

Miljøovervåkning av bildekkrelevante forurensningsstoffer fra Huggenes støyvoll – Oppsummering fra fase II

Av Sondre Meland, Uta Brandt og Elisabeth Rødland

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

Uta Brandt er diplomingeniør og gruppeleder ved NIVA.

Elisabeth Rødland er Ph.D-student ved NIVA og NMBU ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning ved NMBU.

Summary

Monitoring of tire-related contaminants from Huggenes noise barrier – summary of phase II. Huggenes noise barrier along E6 at Råde is built by using scrap tires. The noise barrier was built early 2000 and was part of the Norwegian Public Roads Administration's R&D programme "Gjenbruksprosjektet". In 2019 we conducted a large-scale leaching test to assess any leaching of tire related contaminants while in 2020 we have conducted a five-month monitoring programme with continuously sensor-based water quality monitoring and in addition sampling of water samples by using passive water samplers and manual water sampling. The results from the monitoring programme (Phase II) mostly supported the conclusions obtained from the leaching test (Phase I). Zinc, nickel and benzo(a) pyrene are the single contaminants that showed the highest concentrations and which in some samples showed exceedance of recommended environmental quality standards for when road runoff should be treated. In summary, we believe that the leaching of contaminants poses little risk to the nearby aquatic environment as the scrap tires are sealed with membranes and a

thick soil layer with dense vegetation. In addition, a treatment pond is also included as an extra treatment measure.

Sammendrag

Huggenes støyvoll langs E6 i Råde er bygd med bruk av kasserte bildekk. Støyvollen ble bygd tidlig på 2000-tallet og var en del av Statens vegvesen sitt «Gjenbruksprosjekt». I 2019 gjennomførte vi en større utlekkingsstest for å se om det lekker ut forurensningsstoffer fra støyvollen, mens det i 2020 har blitt gjennomført et fem måneders overvåkningsprogram med kontinuerlig sensorbasert vannkvalitetsmålinger og i tillegg månedlig vannprøvetagning med passiv vannprøvetaker og manuell prøvetakning. Resultatene fra overvåkingen (Fase II) støtter i all hovedsak opp om konklusjonene fra utlekkingsstesten i 2019 (Fase I). Sink, nikkel og benzo(a) pyren er de enkeltstoffene som viste de høyeste konsentrasjonene og som ved enkelte målinger viste overskridelse av anbefalte grenseverdier for når veivann bør renses. Vi mener at samlet sett så utgjør utlekkning av forurensningsstoffer fra støyvollen liten risiko for skader på vann-

miljøet da bildekkene er forseglet med membraner og tykt jordlag med vegetasjon. I tillegg er det etablert et ekstra rens tiltak i form av rensedam på stedet.

Introduksjon

Brukte bildekk er et stort avfallsproblem. I Norge så ble det i 2019 samlet inn 65 400 tonn med brukte dekk (Norsk Dekkretur, 2019). Mengden av innsamlede dekk har økt betydelig siden starten av returordningen i 2008, hvor det ble samlet inn i overkant av 50 000 tonn. Bildekk består av en rekke stoffer, bl.a. naturlig og syntetisk gummi (derfor er bildekkpartikler også inkludert under samlebetegnelsen mikroplast), stål, carbon black, sinkoksid samt en rekke andre kjemiske tilsetningsstoffer som f.eks. polisykliske aromatiske hydrokarboner og thiazoler (Asheim et al., 2019; Kole et al., 2017; Kreider et al., 2010; Thorpe and Harrison, 2008; USTMA, 2019; Wik and Dave, 2009). Med bakgrunn i bildekkenes sammensetning og kjemiske innhold så er det derfor forbudt å deponere dekk på fyllplasser i henhold til Avfallsforskriftens kapittel 5 «Innsamling og gjenvinning av kasserte dekk». Forskriftens hensikt er også å sikre høy grad av gjenvinning i form av ombruk, materialgjenvinning og energiutnyttelse. Det meste av dekkene går til energigjenvinning (75%), mens en mindre andel (20%) går til materialgjenvinning i form av f.eks. granulater og skytematter (Norsk Dekkretur, 2019).

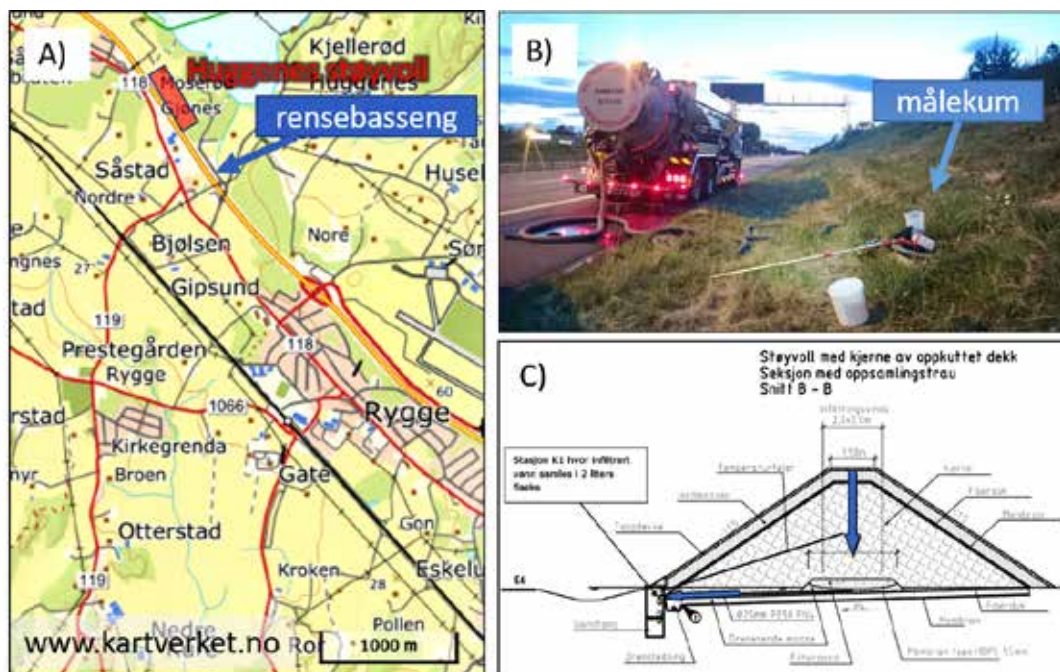
I perioden 2002-2005 gjennomførte Statens vegvesen et større FoU-program (etatsprogrammet «Gjenbruksprosjektet») som omhandlet bruk av ulike avfallsbaserte produkter i vegbygging (Håøya, 2004; Håøya et al., 2007). Ett av delprosjektene var å teste ut egnetheten av å bruke kasserte bildekk som byggemateriale for en støyvoll ved E6 Huggenes (Rygge), samt å studere hvorvidt en slik konstruksjon ville føre til utlekking av forurensningsstoffer til miljøet. Konklusjonen i Gjenbruksprosjektet var at det var liten fare for spredning av forurensning til miljøet (Håøya, 2004; Håøya, 2008). En livsløpsanalyse av støyvollen ved Huggenes utført gjennom en masteroppgave ved NTNU konkluderte også med at bruk av kasserte bildekk var fordelaktig sammenlignet med bruk av steinmateriale (Håøya, 2004). Selv om Gjenbruksprosjektet konkluderte fordelaktig for videre bruk av kasserte bildekk som byggemateriale så har det i ettertid ikke vært gjennomført nye veiprosjekter 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. 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. Studien har blitt gjennomført i to faser. I fase I gjennomførte vi en større utlekkingstest med tilført vann for å se på utlekking av forurensningsstoffer fra støyvollen. Resultatene er publisert i et tidligere nummer av Vann (Meland et al., 2020). Hovedfunnene fra fase I viste at de aller fleste forurensningsstoffene ble målt i lave konsentrasjoner bortsett fra sink. Cellebaserte giftighetstester av utlekkingsvannet viste også lave effekter fra organiske forurensningsstoffer. I fase II har vi gjennomført en lengre overvåkning i fem måneder for å se på utlekking av forurensningsstoffer under mer normale vær og nedbørsforhold. Resultatene fra fase II presenteres i denne artikkelen.

Materiale og Metode

Områdebeskrivelse

Langs motorveien E6 nordvest for Moss lufthavn Rygge i Viken ligger Huggenes støyvoll (Figur 1). Støyvollen er 450 meter lang og 3 meter høy er bygd opp av anslagsvis en million oppkuttete kasserte bildekk (Håøya, 2008). De oppkuttete bildekkene er i størrelse opp mot 30 cm, og kan ikke sammenlignes med f.eks.



Figur 1. Kart (A) som viser området for Huggenes støyvoll (markert med rødt rektangel) og stedsangivelse av rensebasseng som mottar veivann og vann fra støyvollen. B) bildet viser dreneringskum hvor prøvetagning har blitt gjennomført, og C) prinsippskisse av støyvollen inkl. lysimeter. Kart: www.norgeskart.no, prinsippskisse (Håøya, 2008), foto og illustrasjon: Sondre Meland.

gummigranulat benyttet på kunstgressbaner. I bunnen er det et 20 cm drenerende gruslag. Over kjernen 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 tett gressdekke. Som del av Gjenbruksprosjektets overvåkningsprogram ble det bygd et lysimeter på ca. 2 x 2 m for å studere utlekking av forurensningsstoffer som følge av infiltrering av nedbør. Lysimeteret har derfor ikke bentonittmembran som resten av støyvollen. I tillegg ble det i bunnen lagt en tett membran med drenering av infiltrert vann. Det infiltrerte vannet ledes videre til en dreneringskum anlagt for prøvetakning av vannet. Derifra ledes vannet videre i veiens drenerings-system og inn til rensebasseng før utslipp til resipient.

Overvåkningsprogram og prøvetagning

Overvåkningsprogrammet ble startet 16.4.2020 og ble avsluttet 15.9.2020. En multiparameter-

sonde av typen YSI 6600 ble installert i utløpskummen av lysimeteret. Data ble logget hvert 5. minutt i måleperioden. Sensoren målte følgende parametere: pH, turbiditet (mål på partikler), konduktivitet, oksygen, temperatur og vannhøyde. Sensorene ble sjekket og rengjort en gang pr måned. Sensor og datalogger ble forsynt med strøm via et solcellepanel.

Innsamling av vannprøver ble gjennomført ved oppstart og deretter hver måned med to ulike metoder; 1) passiv vannprøvetager og 2) manuell stikkprøve. Passiv vannprøvetager med to prøveflasker, en for uorganiske stoffer og en for PAH'er, ble montert i en fast høyde (Figur 2). Flaskene fylles passivt når vannstanden stiger over flaskekanten. En indre lukkemekanisme tetter flaskene når de er fylt opp. De passive prøvetakerne representerer således konsentrasjonen i utlekkingsvannet over en tidsperiode. Vi har imidlertid ikke mulighet til å fastslå tiden fra installering til forsegling av vannprøveflaskene. Stikkprøver ble også samlet inn manuelt.



Figur 2. Bildet viser den passive vannprøvetakeren med selvlukkermekanisme (til høyre) og prøvetakeren installert i dreneringskum (til venstre). Den passive vannprøvetakeren har en flaske for uorganiske stoffer (plast) og en flaske for organiske forurensningsstoffer (glass). Flaskene rommer en liter, og lukker seg automatisk når flaskene er fylt opp.

Totalt ble det samlet inn 11 vannprøver (seks stikkprøver og 5 passive prøver). Vannprøver ble tatt med tilbake til NIVA og lagret kjølig inntil videre kjemisk analyse. Følgende forurensningsparametere ble målt; klorid (Cl), svovel (S), partikler (total suspendert stoff, TSS), metalloidene 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), acenaftalen (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, benzo(a)antracen (BaA), benzo(b,j)fluoranten (BbjF), benzo(e)pyren (BeP), benzo(a)pyren (BaP), perylen (PER), indeno(1,2,3-c,d)pyren (I123cdP), dibenz(ah/ac)antracen (DahacA) og benzo(g,h,i)perylene (BghiP). Alle kjemiske analyser ble gjennomført ved NIVAs laboratorium.

Nedbørdata

Nedbørdata midlet over døgnet er hentet fra nærmeste værstasjon (Rygge-Huggenes,

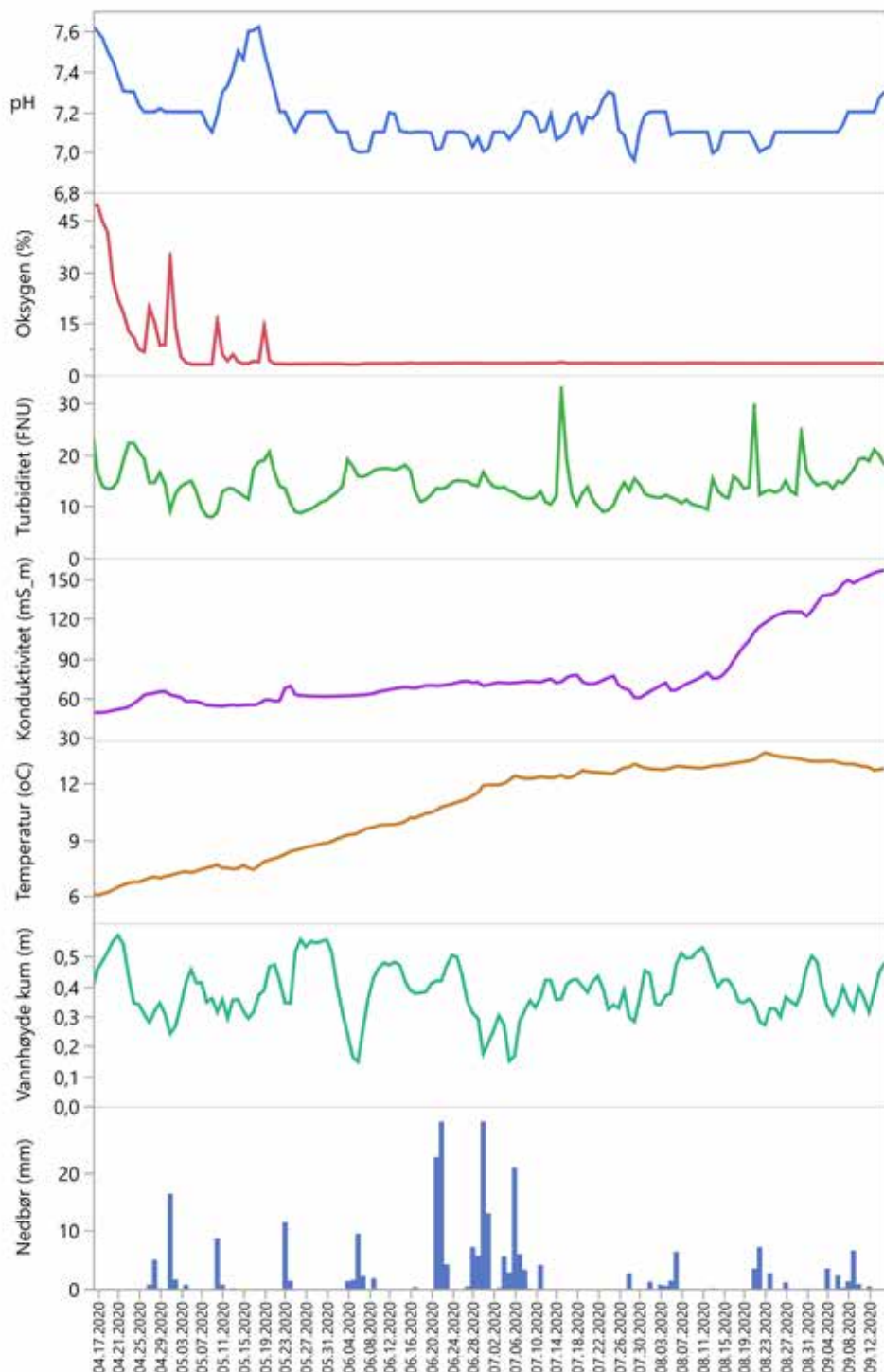
SN17380) via nettportalen til Norsk Klimaservicesenter (www.klimaservicesenter.no).

Databearbeiding

Statistiske analyser ble gjort med programmet Jmp 15.2.1 (2019 SAS Institute Inc). Innledende analyser viste at det ikke var vesentlige forskjeller mellom vannprøver samlet inn som stikkprøver og ved bruk av passiv vannprøvetager. Vi har derfor valgt å bruke alle prøver (n=11) i den videre statistiske bearbeidingen av dataene.

En del PAH stoffer hadde verdier under deteksjonsgrensen (LOD) og noen prøver hadde for stor usikkerhet og kunne ikke med sikkerhet kvantifiseres. Ved utregning av ulike sum-PAHer så har vi satt verdier mindre enn LOD og prøver med for stor usikkerhet til «0».

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 som en anbefaling



Figur 3. Generell vannkvalitet målt med multiparametersonde og nedbørdata i perioden 16. april til 15. september 2020. Vannkvalitetsdata er registrert hvert 5. minutt men er midlet pr døgn. Nedbørdata er hentet fra nærmeste værstasjon (Rygge-Huggenes, SN17380) via nettportalen til Norsk Klimaservicesenter (www.klimaservicesenter.no).

fra Miljødirektoratet til Fylkesmennenes miljøvern-avdelinger for når overvann fra veier må anses å være så forurenset at det medfører fare for forurensning (Klima og Miljøverndepartementet, 2015; Åstebøl et al., 2012). Vi mener denne metoden også kan benyttes i dette overvåkningsprogrammet. I vannforskriften angis EQS for metaller som biotilgjengelig fraksjon og ikke total konsentrasjon. Andel biotilgjengelig fraksjon av et metall er veldig avhengig av dets fysiske-kjemiske egenskaper, og mange har høy bindingsgrad til partikler og organisk materiale. Høyt partikkelinnhold og organisk materiale vil derfor i stor grad påvirke den løste og biotilgjengelige fraksjonen. Våre målinger på total konsentrasjon av metaller er dermed ikke helt representativ, og vil i noen grad overestimere miljørisikoen ved høyt partikkelinnhold. 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.

Resultater og diskusjon

Nedbør og kontinuerlige vannkvalitetsmålinger

Generelle vannkvalitetsparametere som temperatur, pH, konduktivitet, turbiditet og oksygen ble registrert hvert 5. minutt. I tillegg målte vi vannhøyden i kummen. Disse dataene ble sammenstilt med nedbørdata (Figur 2). Statistikk for disse parameterne er vist (Tabell 1).

Nedbørdata sammenstilt med vannhøyde i kummen tyder på at det er en viss sammenheng med nedbør og økning i vannhøyde, dvs. at det siger vann gjennom støyvollen. På grunn av kummens utforming fikk vi dessverre ikke til å måle vannføring inn og ut av kummen, og vi kan derfor ikke utelukke at det kom inn vann fra andre steder. Kummen ligger høyt i sideterrenget slik at direkte avrenning fra veibanen kommer trolig ikke inn, men sprut fra veien og ev. innsig av grunnvann kan ha forekommet da vi observerte en viss fluktusjon i vannhøyden uavhengig av nedbør. pH var i hele måleperioden

noe lavere enn det som ble målt i utlekkings-testen. Det samme gjaldt også oksygen og turbiditet, noe som kan skyldes mindre bevegelse i vannet i måleperioden sammenlignet med hva som var tilfelle under utlekkingsstesten hvor vi tilførte store mengder vann på kort tid. For oksygen var det en nedgang i metning fra starten av måleprogrammet og til rundt 20. mai. Verdiene lå stabilt lave resten av perioden. For konduktivitet var det en svak økende trend fra april og til midten av august etterfulgt av en større økning frem til slutten av programmet. For turbiditet var det ingen klare trender, mens temperaturen steg jevnt fram til maks temperatur ble registrert mot slutten av august.

Konsentrasjonen av forurensningsstoffer i utlekkingsvannet

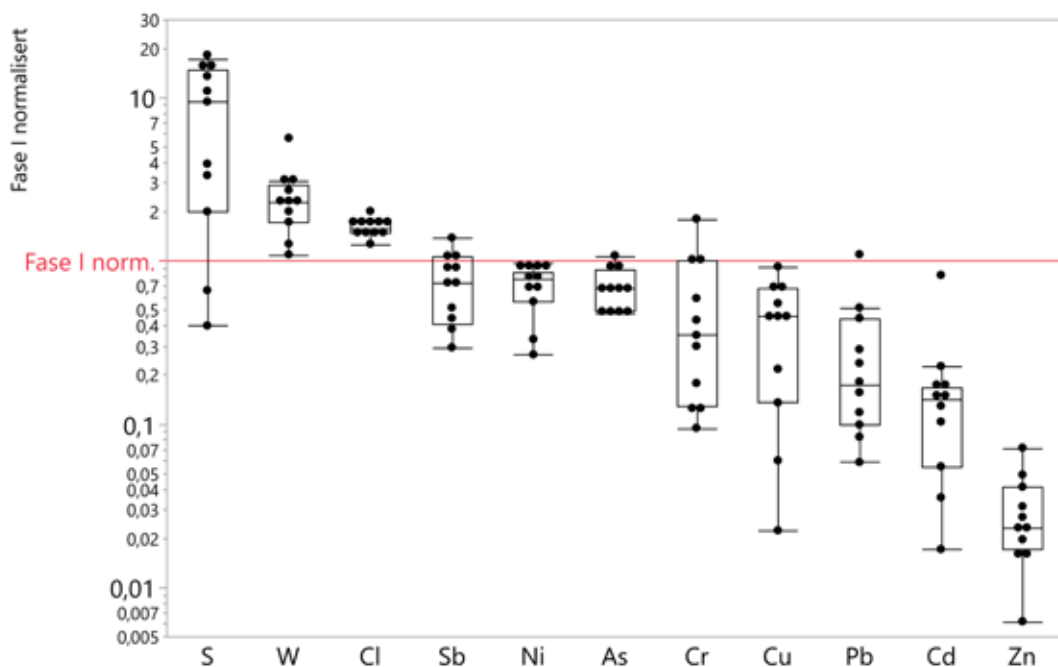
Resultatene av de vannkjemiske analysene inkludert data fra den sensorbaserte overvåkingen er vist i Tabell 1. I denne tabellen har vi også inkludert gjennomsnittskonsentrasjonen av de samme stoffene målt under utlekkingsstesten i 2019 (Meland et al., 2020).

For å enklere sammenligne nivåene av de ulike stoffene opp mot nivåene målt i den tidligere utlekkingsstesten så har vi normalisert overvåkningsdataene for det enkelte stoffet mot korresponderende gjennomsnittskonsentrasjon fra utlekkingsstesten. Resultatene er vist i Figur 2 og Figur 3. De fleste stoffene viste lavere konsentrasjoner i overvåkningsprogrammet sammenlignet med utlekkingsstesten. Unntaket fra dette var stoffene svovel, klorid, tungsten, naftalen og naftalen_C2, fluoren og fluoren_C2, fenantren, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren og perylen. Gjennomsnittskonsentrasjonen av total PAH (PAH+PAH alkylerte) var f.eks. 8,7 ganger høyere i utlekkingsstesten, mens for sink var tilsvarende forholdstall hele 34 ganger. Både PAH og sink er viktige indikatorer for bildekk og den betydelige forskjellen tyder på at utlekkingspotensialet er mye lavere ved normale værforhold sammenlignet med den mengde vann som ble tilført i utlekkingsstesten. Noe overraskende er det at svovel var en del høyere i overvåkningsprogrammet sammenlignet med konsentrasjo-

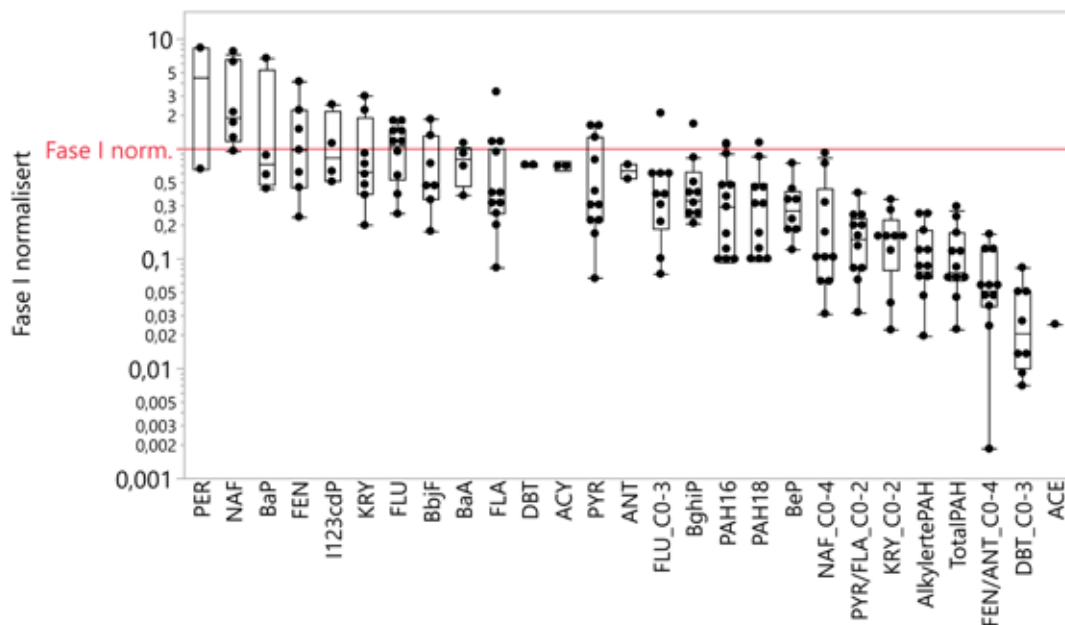
Tabell 1. Vannkvalitet fra multiprobesensor og forurensningsstoffer målt i vannprøver fra utløpskum (stikkprøver + passiv prøvetager). Gjennomsnittskonsentrasjoner fra utlekkings testen i 2019 er inkludert for sammenligning. Alle stoffer er målt som totalinnhold. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt til «0», derav ulikt antall N for enkelte parametere.

Parameter	Enhet	Overvåkning						Utlekkings test
		N	Min.	Maks.	Median	Gj.Snitt	Std.avvik	Gj.Snitt
Temp	°C	43766	5,9	19,7	11,9	10,6	2,4	10,0
Konduktivitet	mS/m	43766	5	157	69	78	27	56
pH		43766	6,4	8,1	7,1	-	-	6,5
Turbiditet	FNU	43766	6,1	97	13	14	4,5	246
Oksygen	%	43766	0	57	3,4	5,7	7,9	72
TSS	mg/L	11	2	118	15	30	36	112
S	mg/L	11	0,48	21	11	10	7,8	1,2
Cl	mg/L	11	19	27	24	24	2,4	15
Sb	µg/L	11	0,10	0,47	0,25	0,26	0,12	0,34
As	µg/L	11	0,45	1,0	0,64	0,65	0,19	0,95
Pb	µg/L	11	0,19	3,5	0,57	0,96	0,98	3,24
Cd	µg/L	11	0,0053	0,25	0,044	0,056	0,0068	0,31
Cu	µg/L	11	0,78	32	16	15	10	35
Cr	µg/L	11	0,17	3,3	0,63	0,99	0,96	1,8
Ni	µg/L	11	16	57	46	41	14	59
Zn	µg/L	11	32	371	121	151	95	5195
W	µg/L	11	0,12	0,62	0,25	0,27	0,14	0,11
NAF	ng/L	6	2,2	17	4,4	7,5	6,3	2,3
NAF_C1	ng/L	2	9,2	11	9,8	9,8	0,89	23
NAF_C2	ng/L	4	6,8	20	15	14	6,5	8,5
NAF_C3	ng/L	3	38	73	57	56	18	85
NAF_C4	ng/L	10	5,8	38	14	18	11	68
NAF_C0-4	ng/L	10	5,8	155	20	47	54	185
ACY	ng/L	2	1,09	1,3	1,2	1,2	0,14	1,7
FLU	ng/L	10	0,36	2,4	1,5	1,5	0,71	1,4
FLU_C1	ng/L	2	2,1	16	9,1	9,1	9,8	<5
FLU_C2	ng/L	4	4,5	13	7,5	8,04	4,1	15
FLU_C3	ng/L	9	6,7	141	25	35	40	56
FLU_C0-3	ng/L	10	5,1	148	27	34	41	70
DBT	ng/L	2	0,75	0,83	0,79	0,79	0,056	1,1
DBT_C1	ng/L	3	5,2	14	9,6	9,7	4,5	15
DBT_C2	ng/L	8	3,01	25	7,03	9,9	7,5	112
DBT_C3	ng/L	0	304
DBT_C0-3	ng/L	8	3,01	36	8,9	14	12	432
FEN	ng/L	7	0,57	9,8	2,4	3,5	3,3	2,4
ANT	ng/L	2	0,58	0,79	0,69	0,69	0,14	1,1
FEN/ANT_C1	ng/L	6	4,05	35	10	13	11	38
FEN/ANT_C2	ng/L	5	5,9	19	7,3	11	6,1	86
FEN/ANT_C3	ng/L	5	4,2	16	4,7	8,4	5,6	97
FEN/ANT_C4	ng/L	3	5,5	12	5,6	7,6	3,5	85
FEN/ANT_C0-4	ng/L	11	0,57	52	16	20	16	310
FLA	ng/L	11	0,53	21	2,2	4,7	5,9	6,4
PYR	ng/L	11	0,66	17	3,2	6,4	6,0	10
PYR/FLA_C1	ng/L	9	1,4	14	3,1	5,8	4,3	31

Parameter	Enhet	Overvåkning						Utlekkingsstest
		N	Min.	Maks.	Median	Gj.Snitt	Std.avvik	Gj.Snitt
PYR/FLA_C2	ng/L	8	3,2	20	6,6	8,2	5,4	88
PYR/FLA_CO-2	ng/L	11	4,4	54	20	22	14	135
BaA	ng/L	4	0,33	0,90	0,71	0,66	0,25	0,88
KRY	ng/L	8	0,56	8,4	1,7	2,9	2,9	2,8
KRY_C1	ng/L	6	1,5	8,2	3,5	4,3	2,6	23
KRY_C2	ng/L	4	3,5	9,4	7,4	6,9	2,8	28
KRY_CO-2	ng/L	9	1,2	18	8,4	8,5	5,4	53
BbjF	ng/L	7	0,34	3,5	0,92	1,5	1,2	1,9
BkF	ng/L	5	0,37	1,4	0,62	0,83	0,46	<0,5
BeP	ng/L	8	0,35	2,1	0,79	0,93	0,58	2,9
BaP	ng/L	4	0,40	6,1	0,67	2,0	2,8	0,92
PER	ng/L	2	0,64	8,1	4,4	4,4	5,3	0,98
I123cdP	ng/L	4	0,39	2,0	0,64	0,90	0,73	0,77
DahacA	ng/L	0	<0,5
BghiP	ng/L	9	0,71	5,7	1,2	1,8	1,6	3,4
PAH16	ng/L	11	6,1	73	20	25	23	67
PAH18	ng/L	11	6,8	82	23	27	25	72
AlkylertePAH	ng/L	11	23	307	88	136	95	1161
TotalPAH	ng/L	11	28	336	92	142	100	1233



Figur 4. Sammenligning av konsentrasjoner av metaller, svovel og klorid målt i fase I og fase II. Konsentrasjonsdata (enkeltmålinger) fra fase II er dividert (normalisert) på gjennomsnittskonsentrasjonene i fase I. Enkeltverdier er vist som dotter. Rød linje angir om verdier målt i fase II er høyere (>1) eller lavere (<1) enn gjennomsnittet i fase I. Skala på y-akse er logaritmisk. Stoffene er rangert i synkende rekkefølge.



Where(22 rows excluded)

Figur 5. Sammenligning av konsentrasjoner av PAH-stoffer målt i fase I og fase II. Konsentrasjonsdata (enkeltmålinger) fra fase II er dividert (normalisert) på gjennomsnittskonsentrasjonene i fase I. Enkeltverdier er vist som dotter. Rød linje angir om verdier målt i fase II er høyere (>1) eller lavere (<1) enn gjennomsnittet i fase I. Skala på y-akse er logaritmisk. PAH-stoffene er rangert i synkende rekkefølge.

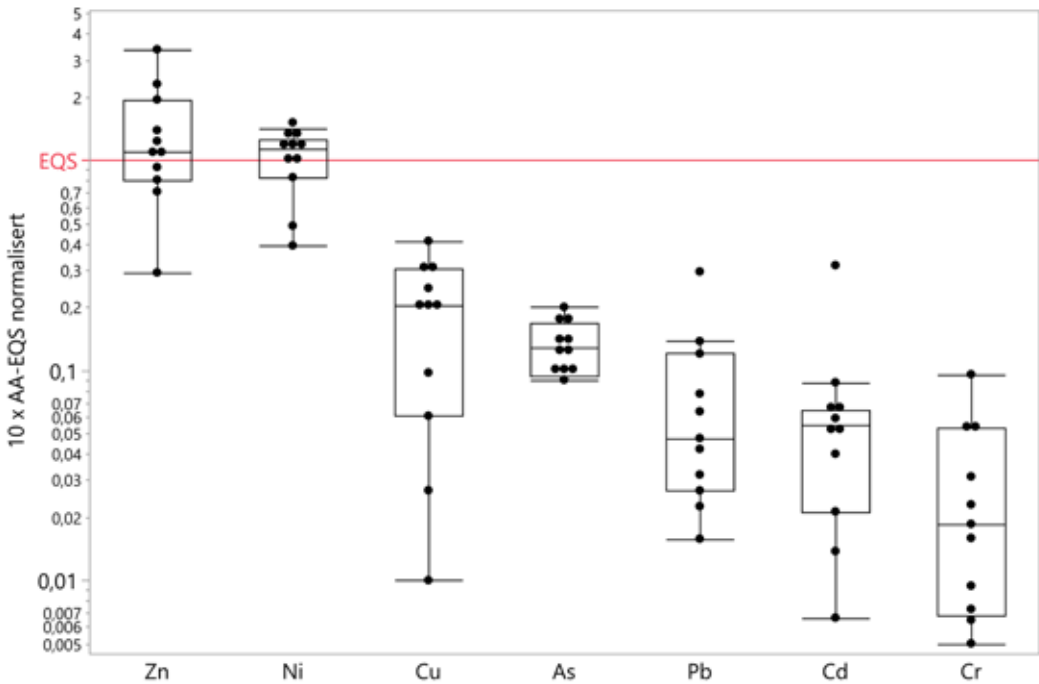
nen i utlekkingsvannet (8,3 ganger høyere). Svovel inngår i f.eks. vulkaniseringsprosessen når dekkene produseres, og det ville være naturlig å forvente et omvendt forholdstall tilsvarende som for sink og PAH. Sammenligningen mellom utlekkingsstest-dataene (Meland et al., 2020), som er et «worst-case»-tilfelle med store mengder tilført vann, og overvåkningsdataene er naturlig nok beheftet med usikkerheter da vi bl.a. ikke kjenner til hvordan prøvene i overvåkingen er påvirket av andre kilder enn bare støvullen. Men de generelle lavere konsentrasjonene i overvåkningsdataene støtter opp om våre konklusjoner fra utlekkingsstesten om at avrenningsvann fra støvullen medfører lav miljørisiko.

Sammenlignet med overvåkningsprogrammet fra 2003-2007 (Håøya, 2008) så var f.eks. gjennomsnittskonsentrasjonene av kadmium og krom veldig like. Kobber- og nikkelskonsentrasjonene var henholdsvis 3 og 5 ganger høyere i 2020-overvåkingen, mens bly og sink viste en

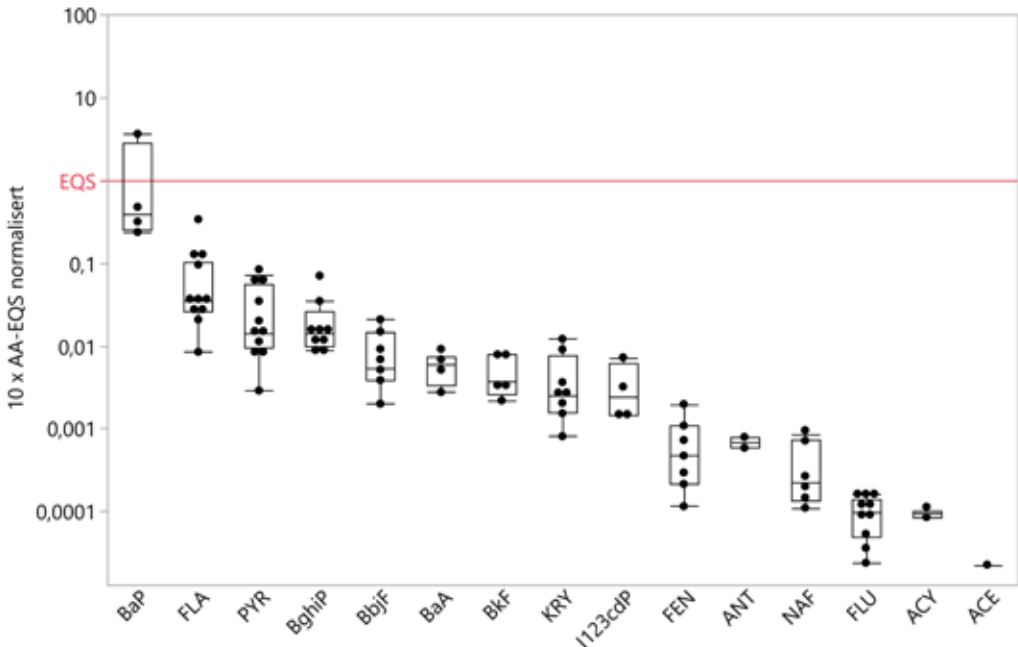
omtrent en halvering i konsentrasjonene. For PAH16 var gjennomsnittlig konsentrasjonen i 2020 omtrent en tiendedel av hva som ble målt i 2003-2007. Det er vanskelig å fastslå årsaken til disse forskjellene, men det skjer trolig en del nedbrytning og forvitring over tid og som kan påvirke utlekkingen.

Miljørisikovurdering av forurensningsstoffene

Miljødirektoratet har gitt anbefalinger om at veivann bør renses hvis konsentrasjonen overskrider gjeldende miljøkvalitetsstandarder for årlig gjennomsnittlig multiplisert med en faktor 10 (AA-EQSx10) for å ta høyde for fortykning i resipient. En sammenligning av konsentrasjoner av de ulike forurensningsstoffene med de nevnte anbefalinger er vist i Figur 4 og Figur 5. 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, og vil over-



Figur 6. Bokplott som viser metallenes konsentrasjon normalisert mot gjeldene 10 x AA-EQS verdier. Svarte sirkler viser enkeltmålinger. Rød strek angir grensen for hvorvidt konsentrasjonene overstiger gjeldene grenseverdi multiplisert med forfynningsfaktor, dvs. 10 x AA-EQS. Skala på y-akse er logaritmisk.



Figur 7. Bokplott 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 enkeltmålinger. Rød strek angir grensen for hvorvidt konsentrasjonene overstiger gjeldene grenseverdi multiplisert med forfynningsfaktor, dvs. 10 x AA-EQS. Skala på y-akse er logaritmisk.

estimere risikoen for miljøskade. Det må også presiseres at det ikke er utarbeidet EQS for alle stoffene i denne studien.

Majoriteten av stoffene er langt unna å overskride de anbefalte grenseverdiene (10 x AA-EQSer). Unntaket er sink og nikkel hvor henholdsvis sju og seks enkeltmålinger er lik eller noe høyere enn grenseverdiene. I tillegg er det én enkeltmåling av PAH'en benzo(a)pyren som er over anbefalt grenseverdi.

Utlekkingsvannet består av en miks av flere stoffer, og det kan derfor være hensiktsmessig å 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 5 og Figur 6. Estimert risiko for additiv effekt for metallene og PAH'ene var henholdsvis 2,9 og 1,3. Det er sink, nikkel og benzo(a)pyren som bidrar mest til der additive effektene.

I de senere årene har det vært mye fokus på utlekking av stoffer fra gummigranulat, benyttet i f.eks. fotballbaner. I en ny kunnskapssammenstilling av Gomes et al. (2021) så er konsentrasjoner i utlekkingsvann av f.eks. PAH16 og sink høyere enn de konsentrasjoner vi målte fra Huggenes i måleprogrammet (sink-konsentrasjoner sammenlignbare med det vi målte i utlekkingstesten). En vesentlig forskjell på de oppkuttete bildekkene i denne studien og gummigranulat er naturlig nok at granulatpartiklene er små, mens bildekk-kuttene i støyvollen er store (~30 cm). Det kan forventes at utlekkingen av stoffer øker når gummipartiklene blir mindre, selv om litteraturen ikke er entydig på dette punktet (Cheng et al., 2014; Selbes et al., 2015). Gummigranulat i fotballbaner vil også være mye mer eksponert for vær og vind, og spredning til miljøet er vanskeligere å kontrollere. Potensialet for både spredning og utlekking av miljøgifter fra gummigranulat er derfor mye større sammenlignet med bruk av større bildekk-biter benyttet til konstruksjonsformål som f.eks. støyvoller.

Konklusjon

Konsentrasjonene for de fleste stoffer var lavere i fase II sammenlignet med fase I. Sink, nikkel og benzo(a)pyren var de enkeltstoffene som viste de høyeste konsentrasjonene, og som i enkelte prøver viste konsentrasjoner over anbefalte grenseverdier for når veivann bør renses. Sink og benzo(a)pyren ble imidlertid målt i betydelig lavere konsentrasjoner i fase II sammenlignet med fase I, mens nikkelkonsentrasjonene var mer like i de to fasene. Miljørisikovurdering gjennomført i fase I er fortsatt gyldig, og vi anser at utlekkingsstoffer fra støyvollen utgjør liten risiko for skader på vannmiljøet.

Takkisgelser

Prosjektet har i sin helhet blitt finansiert av Norsk Dekkretur AS. Takk til Jon Erik Ludvigsen (tidligere ansatt Norsk Dekkretur) og Per Kristian Nauste i Norsk Dekkretur for godt samarbeid. Takk til Kim Eirik Kongshaug i Viken Fylkeskommune (tidligere Statens vegvesen) og Leif Stenmoen i Mesta for bistand med arbeidsvarsling og sperring av E6.

Litteratur

Asheim J, Vike-Jonas K, Gonzalez SV, Liehagen 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.

Cheng H, Hu Y, Reinhard M. Environmental and Health Impacts of Artificial Turf: A Review. *Environmental Science & Technology* 2014; 48: 2114-2129.

Gomes FO, Rocha MR, Alves A, Ratola N. A review of potentially harmful chemicals in crumb rubber used in synthetic football pitches. *Journal of Hazardous Materials* 2021; 409: 124998.

Håøya A-O. Gjenbruksprosjektet. Gjenbruk av bildekk i vegbygging - Tekniske og miljøtekniske vurderinger. Rapport Nr. 2357. Statens vegvesen, Teknologivdelingen, Oslo, 2004, pp. 53.

Håøya A-O. Gjenbruksprosjektet. Gjenbruk av bildekk i geokonstruksjoner. Miljøpåvirkning 2001 - 2007. Rapport Nr. 2527. Statens vegvesen, Teknologivdelingen, 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.

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 FGJ, 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.

Meland S, Hultman MT, Georgantzopoulou A, Petersen K, Brandt U, Kringstad A, et al. Storskala utlekkingsstest av bildekkrelevante forurensningsstoffer fra Huggenes støyvoll (E6, Råde). *Vann* 2020: 53-66.

Norsk Dekkretur. Innsamling og behandling av kasserte dekk. Årsrapport 2018. Norsk Dekkretur AS, Oslo 2019, pp. 24.

Selbes M, Yilmaz O, Khan AA, Karanfil T. Leaching of DOC, DN, and inorganic constituents from scrap tires. *Chemosphere* 2015; 139: 617-623.

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. 2019. U.S. Tire Manufacturers Association, 2019.

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.

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