

Storskala utlekkingsstest av bildekkrelevante forurensningsstoffer fra Huggenes støyvoll (E6, Råde)

Av Sondre Meland, Maria Thérèse Hultman, Anastasia Georgantzopoulou, Karina Petersen, Uta Brandt, Alfild Kringstad, Jan Thomas Rundberget og Merete Grung

Sondre Meland (Ph.D) er ferskvannsbiolog/økotoksikolog og forskningsleder ved NIVA, og førsteamanuensis II ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning ved NMBU.

Maria Thérèse Hultman (Ph.D) er økotoksikolog og forsker ved NIVA.

Anastasia Georgantzopoulou er (Ph.D) er økotoksikolog og forsker ved NIVA.

Karina Petersen (Ph.D) er økotoksikolog og forsker ved NIVA.

Uta Brandt (Dipl.-Ing.) er instrumentingeniør og gruppeleder ved NIVA.

Alfild Kringstad (BSc) er kjemiker og overingeniør ved NIVA.

Jan Thomas Rundberget (Ph.D) er kjemiker og forsker ved NIVA.

Merete Grung (Ph.D) er kjemiker/økotoksikolog og seniorforsker ved NIVA.

Summary

Full-scale leaching test of tire-related contaminants from Huggenes noise barrier. Scrap-tires is a major waste problem. Tires are therefore recycled in terms of reuse, recycling or energy consumption. Early 2000, the Norwegian Public Roads Administration tested the applicability of tires as building material in road construction. For example, a noise barrier of scrap tires was built at E6 Huggenes (Råde municipality). This paper presents the results from a full-scale leaching test of that noise barrier. The aim was to assess whether road and tire related pollutants may leach from an older noise barrier with scrap tires, and to assess whether the pollution level in the leached water may potentially harm the aquatic environment. Most pollutants appeared in low concentrations in the leaching water. The exception was zinc which is a major component in tires. Zinc concentrations were significantly higher than recommended benchmarks when road runoff should be treated. Acute cell-based

toxicity tests showed, however, no to minor effects in undiluted organic fraction of leaching water. Leaching of pollutants from Huggenes noise barrier seem to pose little risk to the aquatic environment.

Sammendrag

Brukte bildekk utgjør et stort avfallsproblem. Dekk skal derfor gjenvinnes i form av ombruk, materialgjenvinning eller energiutnyttelse. Tidlig 2000-tall testet Statens vegvesen bruk av kasserte bildekk som byggemateriale i veibygging. Ved E6 Huggenes (Råde kommune) ble det for eksempel bygd en støyvoll med kasserte bildekk. Denne artikkelen presenterer resultater fra et stor-skala utlekkingsforsøk av denne støyvollen. Forsøket hadde til hensikt å avklare hvorvidt vei- og bildekkrelevante forurensningsstoffer kan lekke ut fra en eldre støyvoll bygd av bildekk, samt vurdere hvorvidt forurensningsnivået i utlekkingsvannet medfører risiko for skade på

vannmiljøet. De fleste forurensningsstoffene i utlekkingsvannet ble målt i lave konsentrasjoner. Unntaket var metallet sink som finnes i betydelige mengder i dekk. Konsentrasjonen av sink var betydelig høyere enn anbefalte grenseverdier for når overvann fra veier bør renses. Akutte cellebaserte giftighetstester viste ingen til lav effekt i den organiske fraksjonen av uforynnet utlekkingsvann. Utlekking av forurensningsstoffer fra Huggenes støyvoll utgjør trolig liten risiko for skader på vannmiljøet.

Introduksjon

Bildekk er bygd opp av en kompleks blanding av ulike stoffer. En stor del av et bildekk består av naturlig (19-34%) og syntetisk (11-24%) gummi, hvor den syntetiske gummien er polymerere fra petroleum (Kole et al., 2017; USTMA, 2019). I vulkaniseringsprosessen tilsettes ca. 1-4 % svovel (gjør gummien fysisk transformerbar) og ca. 1 % sinkoksid som brukes som katalysator i denne prosessen. For å gjøre dekkene strekkbare, slitesterke og UV-bestandige så tilsettes 24-26% carbon black (type sot som er industrialisert produsert). Silisium er nå brukt til å erstatte noe av carbon black innholdet. Til slutt tilsettes oljer for å gjøre dekket mindre stivt samt øke dekkets gripeevne under våte forhold. Normalt har aromatiske oljer blitt benyttet til dette. Bildekk inneholder derfor en rekke kjemiske stoffer som metaller, polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), thiazoler og ulike syntetiske plastpolymere m.m. (Asheim et al., 2019; Kole et al., 2017; Kreider et al., 2010; Thorpe and Harrison, 2008; Wik and Dave, 2009).

Med bakgrunn i bildekkenes sammensetning og kjemiske innhold så er det forbudt å deponere dekk på fyllplasser. Dette er regulert i avfallsforskriftens kapittel 5 «*Innsamling og gjenvinning av kasserte dekk*». I tillegg har forskriften til hensikt å sikre høy grad av gjenvinning av kasserte dekk. Dekk skal gjenvinnes i form av ombruk, materialgjenvinning og energiutnyttelse. I 2018 ble det totalt samlet inn 60 411 tonn kasserte bildekk i Norge, hvorav 75% gikk til energigjenvinning (sementindustri), 20% til materialgjenvinning (granulat, skytematter og deksksider

til ensilering), 2% til gjenbruk (gjensalg eksport, fendere, lekeapparater etc.) og 3% restavfall (Norsk Dekkretur, 2019). I Europa samles det inn totalt ca. 2,5 millioner tonn hvert år (ETRMA, 2019).

Gjennom etatsprosjektet «Gjenbruksprosjektet» (2002-2005) ønsket Statens vegvesen å teste og ta i bruk avfallsbaserte produkter i vegbygging (Håøya, 2004; Håøya et al., 2007). Det var allerede tidlig 90-tall bygd støyvoll ved Knapstad (E18, Hobøl kommune i Østfold) og på Sula (Rv 61, Møre og Romsdal) med bakgrunn i positive erfaringer fra USA og Frankrike. Manglende dokumentasjon av utlekking av ev miljøgifter, samt miljøfare ved brann, gjorde at bruk av brukte bildekk ikke ble en vanlig praksis. I 2001 ble det derfor bygd en ny støyvoll ved E6 Huggenes (Rygge) med oppkuttete bildekk for å samle erfaring med blant annet utlekking av miljøgifter til miljøet. Konklusjonen i Gjenbruksprosjektet var at det var liten fare for uakseptabel belastning av miljøet ved bruk av kasserte bildekk som byggemateriale i veibygging inkludert støyvoll (Håøya, 2004; Håøya, 2008). Livsløpsanalyse av Huggenes støyvoll konkluderte også med at bruk av kasserte bildekk var fordelaktig sammenlignet med bruk av steinmateriale (Håøya, 2004). Tross denne konklusjonen har det i ettertid ikke vært gjennomført nye veiprojekter hvor bildekk er blitt benyttet som byggemateriale.

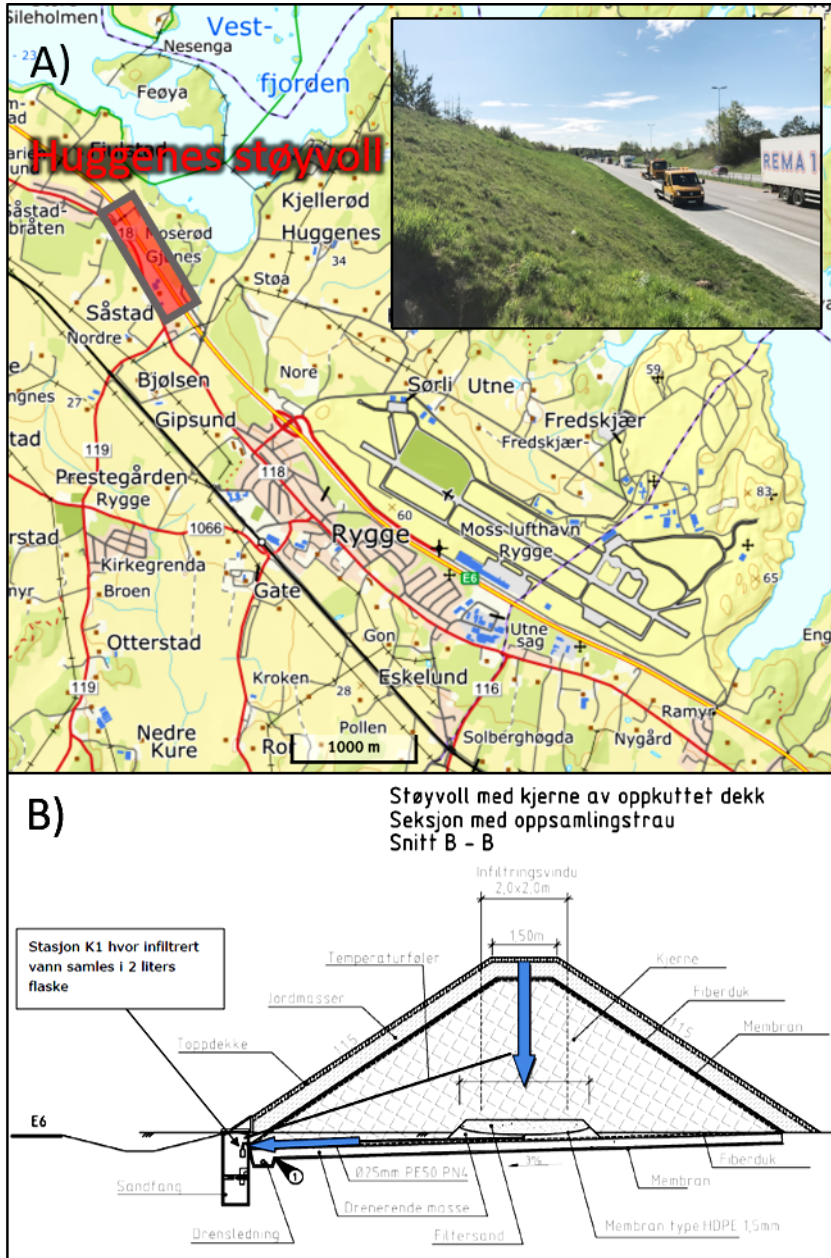
Hensikten med denne studien har vært å avklare hvorvidt vei- og bildekkrelevante forurensningsstoffer kan lekke ut fra en eldre støyvoll, samt vurdere hvorvidt forurensningsnivået i utlekkingsvannet medfører risiko for skade på vannmiljøet inkludert skade på vannlevende organismer. I tillegg er det viktig å dokumentere ev. forskjeller i utlekking ved å sammenligne konsentrasjonsdata fra overvåkningsprogrammet da støyvollen ble bygd og konsentrasjonsdata fra utlekkingstest 16 år etter. Dette vil bidra til å kunne si noe om hvorvidt brukte bildekk kan være egnet som byggemateriale sett fra et lokalt miljøperspektiv. Det er f.eks. ikke gjort noen nye vurderinger i form av f.eks. livsløpsanalyse. Resultatene presentert i denne

artikkelen utgjør fase I av prosjektet. I fase II (våren 2020) vil det bli gjennomført en lengre overvåking av utlekkingsvann under normale værforhold.

Materiale og metode

Områdebeskrivelse

Huggenes støyvoll ligger langs motorveien E6 nordvest for Moss lufthavn Rygge i Østfold (Figur 1). Støyvollen er 450 meter lang og 3 meter



Figur 1. A) Kart som viser området for Huggenes støyvoll (markert med rødt rektangel). Støyvollen ligger på nordsiden av E6. Innfelt bilde viser støyvollen fotografert mot sørgående retning. B) Prinsippskisse av støyvollen inkl. lysimeter. Kart: www.norgeskart.no, prinsippskisse (Håøya, 2008), foto og illustrasjon: Sondre Meland.

høy er bygd opp av anslagsvis en million oppkuttete brukte bildekk (Håøya, 2008). I bunnen er det et 20 cm drenerende gruslag. Over kjer-
nen med bildekk er det lagt en filterduk for å hindre innblanding av jord samt en tett bentonittmembran. Over membranen er det et jordlag på > 50 cm dekket av vegetasjon. Ved etablering av støyvullen ble det bygd et lysimeter på ca. 2 x 2 m som ble benyttet i et overvåkningsprogram med hensikt å avdekke ev. utlekking av ulike forurensningsstoffer. Lysimeteret er ikke dekket med bentonittmembran for å sikre infiltrering av regnvann. I tillegg er det i bunnen lagt en tett membran med drenering av infiltrert vann ut til dreneringskum anlagt for prøvetagning av infiltrert vann.

Utlekkingstest og prøvetagning

Basert på eksisterende kart og befaring gravde vi fire hull innenfor antatt areal for lysimeteret. Hullene var 50 – 100 cm dype uten at vi kom ned til membran eller oppkuttete bildekk. Disse hullene ble fylt med vann ved bruk av slange. Infiltrasjonen var svært lav, og det kunne synes som om jorda inneholdt mye fint materiale eller også kanskje bentonitt. Det ble derfor benyttet høytrykksspyling (150 kg) for å sikre gjennomslag. Påfylling av vann startet kl. 21.30, og infiltrert vann kom til kum kl. 22.30. Vannstrøm ut til kum varierte mellom 0,1 – 0,3 L/sekund. Utlekkingstesten ble avsluttet 01.30, og totalt 23 000 L vann ble tilført i støyvullen.

Vannkvalitetsparametere pH, turbiditet (mål på partikler), konduktivitet, oksygen og temperatur ble målt og logget hvert 5. minutt ved bruk av Multiparametersonde av merke YSI 6600 direkte plassert i dreneringskum. Loggingen startet samtidig med vanntilførselen (totalt 49 registreringer).

Vannprøver ble samlet inn med jevne mellomrom; hvert 5. minutt første time og så hvert 10. minutt. Totalt 24 vannprøver ble samlet inn hvorav én prøve ble samlet inn av vann fra kummen før testen og én prøve av rent vann fra tankbilen. Følgende forurensningsparametere ble målt; klorid (Cl), svovel (S), partikler (total suspendert stoff, TSS), metalloide antimon

(Sb) og arsen (As), metallene bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu), krom (Cr), nikkel (Ni), sink (Zn) og wolfram (W). PAH'ene naftalen (NAF_C0-C4), acenaftylen (ACY), acenaften (ACE), fluoren (FLU_C0-C3), dibenzothiofen (DBT_C0-C3), fenantren (FEN), antracen (ANT), FEN/ANT_C0-C4), pyren (PYR), fluoranten (FLA), PYR/FLA_C0-C2, NAFC1-C4, benzo(b,j) fluoranten (BbjF), benzo(e)pyren (BeP), perylen (PER), indeno(1,2,3-c,d)pyren (I123cdP), dibenz(ah/ac)antracen (DahacA) og benzo(g,h,i) perylen (BghiP). Benzothiazolene benzothiazol (BT), 2-metylbenzothiazol (MeBT), benzothiazol-2-ylamin (ABT), (benzothiazol-2-ylthio) methyl thiocyanate (TCMBT), 2-(metylthio) benzothiazol (MTBT), 2-n-butyl-benzo[d]isothiazol-3-one (BuBTO), 2-phenylbenzothiazole (PhBT), N-cyclohexylbenzothiazole-2-sulfenamide (CBS), benzothiazol-2(3H)-on (OHBT) og sodium benzothiazole-2-sulphonate (BTSa). PAH, benzothiazoler og oktylfenoler ble målt av NIVAs laboratorium (se Allan et al. (2016) for utfyllende informasjon om metode), mens resterende ble målt av Eurofins.

Giftighetstester

Ekstraksjon av vannprøver fra utlekkingsforsøk
For giftighetstestene ble det laget seks prøver, hvorav tre blandprøver, en prøve fra tankbil, en prøve ved start, en ved slutt og en prosedyreblank (Tabell 1). Prosedyreblank er en prøve hvor hele prosedyren for ekstraksjon av vannprøvene ble utført uten at vannprøve blir tilsatt. En slik prøve inkluderes for å utelukke at ekstraksjonen av vannprøvene tilførte giftige stoffer.

Umiddelbart etter feltarbeid ble 0,6 L av opprinnelige 2 L prøvevann fra glassflasker overført til egnet plastflaske og fryst i påvente av ekstraksjon. Vannprøvene hadde høyt innhold av partikler. Tinte vannprøver ble derfor sentrifugert før vannet ble overført til glassflasker. Partiklene ble frysetørket før ekstraksjon. Originalemballasjen ble skylt med 20 mL metanol, som ble kombinert med vannprøven. Vannprøven (0,6-1,8 L) ble ekstrahert ved bruk av 500 mg HLB SPE (Hydrophilic-Lipophilic Balance Solid

Tabell 1. Oversikt over ulike prøver som inngikk i giftighetstestene samt respektive konsentrasjonsintervall. Konsentrasjonsfaktor < 1 angir at vannprøven er fortennet, mens konsentrasjonsfaktor > 1 angir antall ganger prøven er oppkonsentrert.

Prøve fra tidspunkt (minutter)	Ekstrakt	Konsentrasjonsfaktor av opprinnelige vannkonsentrasjon brukt i testene
T-15, T-35, T-55	Blandprøve 1	0,06-17
T-60, T-90, T-110	Blandprøve 2	0,06-17
T-120, T-130, T-140	Blandprøve 3	0,06-17
T-00	Første vannprøve fra utlekking	0,02-5,6
T-160	Siste vannprøve fra utlekking	0,02-5,6
Tankbil rent vann (kontroll)	Tankbil	0,02-5,6
Prosedyreblank	Blank	1, 10, 100

Phase Extraction)-kolonner (Waters, Oslo, Norway) som fanger den organiske fraksjonen i vannet. Det ble lagt 1 cm sjøsand på toppen av kolonnen for å forhindre at ev. partikler skulle hindre gjennomstrømming av prøven. Kolonnene ble kondisjonert med 8 mL metanol (Rathburn HPLC-grade) etterfulgt av 8 mL vann. Til blandprøvene (1,8 L) ble det benyttet 2 kolonner på grunn av mulig overbelastning, på de øvrige prøvene ble det kun benyttet én kolonne. Etter ekstraksjon ble kolonnene tørket ved bruk av vakuum. Partiklene ble ekstrahert med 4 mL metanol 30 minutter i ultralydbad. Etter sentrifugering ble metanolekstraktet ekstrahert med de respektive HLB-kolonnene som ble brukt til vannekstraksjonen. Elueringen ble etterfulgt av ytterligere 8 mL metanol. Ekstraktene ble konsentrert og overført til 0,5 mL dimetylsulfoksid (DMSO).

Cellebaserte effektendepunkter

Cellebaserte (*in vitro*) toksikologiske metoder ble brukt for å vurdere utlekkingsvannets potensielle akutte giftighet og induksjon av oksidativ stress i fisk. Gjelleceller fra regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) (RTgill-W1) og leverceller fra den lille tannkarpefisker *Poeciliopsis lucida* (PLHC-1) ble brukt. Testene ble utført etter internasjonal standard ISO 21115 med noen mindre modifikasjoner; 96-brønnsplater til prøvereplikater istedenfor 24-brønnsplater og 48 timers eksponering i tillegg til standard på 24 timer. En gitt mengde celler ($4,0 \times 10^4$ celler/

brønn (RTgill-W1) og $5,0 \times 10^4$ celler/brønn (PLHC-1)) ble sådd i brønnplater 24-48 timer før eksponering. Eksponering ble startet når cellene hadde dannet et lag som dekket hele brønnen. Cellene ble vasket med en fosfatbuffer og eksponert i et redusert L-15-medium (RTgill-W1) eller DMEM/F12 (PLHC-1) for seks ulike konsentrasjoner av ekstraktene (Tabell 1) i 24 eller 48 timer ved 19°C (RTgill-W1) eller 30°C (PLHC-1). Den endelige DMSO-konsentrasjonen i eksponeringsmediet var 0,5%.

Ved endt eksponering ble metabolsk aktivitet (Alamar Blue: eksitasjons- og emisjonsbølglengde 530-590 nm), cellemembranstabilitet (CFDA-AM: eksitasjons- og emisjonsbølglengde 485-530 nm) og lysosomal stabilitet (nøytral rød: eksitasjon og emisjonsbølglengde 530-645 nm) målt på en fluoriserende plateleser (Victor V3 multilabel counter, Perkin Elmer, Waltham, MA, USA). Lysosomal stabilitet ble kun målt etter 24 timers eksponering i RTgill-W1 mens metabolsk aktivitet og cellemembranstabilitet ble undersøkt i begge cellelinjene. Data ble behandlet som en relativ induksjon av løsningskontroll (DMSO 0,5%, 100% viabilitet) og den positive kontrollen (100 mg/L dikloranilin, DCA, 0% viabilitet).

Dannelsen av reaktive oksygenarter (ROS) ble analysert i både gjelleceller (beskrevet i Georgantzopoulou et al. (2018)) og leverceller. Cellene ble sådd i 96 brønnsplater. Etter 48 timer ble cellene inkubert med 25 µM (RTgill-W1) og 50 µM (PLHC-1) diklor-dihydrofluoresceindi-

acetat (DCFH-DA) i én time. Etter inkubasjonen ble DCFH-DA-løsningen fjernet og erstattet med vannekstraktene fortynt i redusert L-15-medium (RTGill-W1) eller DMEM/F12 (PLHC-1) i de samme konsentrasjoner som i Tabell 1 (DMSO 0,5%). Hydrogenperoksid (H_2O_2) (0,15-20 μ M) ble brukt som positiv kontroll. Fluorescens ble målt etter 1 og 2 timers eksponering med en fluorescensplateleser (eksitasjon 485 og emisjon 535). Resultatene ble uttrykt som relativ induksjon av løsningskontroll (DMSO 0,5%, 0% ROS) og den positive kontrollen (20 μ M H_2O_2 , 100% ROS).

Databearbeiding

Statistiske analyser ble gjort med programmet Jmp 14.0.0 (2018 SAS Institute Inc) og Graphpad v.8.0.2 (Graphpad Software, Inc., San Diego, CA, USA). Principal komponentanalyse (PCA) ble benyttet for å studere variasjonen i konsentrasjonen av de ulike forurensningsstoffene. PCA er særdeles velegnet til å avdekke variasjon og mønstre i større datasett med mange prøver og variabler. Variabler med stort antall enkeltverdier (>15%) under kvantifiseringsgrensen (Limit Of Quantification = LOQ) ble utelatt fra analysen, men variabler med kun et lavt antall enkeltverdier (<15%) under LOQ ble inkludert. I sistnevnte tilfelle så ble disse enkeltverdiene erstattet med verdien $0,5 \cdot LOQ$. For PAH'er med alkylerte forbindelser så er summen av mor-PAH og de alkylerte slått sammen og benyttet som én variabel (f.eks. sum naftalen og alkylerte naftalen, dvs. NAF_C0-C4). Resultatet av PCA er vist i bi-plot, hvor forurensningsstoffene er vist som piler, mens prøvetidspunktene er vist som punkter. Pilene peker i den retningen hvor konsentrasjonen av de enkelte stoffene øker mest. Origo i bi-plottet angir gjennomsnittlig konsentrasjon, mens vinkelen mellom aksene og pilene angir hvor godt modellen fanger opp variasjonen i dataene. Aksene er ukorrelerte og forklarer ulike deler av den totale variasjonen og hvor den største variasjonen er forklart gjennom akse 1, mens nest høyeste variasjon er forklart gjennom akse 2. 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 og akse 2 er plottet i egne linjediagram for å vise den overordnede trenden i utlekkingsmønsteret for forurensningsstoffene i forsøket.

For å vurdere miljørisiko i resipient har vi benyttet gjeldende miljøkvalitetskriterier for årlig gjennomsnittlig tillatt konsentrasjon for prioriterte stoffer og vannregionspesifikke stoffer i vannforskriften multiplisert med faktor 10 (10 x Annual Average Environmental Quality Standards = 10 x AA-EQS). Dette er en anbefaling fra Miljødirektoratet til Fylkesmennenes miljøvernavdelinger for å angi når overvann fra veier må anses å være så forurenset at det medfører fare for forurensning i resipienten (Klima og Miljøverndepartementet, 2015; Åstebøl et al., 2012). Vi mener denne metoden også kan benyttes i denne utlekkings testen. I vannforskriften angis EQSer for metaller som biotilgjengelig fraksjon, og ikke total konsentrasjon. Våre målinger på total konsentrasjon av metaller er dermed ikke helt representativ. Resultatet for denne vurderingen er utført ved at hver enkelt verdi for et gitt stoff er dividert på stoffets respektive grenseverdi, dvs. 10 x AA EQS. Forholdstall > 1 angir overskridelse av grenseverdi, mens forholdstall < 1 angir ingen overskridelse. Resultatene er visuelt presentert i boksplokk (Figur 4 og Figur 5).

I tillegg ble det beregnet EC_{10} -verdier for de ulike effektendepunktene. EC_{10} angir den konsentrasjon av utlekkingsvannet som gir effekt på 10% av det målte endepunktet. En sikker estimering av EC_{10} forutsetter en klar dose-responskurve mellom de ulike fortyningene av utlekkingsvannet og det målte endepunktet. Estimering av EC_{10} for alle endepunkter var dermed ikke mulig for alle prøver inkludert i studien.

Resultater og diskusjon

Forurensningsstoffer i utlekkingsvannet

Resultatene fra de vannkemiske analysene fra utlekkings testen inkludert analyseresultat fra vann hentet fra tankbil og fra prøvetagningskum

før testen, er vist i Tabell 2. Konsentrasjonen av de ulike stoffene i rent vann fra tankbil var lavt, og i de aller fleste tilfeller var konsentrasjonen lavere enn i utlekkingsvannet. Unntaket fra dette var naftalen. Konsentrasjon av de ulike stoffene målt i prøvetagningskum før utlekkningstesten viste for mange av stoffene sammenlignbare konsentrasjoner med konsentrasjonene målt i utlekkningstesten. Unntaket var sink (hvor det ble målt til dels svært høye konsentrasjoner i utlekkningstesten (5 195 µg/L vs. 440 µg/L)), benzothiasolene OHBT og BTSA, samt noen alkylerte PAH'er. Dette indikerer at vannet i kummen også i stor grad stammer fra vann infiltrert gjennom bildekkene i støyvullen. Imidlertid kan vi ikke utelukke helt at det også er noe veivann som kan komme direkte inn i prøvetagningskummen gjennom sprut fra kjøretøy selv om kummen er plassert høyere i terrenget enn selve veibanen.

Konsentrasjonen av ulike PAH'er, inkludert PAH16 og PAH18, var lavt. Dette er i samsvar med en nylig publisert kunnskapssammenstilling som konkluderer med at utlekking av PAH'er fra gjenvunnet bildekkprodukter er lavt (Diekmann et al., 2019). Ved å inkludere alkylerte PAH'er så økte derimot den totale konsentrasjon av PAH betraktelig. Alkylerte PAH'er utgjorde 94 % av den totale gjennomsnittskonsentrasjonen av PAH'er. Det skal nevnes at de høye konsentrasjoner av C3-C4 kan være noe beheftet med overestimering på grunn av usikkerheter i analysen. Vi har også i tidligere studier, bl.a. av sediment fra rensedammer for veiavrenning, observert betydelig andel av alkylerte PAH'er (Meland et al., 2019). Den store andelen alkylerte PAH'er indikerer at mor-PAH'ene ikke har vært gjennom en forbrenningsprosess (pyrogent PAH), men har sitt opphav i petrogene kilder (Richter-Brockmann and Achten, 2018; Wayland et al., 2008). Sannsynlige petrogene kilder i denne sammenhengen er bildekk. Bildekk vil inneholde en viss mengde høyaromatiske oljer (HA-oljer) som gir opphav til PAH.

I 2010 kom det en Europeisk lovregulering som begrenset mengde PAH i HA-oljer som benyttes i produksjon av bildekk (ECHA, 2008).

Imidlertid er dekkene i støyvullen produsert før denne lovreguleringen og man må anta at konsentrasjonen av PAH'er inkludert alkylerte PAH'er i utlekkingsvannet fra støyvullen ville vært mindre med dagens regelverk.

I påfølgende avsnitt sammenlignes konsentrasjonsdata fra utlekkningstesten med konsentrasjonsdata fra overvåkningsprogrammet gjennomført i perioden 2003-2007 (n = 13-15) (Håøya, 2008). Det må presiseres at forsøksdesign, prøve-metodikk og analysemetoder er forskjellig i de to studiene og en direkte sammenligning av konsentrasjonsdata er beheftet med usikkerhet. Det må også legges til at utlekkningstesten som er gjennomført må anses som et «worst-case»-scenario hvor store mengder vann og med relativt høyt trykk ble benyttet. Overvåkningsprogrammet derimot var basert på naturlig infiltrasjon og tilrenning til prøvetagningskum. En sammenligning mellom de to studiene gir allikevel en viss pekepinn på nivåene av ulike forurensningsstoffer samt forskjeller og likheter i konsentrasjonsdata.

Konsentrasjonen av sink var i størrelsesorden 19 ganger høyere enn konsentrasjonen målt i det tidligere overvåkningsprogrammet. Konsentrasjonene av sink i vår studie er sammenlignbare med hva vi har målt i tunnelvaskevann (Meland and Rødland, 2018). Sink-konsentrasjonene var betydelig høyere sammenlignet med de andre metallene som ble målt i både denne utlekkningstesten og overvåkningsprogrammet. For bly, krom, kobber, kadmium og nikkel var gjennomsnittlig konsentrasjonen i utlekkningstesten henholdsvis 1, 2, 6, 7 og 8 ganger høyere enn gjennomsnittlige konsentrasjoner målt i overvåkningsprogrammet. Sammenlignet med tunnelvaskevann så var konsentrasjonen av disse metallene lavere. For PAH'ene var det stort sett motsatt, dvs. målte konsentrasjoner i det tidligere overvåkningsprogrammet var stort sett høyere enn i utlekkningstesten (kun et fåtall PAH'er da kvantifiseringsgrensen i overvåkningsprogrammet var betydelig høyere sammenlignet med utlekkningstesten). For eksempel var PAH16 i overvåkningsprogrammet ca. 3 ganger så høyt som PAH16 i utlekkningstesten.

Tabell 2. Vannkvalitet og forurensningsstoffer i infiltrert vann, vann i kum før test og tankbil. Alle stoffer er målt som totalinnhold. Verdier under kvantifiseringsgrensen er utelatt, derav ulikt antall N for enkelte parametere. For PAH'ene er antall ringer angitt i opphøyd parentes etter PAH-navn. Benzothiasoler som ikke ble detektert er utelatt fra tabellen. *målinger basert på on-line sensor. ** basert på 11 målinger forut for infiltrert vann kom til kum.

Parameter	Enhet	Utlekkingsvann						Tankbil	Kum før test
		N	Min.	Maks.	Median	Gj.Snitt	Std.avvik		
Temp*	°C	35	9,7	11	9,9	10,0	0,33	-	11±0,022**
SpCond*	µS/cm	35	528	676	551	558	28	-	679±1,8**
pH*		35	6,3	6,8	6,5	-	0,087	-	6,9**
Turbiditet*	NTU	35	32	839	170	246	196	-	15±4,9**
Oksygen*	%	35	23	77	75	72	10	-	15±1,4**
TSS	mg/L	22	65	170	105	112	30,8	<1	16
Svovel	mg/L	6	0,34	2,0	1,2	1,2	0,63	<0,05	<0,05
Cl	µg/L	22	12	20	17	15	2,6	13	49
Sb	µg/L	22	0,32	0,38	0,34	0,34	0,018	0,083	0,26
As	µg/L	22	0,79	1,2	0,92	0,95	0,11	0,14	0,98
Pb	µg/L	22	2,0	5,2	3,2	3,24	0,78	0,027	2,4
Cd	µg/L	22	0,21	0,52	0,30	0,31	0,070	0,0090	0,26
Cu	µg/L	22	29	55	33	35	6,9	0,43	56
Cr	µg/L	22	1,2	3,4	1,6	1,8	0,63	0,069	0,86
Ni	µg/L	22	46	120	56	59	15	0,82	120
Zn	µg/L	22	3800	6700	5350	5195	992	4,7	440
W	µg/L	5	0,10	0,13	0,11	0,11	0,012	0,083	0,24
4-n-OF	ng/L	0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
ABT	ng/L	22	43	113	79	74	26	<10	<10
OHBT	ng/L	22	1900	7300	4650	4700	1757	<100	<100
BTSA	ng/L	22	3400	8700	5200	5282	1285	<100	<100
NAF ⁽²⁾	ng/L	3	2	2,8	2,0	2,3	0,44	8,4	2,2
NAF_C1	ng/L	22	12	33	25	23	5,3	15	16
NAF_C2	ng/L	21	5,5	13	8,4	8,5	1,8	10	6,4
NAF_C3	ng/L	22	64	106	89	85	12	<40	130
NAF_C4	ng/L	22	41	103	66	68	12	<10	29
NAF_C0-4	ng/L	22	139	251	187	185	25	33	183
ACY ⁽³⁾	ng/L	7	0,72	3,8	1,3	1,7	1,1	<0,5	4,5
ACE ⁽³⁾	ng/L	22	21	47	34	34	5,9	<1	49
FLU ⁽³⁾	ng/L	21	0,87	1,9	1,3	1,4	0,28	1,1	0,67
FLU_C1	ng/L	0	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
FLU_C2	ng/L	21	11	26	13	15	4,1	<10	<10
FLU_C3	ng/L	22	28	141	47	56	25	<5	15
FLU_C0-3	ng/L	22	28	167	60	70	29	1,1	16
DBT ⁽³⁾	ng/L	21	0,88	1,5	1,1	1,1	0,22	<0,5	<0,5
DBT_C1	ng/L	21	5,8	31	14	15	4,9	<10	<10

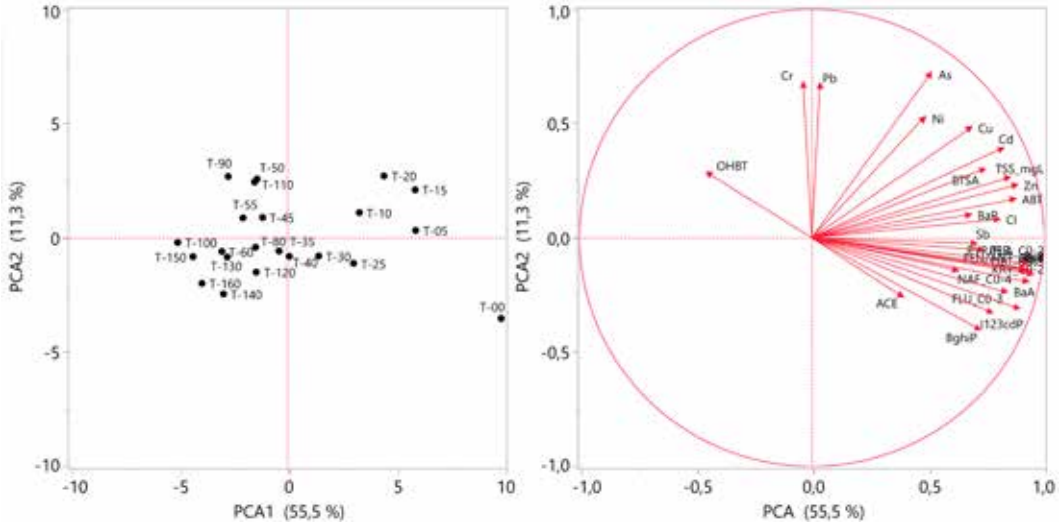
Parameter	Enhhet	Utlekkingsvann						Tankbil	Kum før test
		N	Min.	Maks.	Median	Gj.Snitt	Std.avvik		
DBT_C2	ng/L	22	41	238	107	112	39	<5	13
DBT_C3	ng/L	22	36	1062	204	304	238	<10	<10
DBT_CO-3	ng/L	22	83	1333	335	432	281	n.a	13
FEN ⁽³⁾	ng/L	22	1,1	4,0	2,3	2,4	0,54	1,8	3,4
ANT ⁽³⁾	ng/L	22	0,61	1,7	1,0	1,1	0,26	<0,5	<0,5
FEN/ANT_C1	ng/L	22	19	65	37	38	9	<10	<10
FEN/ANT_C2	ng/L	22	27	196	77	86	35	<10	<10
FEN/ANT_C3	ng/L	22	24	220	88	97	45	<15	<15
FEN/ANT_C4	ng/L	22	38	194	79	85	33	<10	<10
FEN/ANT_CO-4	ng/L	22	124	679	287	310	116	1,8	3,4
PYR ⁽⁴⁾	ng/L	22	2,3	12	11	10	2,1	<0,5	5,4
FLA ⁽⁴⁾	ng/L	22	1,7	7,9	6,5	6,4	1,3	<0,5	2,1
PYR/FLA_C1	ng/L	22	18	54	28	31	9,5	<5	<5
PYR/FLA_C2	ng/L	22	44	188	81	88	32	<5	5,7
PYR/FLA_CO-2	ng/L	22	78	260	123	135	43	n.a	13
BaA ⁽⁴⁾	ng/L	22	0,39	1,6	0,87	0,88	0,31	<0,5	<0,5
KRY ⁽⁴⁾	ng/L	22	1,2	4,7	2,7	2,8	0,84	<0,5	0,57
KRY_C1	ng/L	22	13	46	21	23	7,6	<1	3,5
KRY_C2	ng/L	22	18	63	25	28	9,9	<5	6,1
KRY_CO-2	ng/L	22	35	114	48	53	18	<5	10,2
BbjF ⁽⁵⁾	ng/L	22	1,2	3,2	1,9	1,9	0,47	<0,5	0,97
BkF ⁽⁵⁾	ng/L	0	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
BeP ⁽⁶⁾	ng/L	22	1,5	5,0	2,8	2,9	0,74	<0,5	1,1
BaP ⁽⁵⁾	ng/L	20	0,53	3,5	0,71	0,92	0,67	<0,5	<0,5
PER ⁽⁵⁾	ng/L	21	0,70	1,4	0,90	0,98	0,21	<0,5	<0,5
I123cdP ⁽⁶⁾	ng/L	21	0,54	1,4	0,71	0,77	0,20	0,68	<0,5
DBahacA ⁽⁵⁾	ng/L	0	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
BghiP ⁽⁶⁾	ng/L	22	2,0	6,2	3,3	3,4	0,86	<0,5	1,5
PAH16	ng/L	22	48	91	66	67	8,9	12	71
PAH18	ng/L	22	52	98	70	72	9,8	12	77
AlkylertePAH	ng/L	22	482	2775	992	1161	493	25	219
TotalPAH	ng/L	22	534	2874	1058	1233	501	37	297

Sammenlignet med tunnelvaskevann, så var konsentrasjonene av PAH16 betydelig lavere. Tilsvarende resultat ble observert for 4-t-oktyl-fenol hvor det i overvåkningsprogrammet ble målt en gjennomsnittlig konsentrasjon på 0,8 µg/L mens det i utlekkingstesten ikke ble påvist over kvantifiseringsgrensen på 1 ng/L. Hva som skyldes dette betydelige avviket, er usikkert.

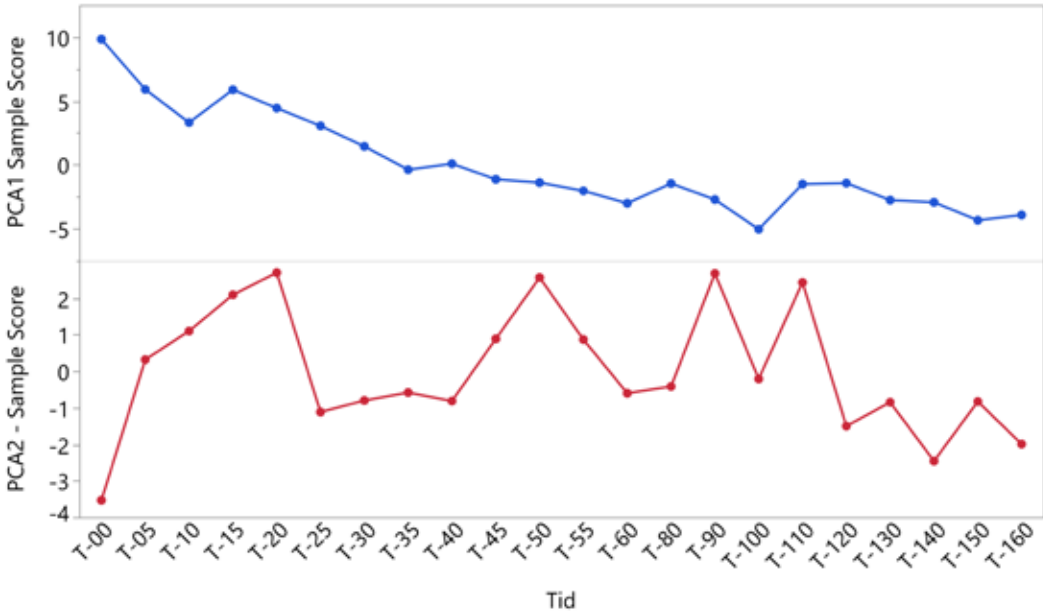
Kun tre av totalt 10 benzothiazoler ble detektert og kvantifisert i utlekkingvannet. Konsentrasjonen av OHBT og ABT var i størrelsesorden sammenlignbar med data fra tunnelvaskevann fra Smestadstunnelen i Oslo (Johnsen and Bye, 2019), men høyere enn oppgitt i målinger i elv (Liao et al., 2018).

Resultatet av PCA er vist i Figur 2, og de to første aksene forklarte til sammen 67% av variasjonen i datamaterialet. De fleste stoffene viste en relativt sterk positiv samvariasjon langs akse 1 (56%). Generelt så er metallene, partiklene og

benzothiasolene (BTSA og ABT) korrelert med hverandre, mens PAH'ene viser stor grad av korrelasjon med hverandre. Benzothiasolen (OHBT) skilte seg ut ved å være negativt korrelert med mange av stoffene langs akse 1. I motsetning til



Figur 2. Principal komponentanalyse (PCA) utført på metaller, PAH'ere, BTA'er og partikler. Plott til venstre viser de ulike prøvene (tidspunkt) og plott til høyre viser de ulike stoffene i form av piler som viser hvordan stoffene samvarierer. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt til 1/2 x LOQ.



Figur 3. Linjediagram som viser hvordan «Sample Score» fra henholdsvis PCA akse 1 (blå) og PCA akse 2 (rød) varierer fra start til slutt i utlekkingstesten. PCA akse 1 (rød) og PCA akse 2 (blå) forklarer henholdsvis 56% og 11% av variasjonen i dataene, til sammen 67%.

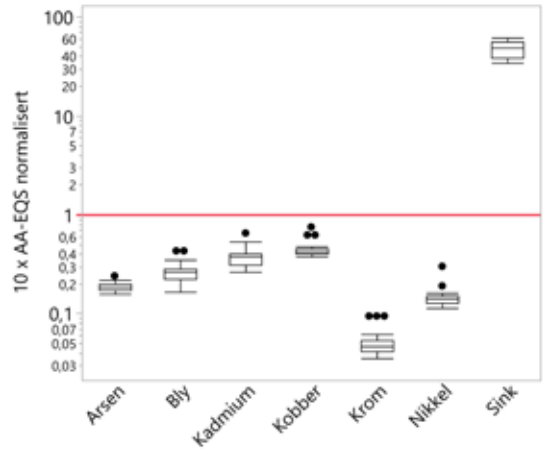
de fleste andre stoffer så samvarierte krom og bly langs akse 2 (11%).

For de fleste stoffene, med unntak av OHBT, krom og bly, så ble de høyeste konsentrasjonene målt i begynnelsen av utlekkingsforsøket (plisert til høyre langs akse 1). Dette kommer tydelig frem i Figur 3 hvor *Sample Score* akse 1 viser nedadgående trend fra tid 0 til 160 minutter. Tilsvarende trend ble ikke observert for *Sample Score* langs akse 2 som korrelerte med krom og bly. Størst utlekking i begynnelsen samsvarer bra med tidligere utlekkingsforsøk (Selbes et al., 2015). Selbes et al. (2015) viste også at utlekkingen var lavest i området rundt nøytral pH, både for organiske og uorganiske stoffer.

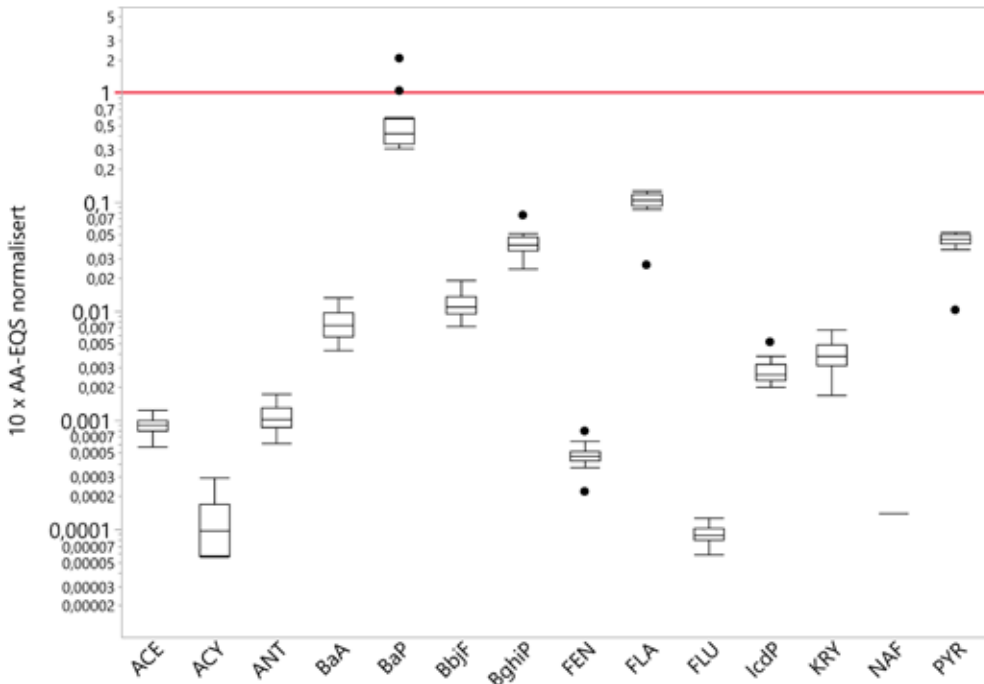
Miljøriskovurdering

Miljøkvalitetsstandarder

For å kunne gjøre en vurdering av miljørisiko av utlekkingsvannet er det utført en sammenligning av konsentrasjoner av de ulike stoffene opp



Figur 4. Boksplott som viser metallenes konsentrasjon normalisert mot gjeldene 10 x AA-EQS verdier. Svarte sirkler viser ekstremverdier. Rød strek angir grensen for hvorvidt konsentrasjonene overstiger gjeldene grenseverdi multiplisert med fortynningsfaktor, dvs. 10 x AA-EQS. Skala på y-akse er logaritmisk.



Figur 5. Boksplott som viser PAH-enes konsentrasjon normalisert mot gjeldene 10 x AA-EQS verdier. Merk at det er kun de PAH-er med EQS som er vist i dette plottet, samt at alkylerte PAH-er er ikke inkludert. Svarte sirkler viser ekstremverdier. Rød strek angir grensen for hvorvidt konsentrasjonene overstiger gjeldene grenseverdi multiplisert med fortynningsfaktor, dvs. 10 x AA-EQS. Skala på y-akse er logaritmisk.

mot eksisterende AA-EQS verdier i vannforskriften. Det må presiseres at det ikke er utarbeidet EQS for alle stoffene i denne studien, f.eks. benzothiazolene. Basert på anbefaling fra Miljødirektoratet til Fylkesmennene er det tatt høyde for fortykning i vannforekomst ved å multiplisere EQS verdiene med en faktor 10. Resultatene av denne tilnærmingen er vist i Figur 4 og Figur 5. Majoriteten av stoffene er langt unna å overskride gjeldene 10 x AA-EQSer. Unntaket er sink hvor enkeltmålingene er mellom 35 og 61 ganger så høye som grenseverdien, samt benzo(a)pyren som har to enkeltmålinger over grenseverdiene. Disse to enkeltmålingene avviker imidlertid fra majoriteten av målingene av benzo(a)pyren.

Utlekkingsvannet består av en miks av flere stoffer, og det kan derfor være hensiktsmessig og vurdere risikoen for additive effekter, dvs at vi antar at stoffene påvirker samme biologiske endepunkt (1+1 = 2). Dette kan gjøres ved å summere ratioene for gjennomsnittlig konsentrasjon/EQS*10 fra Figur 4 og Figur 5. Estimert risiko for additiv effekt for metallene med og uten sink er henholdsvis 1,5 og 49. Beregnet risiko for additiv effekt for PAH'ene er 0,8. Våre

resultater viser at sink er det enkeltstoffet som potensielt gir størst risiko for skade på miljøet, men vi kan heller ikke utelukke en viss additiv effekt. Våre funn er i tråd med tidligere giftighetsstudier av utlekkingsvann fra bildekkpartikler (Wik et al., 2009). For de målte benzothiazolene så er konsentrasjonen betydelig lavere enn det som kan forventes å medføre giftighet (Liao et al., 2018).

Giftighetstester

Resultatene av metabolsk aktivitet, cellemembranintegritet eller lysosomal stabilitet målt i gjelle- og leverceller viste ingen betydelig akutt giftighet i de organiske ekstraktene fortyngnet til opprinnelig konsentrasjon av utlekkingsvannet, tankbilvannet eller prosedyre blank (konsentrasjonsfaktor (KF)=1 ved 24- eller 48 timers eksponering). Metabolsk aktivitet var det mest følsomme endepunktet og viste en svak effekt. Dette er rapportert som 10% effektkonsentrasjon (EC_{10}) i gjelleceller eksponert for utlekkingsvann ved KF=1,1 (T-00, 24t eksponering), KF=2,0 (T-00, 48t eksponering) og KF=1,8 (T-160, 48t eksponering) (Tabell 3). Disse resultatene støttes videre av økt dannelse av skadelige

Tabell 3. Effektkonsentrasjon (EC_{10}) ved eksponering mot ulike konsentrasjonsfaktorer av vannekstrakter. Toksikologisk data er basert på gjelle- (RTGill-W1) og lever-(PLHC-1) celler. * EC_{10} verdi basert på normalisering mot 10 μ M H_2O_2 (100% ROS induksjon, positiv kontroll). «-» angir at EC_{10} ikke kunne beregnes på grunn av manglende dose-respons. Konsentrasjonsfaktor (KF)=1 tilsvarer opprinnelig konsentrasjon av utlekkingsvannet, KF>1 tilsvarer antall ganger opprinnelig konsentrasjon av utlekkingsvannet er oppkonsentrert. Lav KF-verdi angir derfor større miljørisiko enn høy KF-verdi.

Cellelinje	Eksponering	Endepunkt	EC10 (Konsentrasjonsfaktor, KF1 = opprinnelig konsentrasjon)					
			T-00	Blandprøve 1	Blandprøve 2	Blandprøve 3	T-160	Tankbil
Gjelle RTGill-W1	24 t	Metabolsk aktivitet	1,1	4,8	4,7	3,3	-	-
		Cellemembran-stabilitet	3,7	9,0	7,8	3,0	3,5	-
		Lysosomal stabilitet	2,4	2,9	4,5	2,4	5,3	-
		ROS*	-	-	-	-	-	-
	48 t	Metabolsk aktivitet	2,0	4,5	4,0	4,4	1,8	-
		Cellemembran-stabilitet	3,0	5,2	4,8	5,3	4,9	-
Lever PLHC-1	24 t	Metabolsk aktivitet	-	9,2	-	-	-	-
		Cellemembran stabilitet	-	3,3	1,3	9,5	5,5	-
		ROS*	6,5	-	-	-	-	-

reaktive oksygenarter i levercellelinjen ved eksponering for utlekkingsvann fra T-00 (Tabell 3). Enkelte PAH'er påvirker metabolsk aktivitet i gjellecellelinjen RTGill-W1 (Tanneberger et al., 2013). Imidlertid var dette i høyere konsentrasjoner enn de som ble målt i denne studien, noe som kan indikere en potensiell cocktail-effekt, dvs. samspillseffekter med andre organiske forbindelser.

Gjellecellene var generelt mer følsomme enn levercellene ved måling av akutt toksisitet, unntatt dannelse av skadelige reaktive oksygenarter. Dette kan skyldes at cellene stammer fra to forskjellige arter, samt at gjelleceller må på generelt grunnlag anses å være mer følsomme enn leverceller. Det er viktig å presisere at de gjennomførte giftighetstestene ble utført på den organiske fasen av stoffene i utlekkingsvannet fra støyvollen. Selv om det derfor ikke ble påvist akutt giftighet, så kan vi ikke utelukke eventuell giftighet av f.eks. metaller, og spesielt sink, som diskutert i avsnittet ovenfor.

Konklusjon og videre arbeid

Utlekkingstesten viste at de fleste bildekkrelaterede forurensningsstoffene målt i denne studien hadde lave konsentrasjoner. Unntaket var sink. Sink er en av de stoffene som det finnes mest av i bildekk. Konsentrasjonene var betydelig høyere enn anbefalte grenseverdier for når forurenset veivann bør renses. Giftighetstester utført på den organiske fasen av utlekkingsvannet viste lav eller ingen akutt giftighet. Utlekkingstesten ble gjennomført ved å tilføre støyvollen totalt 23 000 L vann. Dette er et betydelig større vannvolum enn det som vil kunne komme ned ved en ekstremnedbørshendelse. Utlekkingstesten representerer derfor en «worst-case» situasjon. Bildekkene i støyvollene er dekket med et tykt lag jord, bentonittmembran samt vegetasjon. Infiltrasjon av vann under en reell nedbørs-episode er derfor trolig lav. Infiltrert vann ledes også til rensedam før utslipp til resipient.

I fase II av prosjektet (vår 2020) skal vi undersøke hvorvidt forurensningsstoffer lekker ut fra støyvollen under vanlige nedbørsepisoder. Foreløpig konklusjon er imidlertid at utlekking av

forurensningsstoffer fra Huggenes støyvoll utgjør liten risiko for skadevirkninger på vannmiljøet og utvalgte økosystemkomponenter.

Takksigelser

Prosjektet har i sin helhet blitt finansiert av Norsk Dekkretur AS. Takk til Jon Erik Ludvigsen i Norsk Dekkretur for godt samarbeid. Takk til Kim Eirik Kongshaug i Statens vegvesen, Leif Stenmoen i Mesta og Nicolaysen Anlegg og Transport AS for bistand med arbeidsvarsling og sperring samt tilførsel av vann.

Litteratur

- Allan IJ, O'Connell SG, Meland S, Baek K, Grung M, Anderson KA, et al. PAH Accessibility in Particulate Matter from Road-Impacted Environments. *Environmental Science & Technology* 2016; 50: 7964-7972.
- Asheim J, Vike-Jonas K, Gonzalez SV, Lierhagen S, Venkatraman V, Veivåg I-LS, et al. Benzotriazoles, benzothiazoles and trace elements in an urban road setting in Trondheim, Norway: Re-visiting the chemical markers of traffic pollution. *Science of The Total Environment* 2019; 649: 703-711.
- Diekmann A, Giese U, Schaumann I. Polycyclic aromatic hydrocarbons in consumer goods made from recycled rubber material: A review. *Chemosphere* 2019; 220: 1163-1178.
- ECHA. Annex XVII REACH - Conditions of restriction. Restrictions on the manufacture, placing on the market and use of certain dangerous substances, mixtures and articles. Entry 50. In: Agency EC, editor, 2008, pp. 3.
- ETRMA. End of Life Tyres. 20019. European Tyre & Rubber Manufacturers' Association, 2019.
- Georgantzopoulou A, Almeida Carvalho P, Vogelsang C, Tilahun M, Ndungu K, Booth AM, et al. Ecotoxicological Effects of Transformed Silver and Titanium Dioxide Nanoparticles in the Effluent from a Lab-Scale Wastewater Treatment System. *Environmental Science & Technology* 2018; 52: 9431-9441.
- Håøya A-O. Gjenbruksprosjektet. Gjenbruk av bildekk i vegbygging - Tekniske og miljøtekniske vurderinger. Rapport Nr. 2357. Statens vegvesen, Teknologivdivingen, Oslo, 2004, pp. 53.
- Håøya A-O. Gjenbruksprosjektet. Gjenbruk av bildekk i geokonstruksjoner. Miljøpåvirkning 2001 - 2007. Rapport Nr. 2527. Statens vegvesen, Teknologivdivingen, Oslo, 2008, pp. 70.

- Håøya A-O, Breedveld G, Moen S. Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg - Oppkuttete bildekk. Rapport Nr. 2435. Statens vegvesen, Teknologivdelingen, Oslo, 2007, pp. 44.
- Johnsen JP, Bye NH. Assessment of tire wear emission in a road tunnel, using benzothiazoles as tracer in tunnel wash water. MSc. Norwegian University of Life Sciences, Ås, 2019, pp. 111.
- Klima og Miljøverndepartementet. Overvann i byer og tettsteder. Som problem og ressurs. Norges offentlige utredninger (NOU) 2015:16, Oslo, 2015, pp. 272.
- Kole PJ, Lohr AJ, Van Belleghem FGAI, Ragas AMJ. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2017; 14.
- Kreider ML, Panko JM, McAtee BL, Sweet LI, Finley BL. Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies. *Science of the Total Environment* 2010; 408: 652-659.
- Liao C, Kim U-J, Kannan K. A Review of Environmental Occurrence, Fate, Exposure, and Toxicity of Benzothiazoles. *Environmental Science & Technology* 2018; 52: 5007-5026.
- Meland S, Gomes T, Petersen K, Håll J, Lund E, Kringstad A, et al. Road related pollutants induced DNA damage in dragonfly nymphs (Odonata, Anisoptera) living in highway sedimentation ponds. *Scientific Reports* 2019; 9: 16002.
- Meland S, Rødland ES. Forurensning i tunnelvaskevann - en studie av 34 veitunneler i Norge. *Vann* 2018; 53: 54-65.
- Norsk Dekkretur. Innsamling og behandling av kasserte dekk. Årsrapport 2018. Norsk Dekkretur AS, Oslo 2019, pp. 24.
- Richter-Brockmann S, Achten C. Analysis and toxicity of 59 PAH in petrogenic and pyrogenic environmental samples including dibenzopyrenes, 7H-benzo c fluorene, 5-methylchrysene and 1-methylpyrene. *Chemosphere* 2018; 200: 495-503.
- Selbes M, Yilmaz O, Khan AA, Karanfil T. Leaching of DOC, DN, and inorganic constituents from scrap tires. *Chemosphere* 2015; 139: 617-623.
- Tanneberger K, Knöbel M, Busser FJM, Sinnige TL, Hermens JLM, Schirmer K. Predicting Fish Acute Toxicity Using a Fish Gill Cell Line-Based Toxicity Assay. *Environmental Science & Technology* 2013; 47: 1110-1119.
- Thorpe A, Harrison RM. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of The Total Environment* 2008; 400: 270-282.
- USTMA. What's in a tire. 20019. U.S. Tire Manufacturers Association, 2019.
- Wayland M, Headley JV, Peru KM, Crosley R, Brownlee BG. Levels of polycyclic aromatic hydrocarbons and dibenzothiophenes in wetland sediments and aquatic insects in the oil sands area of Northeastern Alberta, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment* 2008; 136: 167-182.
- Wik A, Dave G. Occurrence and effects of tire wear particles in the environment - A critical review and an initial risk assessment. *Environmental Pollution* 2009; 157: 1-11.
- Wik A, Nilsson E, Källqvist T, Tobiesen A, Dave G. Toxicity assessment of sequential leachates of tire powder using a battery of toxicity tests and toxicity identification evaluations. *Chemosphere* 2009; 77: 922-927.
- Åstebøl SO, Kjølholt J, Hvitved Jacobsen T, Berg G, Saunes H. Beregning av forurensning fra overvann. Miljødirektoratet Oslo, 2012, pp. 70.