrert 63 nedbørshendelser og det ble tatt prøver av samtlige nedbørshendelser med vannmengdeproporsjonal prøvetaking (Helmreich et al., 2010). Året ble her delt inn i to: "regnperioden" og "smelteperioden". Smelteperioden er definert som periodene om vinteren når det anvendes veisalt. Konsentrasjonen av sink i smelteperiodene var i gjennomsnitt 1200 µg Zn/l, mens konsentrasjonen i regnperiodene i gjennomsnitt var 500 µg Zn/l. Et tilsvarende men ikke like markert forløp, ble observert for Cu, SS og TOC. Bly og nikkel viste bare en svak sesongmessig variasjon. I motsetning til Zn og Cu er det en rekke diffuse kilder som bidrar til innholdet av bly i veivann. Dette gjør det vanskelig å registrere en sesongmessig variasjon. Selv om det ofte påpekes at veisalting er hovedårsaken til et økt tungmetallinnhold i vinterperioden (her "smelteperioden") blir det i denne undersøkelsen konkludert med at økt slitasje i vinterperioden pga. bruken av strøsand er hovedårsaken til den store sesongmessige variasjonen for særlig sink og kobber.

Tabell 4.4. viser normale verdier for %-andelen av sink, bly og kobber som er partikkelbundet.

**Tabell 4.4. Normalt variasjonsområde for partikkelbundet fraksjon av sink, bly og kobber i veivann (Åstebøl et al., 2014)**

Tungmetall	Normalområde for partikkelbundet fraksjon (%)
Zn	40 – 50
Pb	70 – 80
Cu	40 - 50

Flere undersøkelser har påvist at tungmetallene i stor grad er bundet til de minste partikkel-fraksjonene. Ball et al. (1998) siterer en undersøkelse der man fant at mer enn 50 % av metallene var tilknyttet partikler som var mindre enn 43 µm. I en annen undersøkelse som siteres i samme publikasjon, fant man at over 60 % av tungmetallene var bundet til finfraksjonen av gatestøvet som bare utgjorde 6 % av den totale massen.

Sammenstillingen i tabell 4.5 er utarbeidet etter en gjennomgang av en rekke studier og viser en prosentvis fordeling av forurensningsparametere i veivann avhengig av partikkelstørrelse.

**Tabell 4.5. Prosentvis fordeling av ulike forurensningsparametere (Åstebøl et al., 2014)**

Parameter	Prosentandel av de aktuelle parameterne som er knyttet til de ulike partikkelfraksjonene (%)		
	< 50 µm	50 – 250 µm	> 250 µm
SS	5	35	60
Tot-P	55	35	10
KOF	20	55	25
Tot-N	35	45	20
Zn og Cu	40	30	30
Pb	20	20	60
Pesticider	20	30	50

Tabell. 4.5 viser også at den minste partikkelfraksjonen (<50µm) bare utgjør bare en liten del (5 %) av partikelmengden (SS), men utgjør relativt sett en høy %-vis andel av de aktuelle forurensningsparametrene. Av tungmetallene er det bly som i størst grad er knyttet til partikler som er > 250 µm.

Ved gjennomføring av tiltak for å redusere tilførslene av forurensninger med veivannet, er det viktig å fange opp de minste partikkelfraksjonene. Det er behov for å gjennomføre undersøkelser for å få en bedre forståelse av dette temaet knyttet til lokale forhold.

## 5. Aktuelle tiltak for å redusere veivannets bidrag til tilførslene av tungmetaller og organiske miljøgifter til Oslofjorden

### 5.1. Hovedstrategier

Hovedkildene for forurensningene i veivannet er:

- Stoffe som avgis fra kjøretøyet
- Slitasje fra veioverflaten
- Avgivelse av stoffer fra konstruksjoner langs veien
- Lekkasje og andre tilførsler
- Langtransporterte forurensninger

For å redusere tilførslene kan man redusere utslippet ved kilden eller foreta en form for rensing før utslipp til vassdrag eller fjorden. I et stort område som Indre Oslofjord, vil begge strategier være aktuelle avhengig av hvilket potensiale veien har mht. utslipp av forurensninger. I den gjennomførte beregningen av tilførsler til Indre Oslofjord (Berge et al., 2013) er veiarealene delt inn i tre hovedgrupper (30.000 ÅDT, 15.000 ÅDT og 5.000 ÅDT). Dette gir en grov fordeling av trafikkbelastningen på veiarealer som bidrar med tilførsler til fjorden via utslipp fra separatsystemet. I beregningsmodellen bidrar de to største ÅDT-klassene i gjennomsnitt med vel 60 % av tilførslene av tungmetaller, og 74 % av tilførslene av PAH og i underkant av 50 % av tilførslene av PCB. Den minste ÅDT-klassen bidrar med en forholdsvis stor andel av forurensningstilførselen pga. lang total veilengde. Det er lite sannsynlig at de samme tiltakene for å redusere tilførslene vil være aktuelle både for veier med lav og høy trafikkbelastning.

Tiltakene som vil kunne bidra til å redusere tilførslene til fjorden, vil dels være knyttet til internasjonale reguleringer som man på lokalt nivå har liten innvirkning på, eller det kan være tiltak som man ved sin praksis både nasjonalt og lokalt kan påvirke.

Det vil også være et samspill mellom ulike etater. Ved gjennomføring av tiltak vil Statens vegvesen i tillegg til de ulike etatene i kommunen (veg og VA) være viktig aktører når det gjelder å redusere tilførslene med veivannet. En gjennomgang av organisering, fordeling av ansvar, kostnader etc. vil bli nødvendig å gjennomføre. Dette temaet vil ikke bli videre utdypet i denne rapporten, men det henvises til Norsk Vann rapport 200/2014 (Ræstad, 2014).

Når det gjelder de nevnte hovedtypene av kilder, er tiltak for å redusere tilførslene via langtransporterte forurensninger de mest omfattende og er sterkt knyttet til internasjonale avtaler. Tiltak for å redusere denne typen tilførsler blir derfor ikke omtalt i det etterfølgende.

### 5.2. Tiltak for å redusere avgivelse av forurensende stoffer fra kjøretøyet

Dette er tiltak som vil ha virkning på lang sikt og som i stor grad er avhengig av internasjonale avtaler og regelverk. Denne typen tiltak kan være reguleringer mht. materialbruk i bilen eller til funksjonskrav. Som eksempel kan nevnes:

#### Krav til kobberinnhold i bremseklosser

Som vist i kap. 3.2 utgjør slitasje av bremseklosser den viktigste kilden for utslipp av kobber fra bilen. En beregning utført av SSB i 2003 (Finstad et al., 2003) viste at det ble sluppet ut 19,6 tonn kobber til luft og at utslipp fra veitrafikken var den største utslippskilden. Over 40 % av kobberutslippene i 2001 hadde sitt utgangspunkt i slitasje av bremseklosser.

Undersøkelser i California viser også at slitasje av bremsebelegg er en betydelig utslippskilde for kobber. I 2010 ble det beregnet at utslipp fra bremsebelegg i California var i underkant av 600 t pr. år (Copper Development Association, 2014).

For å redusere utslippene av kobber fra slitasje av bremseklosser har man derfor i de amerikanske statene California og Washington forberedt lovbestemmelser som fastsetter en øvre grense på 0,5 % for innhold av kobber i bremsebelegg (CASQA, 2014). Det vil ta tid å innføre bestemmelsen fordi de sikkerhetsmessige forholdene knyttet til å erstatte kobber ikke er avklart. Dette er et eksempel på at det stilles konkrete krav til komponenter på bilen for å redusere utslippene.

#### Forbud/begrensning av PAH-innhold i oljer til bruk i bildekk

Et annet eksempel på reguleringer for å redusere utslippene fra bilen er EUs bestemmelser som angir begrensninger i PAH-innhold i oljer (ekstenderolje) som benyttes ved produksjon av bildekk. Oljene benyttes i bildekkproduksjon for å mykgjøre gummipolymeren og dekkens slitebane.

Direktivet innebærer forbud/regulering av følgende åtte PAH-er (EUROPALOV, 2007)

- Benzo[a]pyren (BaP)
- Benzo[e]pyren (BeP)
- Benzo[a]anthracen (BaA)
- Krysen (CHR)
- Benzo[b]fluoranten (BbFA)
- Benzo[j]fluoranten (BjFA)
- Benzo[k]fluoranten (BkFA)
- Dibenzo[a,h]anthracen (DBAhA)

Reguleringen betyr følgende:

1. Ekstenderoljer kan ikke omsettes eller benyttes til produksjon av dekk eller deler av dekk dersom de inneholder mer enn 1 mg/kg BaP eller mer enn 10 mg/kg av summen av alle de åtte PAH-ene.
2. Dekk eller slitebaner til regummiering som produseres etter 1. januar 2010, kan ikke omsettes dersom de inneholder ekstenderoljer som overskrider grensene foreslått i punkt 1.
3. Regummierte dekk er ikke omfattet av punkt 2 hvis deres slitebaner ikke inneholder ekstenderoljer som overskrider grenseverdiene i punkt 1.

Kommisjonen begrunner reguleringen med at de ønsker å redusere utslipp av dekkrester som inneholder kreftfremkallende stoffer ned til et akseptabelt nivå ut fra helse- og miljøhensyn.

#### Restriksjoner på innholdet av partikler i utslipp fra forbrenningsmotorer

En del av støvdannelsen som følge av veitrafikk dannes ved forbrenning av drivstoff og slippes ut som eksos. Utslipp av partikler med eksos er i hovedsak en del av finfraksjonen (PM<sub>2,5</sub>) av partikler som dannes som følge av veitrafikk. Det er i første rekke pga. luftforurensning og tilhørende helseproblemer hos en del av befolkningen at det settes krav til partikkelutslippet fra biler.

Det har vært en gradvis skjerping av kravene til utslipp av avgasser fra biler, bl.a. utslipp av partikler. Euro 6 kravet til utslipp av partikler fra hhv. bensin og diesel personbiler er på 5 mg/km. I tillegg stilles bl.a. krav til innhold av NO<sub>x</sub> og CO<sub>2</sub>. Fra 2014 – 2015 gjelder Euro 6 kravet for typegodkjenning av nye lette kjøretøyer. Tester som er gjort (Hagman et al., 2013), viser at partikkelutslippene fra personbiler med Euro 6 teknologi for en stor del ligger under kravet på 5 mg/km. Utslippene av NO<sub>x</sub> fra dieserbiler ligger i de nevnte testene imidlertid for en stor del over Euro 6 kravene. I og med at det er partikkelutslippene som vil kunne ha



påvirkning på veivannet må det forutsettes at skjerpede krav til partikkelutslipp og innføring av ny motorteknologi vil medføre lavere partikkeltransport med veivannet på sikt.

#### Forbud mot blyholdig bensin

Blyholdig bensin har vært ute av markedet siden 1996 og vært forbudt siden år 2000 (Trone-Holst, 2000). Dette har medført en betydelig reduksjon i utslippet av bly som følge av veitrafikk.

#### Overgang til el-biler

Med tanke på utslipp til vann er alle utslipp med eksos eliminert for el-biler. Andre utslippskilder som bremses, dekk etc. vil fortsatt være til stede. I 2013 utgjorde el-biler bare 0,7 % av personbilparken i Norge (SSB, 2014). I alt 44 % av alle elbiler er imidlertid registrert i Oslo og Akershus. Det vil allikevel ta lang tid før en overgang til el-biler vil ha effekt i form av reduserte tilførsler til fjorden.

#### Framtidig utvikling

Felles for tiltakene som iverksettes for å redusere utslippene fra kjøretøyer, er at det vil ta lang tid fra reguleringer blir innført til en effekt i form av redusert forurensningskonsentrasjon i veivannet kan registreres. Dette har blant annet sammenheng med at det til dels må utvikles ny teknologi for å tilfredsstille nye krav, samt at det tar tid å skifte ut bilparken slik at denne er i samsvar med gjeldende krav. Som eksempel kan nevnes at gjennomsnittsalderen på den norske bilparken ved utgangen av 2013 var 10,5 år (SSB, 2014).

Pr. i dag har man i første rekke oversikt over "kjente" utslipp fra biler, f.eks. tungmetaller og PAH. Det er også andre forbindelser som man kan forvente avgis fra biler, f.eks. tilsetningsstoffer i understellsbehandling, smøreoljer etc. Foreløpig er effekten av dette ukjent i tilførselssammenheng til fjorden. Lovgivningen som styrer bilprodusentenes materialvalg vil være avgjørende for utviklingen på dette området.

En annen faktor som vil være avgjørende for effekten av mer miljøvennlige biler, er den framtidige veksten i trafikken i Oslo-området. En befolkningsøkning på ca. 30 % (Oslo kommune, 2012) vil medføre et øket transportbehov. Oslopakke 3 er en plan for veiutbygging, drift og utbygging av kollektivtrafikk i Oslo og Akershus, med tidshorisont 2008 til 2032. Ett av hovedmålene for Oslopakke 3 er at veksten i behovet for persontransport skal tas ved kollektivtransport, gåing og sykling (Statens vegvesen, 2013). Effekten av en mer miljøvennlig bilpark vil derfor i stor grad være avhengig av politiske prioriteringer i årene som kommer.

### **5.3. Endrede rutiner for drift og vedlikehold av veier**

#### **5.3.1. Generelt**

Mange undersøkelser har vist at prosedyrer for drift og vedlikehold av veinettet vil påvirke forurensningstransporten fra veiarealene. Tiltak på dette området vil kunne tilrettelegges på lokalt nivå. Når det gjelder drift og vedlikehold vil følgende tiltak ha innvirkning på forurensningstransporten fra veier:

- Gatefeieing
- Tømming av sandfangskummer
- Vintervedlikehold (salting og strøing)
- Bortkjøring av snø

Hvor stor effekt dette vil kunne ha på de totale tilførslene, er vanskelig å tallfeste.



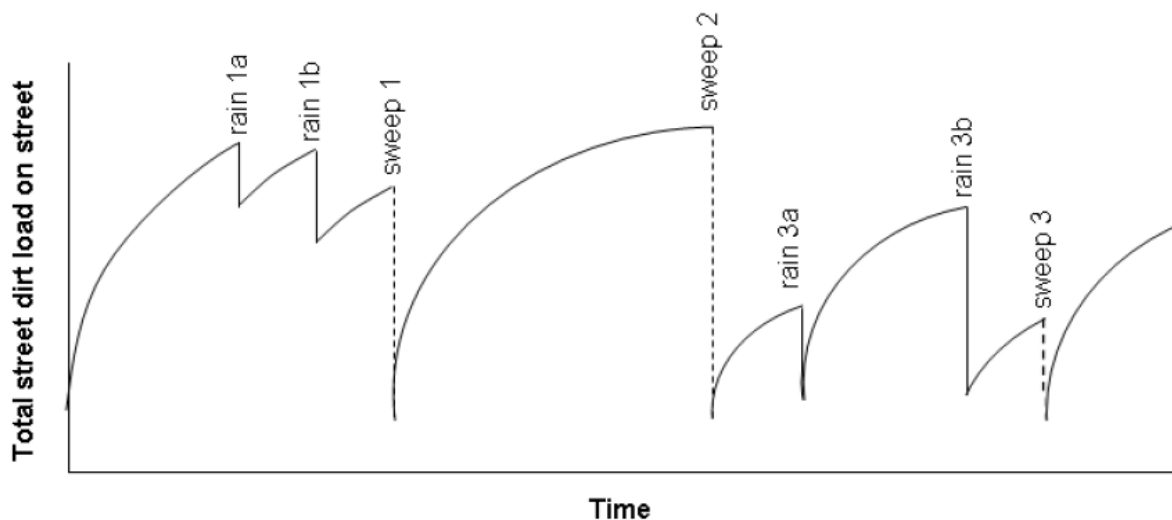
### 5.3.2. Gatefeing

Effekten av gatefeing mht. å redusere transporten av forurensninger bort fra veiarealet vil i hovedsak være bestemt av følgende 3 hovedfaktorer (Sartor et al., 1984):

- Mengden av forurensninger som er akkumulert på veioverflaten
- Mengden forurensninger som vaskes av i forbindelse med nedbør
- Mengden forurensninger som fjernes ved gatefeingen

I tillegg vil typen feiutstyr være avgjørende for hva som oppnås.

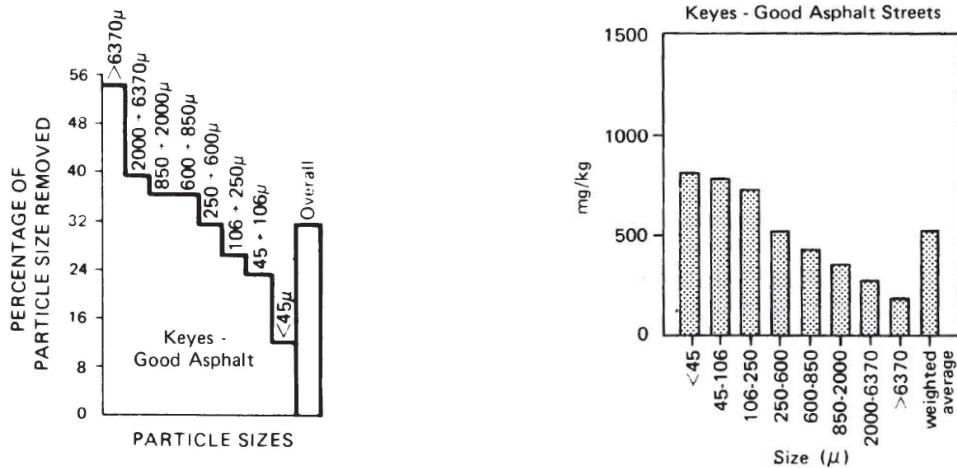
I figur 5.1 er det vist skjematisk hvordan akkumulert forurensningsmengde på veioverflaten er avhengig av utspyling i forbindelse med nedbør og fjerning av forurensninger ved gatefeing.



**Figur 5.1. Skjematisk framstilling av hvordan forurensningsmengden akkumuleres på veioverflaten, avhengig av utvasking i forbindelse med nedbørshendelser og gatefeing (Sartor et al., 1984)**

Som følge av påvirkning fra trafikk og vind vil ikke akkumuleringen av forurensninger på veioverflaten være lineær, men økningen vil være gradvis avtakende inntil et maksimum blir nådd. Tilfeldige nedbørtilfeller vil spyle bort større eller mindre deler av de akkumulerte forurensningene (vertikale heltrukne linjer). I tillegg vil gatefeing (vertikale stiplede linjer) også bidra til fjerning av forurensninger. Effekten av gatefeingen vil derfor i stor grad være avhengig av hvordan denne gjennomføres i forhold til nedbørshendelsene. Depree (2011) referer en amerikansk utredning der forventet fjerning av forurensninger ved gatefeing vil variere mellom 20-30 % når lite forurensninger er akkumulert på veioverflaten og 80 – 90 % når mye forurensninger er akkumulert. Med uforutsigbare nedbørforhold er det derfor vanskelig å forutsi hvor stor andel av de akkumulerte forurensningene på veioverflaten som kan fjernes ved hjelp gatefeing f.eks. på årsbasis.

Det er gjort en rekke studier for å karakterisere effekten av gatefeingen på transporten av forurensninger bort fra veiarealet. En av de mest omfattende studiene ble utført i USA for ca. 35 år siden (Pitt, 1979). Lokale forhold og ikke minst utstyret som benyttes til gatefeing er forbedret slik at det nå fungerer mer effektivt. Dette gjør at resultatene fra denne undersøkelsen ikke kan overføres direkte, men den demonstrerer imidlertid noen hovedutfordringer når gatefeing skal benyttes som tiltak for å redusere transport av forurensninger bort fra veiarealet (figur 5.2).



- a) Prosentandelen av partikler innenfor en partikkelstørrelsesgruppe som ble fjernet      b) Konsentrasjonen av sink i ulike partikkelstørrelsesgrupper

**Figur 5.2 Eksempel på fjerning av partikkelbundet sink ved gatefeiling (Pitt, 1979)**

Figur 5.2 (a) viser hvor stor andel av partiklene innenfor en partikkelstørrelsesgruppe som ble fjernet ved en aktuell gatefeilingstest, og (b) viser konsentrasjonen av sink innenfor de ulike partikkelstørrelsesgruppene.

Figuren viser at det er dårligst fjerning av de fineste partikkelfraksjonene som har den høyeste konsentrasjonen av sink. Dette illustrerer at en av de største utfordringene ved gatefeiling som tiltak for å redusere transporten av forurensninger med veivannet, er å fange opp de fineste partikkelfraksjonene. I tillegg vil også veioverflatens beskaffenhet (jevn eller mye sprekker) ha betydning for effekten av gatefeilingen.

I en svensk studie fra 2000 (German et al., 2001), ble det gjennomført tester med feiling av en gate i Jönköping. Testgaten hadde ÅDT på 11.200. Testperioden var på 6 uker og i de første 3 ukene av testperioden ble det foretatt gatefeiling 1 g. pr. uke, mens det ble feiet én gang pr arbeidsdag i de siste 3 ukene av testen. Fjernet masse ble siktet gjennom et 250  $\mu$ m sikt slik at det var mulig å beregne mengden av tungmetaller i fraksjonen som var  $\leq$  250  $\mu$ m. Tabell 5.1 viser total mengde partikler fjernet i de to forsøksperiodene, samt total mengde tungmetaller i fraksjonen som var lavere eller lik 250  $\mu$ m.

**Tabell 5.1 Total mengde partikler fjernet og mengde tungmetaller i fraksjonen som er mindre eller lik 250  $\mu$ m (German et al., 2001)**

Sweeping period*	All (kg)	Sediments < 0.25 mm (kg)	Cr (g)	Ni (g)	Cu (g)	Zn (g)	Pb (g)
1	37.9	6.3	0.4	0.1	1.5	1.2	0.2
2	46.6	10	0.5	0.2	2.5	2.5	0.4
1+2	84.5	16.3	0.9	0.3	4	3.7	0.6

\* Period 1 had a sweeping frequency of once a week, during three weeks, and period 2 once every workday, during three weeks.

Ved å gå over fra feiling 1 gang pr. uke til feiling hver arbeidsdag, økte den totale mengden fjernet partikler med ca. 23 %. Mengden partikler  $\leq$  250  $\mu$ m økte imidlertid med 58,7 %. Mengden tungmetaller knyttet til fraksjonen < 250  $\mu$ m økte også fra 3,8 g til 6,1 g Dette viser at med det aktuelle utstyret må det feies hyppig for å få med den fineste partikkelfraksjonen. For å få et uttrykk for hvor stor andel av partiklene som var magasinert på veioverflaten og som ble fjernet ved feilingen, ble et 2 m bredt segment av testveien støvsuget før og etter

ordinær feiing. Ut fra dette ble oppnådd effekt beregnet. For partikkelfraksjonen < 250 µm varierte effektiviteten betydelig, men lå normalt i området 10 – ca. 40 %.

Det ble konkludert med at gatefeiing er effektivt for å hindre utvasking av partikler fra veioverflaten. Det konkluderes også med at det kan være problematisk å benytte gatefeiing som et forurensningsbegrensende tiltak fordi det innebærer mye forstyrrelser av den generelle trafikken og kan være vanskelig å gjennomføre pga. parkerte biler.

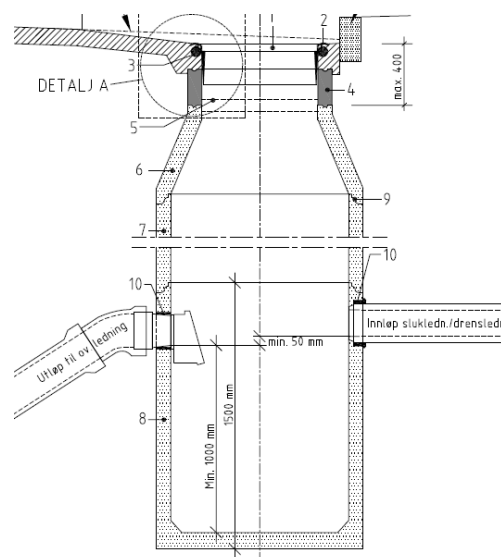
I denne undersøkelsen var imidlertid testperioden bare 6 uker og andre nedbørforhold vil kunne ha endret beregnet fjerning av tungmetaller ved gatefeiingen.

I løpet av 2015 og 2016 vil det i regi av Bymiljøetaten i Oslo kommune bli gjennomført et prosjekt som skal undersøke effekten av gatefeiing på innholdet av forurensningskomponenter i avrenningen fra vei.

### 5.3.3. Tømming av sandfangkummer

Hovedhensikten med sandfangkummer er å avskille sand og grus for å redusere risikoen for at det oppstår problemer på ledningsnett. Sandfangkummer vil i første rekke holde tilbake de grovere partikkelfraksjonene. I og med at partikler skilles ut, vil også en del av forurensningene som er bundet til partikler, holdes tilbake i sandfangkummene.

Normalt benyttes betongkummer med diameter ca. 1 m og med et totalt lagervolum for sand på 785 l. Avstanden fra underkant av utløpet i kummen og ned til bunnen er normalt ca. 1 m. Figur 5.3 viser eksempel på en typisk sandfangkum.



**Figur 5.3 Eksempel på sandfangkum (Trondheim kommune).**

En eldre amerikansk undersøkelse (Lager et al., 1977) angir at partikkelstørrelse og egenvekt til partiklene vil være avgjørende for hvilken effekt som sandfangkummen vil ha. For partikler med diameter ca. 1 mm vil det kunne oppnås en avskillingseffekt i området 65-90 %. Ved dimensjonerende hydraulisk belastning vil avskillingseffekten for denne partikkelstørrelsen kunne reduseres til ca. 35 %.

En viktig faktor for å kunne oppnå en avskilling som nevnt over, er regelmessig tømning av lagringsvolumet i kummen. Den foran nevnte referansen oppgir at en oppfylling av lagringsvolumet over 40-50 % vil redusere avskillingseffekten raskt. I verste fall kan det foregå en utspyling av forurensninger fra sandfangskummen.

Det er gjennomført undersøkelser av avskilt materiale i sandfangskummer bl.a. i Bergen, Trondheim og Oslo

I Bergen (Jartun et al., 2005) ble det påvist PCB i 63 av 68 prøver fra sandfangskummer i området omkring Bergen havn. Konsentrasjonsnivået fordeler seg jevnt fra 0,4 µg PCB7/kg til 704 µg/PCB7. 14 av 68 prøver hadde høyere konsentrasjon enn 100 µg PCB7/kg. De mest aktuelle kildene for PCB som holdes tilbake i sandfangkummene er ansett å være bygningsmaterialer (bl.a. husfasader), byjord og asfalt. Medianverdien for kornstørrelsen i prøvene varierte fra 23 µm til 646 µm. Mest typiske verdier lå i området 250 – 300 µm. Innholdet av As, Cr, Hg og Ni lå på samme nivå som i byjord fra Bergen. Innholdet av Pb og Zn knyttes til forekomst av gammel hvitmaling på husfasader. Et høyt Innhold av sink (middelværdi 698 mg Zn/kg, medianverdi 403 mg Zn/kg) i sandfangprøvene knyttes i tillegg til maling, også til veitrafikk gjennom dekkslitasje.

I Trondheim (Bechmann et al., 2009) ble det bl.a. tatt prøver av 159 sandfangkummer langs Nidelva nedre løp og rundt Nyhavna. Største delen av det kartlagte området inneholdt lave konsentrasjoner av de analyserte miljøgiftene i sandfangmassene og også i en del løsmasseprøver. Det ble påvist flere aktive forurensningskilder (Hg, Cd, Pb, Zn, Sn, PCB og PAH) i området som var omfattet av prøvetakingen. Kildene for dette knyttes til div næringsvirksomhet i området. Det ble påvist høye konsentrasjoner av PAH i noen kummer. I disse tilfellene mistenkte man at det skyldtes ulovlig dumping av olje i kummene.

I mai 2013 ble det gjennomført prøvetaking ved tømning av 7 sandfangkummer langs Ring 3 Ryen – Teisen (Robba et al., 2013). Alle kummene, bortsett fra 1 kum, hadde blitt tømt ett år i forveien, for den siste kummen hadde det gått to år siden siste tømning. Sanddybden i kummene med ett års akkumuleringstid varierte i området 30 til 70 cm med et gjennomsnitt på 44 cm. I kummen som hadde to års akkumuleringstid var sanddybden 85 cm. En hovedkonklusjon i notatet er at fyllingsgraden med sand ikke bør overstige ca. 50 % for å sikre god avskilling i sandfanget. Tabell 5.2 viser resultater fra analyse av sandfangmasser i 2 sandfang med ett år siden siste tømning og ett sandfang der det har gått 2 år siden siste tømning, samt maksimalkonsentrasjonen av hver forurensningsparameter for de 7 sandfangene.

**Tabell 5.2. Resultater fra analyse av sandfangmasser Ring 3, Ryen – Teisen (Robba et al., 2013)**

Prøvepunkt	Cu (mg/kg TS)	Zn (mg/kg TS)	Cd (mg/kg TS)	Pb (mg/kg TS)	PAH16 (mg/kg TS)	BaP 1) (mg/kg TS)	BTEX 2) (mg/kg TS)	THC <sub>3</sub> (mg/kg TS)
SF 1	69	250	0,120	8,5	2,09	0,061	0,079	2800
SF 6	58	210	0,069	6,3	1,85	0,067	0,102	4000
SF 7	33	100	0,075	5,0	0,54	0,023	0,072	920
Maks.	92	370	0,130	11,0	3,23	0,120	0,529	4000

SF 6 og SF 1: Ett år siden siste tømning  
 SF 7: To år siden siste tømning  
 Maks.: Maksimalverdi for alle 7 sandfangene

1) BaP: Benso(a)pyren  
 2) BTEX: benzen, toluen, etylbenzen, xylene  
 3) THC: oljeforbindelser

Tabell 5.2 viser at både tungmetaller og organiske miljøgifter blir holdt tilbake i sandfangene. Det er også interessant å registrere at kummen med to år siden siste tømning (SF 7), har markert lavere tungmetallkonsentrasjon enn de to andre. Dette kan være forårsaket av utspyling pga. høyt sandnivå i kummen. Det mest markerte er det høye innholdet av oljeforbindelser. Dette gjør at disse sandfangmassene må disponeres som farlig avfall.

I 1998 ble det gjennomført en omfattende undersøkelse av sandfangmassene i 2 sandfang i 13 gater/veier i Oslo (Bruskeland et al., 1998). Også i denne undersøkelsen var konsentrasjonen av THC forholdsvis høy, med en medianverdi på 2500 mg/kg TS. Medianverdien for Pb var 54 mg/kg TS, og for Cd var medianverdien 0,60 mg/kg TS. Dette er betydelig høyere enn verdiene for Pb og Cd som er vist i tabell 5.2. Dette må tas som et uttrykk for at de totale tilførselene av Pb og Cd er redusert som følge av utfasing av disse metallene siden 1998-undersøkelsen. I undersøkelsen fra 1998 ble også kornfordelingen i sandfangmasser fra en del kummer undersøkt. Dette er vist i tabell 5.3.

**Tabell 5.3. Resultater fra sikteanalyser for sandfangmasser (Bruskeland et al., 1998)**

Prøvetakingssted	D <sub>10</sub> (µm)	D <sub>30</sub> (µm)	D <sub>50</sub> (µm)	D <sub>60</sub> (µm)
Uelandsgate	77	250	656	951
Frydenbergveien	-	320	805	1321
Akersveien	-	122	513	1470
Grenseveien	-	130	439	829
Nils Bays vei	-	946	3311	4636
Havnabakken	126	467	1319	2055

D<sub>30</sub> = 250 µm betyr at 30 % av sandfangmassen på vektbasis har mindre korndiameter enn 250 µm

Tabell 5.3 viser resultater fra bestemmelse av siktekurver for sandfangkummer fra 6 gater/veier i Oslo. Siktekurvene er bestemt for sandfangmasser fra 2 kummer i hver gate/vei (bortsett fra Havnabakken som bare omfatter 1 kum). Tabellen viser at finkornede masser med kornstørrelse < 250 µm blir holdt tilbake i varierende grad i sandfanget. I Akersveien har 30 % av massen mindre kornstørrelse enn 122 µm, og denne sandfangkummen inneholder mer finstoff enn f.eks. kummene i Nils Bays vei. Det ble ikke gjort analyser av tungmetallinnhold i de ulike kornfraksjonene.

Det er ikke funnet dokumentasjon på hvor mye som blir holdt tilbake i sandfangskummer i forhold til det som blir tilført. En svensk undersøkelse (Bennerstedt, 2005) har gjennomført en undersøkelse med en systematikk som gjør det mulig å beregne avskillingsgraden. Sandfangene som ble undersøkt i dette prosjektet var imidlertid betydelig mindre enn det som er vanlig å benytte i Norge, og resultatene er derfor ikke overførbare.

Hovedkonklusjonen er i alle fall at sandfangkummer må tømmes regelmessig, for eksempel hvert år, for å oppnå best mulig avskilling av partikler. Det bør imidlertid gjennomføres undersøkelser for å få avklart hvor stor andel av forurensningene tilført sandfanget som holdes tilbake. I tillegg bør det vurderes om det er mulig å gjøre sandfangkummer mer effektive mht. å holde tilbake partikler.

#### 5.3.4. Vintervedlikehold av veier

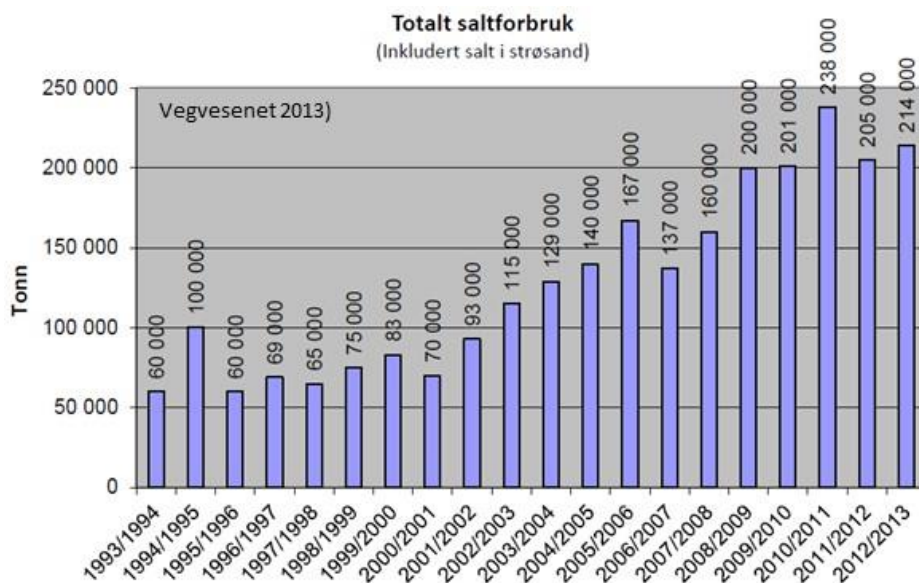
Normalt vintervedlikehold (salting og strøing) vil ha betydning for forurensningstransporten bort fra veien. I en tysk undersøkelse (Helmreich et al., 2010) blir det påvist en økning i forurensningskonsentrasjonen av bl.a. kobber og sink i løpet av smelteperioden (perioden med regn på snø, eller smelting). Undersøkelsen konkluderer bl.a. med at det ikke er bruken



av salt som er hovedårsaken til den økte forurensningskonsentrasjonen, men bruk av strøsand som medfører økt slitasje på både veidekke og bildekk.

En svensk undersøkelse (Halberg et al., 2007) viser at i løpet av vinterperioden var den løste fraksjonen av bl.a. Cd, Cr, og Ni høyere enn i sommerperioden. For Cu, Pb og Zn ble det ikke observert forskjell i det som er løst og partikulært bundet. Med henvisning til andre studier blir det konkludert med at veisalt er en viktig bidragsyter til økningen av tungmetalltransporten (både som løst og partikulært bundet) i vinter/smelteperioden.

Ved salting av veier benyttes nesten utelukkende natriumklorid (NaCl). Saltingen er nødvendig både for å oppnå en tilfredsstillende framkommelighet og ønsket trafikksikkerhet. Bruken av veisalt har imidlertid negative miljømessige konsekvenser og medfører bl.a. korrosjon på kjøretøyer og andre konstruksjoner langs veiene. Bruk av veisalt vil derfor bidra til en øket tilførsel av særlig tungmetaller fra veiarealene. Figur 5.4 viser at det har vært en sterk økning i bruk av veisalt fra 1993-1994 til toppåret 2010-2011 da det ble benyttet ca. 238.000 tonn veisalt på norske veier.



Figur 5.4. Utvikling av saltforbruk på norske veier (Statens vegvesen, 2013a)

Bruken av veisalt har siden sesongen 2010-2011 blitt redusert og de siste opplysningene (NRK, 7/1-2015) fra sesongen 2013-2014 viser at det ble benyttet 188.000 tonn veisalt. Statens vegvesen har hatt fokus på å redusere bruken av veisalt, og i oppsummeringsrapporten fra Salt SMART-prosjektet (Statens Vegvesen, 2012) er en av hovedkonklusjonene at utvikling av strategier for bruk av salt og driftsopplegg er viktige forutsetninger for å oppnå et redusert saltforbruk.

Et redusert saltforbruk vil også ha positiv innvirkning i form av en redusert tilførsel av tungmetaller til fjorden. I tillegg vil redusert saltforbruk også redusere andre negative miljømessige konsekvenser av salting. Som eksempel kan nevnes saltsjiktning i innsjøer som mottar avrenning fra veier.

### 5.3.5. Bortkjøring av snø

I løpet av vintersesongen vil forurensninger fra veislitasje, trafikk og fra andre kilder akkumuleres i snø som lagres langs veien. En stor del av snøen fra sentrale deler av Oslo har blitt transportert til sentrale snødeponier. I smelteperioden vil forurensninger fra snøen i disse deponiene bli ført til resipienten med smeltevannet. Tabell 5.4 viser middelkonsentra-

sjonen av PAH16 og utvalgte tungmetaller i smeltevann fra 12 snødeponier i Oslo i 2009 (Bækken et al., 2009).

**Tabell 5.4. Middelkonsentrasjonen av PAH16 og utvalgte tungmetaller i smeltevann fra 12 snødeponier i Oslo (Bækken et al., 2009)**

Parameter	Benevning	Konsentrasjon
Cd	µg/l	<1
Cr	µg/l	56
Cu	µg/l	144
Ni	µg/l	36
Pb	µg/l	20
Zn	µg/l	358
PAH16	ng/l	7373
PCB7	ng/l	29,1

Konsentrasjonsverdiene i tabell 5.4 er for eksempel betydelig høyere enn det som måles i innløpsvannet på kommunale avløpsrensaneanlegg.

Som alternativ til å lagre snøen i deponier, er det i Oslo etablert et separat anlegg for smelting av snø og rensing av smeltevannet før utslipp til fjorden. Anlegget har tillatelse til å ta imot inntil 700.000 m<sup>3</sup> snø pr. år, og det skal gjøres en vurdering av anlegget etter 4 sesonger. I sesong 1 (17.1.12-12.3.12) hadde anlegget 28 driftsdøgn og i sesong 2 (18.12.12-1.3.13) 40 driftsdøgn (Kevin et al., 2012).

Det foregår en oppfølging av snøsmelleanlegget, men det har ikke vært noen tilgjengelige resultater så langt.

Effekten av snøsmelleanlegget mht. å redusere forurensningsmengdene som føres til fjorden vil være avhengig av snømengdene som det er behov for å fjerne hvert år fra veisystemet i Oslo.

#### 5.4. Økonomiske virkemidler

Helt eller delvis forbud eller bruk av spesielle avgiftsordninger for å oppnå redusert forurensningsbelastning fra biltrafikken, er tiltak som også vil kunne bidra til å redusere tilførselene av tungmetaller og miljøgifter til fjorden. Et eksempel på dette er restriksjoner på bruken av piggdekk. I og med at en del av forurensningene i trafikkerte områder har utgangspunkt i slitasje av veidekket, er ordninger som kan redusere denne slitasjen, positive tiltak.

Ordningen i Oslo med et forbud mot bruk av piggdekk i deler av året (fra første mandag etter 2. påskedag til 1. november) og med gebyrbelagt bruk av piggdekk resten av året, er i utgangspunktet iverksatt for å redusere støvdannelsen for å oppnå en bedring av luftkvaliteten. En bil med piggdekk sliter løs 5-20 g støv pr. kjørt km. Dette er opp til 100 ganger mer enn biler uten piggdekk. Bidraget fra dekkslitasje regnes til sammenligning å være 0,1 – 0,4 g pr. km. (Folkehelseinstituttet, 2012).

Det er ikke funnet dokumentasjon på hvor stor reduksjon i forurensningsbelastning i avrenningsvannet fra veiene som oppnås ved å innføre restriksjoner på bruk av piggdekk. Bruk av piggdekk benyttes imidlertid ofte som en del av forklaringen på at det observeres

høyere forurensningskonsentrasjoner i avrenningen fra veier i perioder når det benyttes piggedekk.

I løpet av tiden etter årtusenskiftet har andelen som kjører piggfritt økt. I 1999 kjørte ca. 50 % av bilistene i Oslo piggfritt, mens det i 2013 var en piggfriandel på 86 %. I Asker og Bærum var andelen biler som kjørte piggfritt, 82 % i 2013. (Statens Vegvesen, 2013b). I Oslo er det et mål at 90 % av bilistene skal kjøre piggfritt. I Fagrådsområdet er derfor en hoveddel av effekten av bruk av piggfrie dekk for å redusere forurensningene i veivannet, allerede hentet ut.

På grunn av dårlig luftkvalitet i Oslo har det en rekke ganger de siste årene blitt diskutert ordninger som skal begrense, evt. sette forbud mot bruk av dieserbiler i perioder med dårlig luftkvalitet. I media (VG, 2015) ble det referert en del av innholdet i Forslag til tiltaksplan for bedret luftkvalitet i Oslo og Bærum. Av tiltak som ble referert var bl.a.:

- Tredobling av bompengene for diesel-personbiler, fra 31 kroner til 93 kroner.
- 1,5 ganger høyere bomavgift for bensin-personbiler, tilsvarer 46 kroner for hver passering.
- Gratis for el- og hybrid-biler.
- Tredobling for tungtransport i klassene Euro 0 til V - tilsvarer 279 kroner for hver passering.
- Tungtransport Euro VI får samme takst som i dag.
- Nye bomstasjoner ved Oslos kommunegrense i nord, sør og øst, slik som Oslo nå har i vest, og som koster kroner 15,50 å passere for personbiler og kroner 46,50 for varebiler.
- Høyere bomavgifter på de mest forurensede dagene, som et alternativ til å forby dieserbiler i Oslo sentrum når luftforurensningen er helseskadelig høy.

Om tiltakene vil bli gjennomført er avhengig av lovhjemler og politisk behandling. Selv om de nevnte tiltakene er motivert ut fra hensynet til luftkvaliteten, må det forventes at redusert biltrafikk vil resultere i lavere transport av forurensninger til fjorden.



## 6. Rensetiltak

### 6.1. utfordringer ved rensing av veivann

Et alternativ eller supplement til tiltak for å redusere forurensningen ved kilden, er å rensveivannet før utslipp til fjorden. I området rundt Indre Oslofjord er det en blanding av etablert bebyggelse og veistruktur sammen med nye områder som skal utvikles og nye veier som skal bygges. utfordringen blir derfor å ta hånd om forurensninger fra det eksisterende veisystemet på en mest mulig effektiv måte og planlegge nye veiløsninger slik at utslippene blir minst mulig. Ved rensing av veivann må det bl.a. tas hensyn til følgende faktorer (Åstebøl et al., 2014):

- Store vannvolum som er generert på meget kort tid, skal renses for forurensningsstoffer i lave konsentrasjoner til enda lavere nivåer og med anvendelse av metoder som forutsetter lavt ressursforbruk i form av personell, driftsmidler og anlegg.
- Tradisjonelle renseanlegg er ikke ubrukelige, men de er ofte svært dyre og teknologisk kompliserte.
- Det er et grunnleggende problem ved rensing av overvann at store vannmengder skal underkastes rensing i løpet av kort tid (rask avrenning), og at et tradisjonelt utformet renseanlegg vil være uvirksomt i ca. 95 % av tiden.
- Spekteret av forurensningsstoffer som forekommer i overvann er stort.

Vanlig brukte metoder for rensing av kommunalt eller industrielt avløpsvann er normalt utformet og dimensjonert for å håndtere mer eller mindre konstante tilførsler. Slike metoder er enten uegnet eller må modifiseres betydelig for rensing av overvann. I denne sammenheng blir utfordringen å finne metoder som er egnet til rensing av veivann fra regn og snøsmelting.

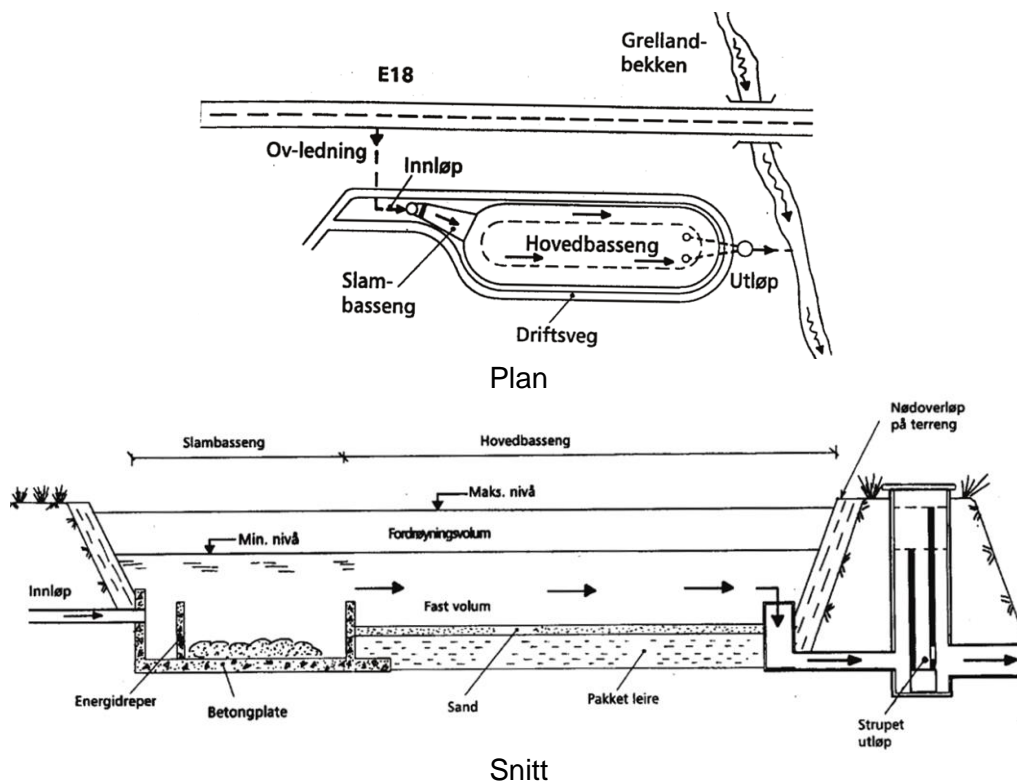
### 6.2. Dagens praksis ved rensing av veivann

Normalt blir det i dag ikke fastsatt spesifikke grenseverdier for utslipp fra renseanlegg for veivann som skal overholdes av den ansvarlige veimyndighet. Begrunnelsen for dette er at et krav om overholdelse av spesifikke grenseverdier vil medføre at forurensningsmyndighetene må føre kontroll med, eller pålegge veimyndigheten en egenkontroll, med et stort antall renseanlegg for veivann. I praksis er denne problemstillingen løst ved å innføre indirekte krav i form av en "Best Available Technology" (BAT), konkretisert i form av en brukbar rens metode utformet i samsvar med tilpassede dimensjoneringskriterier. En utførlig beskrivelse av aktuelle rens metoder og grunnlaget for rensing av veivann er gitt i rapporten "Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging" (Åstebøl et al., 2014) utgitt av Statens vegvesen. Dimensjoneringsgrunnlag for renseanlegg for veivann er også utførlig beskrevet i Statens vegvesens håndbok for utforming og bygging av veier (Statens vegvesen, 2011). Det vil derfor i det etterfølgende ikke bli gitt noen detaljert gjennomgang av ulike rens metoder. Åstebøl et al. (2014) angir følgende hovedgrupper av metoder som er aktuelle for rensing av veivann:

- Tørrt overvannsbasseng: Anlegg som primært retter seg mot magasinering av de tilførte vannmengder (fordrøyningsbasseng)
- Vått overvannsbasseng: Anlegg med et permanent vannspeil som utjevner og samtidig renser tilført overvann
- Infiltrasjon: Metode hvor rensing skjer under transporten i et jordmedie
- Perkolasjonsmagasin (lukket infiltrasjon): Et magasin i jorda hvor rensingen av overvannet skjer ved filtrering og omsetning i omkringliggende jordmedie
- Våtmark: Arealer med varierende og vanligvis små vanddybder hvor tilbakeholdelse av stoff vil finne sted

- Vegetative systemer: Overflate-transportssystemer for tilført overvann i form av eksempelvis grøfter og områder med lite fall hvor tilbakeholdelse av stoff samtidig finner sted
- Tekniske rensemetoder
- Rensemetoder for forbehandling
- Rensemetoder for tunnelavløp (se kap.6.3)

I Norge er det i særlig grad ulike varianter av sedimenteringsdammer (vått overvannsbasseng, infiltrasjon og vegetative systemer som blir benyttet). Figur 6.1 viser en prinsippskisse av et vått overvannsbasseng slik det er utformet ved E18 i Vestfold og E6 i Oslo/Akershus.



**Figur 6.1. Prinsippskisse av vått overvannsbasseng (Åstebøl et al., 2014)**

I tabell 6.1 er rensresultater fra oppfølgingen av et vått overvannsbasseng ved Skullerud langs E6 sør-øst for Oslo sammenlignet med erfaringsverdier fra utenlandske anlegg

**Tabell 6.1 Eksempel på oppnådde rensresultater i vått overvannsbasseng sammenlignet med utenlandske erfaringer (Åstebøl et al., 2004)**

Parameter	Renseeffekt (%)	
	Skullerudkrysset	Internasjonale erfaringer
SS	85	70-80
Bly	76	65-75
Sink	71	45-55
Kobber	58	55-65
Kadmium	60	-
Olje	82	-
PAH16	86	-

Tabell 6.1 viser at resultatene som ble oppnådd i oppfølgingsperioden for overvannsbassenget ved Skullerudkrysset, er i god overensstemmelse med resultater fra tilsvarende anlegg i utlandet. Renseeffekten som oppnås i denne typen anlegg, er avhengig av oppnådd fjerning av partikler. Oppløst fraksjon av de aktuelle forurensningskomponentene vil derfor i liten grad bli holdt tilbake i denne typen anlegg.

Figur 6.2 viser et vått overvannsbasseng for veivann slik det er plassert ute på Fornebuområdet.



**Figur 6.2. Vått overvannsbasseng på Fornebu (Statsbygg, 2004)**

### 6.3. Renseanlegg for avløpsvann fra tunnelvask

I Oslo og Akershus er det i drift 33 tunneler med en samlet lengde på 37 km (Foslie, 2011). Flesteparten av disse tunnelene ligger i Fagrådets medlemskommuner. I Oslopakke 3 ligger det inne forslag som vil doble tunnelstrekningen i framtida hvis forslagene i denne planen blir gjennomført. Dette vil også øke behovet for rensekapasitet for denne typen avløpsvann.

Trafikken gjennom tunnelene genererer en stor mengde forurensninger både på selve veibanen og som fester seg på vegger og andre installasjoner i tunnelen. I tillegg transporteres en stor andel av forurensningen ut av tunnelen med tunnelluften. For å fjerne forurensningene som avsettes i tunnelen, må det gjennomføres regelmessig renhold (tunnelvask). Hyppigheten av renholdsaktiviteten er avhengig av tunnelens ÅDT. I henhold til Statens vegvesens standard for drift og vedlikehold av riksveier (Statens Vegvesen, 2014) skal tunnelrenhold bidra til positiv opplevelse for trafikantene gjennom å sikre en estetisk tiltalende og sikker tunnel, godt arbeidsmiljø for de som utfører arbeidet i tunnelen, samt minst mulig aggressivt miljø og best mulig funksjon for objekter installert i tunnel, blant annet:

- Opprettholde god effekt av tunnellys
- Opprettholde god sikt og visuell ledning for trafikantene
- Bidra til lav støvkonsentrasjon i tunnelluften
- Bidra til forlenget levetid for installasjoner og lave driftskostnader ved å fjerne uønskede og fremmede gjenstander, materialer og belegg.

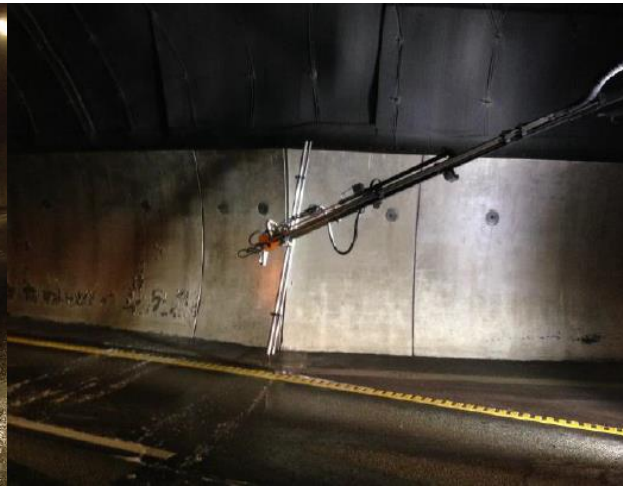
Forurensningene i tunnelene tas ut som:

- Masser som fjernes med suge- og feiebler
- Sandfangmasser
- Vaskevann

Figur 6.3 viser typiske situasjoner fra vask av tunneler.



Spylebil som benyttes ved tunnelvask



Veggvask



Vaskevann som renner av fra veibanen

**Figur 6.3. Utstyr som benyttes ved tunnelvask (Vik et al., 2014)**

For å fjerne avsatt belegg benyttes såpe, noe som bidrar til at vaskevann fra tunnelvask har andre egenskaper enn normalt veivann. Dette stiller spesielle krav til rensemetodene som skal anvendes. Såpen som benyttes ved tunnelvask, er biologisk nedbrytbar, men ved direkte utslipp i sårbare resipienter kan vaskevannet medføre en akutt giftvirkning. De gjennomførte rensiltakene for tunnelvannet må derfor ha tilstrekkelig oppholdstid til at de giftige komponentene brytes ned før utslipp

Tabell 6.2 viser typiske konsentrasjoner av tungmetaller, oljekomponenter (THC) og PAH i vaskevann fra tunneler.



**Tabell 6.2. Eksempel på innhold av tungmetaller, oljeforbindelser og PAH i vaskevann**

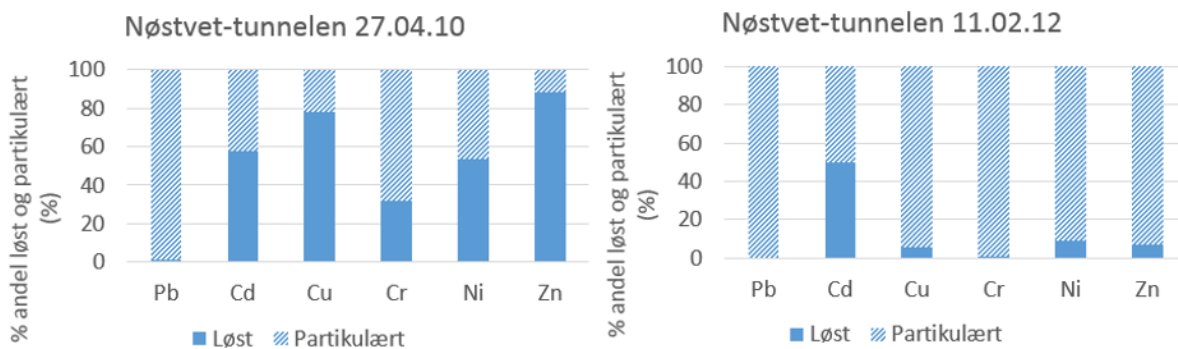
Tunnel		Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn	THC	PAH
		(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)
Nøstvet-tunnelen	1)	15	0,19	99	44	28	520	3400	4,5
	2)	100	0,40	620	180	100	2000	200	0,29
Nordby-tunnelen	3)	-	-	350	-	-	2500		

Dato for prøvetaking 1):27.04.10 , 2):11.02.12 (Roseth et al., 2012)

Dato for prøvetaking 3): 31.08.14 (Vik et al., 2014)

Ubehandlet vaskevann fra tunneler vil normalt ha høyere forurensningskonsentrasjoner enn "normalt" veivann.

Fordelingen mellom oppløst og partikulært bundne tungmetaller vil kunne variere betydelig over tid. Et eksempel på dette er vist i figur 6.3.



**Figur. 6.3. Eksempel på oppløst og partikulært bundet fraksjon av tungmetaller i vaskevann fra Nøstvet-tunnelen. Figuren er utarbeidet på grunnlag av data fra Roseth et al. (2012).**

Prøven av urensset vaskevann fra 27.04.10 er tatt ved helvask av tunnelen. Den viser at bortsett fra for bly, er andelen av oppløste tungmetaller forholdsvis høy. Den oppløste fraksjonen vil ikke kunne holdes tilbake ved sedimentering eller filtrering. Prøven av vaskevann fra veggvask, tatt 11.02.12, har en høy fraksjon av partikulært bundet forurensning som vil kunne avskilles ved sedimentering eller filtrering.

I omfattende laboratorieforsøk med vaskevann fra Nordby-tunnelen (Vik et al., 2014), ble det også observert en høy andel av oppløst kobber og sink i ubehandlet vaskevann fra tunnelvask 31.08.14. I dette tilfellet utgjorde den oppløste andelen av kobber og sink hhv. 40 % og 60 %.

Den periodevis høye andelen av oppløste tungmetaller i avløpsvann fra tunnelvask indikerer at metallene er kompleksbundet eller mobilisert i løsning pga. vaskemidlene.

Eksempel på standardløsninger for rensing av vaskevann fra tunneler er vått overvannsbasseng, infiltrasjonsanlegg og våtmark. Renseanlegg for avløpsvann fra tunnelvask må inneholde et trinn for avskilling av partikulært materiale. I tillegg er det, avhengig av resipienten, aktuelt å benytte andre rensetrinn for også å ta hånd om den oppløste og kolloidalt bundne delen av tungmetallene. I regi av Statens vegvesen foregår det nå et utredningsarbeid for å undersøke effekten av andre rensemetoder.

#### 6.4. Behov for alternative prosesser for rensing av veivann

For sterkt urbaniserte områder er arealtilgangen for rensing av veivann begrenset. Dagens praksis med bruk av bl.a. sedimenteringsdammer (vått overvannsbasseng) og infiltrasjonsløsninger er arealkrevende. Dette gjør at det er behov for å komme fram til mer arealgjerrige

rensemetoder for veivann. Eksempel på kompakte renseløsninger er bl.a. beskrevet av Åstebøl et al. (2007) i rapporten "Rensing av overvann i byområder – Kompakte renseløsninger"

Ved å gjøre rensenanleggene mer kompakte innebærer det samtidig at anleggene vil bli mer teknisk avanserte, noe som vil kreve mer omfattende oppfølging og driftskompetanse. Dette gjelder både for rensenanlegg for veivann og for avløpsvann fra tunnelvask.

Et viktig tiltak er å ta i bruk lokale "blå-grønne" løsninger for å ta hånd om veivannet. Et eksempel på dette er vist i figur 6.4.



**Figur 6.4. Eksempel på infiltrasjonsområder i tilknytning til vei og infiltrasjonssone i tilknytning til en parkeringsplass**

Også andre land har engasjert seg i samme problemstilling. I Sveits har det i de senere år vært et sterkt fokus på mer «tekniske» rensenanlegg som har et lavt arealbehov og som gir bedre renseseffekt. I et prosjekt som er gjennomført som et samarbeid mellom vei-myndigheter og miljømyndigheter (Michele et al., 2010), er det utviklet et evalueringssystem for ulike renseteknologier som blant annet tar i betraktning arealbruk, driftskostnader, vedlikeholds-behov etc. Dette systemet vil også være anvendbart når nye renseteknologier skal vurderes her til lands. Det er i dag et stort behov for å komme fram til mer kompakte rensemetoder som kan benyttes i områder der det er mangel på arealer langs veiene.

## 7. Referanser

Ball, J. E., Jenks, R. og Aubourg, D. (1998). An assessment of the availability of pollutant constituents on road surface. *Sci. Total Environ*, 209, 243-254.

Bechmann, P., Berg, M. B., Braaten, H. F., Dahl, A., Denanger, T., Hagenlund, P., Hetlevik, Y., Hoston, A., Høydal, L. M. B., Haakeseth, A. B., Milli, G., Opland, K. A. J., Simensen, J. T., Sveinhaus, K. og Svendsen, T. (2009). "Kartlegging og identifisering av forurensningskilder i Nidelva nedre løp og i Nyhavna i Trondheim. NGU-rapport nr.: 2009.012, Norges geologiske undersøkelse."

Bennerstedt, K. (2005). LOKal rening av trafikdagvatten. Svenskt Vatten AB, VA-Forsk rapport Nr. 2005-05, 2005.

Berge, J. A., Rannekleiv, S., Selvik, J. R. og Orderdalen Sten, A. (2013). Indre Oslofjord - Sammenstilling av data om miljøgifttilførsler og forekomst av miljøgifter i sediment. Rapport L.NR. 6565-2013, Oktober 2013.

Björklund, K., Malmquist, P.-E. og Strömwall, A., -M. (2007). Källor till flöden av ftalater och nonylfenoler i Stockholms dagvatten. Rapport utarbetet av Chalmers tekniska högskola, Göteborg for Stockholms Stad.

Bruskeland, O. og Hovde, L. R. (1998). Forurensning i sandfang, Miljøprøvetaking, NOTEBY-rapport 43719 utarbeidet på oppdrag fra Samferdselsetaten i Oslo kommune.

Bækken, T. og Pettersen, E. (2009). Avrenning fra snødeponiet ved Åsland. Overvåking av forurensninger tilført renseanlegg, bekker og drikkevannsbrønner. NIVA-rapport 5996-2009, Norsk institutt for vannforskning, 2009.

CASQA (2014). Fact Sheet: SB 346 and Copper Compliance for Stormwater Permittees, [www.casqa.org](http://www.casqa.org).

Cicero Senter for klimaforskning (2009). Faktaark 7: Konsekvenser av klimaendringer i Norge.

Copper Development Association (2014). Copper in Brake Pads. <http://www.copper.org/environment/impact/copper-brake.html>.

Council, T. B., Duckenfield, K. U., Landa, R. A. og Callender, E. (2004). Tire-Wear Particles as A Source of Zinc to the Environment. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 4206-4214.

Depree, C. (2011). Street sweeping: an effective non-structural Best Management Practice (BMP) for improving stormwater quality in Nelson? NIWA Client Report No: HAM2011-043, NIWA, the National Institute of Water and Atmospheric Research, New Zealand, April 2011

EUROPALOV (2007). "Begrensninger på bruk av polysyklisk aromatisk hydrokarbon i mykningsoljer og dekk." from <http://europalov.no/rettsakt/begrensninger-pa-bruk-av-polysyklisk-aromatisk-hydrokarbon-i-mykningsoljer-og-dekk/id-631>.

Finstad, A. og Rypdal, K. (2003). Utslipp til luft av kobber, krom og arsen i Norge - Dokumentasjon av metode og resultater, SSB, Rapport 7/2003.

Folkehelseinstituttet (2012). "Veitrafikk og luftforurensning, <http://www.fhi.no/artikler/?id=52762>."

Foslie, E. M. (2011). Tunneler i Osloområdet - Løsning eller problem? Inlegg på fagmøte i Norsk Veg- og Trafikkfaglig Forening Østlandet (NVTF), 26.01.2011.

German, J. og Svensson, G. (2001). Street sweeping as a pollutant control measure. NOVATECH 2001, (383-389).

Hagman, R. og Amundsen, A. H. (2013). Utslipp fra kjøretøy med Euro 6/VI teknologi. Transportøkonomisk institutt, TØI-rapport 1291/2013.

Halberg, M., Renman, G. og Lundbom, T. (2007). Seasonal Variations of Ten Metals in Highway Runoff and their Partition between Dissolved and Particulate Matter. Water Air Soil Pollut. (2007) 181:183-191.

Helmreich, B., Hilliges, R., Schriewer, A. og Horn, H. (2010). Runoff pollutants of a highly trafficated urban road - Correlation analysis and seasonal influences. Chemosphere 80 (2010) 991-997.

Jartun, M. og Jørgensen, T. (2006). Kartlegging av PCB, PAH og tungmetaller i asfaltdekker fra områdene Kristiansand, Oslo og Bergen, NGU-rapport 2006.029.

Jartun, M., Ottesen, R. T. og Volden, T. (2005). Spredning av miljøgifter fra tette flater i Bergen. NGU-rapport 2005.051, Norges geologiske undersøkelse.

Kevin, H. og Unsgård, G. T. (2012). NCCs Snøsmelteanlegg, Løsninger - utfordringer - veien videre. Presentasjon på teknakurs.

Kjølholt, J., Poll, C. og Jensen, F. K. (1997). Miljøfremmede stoffer i overflateavstrømning fra befæstede arealert. Miljøprosjekt nr. 355. Miljøstyrelsen, Danmark.

Klima og Forurensningsdirektoratet (2011). Survey of the phthalate DEHP in articles imported to Norway. TA-2845.

Lager, J. A., Smith, W. G. og Tchobanoglous, G. (1977). Catchbasin Technology Overview and Assesment, US Environmental Protection Agency. EPA-600/2-77-051.

Legret, M. og Pagotto, C. (1999). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. Sci. Total Environment. 235, 143-150.

Lindholm, O. (2004). "Miljøgifter i overvann fra tette flater-Litteraturstudium, NIVA-rapport 4775-2004, Norsk institutt for vannforskning."

Lindholm, O. (2013). "Rapport til miljøgiftprosjektet Indre Oslofjord 2012 - kommunale kilder. Notat som utgjør Vedlegg A i Niva-rapport med L.nr. 6565-2013."

Maestre, A. og Pitt, R. (2005). The National Stormwater Quality Database, Version 1.1, A compilation and Analysis of NPDES Stormwater Monitoring Information, Department of Civil and Environmental Engineering The University of Alabama, Center for Watershed Protection, Ellicott City, Maryland, September 4, 2005.

Michele, S., Patrice, R., Felix, B. R. og Albert, P. (2010). "Strassenabwasserbehandlungsverfahren: Stand der Technik. Bern. ASTRA 88002. Rapport utarbeidet av Bundesamt für Strassen (ASTRA) og Bundesamt für Umwelt (BAFU) ".



Mose Pedersen, B. (2013). Nyttiggjørelse av vejevand i Århusgadekvarteret. Karakterisering og modellering af vejevandsafledninger samt test av udvalgte renseteknologier. Vand i Byer - rapport utarbeidet av DHI, December 2013.

Napier, F., D'Arcy, B. og Jefferies, C. (2006). A review of vehicle related metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the UK environment, [www.sepa.org.uk](http://www.sepa.org.uk).

Oslo kommune (2012). Befolkningsframskriving Oslo 2012 -2030. Utarbeidet av Utviklings-og kompetanseetaten, Avdeling for statistikk, analyse og datavarehus.

Pitt, R. (1979). Demonstration of nonpoint pollution abatement through improved street cleaning practices. EPA-600/2-79-161.

Robba, S., Konieczny, R. og Åstebøl, S. O. (2013). "Sandfang Ring 3 Ryen - Teisen, COWI-notat, Notat utarbeidet på oppdrag fra Statens vegvesen, region Øst."

Roseth, R., Berggrund, K. og Einarsen, J. E. (2012). Renseanlegg for vaskevann fra vegtunneler. Dokumentasjon av renseanlegg og utprøving av rensefilter. Statens vegvesens rapporter. Vol. 7 Nr. 115 - 2012.

Ræstad, C. (2014). Håndtering av overvann fra urbane vejer, Norsk Vann rapport 200,2014.

Sansalone, J. J. og Buchberger, S. C. (1996). Characterization of metals and solids in urban highway winter snow and spring rainfall-runoff. Transport Res. Rec. 1523, 147-159.

Sartor, J. D. og Gaboury, D. R. (1984). Street sweeping as a water pollution control measure: lessons learned over the past ten year. The science of the Total Environment 33: 171-183.

SSB (2014). "Registrerte kjøretøy, 2013, Statistikk publisert 25.04.2014." from [www.ssb.no/bilreg](http://www.ssb.no/bilreg).

Statens Vegvesen (2004). Utslippsfaktorer fra Veg til vann og jord i Norge. UTB 2004/08.

Statens vegvesen (2011). Vegbygging - Normaler. Håndbok 018, Statens vegvesen.

Statens Vegvesen (2012). Sluttrapport for etatsprogrammet Salt SMART. Statens vegvesen rapporter Nr. 92, mars 2012.

Statens vegvesen (2013). "Oslopakke 3." from <http://www.vegvesen.no/Vegprosjekter/oslopakke3>.

Statens vegvesen (2013a). Mengderapportering vinteren 2012/2013, oppdatert oktober 2013. Statens vegvesens rapporter Nr. 240.

Statens Vegvesen (2013b). "Færre pigger av ! Melding fra statens vegvesen." from <http://www.vegvesen.no/Om+Statens+vegvesen/Media/Nyhetsarkiv/Nasjonalt/f%C3%A6rre-pigger-av>.

Statens Vegvesen (2014). Standard for drift og vedlikehold av riksveger, Statens vegvesen, Vegdirektoratet, Håndbok 610.

Statsbygg (2004). "Åpne overvannsløsninger. Erfaringer og anbefalinger. Sluttrapport fra FOU-prosjektet Åpne overvannsløsninger - erfaringer og anbefalinger. Statsbygg Infrastruktur Fornebu."

StormTac (2012). from <http://www.stormtac.com/Model.php>.

Syvvaldsen, P. (2010). Litteraturstudie av avrenning fra gjenbruksasfalt. Presentasjon på seminar i Trondheim 3 og 4 mai 2010.

Trondheim kommune "Normtegninger , <http://www.trondheim.kommune.no/normtegninger/>."

Trone-Holst, H. (2000). Blyfri bensin-Forbrukernes rolle i utfasingen av blyholdig bensin. Arbeidsnotat nr. 17-2000, Statens institutt for forbruksforskning.

TØI. "Trafikksikkerhetshåndboken." from <http://tsh.toi.no/>.

VG (2015). "Foreslår tredoblet bomavgift for dieselbiler i Oslo, oppslag i VG 14.01.2015, <http://www.vg.no/forbruker/bil-baat-og-motor/bil-og-miljoe/foreslaar-tredoblet-bomavgift-for-dieselbiler-i-oslo/a/23373863/>."

Vik, E. A., Rathnaweera, S. S. og Rego Estevez, M. M. (2014). Laboratorietester - rensing av vaskevann fra Nordbyttunnelen. Datarapport og resultater med vann hentet 31.08.2014. Aquateam COWI-rapport 14-049 utarbeidet på oppdrag fra Statens vegvesen. Aquateam COWI.

Weideborg, M., Blytt, L. D., Stang, P., Henninge, L. B. og Vik, E. A. (2012). "Utkast til Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota, Klif-rapport TA 3001/2012."

Westerlund, C., Viklander, M. og Bäckström, M. (2003). Seasonal variations in road runoff quality in Lulea, Sweden. Water Sci. Technol. 48, 93-101.

Åstebøl, S. O. og Coward, J. E. (2004). "Overvåkning av rensebasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo, 2003-2004. Rapport utarbeidet av COWI A/S for Statens vegvesen Region øst, Stor-Oslo distrikt."

Åstebøl, S. O. og Hvitved-Jacobsen, T. (2014). Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging. Statens vegvesens rapporter nr. 295, Statens vegvesen.

Åstebøl, S. O., Hvitved-Jacobsen, T. og Kjølholt, J. (2011). NORWAT Nordic Road Water. Veg og vannforurensning - en litteraturgjennomgang og identifisering av kunnskapshull. VD rapport Nr. 46, Vegdirektoratet.

Åstebøl, S. O., Kjølholt, J., Hvitved-Jacobsen, T., Berg, G. og Saunes, H. (2012). Beregning av forurensning fra overvann, Klima og Forurensningsdirektoratet.

Åstebøl, S. O., Simonsen, Ø., Østeraas, T. og Hvitved-Jacobsen, T. (2007). Rensing av overvann i byområder - Kompakte renseløsninger, UTB-rapportnr. 2007/02, Statens vegvesen, Utbyggingsavdelingen.