

Forurensning i tunnelvaskevann – en studie av 34 veitunneler i Norge

Av Sondre Meland og Elisabeth Strandbråten Rødland

Sondre Meland (PhD) er ferskvannsbiolog/økotoksikolog og seniorforsker ved NIVA, og førsteamanuensis ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning ved NMBU. Elisabeth Strandbråten Rødland (MSc) er marinbiolog, og jobber med forurensning og naturmangfold hos Statens vegvesen, Region midt.

Dette arbeidet har vært en del av Statens vegvesens forskningsprogram Nordic Road Water (www.vegvesen.no/NORWAT). Deler av dataene i denne artikkelen er publisert tidligere i masteroppgaven til Tor Henrik Porsmo og Martin Stamland ved Høgskolen i Sørøst-Norge.

Summary

Pollution in tunnel wash water – a study of 34 road tunnels in Norway. Tunnel wash water has proven to be severely polluted. However, this is based on studies of tunnels with high traffic densities. The present paper presents the most comprehensive study of tunnel wash water in Norway, where tunnels with different traffic density and length are included. A total of 34 tunnels was investigated, and the results show that the tunnel wash water, regardless of traffic density and tunnel length were severely polluted. Compared with polluted runoff from roads, the tunnel wash water appears to be much more polluted. Discharge of tunnel wash water may exceed discharge permits and environmental quality standards. Treatment of tunnel wash water before discharging to recipients should therefore be considered mandatory when planning and building of new tunnels. Prediction models for particles, copper, zinc and polycyclic

aromatic hydrocarbons were developed by using multiple linear regression. They may be used as coarse approximations for the pollution levels in a given tunnel. This may be useful during planning and building of new tunnels.

Sammendrag

Vaskevannet fra tunnelrenhold har vist seg å være svært forurenset, men dette er i all hovedsak basert på studier av høytrafikkerte tunneler. I denne artikkelen presenterer vi den mest omfattende undersøkelsen av tunnelvaskevann i Norge hvor vi har inkludert tunneler med ulik trafikkmengde og lengde. Hele 34 tunneler ble undersøkt og resultatene viser at vaskevannet, uavhengig av trafikkmengde og lengde, var svært forurenset. Sammenlignet med forurenset overvann fra høytrafikkerte veier så er konsentrasjonene av forurensingsstoffer i tunnelvaskevann betydelig høyere. Utslipp av vaskevann vil kunne medføre overskridelser av grenseverdier og miljøkvalitetsstandarder. Rensing av tunnelvaskevann før utslipp til resipient bør derfor vurderes som obligatorisk ved planlegging og bygging av nye tunneler. Prediksjonsmodeller for partikler, kobber, sink og polysykliske aromatiske hydrokarboner basert på multippel lineær regresjon ble utarbeidet og kan benyttes

som grove tilnærminger til å estimere forurensning i en gitt tunnel. Dette kan være nyttig ved planlegging og bygging av nye tunneler.

Introduksjon

I Norge er det mer enn 1100 tunneler, av en samlet lengde på ca. 1 250 km. For å sikre gode og sikre kjøreforhold for bilistene, samt opprettholde forventet levetid på tunnelen og tunnelutstyr så gjennomføres det renhold i form av tunnelvask i alle tunneler. I håndboka R610 Standard for drift og vedlikehold av riksveger (Statens vegvesen, 2014) skiller det på tre ulike typer vask; teknisk vask, halvvaske og helvask. Vaskehyppheten er i all hovedsak bestemt ut i fra den enkelte tunnels årsdøgntrafikk (ÅDT). Normal prosedyre ved vask er å fjerne støv og skitt med bruk av feiebil, før vaskebil gjennomfører sin operasjon med pålegging av eventuelt såpe og deretter spyling med vann. Ulike entreprenører har noe ulike preferanse på valg av vaskeutstyr, f.eks. høytrykk vs. lavtrykksspyling, bruk av børster, med eller uten såpe. Alle disse ulike trinnene og med ofte varierende metodikk og utstyr i utførelsen vil påvirke forurensningsnivåene i tunnelvaskevannet.

Flere publiserte studier, nasjonalt og internasjonalt, har karakterisert og målt konsentrasjoner av ulike trafikkrelaterte forurensninger i tunnelvaskevann (Allan et al., 2016; Andersen og Vethe, 1994; Barbosa et al., 2006; Hallberg et al., 2014; Roseth og Meland, 2006). Studiene har påvist at vaskevann inneholder ofte svært høye konsentrasjoner av mange forskjellige forurensningsstoffer som partikler, næringssalter, vegsalt, metaller og organiske miljøgifter som polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH'er). I tillegg til disse mer velkjente stoffene så er det også blitt dokumentert tilstedeværelsen av stoffer som f.eks. organofosfater, tinnorganiske forbindelser og en rekke polysykliske aromatiske stoffer som ikke er inkludert i de vanlige 16 PAH forbindelsene (Grung et al., 2017; Meland, 2012a; Meland og Roseth, 2011). Det er også studier som dokumenterer toksiske effekter av tunnelvaskevannet (Meland et al., 2011; Meland et al., 2010b; Petersen et al., 2016) og studier

som indikerer biologiske effekter i naturbaserte rensbassenger og i resipienter som følge av tunnelvaskevann (Johansen, 2013; Meland et al., 2010a; Solberg, 2016). Tunnelvaskevann kan karakteriseres som en *hot-spot* i vegforurensningssammenheng. Dette til tross, de færreste tunnelene i Norge har noen form for rensing av vaskevannet før utslipp til resipient (Meland, 2012b).

De fleste studiene er gjennomført i noen få, og ofte høy-trafikkerte tunneler. Dette skyldes trolig en tanke om at tunneler med lav trafikk også er ensbetydende med utslipp av mindre forurenset vaskevann, og dermed lav risiko for skade på miljøet. Hensikten med denne studien har derfor vært å gjøre målinger av forurensningsnivået i ett større utvalg av tunneler med ulik trafikkmengde og ulik lengde, samt avdekke sammenhenger mellom forurensningen og ulike tunnelkarakteristikker og renholdsprosedyrer. Videre er konsentrasjonene i vaskevannet vurdert opp mot grenseverdier i utslippstillatelser fra Fylkesmannen og miljøkvalitetsstandarder (Environmental Quality Standards = EQS) i vannforskriften.

Materiale og metode

Feltarbeid

Trettifire tunneler fra tre av Statens vegvesen sine regioner sør (17), øst (10) og midt (7) ble inkludert i studien (Tabell 1). Noen tunneler ble prøvetatt flere ganger, og det totale antall vaskeepisoder er 38. Innsamlingsperioden strakte seg fra 2013 til 2015.

Tunnelenes lengde varierte fra 264 m til 6 601 m. 21 tunneler hadde toveis trafikk og 13 tunneler hadde enveis trafikk. Trafikkmengden målt som årsdøgntrafikk (ÅDT) varierte fra 1 550 kjøretøy pr døgn (kpd) til 77 017 kpd, og andelen tunge kjøretøy varierte fra 4 % til 23 %. Skiltet hastighet varierte fra 50 km/t til 110 km/t. Tunnelkledningen berg, betong eller sprøytebetong fordelte seg henholdsvis 7, 17 og 10 tunneler. I 31 av tunnelvaskeepisodene ble det benyttet lavtrykksspyling, resterende 6 vaskeepisoder benyttet høytrykk. I 22 av tunnelene ble det benyttet såpe under vasken, mens 14 ble

registrert uten. De fleste vaskeepisodene ble gjennomført i vårsesongen (23) i etterkant av piggdekk sesongen, mens i alt 13 ble gjennomført i høst- og sommersesong.

Prøvetagningen av vaskevannet ble gjort av representanter fra regionene etter en felles innsamlingsplan. Vaskevannet ble samlet inn i ut-

slippspunktet, eller så nært opp til utslippspunktet fra tunnelen som mulig ved å åpne sluk direkte i sandfangskum eller drenerør (i eller utenfor). På grunn av praktiske og økonomiske forhold var det ikke mulig å benytte automatisk vannproporsjonal prøvetagning. Som alternativ ble manuell prøvetagning gjennomført ved å

Tabell 1. Egenskaper for de 34 utvalgte tunnelene som inngikk i denne undersøkelsen. Data er hentet fra Staten vegvesen sin Vegdatabank via nettportalen www.vegkart.no.

Tunneldata	Statistikk	Midt	Sør	Øst	Samlet
Tunnellengde (m)	N	7	17	10	34
	Median	3500	849	641	858
	Gjennomsnitt	3074	1162	1046	1522
	Std. avvik	2107	852	1069	1455
	Min	560	270	264	264
	Maks	6601	3496	3803	6601
Trafikkmengde (ÅDT)	N	7	17	10	34
	Median	8310	14500	31450	14425
	Gjennomsnitt	7754	17935	36063	21171
	Std. avvik	6654	13823	25868	19849
	Min	1680	1550	3644	1550
	Maks	20270	49750	77017	77017
Lange kjøretøy (%)	N	7	17	10	34
	Median	13	11	10	11
	Gjennomsnitt	14	11	10	11
	Std. avvik	8	4	2	5
	Min	5	4	6	4
	Maks	23	17	12	23
Hastighet (km/t)	N	7	17	10	34
	Median	80	80	70	70
	Gjennomsnitt	77	80	67	76
	Std. avvik	5	20	11	16
	Min	70	50	50	50
	Maks	80	110	80	110
Dager siden vask	N	7	14	8	29
	Median	88	86	38	77
	Gjennomsnitt	84	133	77	106
	Std. avvik	30	131	117	111
	Min	43	50	20	20
	Maks	117	560	365	560

samle inn tre replikate vaskevannprøver i vaskeperioden; en tidlig, en midt i og en mot slutten. Ved hver vaskevannprøve ble det samlet inn 4 delprøver (ca. 2 L) som ble blandet til en blandprøve (ca. 8 L). Uttak av vann til de ulike vannkjemiske analysene ble tatt fra denne blandprøven, og utgjorde ett replikat.

Vaskevannet ble sendt til Ramboll Analytics i Finland for analyse av pH, ledningsevne, total suspendert materiale (TSS), løst organisk materiale (DOC), næringssalter (total fosfor og nitrogen), metallene aluminium (Al), kalsium (Ca), kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), jern (Fe), nikkel (Ni), bly (Pb), antimon (Sb), tungsten (W) og sink (Zn), klorid, 16PAH, oljeforbindelser (hydrokarboner C10-C40). Tunnelvaskevann inneholder mye partikler og vaskevannprøvene ble oppsluttet med bruk av konge vann og mikrobølgeovn før analysering av metallene.

Databearbeiding

Alle statistiske analyser ble gjort med programmet Jmp 13.2.1 (SAS Institute).

Principal komponentanalyse (PCA) ble gjennomført for å studere variasjonen i forureningskonsentrasjoner og forureningsmengder (gjennomsnittskonsentrasjon x vannmengde) i de ulike tunneler i en og samme analyse. PCA er særdeles velegnet til å avdekke variasjon og mønstre i større datasett med mange prøver og variabler. Gjennomsnittverdi fra den enkelte tunnel ble benyttet i analysen, i tillegg ble dataene log-transformert for å gjøre dataene mer normalfordelt og redusere effekten av ekstremverdier. Variabler med enkeltverdier under kvantifiseringsgrensen (limit of quantification = LOQ) ble erstattet med verdien $0,5 \cdot \text{LOQ}$. Antall verdier med $0,5 \cdot \text{LOQ}$ for en enkelt variabel som oversteg 15 % av det totale antall prøver ble utelatt fra analysen da det vil kunne påvirke resultatene av analysen i for stor grad. Resultatet av PCA er vist i bi-plot, hvor variablene (forureningsstoffene) er vist som piler mens tunnelene er vist som punkter. Pilene peker i den retningen hvor konsentrasjonen/mengden av de enkelte stoffene øker mest. Origo i bi-plottet angir

gjennomsnittlig konsentrasjon/mengde. Vinkelen mellom aksene og pilene angir hvor godt modellen fanger opp variasjonen i dataene. Den største variasjonen er forklart gjennom akse 1, mens nest høyeste variasjon er forklart gjennom akse 2. Aksene er ukorrelerte og forklarer ulike deler av den totale variasjonen. Vinklene mellom pilene angir deres korrelasjon; liten vinkel angir høy positiv korrelasjon, stor vinkel angir høy negativ korrelasjon, men variabler med vinkel rundt 90° indikerer ingen korrelasjon. Sample score for akse 1 ble lagret og brukt videre i univariat statistiske analyser (t-test og lineær regresjonsanalyse) for å analysere det generelle forureningsnivået (konsentrasjonsdata og mengdedata) i ulike tunneler opp mot tunnelkarakteristikker som tunnelkledning (betong vs. råsprengt berg), enveis vs. toveis trafikk, sesong (vår vs. sommer-høst), såpe vs. ikke såpe og vasketype (lavt trykk vs. høyt trykk), trafikkmengde og tunnallengde. Forutsetningen for bruk av de parametriske testene var oppfylt, dvs. data var normalfordelt og hadde lik varians mellom gruppene. Signifikansnivå ble satt til $p \leq 0,05$.

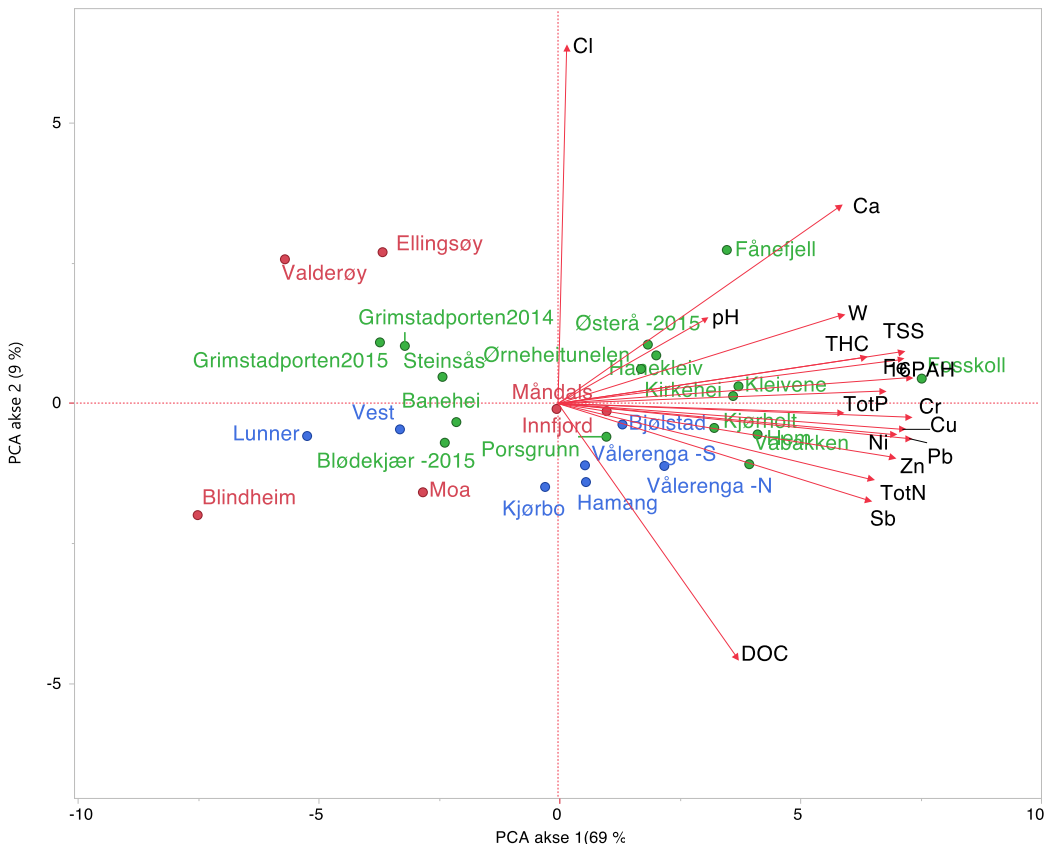
Multipel lineær regresjonsanalyse ble benyttet for å finne sammenhenger mellom forureningskonsentrasjoner i vaskevannet og ulike tunnelkarakteristikker og vaskemetoder. Tilsvarende analyser ble gjort for mengdedata. Data om bl.a. vannmengder, dager siden forrige vask var mangelfull for noen av tunnelene. De tunnelene, eller vaskeepisoder, som manglet data ble utelatt av datanalysen; dvs. dataene ble redusert til 27 tunneler (29 vaskeepisoder). For å finne den beste modellen, med færrest mulig forklaringsvariabler ble «trinnsvis baklengs seleksjon» benyttet. Bayesian information criterium (BIC) ble benyttet som kriterium for valg av den beste modellen. De fleste forureningsstoffene viste høy grad av samvariasjon, og det ble derfor kun utført multipel lineær regresjon på partikler, kobber, sink og PAH16. Kun de signifikante modellene ($p \leq 0,05$) er vist i denne artikkelen.

Resultater og diskusjon

Konsentrasjonen av de ulike forurensningsstoffene var i de fleste tunnelene svært høye (Tabell 2) og sammenlignbar med hva som er målt i tunnelvaskevann fra tidligere undersøkelser (Barbosa et al., 2006; Garshol et al., 2016; Hallberg et al., 2014; Paruch og Roseth, 2008a; Paruch og Roseth, 2008b; Roseth et al., 2012; Roseth og Meland, 2006). Konsentrasjonene er i stor grad langt høyere enn det man kan forvente i avrenningsvann fra høytrafikkerte veier (Huber et al., 2016; Meland et al., 2016).

Resultatet fra PCA viste at de fleste forurensningsstoffene var korrelerte med hverandre, og at hele 69 % av den totale variasjonen ble fanget

opp av akse 1 (Figur 1). Unntaket fra dette mønsteret var klorid-konsentrasjonene og konsentrasjonen av løst organisk materiale (DOC). Særlig kloridkonsentrasjonen er sterkt korrelert med akse 2, som fanget 9% av den totale variasjonen. Spesielt interessant er den positive korrelasjonen mellom partikler (TSS) og de ulike forurensningsstoffene. Korrelasjonsfaktoren (r) mellom log-transformerte data av TSS og aluminium, krom, bly, kobber, nikkel, sink og 16PAH er henholdsvis 0,92, 0,91, 0,90, 0,89, 0,89, 0,86 og 0,85. Dette er sammenlignbart med andre studier (Hallberg et al., 2014). TSS kan derfor være en enkel og rimelig parameter å bruke i eventuelle fremtidige overvåknings-



Figur 1. PCA bi-plot som viser sammenhengen mellom de ulike forurensningsstoffene (konsentrasjon) i de ulike tunnelene. Tunnel skrevet i rødt, blått og grønt er tunneler lokalisert henholdsvis i region midt, øst og sør. Forurensningsgraden mhp partikler, metaller og organiske forbindelser øker fra venstre til høyre i bi-plottet. For eksempel, vaskevannet fra Blindheimtunnelen har betydelig lavere konsentrasjoner enn vaskevannet fra Fosskolltunnelen, mens vaskevannet i Måndalstunnelen ligger rundt gjennomsnittet. Kun forurensningsstoffer med LOQ<15% ble inkludert. Sum PAH16 ble valgt fremfor enkelt PAHer.

Tabell 2. Vannkvalitet og forurensningsstoffer i vaskevann fra 34 tunneler. Alle stoffer er målt som totalinnhold. Grenseverdier (EQS) for metaller baserer seg på løst fraksjon, og sammenligningen gir derfor ikke et helt korrekt bilde. EQSene for årlig gjennomsnitt for ferskvann (AA) er multiplisert med faktor 10 for å ta høyde for fortynning i resipient (anbefaling fra Miljødirektoratet til Fylkesmennenes miljøvernnavdelinger). Partikler og oljeforbindelser (THC) er ikke korrigert med faktor 10 da disse er basert på utslippstillatelser gitt for enkelte nyere tunneler. Prosentvis andel verdier over gitt grenseverdi og $10 \times \text{EQS}$ er basert på enkeltmålingene > LOQ (N).

	N	Median	Gjennomsnitt	Std. avvik	Min.	Maks.	Grenseverdier / EQS (10xAA)	Overskridelser (%) av EQS ^a
pH	117	7,7	-	-	7,00	9,3		
Kond -µS/cm	117	1400	2432	2690	170	13000		
DOC -mg/L	117	34	47	46	1,7	220		
TSS -mg/L	117	1600	3907	6124	8,1	31000	100	94
Tot-N -mg/L	117	7,1	10	8,6	0,7	53		
Tot-P -mg/L	109	3,9	6,6	8,0	0,05	46		
Al -µg/L	117	53000	111259	156450	66	1000000		
Ca -µg/L	117	120000	264026	411989	910	2700000		
Cd -µg/L	83	1,0	1,7	2,0	0,21	11	0,8	47
Cr -µg/L	111	160	346	553	5,1	3400	34	78
Cu -µg/L	117	520	1020	1578	7,6	11000	78	85
Fe -µg/L	117	64000	147418	214519	110	1300000		
Ni -µg/L	111	120	304	539	6,5	4100	40	69
Pb -µg/L	107	70	149	324	2,2	2400	12	78
Sb -µg/L	109	40	74	99	1,0	600		
W -µg/L	112	110	196	242	6,8	1200		
Zn -µg/L	117	2600	4742	7304	27	49000	110	96
Antracen -µg/L	58	0,16	0,30	0,38	0,006	2,0		
Acenaften -µg/L	17	0,11	0,13	0,07	0,006	0,44	38	0
Acenaftylen -µg/L	19	0,14	0,12	0,05	0,006	0,29	12,8	0
Benzo(a)antracen-µg/L	68	0,28	0,61	0,98	0,018	5,2	0,12	39
Benzo(a)pyren -µg/L	85	0,25	0,63	1,2	0,008	9,8	0,0017 ^b	73
Benzo(b)fluoranten -µg/L	99	0,43	1,1	1,7	0,008	8,9		
Benzo(ghi)perylene -µg/L	115	0,63	1,8	2,9	0,005	13		
Benzo(k)fluoranten	43	0,18	0,25	0,20	0,01	1,3		
Dibenzo(ah)antracen -µg/L	42	0,074	0,26	0,28	0,001	2,1	0,006	33
Fenantren -µg/L	103	0,97	2,2	3,5	0,017	22	5	8
Fluoranten -µg/L	113	1,1	2,5	4,9	0,005	35	0,063	91
Fluoren -µg/L	67	0,19	0,29	0,29	0,008	1,3	15	0
Indeno(123cd)pyren -µg/L	97	0,22	0,56	0,83	0,001	3,5		
Krysen -µg/L	65	0,26	1,0	1,8	0,023	9,3	0,7	22
Naftalen -µg/L	26	0,23	0,29	0,20	0,02	1,6		
Pyren -µg/L	116	1,5	3,7	7,2	0,007	51	0,23	83
Σ16PAH-µg/L	117	5,3	13	23	0,01	155		
Tot. Hydrokarboner (C10-C40) -mg/L	111	4,3	24	116	0,08	1200	5	43

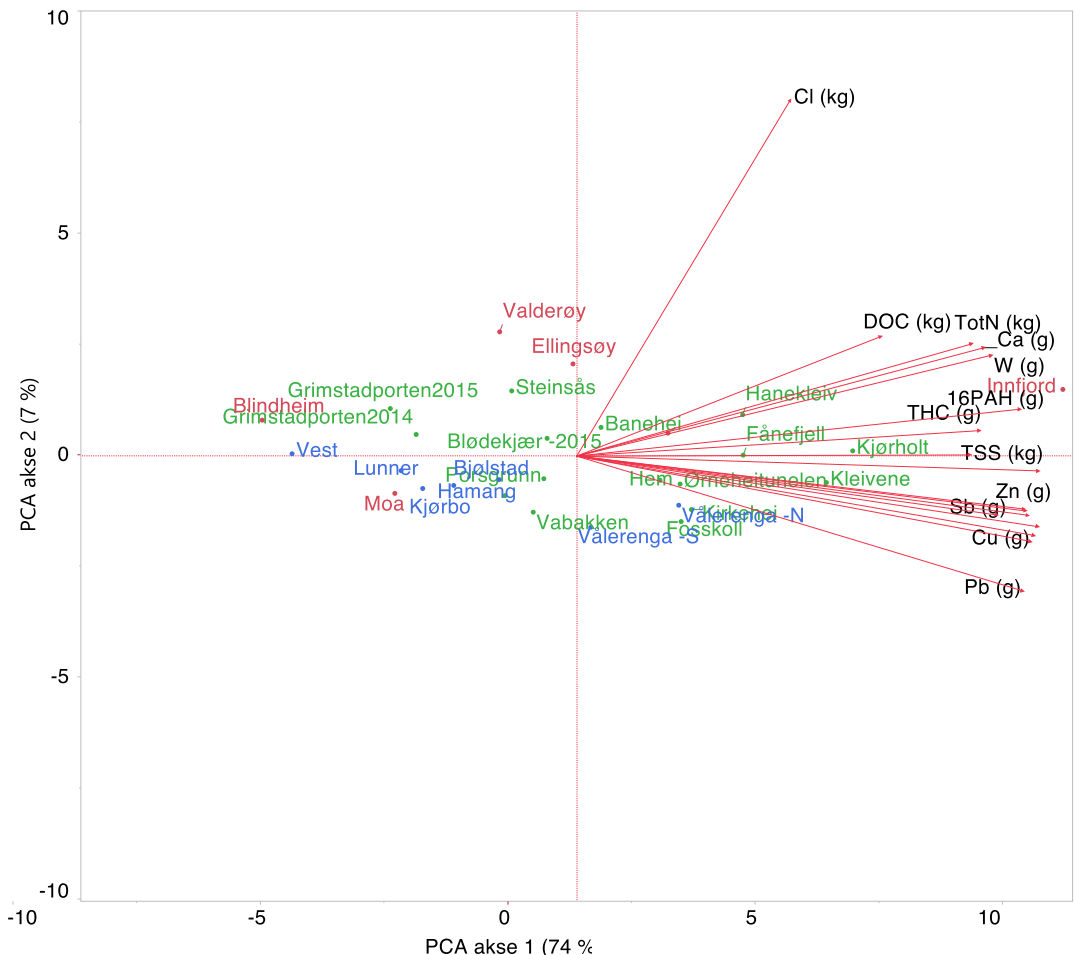
^a Kun verdier som er over LOQ er inkludert i beregningen

^b EQSx10 er betydelig høyere enn LOQ. Prosentvis overskridelser angir derfor kun de verdiene som er større enn LOQ. Benzo(a)pyren betraktes som markør for benzo(b)fluoranten, benzo(ghi)perylene, benzo(k)fluoranten og indeno(123cd)pyren.

programmer for tunnelvaskevann og hvor konsentrasjonen av en del andre forurensningsstoffer estimeres basert på TSS konsentrasjonen. Dette kan være en kostnadsbesparende metodikk, og som samtidig vil gi verdifull informasjon til tunneleier.

Med bakgrunn i den gode sammenhengen mellom de ulike variablene og akse 1, så er sample score fra akse 1 brukt som indikatorvariabel for forurensningsnivå i tunnelvaskevannet, dvs. økende sample score indikerer økende forurensningskonsentrasjon (venstre til høyre i PCA

bi-plot, Figur 1). Det er en tendens til at det litt høyere konsentrasjon i tunneler med enveis trafikk sammenlignet med tunneler med toveis trafikk og tilsvarende noe høyere konsentrasjon i tunneler kledd med betong sammenlignet med tunneler uten betong (råsprengt berg). Effekten var imidlertid ikke signifikant ($p=0,18$ og $p=0,54$). Likeså var det en tendens til at forurensningskonsentrasjonene i vaskevannet var høyere i de tunnelen som ble vasket tidlig vår rett etter piggdekk sesong, men forskjellen var ikke statistisk signifikant ($p=0,072$). Tunneler



Figur 2. PCA bi-plot som viser sammenhengen mellom de ulike forurensningsstoffene (mengde) i de ulike tunnelene. Tunnel skrevet i rødt, blått og grønt er tunneler lokalisert henholdsvis i region midt, øst og sør. Forurensningsgraden mhp partikler, metaller og organiske forbindelser øker fra venstre til høyre i bi-plottet. For eksempel; Blindheimtunnelen har betydelig lavere forurensningsmengder sammenlignet med Innfjordtunnelen, mens Ellingsøytunnelen ligger rundt gjennomsnittet. Kun forurensningsstoffer med LOQ<15% ble inkludert. Sum PAH16 ble valgt fremfor enkelt PAHer.

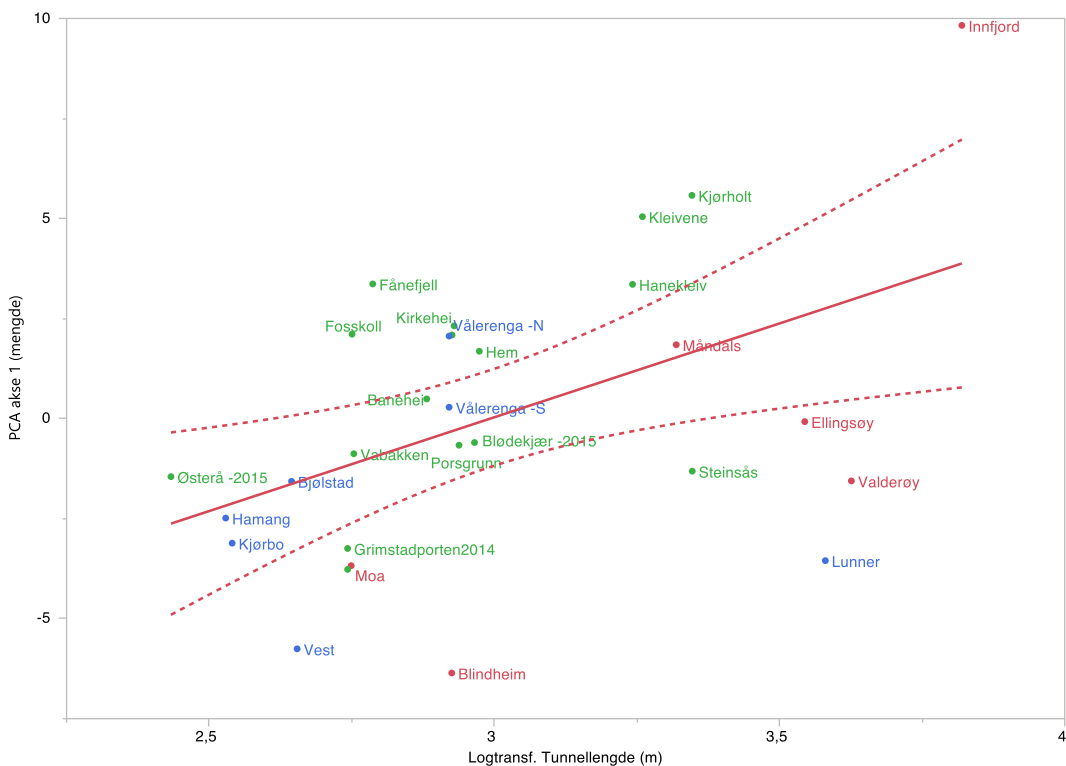
hvor såpe ble benyttet syntes å ha noe høyere konsentrasjon sammenlignet med de tunnelene som ble vasket uten bruk av såpe. Effekten var statistisk signifikant ($p=0,047$). Det var imidlertid noe overraskende at forskjellen i forurensning i vaskevannet med såpe ikke var større. Det var signifikant høyere forurensningskonsentrasjon i tunneler som ble vasket med lavt trykk sammenlignet med tunneler vasket med høyt trykk ($p=0,012$). For å kunne fastslå effekten av såpe og vasketrykk så bør det gjennomføres mer kontrollerte forsøk i samme tunneler.

Det var ingen signifikant sammenheng mellom forurensningsnivå og tunnellengde og trafikkmengde ($R^2_{adj}=0,01$ $p=0,26$ og $R^2_{adj}=0,01$ $p=0,58$).

Mengde forurensning

Mengde forurensning fra den enkelte tunnel ble estimert ved å multiplisere oppgitt vannforbruk og gjennomsnittskonsentrasjon. Som for konsentrasjonsdataene var det en sterk positiv sam-

menheng mellom de fleste forurensningsstoffene (Figur 2). Hele 74 % av den totale variasjonen er forklart med PCA akse 1. Plasseringen av de ulike tunnelene er noe forskjellig mellom de to bi-plottene basert på henholdsvis konsentrasjonsdata og mengdedata (Figur 1 og Figur 2). Som for konsentrasjonsdataene ble sample score fra akse 1 benyttet som indikasjon på forurensningsgrad, dvs. økende sample score indikerer økt mengde forurensning. Som for konsentrasjonsdataene var det en tendens til økte forurensningsmengder i tunneler med enveis trafikk vs. toveis trafikk, men forskjellen var ikke signifikant ($p=0,60$). Det var heller ikke signifikant forskjell mellom tunneler i betong og råsprengte tunneler ($p=0,36$), bruk av såpe eller ikke under vask ($p=0,16$) og heller ikke signifikant forskjell mellom lavtrykk og høytrykk spyling ($p=0,99$). Det var imidlertid signifikant større forurensningsmengde i tunneler prøvetatt på våren rett etter piggdekkssesongen sammenlignet med de



Figur 3. Sammenheng mellom forurensningsgrad (mengde) og tunnellengde (log-transformert). Tunneler fra Region midt, øst og sør er fargekodet henholdsvis rødt, blått og grønt.

som ble prøvetatt på sommeren og høsten ($p=0,016$).

Det var en svak positiv men signifikant sammenheng mellom forurensningsmengder og tunnallengde ($R^2_{adj}=0,20$ $p=0,0095$, Figur 3). Det var ingen sammenheng mellom forurensningsmengder og ÅDT ($R^2_{adj}=-0,02$ $p=0,51$).

Multipel lineær regresjon

Naturlig nok er det mange ulike faktorer som er avgjørende for forurensningskonsentrasjoner og mengder i vaskevannet fra ulike tunneler. Det ble derfor utført multipel regresjon for å finne ett sett med målte forklaringsvariabler som best kunne predikere både konsentrasjonen og mengden av noen utvalgte forurensningsstoffer. Med bakgrunn i den gode sammenhengen mellom de fleste forurensningsstoffene ble det kun utført analyse på et fåtall av disse. I denne artikkelen har vi derfor valgt de veirelaterte metallene kobber og sink sammen med 16PAH og partikler (TSS).

Forurensningskonsentrasjoner

Det var en positiv signifikant sammenheng mellom konsentrasjonen av partikler (TSS) i vaskevannet og variablene «Dager siden sist vask ($p=0,0024$)» og «Antall kjøretøy siden sist vask ($p=0,0012$)». De to variablene forklarte 44% av den totale variasjonen ($R^2_{adj}=0,44$, $p=0,0002$). Videre var det en positiv signifikant sammenheng mellom konsentrasjonen av sink og variablene «Lengde tunneløp ($p=0,0153$)», «Prosentvis lange kjøretøy ($p=0,0076$)» og «såpe ($p=0,0105$)». De tre variablene forklarte 45% av den totale variasjonen ($R^2_{adj}=0,45$, $p=0,0005$). Konsentrasjonen av 16PAH var positivt korrelert med variablene «Antall kjøretøy siden sist vask ($p=0,0011$)» «Lengde tunneløp ($p=0,0032$)», «Trafikkmengde ($p=0,0051$)», «såpe ($p=0,0077$)» «Vannmengde ($p=0,011$)». De fem variablene forklarte 44% av den totale variasjonen ($R^2_{adj}=0,44$, $p=0,002$).

Formelen for de 3 signifikante modellene er vist under:

$$TSS (mg/L) = 16,45 * Dager siden sist vask + 0,002 * Antall kjøretøy siden sist vask - 950$$

$$\text{Log (Zn } (\mu\text{g/L)}) = -0,0004 * \text{Lengde tunneløp (m)} + 0,135 * \text{Lange kjøretøy (\%)} + 0,538 (\text{såpe}) / -0,538 (\text{uten såpe}) + 6,655$$

$$\text{Log (PAH } (\mu\text{g/L)}) = -0,0011 * \text{Lengde tunneløp (m)} - 0,000070 * \text{Trafikkmengde (ÅDT)} + 0,0072 * \text{Vannmengde (m}^3\text{)} + 0,00000113 * \text{Antall kjøretøy siden sist vask} + 0,746 (\text{såpe}) / -0,746 (\text{uten såpe}) + 2,009$$

Til tross for flere ulike forklaringsvariabler så var prosentvis forklaring moderat (44% - 45%). Den relativt moderate forklaringsprosenten kan skyldes usikkerheter knyttet til gjennomføring av selve undersøkelsen som prøvemetodikk (manuell prøvetagning i stedet for automatisk), prøvetagning utført av ulike personer, ulikheter i vaskeprosedyrer mellom ulike entreprenører med mer. Imidlertid er forklaringsprosenten i samme størrelsesorden som forklaringsprosenten for konsentrasjonsdata i overvann fra veier med ulike trafikkarakteristikker og klima (Crabtree et al., 2008; Kayhanian et al., 2007).

Forurensningsmengder

Det var en positiv signifikant sammenheng mellom mengden av partikler (TSS) i vaskevannet og variablene «Lengde tunneløp ($p=0,0014$)» «Tunnelkledning ($p=0,026$)» «Vasketrykk ($p=0,0299$)» og «Prosentvis lange kjøretøy ($p=0,066$)». De fire variablene forklarte 46% av den totale variasjonen ($R^2_{adj}=0,46$, $p=0,0007$). Sammenhengen mellom mengde kobber og variablene «Lengde tunneløp ($p=0,0008$)», «Trafikkmengde ($p=0,0225$)» og «Prosentvis lange kjøretøy ($p=0,0479$)» var signifikant positiv. De tre variablene forklarte 45% av den totale variasjonen ($R^2_{adj}=0,45$, $p=0,0004$). Mengden av sink var positivt korrelert med variablene «Prosentvis lange kjøretøy ($p=0,00004$)», «Tunnelkledning ($p=0,013$)», «Lengde tunneløp ($p=0,039$)» og «såpe ($p=0,09$)». De fire variablene forklarte 71% av den totale variasjonen ($R^2_{adj}=0,71$, $p=0,0001$). Mengden av PAH16 var positivt korrelert med variablene «Lengde tunneløp ($p=0,0007$)» og «Prosentvis lange kjøretøy ($p=0,051$)». De to variablene forklarte 44% av den totale variasjonen ($R^2_{adj}=0,44$, $p=0,0002$).

Formelen for de 4 signifikante modellene er vist under:

$$TSS \text{ (kg)} = 0,235 * \text{Lengde tunneløp (m)} + 36,33 * \text{Lange kjøretøy (\%)} + 273 \text{ (berg)} / -273 \text{ (betong)} - 302 \text{ (høytrykk)} / + 302 \text{ (lavtrykk)} - 424$$

$$Cu \text{ (g)} = 0,036 * \text{Lengde tunneløp (m)} + 0,0020 * \text{Trafikkmengde (ÅDT)} + 6,47 * \text{Lange kjøretøy (\%)} - 94$$

$$Zn \text{ (g)} = 0,117 * \text{Lengde tunneløp (m)} + 95 * \text{Lange kjøretøy (\%)} + 268 \text{ (berg)} / -267 \text{ (betong)} + 146 \text{ (såpe)} / -146 \text{ (uten såpe)} - 662$$

$$PAH16 \text{ (g)} = 0,0007 * \text{Lengde tunneløp (m)} + 0,124 * \text{Lange kjøretøy (\%)} - 1,23$$

Som for konsentrasjonsdataene så var prosentvis forklaring relativt moderat for mengde partikler og 16PAH (44% - 46%). Tilsvarende lavt var det for mengden kobber (45%). Den moderate forklaringsprosenten skyldes trolig samme usikkerheter som beskrevet over. Prediksjonen av mengde sink var derimot mye bedre forklart, hele 71%. Det er usikkert hvorfor mengde sink er såpass mye bedre forklart enn de andre forurensingsstoffene, men kan skyldes at sink er en veldig tydelig markør for veiforurensning relatert til særlig slitasje fra bildekk. Forklaringsvariabelen tunge kjøretøy er imidlertid den eneste av variablene i modellen som relateres til kjøretøy som kilde.

Selv om modellene i denne undersøkelsen ikke kan forklare majoriteten av variasjonen, så kan disse allikevel benyttes som grove tilnærminger til hvilke konsentrasjoner og mengder av forurensning man kan forvente fra en gitt tunnel. Dette kan være nyttig i forbindelse med f.eks. planlegging av nye tunneler. Alternativ metode for å vurdere forurensingsbidraget fra tunneler er tidligere foreslått i rapport publisert av (Meland, 2012b; Roseth og Meland, 2006; Torp og Meland, 2013). Imidlertid er datagrunnlaget, dvs. antall tunneler som inngår i beregningene mye lavere enn i denne undersøkelsen. Det bør derfor gjøres en sammenligning av disse to metodene. Modellene i denne undersøkelsen bør også valideres med nye målinger.

Grenseverdier og miljøkvalitetsstandarder (EQSer)

Det har historisk ikke vært tradisjon for å søke om utslippstillatelse av tunnelvaskevann ved planlegging og bygging av tunneler og dermed foreligger det få utslippstillatelser med angitte grenseverdier for tunnelvaskevann. De senere årene har dette imidlertid blitt mer vanlig praksis. I all hovedsak så er det gitt utslippstillatelse med grenseverdier for partikler (TSS) og oljeforbindelser (se www.norskeutslipp.no). Vanlige grenseverdier for disse to forurensingsstoffene er henholdsvis 100 mg/L og 5 mg/L (Tabell 2). Hele 94 % av målingene av partikler overskred den gitte grenseverdien, mens tilsvarende tall for oljeforbindelser var 43 %. I tillegg til disse grenseverdiene har Miljødirektoratet anbefalt bruk av vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder for årlig gjennomsnitt (AA-EQS) av prioriterte stoffer og vannregionspesifikke stoffer multiplisert med en faktor 10 som pekepinn på når overvann fra veier må anses å være så forurenset at det medfører fare for forurensning (Klima og Miljøverndepartementet, 2015; Åstebøl et al., 2012). Disse kan også benyttes for tunnelvaskevann. I vannforskriften angis EQSer for metaller som biotilgjengelig fraksjon og ikke total konsentrasjon. Våre målinger på total konsentrasjon av metaller er således ikke helt representativ. Vi har allikevel valgt å ta det med som en indikasjon på nivåene i tunnelvaskevannet. For de enkelte PAH stoffene varierer prosentvis overskridelse av 10xAA-EQS fra 0 % - 91 %. Det er særlig fluoranten, pyren og benzo(a)pyren som overskrider grenseverdiene. For de ulike tungmetallene varierer overskridelsene fra 47 % (kadmium) – 96 % (sink). For metaller som har høy bindingsaffinitet til partikler (f.eks. bly), vil overskridelsene i denne undersøkelsen reelt sett være mindre mens for sink som ofte har en stor andel løst vil overskridelsene trolig være i størrelsesorden som vist i denne undersøkelsen. Videre er det viktig å påpeke at fordeling mellom løst og partikulær tilstandsform for de ulike metallene (og andre forurensingsstoffer) ikke er statisk, men vil kunne endres i utslippsområdet som følge av forholdene i resipienten. For

eksempel, så er pH, alkalitet, kalsium- og humuskonsentrasjon viktige drivere for tilstandsformen til metaller (Garmo et al., 2015).

Konklusjon

Denne undersøkelsen har vist at tunnelvaskevann, uavhengig av trafikkmengde og lengde, er betydelig forurenset av partikler, næringsalter, vegsalt, metaller, oljeforbindelser og PAH-er. Faktorer som signifikant påvirker konsentrasjonen og mengde forurensning i denne undersøkelsen var ÅDT, prosentvis lange kjøretøy, dager og antall kjøretøy siden sist vask, vannmengde, sesong (før/etter piggdekk sesong) og såpebruk. Konsentrasjonene er betydelig høyere enn det man normalt måler i forurenset overvann fra høytrafikkerte veier, og tunnelvaskevannet vil i all hovedsak medføre overskridelser av grenseverdier og miljøkvalitetsstandarder. Utslipp av urensset tunnelvaskevann medfører derfor en fare for forurensning av resipienter. Rensing av tunnelvaskevann før utslipp til resipient bør derfor vurderes som obligatorisk ved planlegging og bygging av nye tunneler. Prediksjonsmodeller for partikler, kobber, sink og 16PAH basert på multippel lineær regresjon kan benyttes som grove tilnæringer til å estimere forurensning i en gitt tunnel. Dette kan være nyttig i forbindelse med planlegging og bygging av nye tunneler.

Takksigelser

Stor takk til Statens vegvesen og spesielt Lene Jacobsen, Ola Rosing Eide og Grete Sponga som var delaktig i planlegging og innsamling av prøver.

Litteratur

Allan IJ, O'Connell SG, Meland S, Bæk K, Grung M, Anderson KA, et al. PAH Accessibility in Particulate Matter from Road-Impacted Environments. *Environmental Science & Technology* 2016; 50: 7964-7972.

Andersen S, Vethe O. Mobilization of heavy-metals during tunnel maintenance. *Science of The Total Environment* 1994; 147: 479-483.

Barbosa AE, Saraiva J, leitão T. Evaluation of the runoff water quality from a tunnel wash. In: Morrison GM,

Rauch S, editors. Highway and Urban Environment Symposium: Proceedings of the 8th Highway and Urban Environment Symposium. Springer, Cyprus, 2006, pp. 345-358.

Crabtree B, Dempsey P, Moy F, Brown C, Song M. Improved determination of pollutants in highway runoff - phase 2. Final Report. Highway Agency 2008, pp. 102.

Garmo Ø, Hertel-Aas T, Raneklev SB, Meland S. Vurdering av biotilgjengelighetsmodeller som verktøy for karakterisering av resipienters sårbarhet for metallforurensning fra veg. *Vann* 2015; 50: 278-290.

Garshol FK, Estevez MmR, Dadkhah ME, Stang P, Rathnaweera SS, Vik EA, et al. Laboratorietester - Rensing av vaskevann fra Nordbyttunnelen. Statens vegvesens rapporter Nr. 521. Statens vegvesen, Oslo, 2016, pp. 131.

Grung M, Kringstad A, Bæk K, Allan IJ, Thomas KV, Meland S, et al. Identification of non-regulated polycyclic aromatic compounds and other markers of urban pollution in road tunnel particulate matter. *Journal of Hazardous Materials* 2017; 323: 36-44.

Hallberg M, Renman G, Byman L, Svenstam G, Norling M. Treatment of tunnel wash water and implications for its disposal. *Water Science and Technology* 2014; 69: 2029-2035.

Huber M, Welker A, Helmreich B. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment* 2016; 541: 895-919.

Johansen SL. Element accumulation and levels of four biomarkers in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles in two sedimentation ponds and naturally occurring pond. MSc-thesis. Norwegian University of Life Sciences, Ås, 2013, pp. 80.

Kayhanian M, Suverkropp C, Ruby A, Tsay K. Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *Journal of Environmental Management* 2007; 85: 279-295.

Klima og Miljøverndepartementet. Overvann i byer og tettsteder. Som problem og ressurs. Norges offentlige utredninger (NOU) 2015:16, Oslo, 2015, pp. 272.

Meland S. Kjemisk karakterisering av sediment fra Vassum sedimenteringsbasseng. Statens vegvesens rapporter Nr. 94, Oslo, 2012a, pp. 19.

Meland S. Tunnelvaskevann - En kilde til vannforurensning. *Vann* 2012b; 47: 182-193.

Meland S, Borgstrøm R, Heier LS, Rosseland BO, Lindholm O, Salbu B. Chemical and ecological effects of

contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. *Science of The Total Environment* 2010a; 408: 4107-4117.

Meland S, Farmen E, Heier LS, Rosseland BO, Salbu B, Song Y, et al. Hepatic gene expression profile in brown trout (*Salmo trutta*) exposed to traffic related contaminants. *Science of the Total Environment* 2011; 409: 1430-1443.

Meland S, Heier LS, Salbu B, Tollefsen KE, Farmen E, Rosseland BO. Exposure of brown trout (*Salmo trutta* L.) to tunnel wash water runoff - Chemical characterisation and biological impact. *Science of the Total Environment* 2010b; 408: 2646-2656.

Meland S, Rannekleiv S, Hertel-Aas T. Forslag til nye retningslinjer for rensing av veiavrenning og tunnelvaskevann. *Vann* 2016; 51: 263-273.

Meland S, Roseth R. Organophosphorus compounds in road runoff. Sedimentation and filtration as a mitigation strategy. In: Zhou M, editor. *Proceedings 2011 World Congress on Engineering and Technology*. Institute of Electrical and Electronics Engineers, Inc, Shanghai, 2011, pp. 653-656.

Paruch AM, Roseth R. Treatment of tunnel wash waters - experiments with organic sorbent materials. Part 1: Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and non-polar oil. *Journal of Environmental Sciences-China* 2008a; 20: 964-969.

Paruch AM, Roseth R. Treatment of tunnel wash waters - experiments with organic sorbent materials. Part 2:

Removal of toxic metals. *Journal of Environmental Sciences-China* 2008b; 20: 1042-1045.

Petersen K, Baek K, Grung M, Meland S, Rannekleiv SB. In vivo and in vitro effects of tunnel wash water and traffic related contaminants on aquatic organisms. *Chemosphere* 2016; 164: 363-371.

Roseth R, Berglund K, Einarsen J. Renseanlegg for vaskevann fra vegtunneler. Dokumentasjon av renseanlegg og utprøving av rensefilter. *Statens vegvesens rapporter Nr. 115*. Statens vegvesen, Oslo, 2012, pp. 133.

Roseth R, Meland S. Forurensning fra sterkt trafikkerte vegtunneler. *Bioforsk & Statens vegvesen*, Oslo, 2006, pp. 12.

Solberg EW. Effect of Tunnel Wash Water on Survival, Growth and Migration of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Brown Trout (*Salmo Salar*) in River Årungsälva. INA. Master thesis. Norwegian University of Life Sciences (NMBU), Ås, 2016, pp. 87.

Statens vegvesen. Håndbok R610 Standard for drift og vedlikehold av riksveger. R610. Statens vegvesen, Oslo, 2014, pp. 158.

Torp M, Meland S. Estimering av forurensning i tunnel og tunnelvaskevann. *Statens vegvesen rapport Nr. 99*. Vegdirektoratet, Oslo, 2013, pp. 36.

Åstebøl SO, Kjølholt J, Hvitved Jacobsen T, Berg G, Saunes H. Beregning av forurensning fra overvann. *Miljødirektoratet Oslo*, 2012, pp. 70.