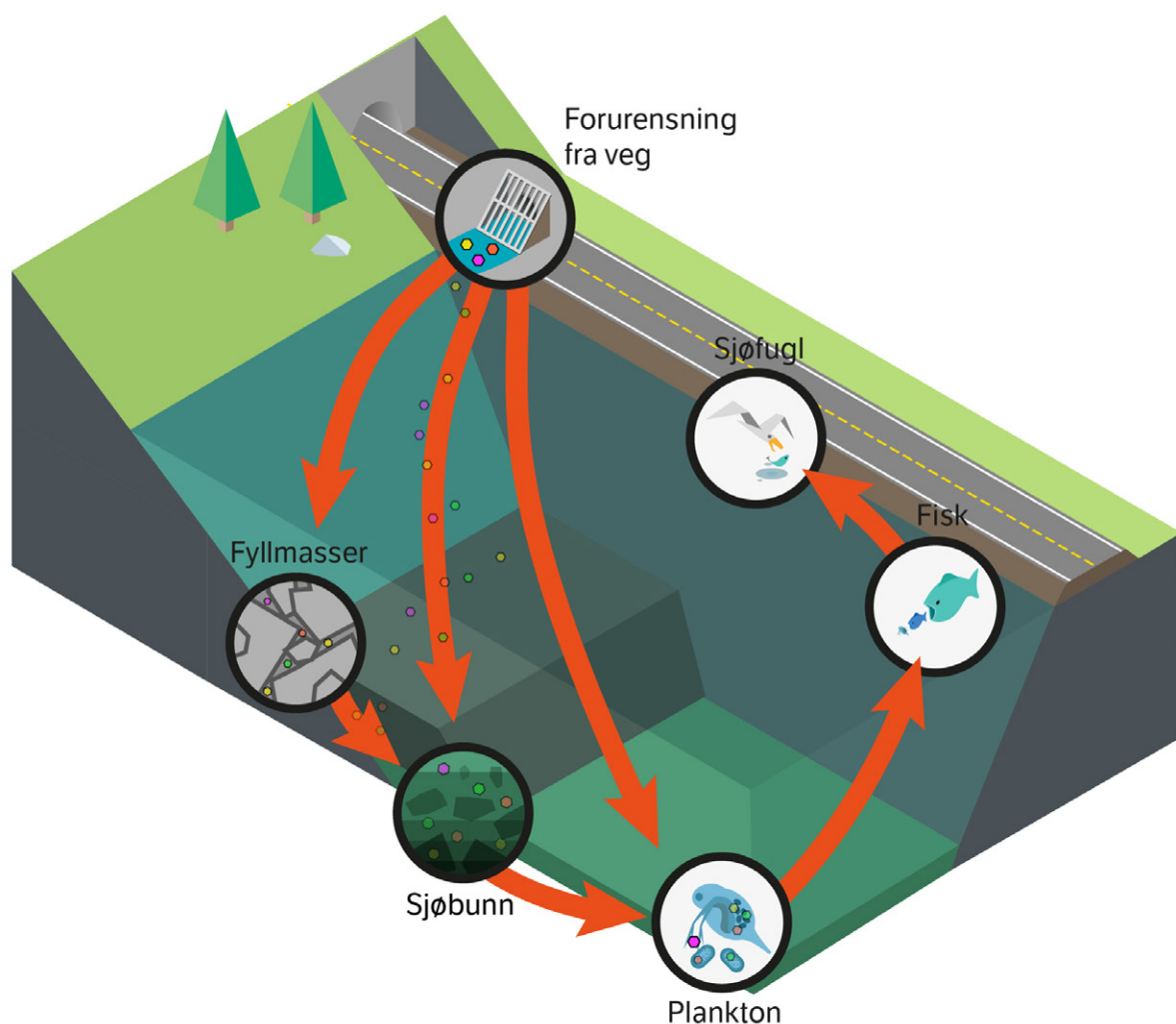


Mikroplast

Miljøeffekter og kilder fra veg - En kunnskapssammenstilling

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 540



Tittel

Mikroplast

Undertittel

Miljøeffekter og kilder fra veg - En kunnskapssammenstilling

Forfatter

Johanna Skrutvold

Avdeling

Transportavdelingen

Seksjon

Klima og miljø

Prosjektnummer

605196

Rapportnummer

Nr. 540

Prosjektleder

Kjersti Wike Kronvall

Godkjent av

Kjersti Wike Kronvall

Emneord

Mikroplast, vegmerking, bildekk

Sammendrag

Plastforurensning er et av verdens raskest voksende miljøproblem og mye av fokuset er nå rettet mot de minste plastbitene (<5 mm), såkalt mikroplast. Utslipp av mikroplast i Norge er estimert til 8500 tonn hvor omtrent halvparten kommer fra vegrelaterte kilder. Mikroplast transporteres fra vegene med luft og vann og store deler av utslippene ender til slutt opp i havet hvor det utgjør en miljøtrussel. For å redusere utslippene av mikroplast fra veg gjennom renseløsninger for overvann og vaskevann fra tunneler er det nødvendig med mer kunnskap om mikroplastens mobilitet og spredningsevne. Foreløpig er det infiltrasjonsløsninger som ser mest lovende ut for effektiv tilbakeholdelse av mikroplast i overvann fra veg. Det er imidlertid stor usikkerhet knyttet til utslippsestimater og metoder for både prøvetaking og analyse av mikroplast.

Title

Microplastics

Subtitle

Road related sources and environmental effects - A review

Author

Johanna Skrutvold

Department

Transport Department

Section

Climate and Environmental Assessment

Project number

605196

Report number

No. 540

Project Manager

Kjersti Wike Kronvall

Approved by

Kjersti Wike Kronvall

Key words

Microplastics, tyre abrasion, road marking

Summary

Pollution of aquatic environments by small plastic particles (<5mm), so called microplastics, is an environmental problem that during the last few years has received increasing attention. In Norway, the total volume of annual emissions of microplastics is estimated at 8500 tonnes, of which abrasion from tyres and roadmarking accounts for approximately 5000 tonnes. Microplastics reach aquatic systems by transportation via air or road runoff. Sustainable drainage systems reduce the emission of polluted road runoff by collecting, storing and cleaning the water before it is released into the environment. Stormwater management systems based on infiltration has shown potential for the retention of microplastics. As for the sampling methods and microplastic emission estimates, more research is required.

Forord

I løpet av de siste årene har det vært mye fokus på plastforurensning og mikroplast, både i Norge og internasjonalt. I 2014 publiserte Mepex en rapport på vegne av Miljødirektoratet om mikroplast og utslippsestimater i Norge. I rapporten ble det estimert at over halvparten av norske mikroplastutslipp kommer fra vegrelaterte kilder. Mikroplast kan transporteres ut i naturen via luft og vann og store deler til slutt ender opp i havet. Statens vegvesen, som sektormyndighet innen vegtransport, er ansvarlig for at avrenning fra veger og tunneler ikke inneholder stoffer er eller kan være til skade eller ulempe for naturen. I Nasjonal Transportplan (2018–2029) er det lagt opp til at transportsektoren og Statens vegvesen skal jobbe for å øke kunnskapen om mikroplast og utrede tiltak som forhindrer spredning av mikroplast. Denne rapporten gir en sammenstilling av den nåværende kunnskapen vi har om mikroplastutslipp fra veg, miljøeffekter og mulige renseløsninger, samt gir en oppsummering av hvilke kunnskapsbehov vi har.

Sammendrag

Plastforurensning er et av verdens raskest voksende miljøproblem og mye av fokuset er nå rettet mot de minste plastbitene (<5 mm), såkalt mikroplast. Omtrent 8000 tonn mikroplast blir produsert i Norge hvert år, og det er estimert at 5000 tonn kommer fra veier og trafikk. Slitasje av bildekk er regnet som den største kilden med et estimert utslipp på i overkant av 4500 tonn. Andre kilder inkluderer slitasje av vegmerking med plaststoffer som utgjør i overkant av 300 tonn, samt asfalt. Det er imidlertid stor usikkerhet rundt utslippsestimatene knyttet til veg og trafikk og utslippene kan være både større og mindre enn antatt. Tennlunter, fôringsrør og rørledninger av plast samt plastfibre fra sprøytebetong, blir liggende igjen i steinmasser etter sprengningsarbeid. Alt plastavfall er potensielle kilder til mikroplast etter hvert som det brytes ned til mindre biter.

Mikroplast kan transporteres ut i miljøet via luft og vann. Noe av mikroplasten blir transportert med avrenning fra vegen og ender opp i ferskvannssystemer og i havet. Mikroplast kan utgjøre en miljøtrussel i akvatiske miljø av flere grunner. Fordi plastfragmentene er så små, er de biologisk tilgjengelige for organismene. Dette er først og fremst uheldig for de minste organismene langt nede i næringskjeden fordi mikroplast også tiltrekker seg miljøgifter hvor fettløselige organiske forbindelser og tungmetaller er av størst bekymring. Vi vet foreløpig lite om mikroplastens rolle i transport av miljøgifter fra veg og miljøeffekter av mikroplast i næringskjeden. I den sammenheng foreligger det også lite kunnskap om hvor godt nåværende renseløsninger for vegavrenning egner seg for mikroplast og forurensning bundet til plast. Avløpsanlegg har vist god tilbakeholdelse av mikroplast, men ofte er overvann fra vegen uønsket på det kommunale avløpsnett. Av renseløsninger for overvann er det foreløpig infiltrasjonsløsninger som ser mest lovende ut for tilbakeholdelse av mikroplast, men grundige undersøkelser er nødvendig. Det er mye usikkerhet knyttet til mikroplast, noe som kan skyldes at metodene for prøvetaking og analyse ikke er fullstendig utviklet, blant annet er forekomst av partikler < 20 µm og ufargede partikler ofte underestimert.

Over halvparten av mikroplastutslipp i Norge kommer fra vegrelaterte kilder. Statens vegvesen, som sektormyndighet innen vegtransport, er ansvarlig for at avrenning fra veier og tunneler ikke medfører forurensning. Dette inkluderer også mikroplast. I Nasjonal Transportplan (2018–2029) er det lagt opp til at transportsektoren og Statens vegvesen skal jobbe for å øke kunnskapen om mikroplast og utrede tiltak som forhindrer spredning av mikroplast. Undersøkelser av mulige renseløsninger for overvann blir spesielt viktig i dette arbeidet.

Innhold

Sammendrag	1
1. Introduksjon	4
2. Mikroplast og veg	6
2.1 Kilder til mikroplast fra veg	6
2.1.1 Utslipp av mikroplast fra drift	6
2.1.2 Utslipp av mikroplast fra anlegg.....	7
2.2 Spredning av mikroplast fra veg	8
2.2.1 Partikkelstørrelse	9
2.2.2 Plasttype og plastens tetthet	11
2.3 Håndtering av mikroplast fra veg	11
3. Miljøeffekter	15
3.1 Effekter av mikroplast i næringskjeden	15
3.2 Mikroplast og miljøgifter	17
4. Konklusjon og veien videre.....	18
5. Litteratur	19

1. Introduksjon

Plast er en fellesbetegnelse for en rekke syntetiske og semi-syntetiske materialer som er satt sammen av organiske polymerer. De fleste polymerer er petroliumsbaserte stoffer og dannes ved at enkle organiske forbindelser (monomerer) blir satt sammen til lange kjeder (polymerer), i en prosess som kalles polymerisasjon. For å oppnå ønskede materialegenskaper blir polymerene tilført ulike kjemikalier under produksjon og resultatet er ulike typer plast. Bruksområder for ulike typer plast og plastens tetthet er oppsummert i tabell 1.

På grunn av plastens egenskaper har det blitt et uunnværlig materiale i dagens samfunn. I løpet av de siste ti årene har den årlige globale produksjonen av plast økt fra 250 millioner tonn til over 300 millioner tonn (Plastics Europe 2016). Omtrent halvparten av alle plastprodukter som produseres er engangsprodukter, noe som genererer mye avfall. Plast har mange gode materialegenskaper, men de samme egenskapene skaper utfordringer når plastavfallet ikke blir håndtert korrekt og havner i naturen. Plast er meget holdbart noe som også gjør at det er lite nedbrytbart. Dette er ønskede egenskaper for plast som materiale, men ikke for plast som søppel.

Tabell 1 Et utvalg av ulike plasttyper, deres bruksområder og tetthet sammenlignet med ferskvann og saltvann. Kilde: Tilpasset fra Sundt et al. 2014

Plasttype	Bruksområder/kilder	Tetthet
Polypropylen (PP)	Tau, plastkorker, plaststroppe	0,90–0,92
Polyester	Tekstiler	>1,35
Polyetylen (PE)	Plastposer, flasker, fiskeutstyr	0,91–0,95
Etylenvinylacetat (EVA)	Vegmerking	0,93–1,00
<i>Ferskvann</i>		<i>1,00</i>
<i>Sjøvann</i>		<i>1,02</i>
Polystyren (PS)	Beholdere, emballasje	1,04–1,09
Styren-butadien (SBR)	Bildekk og asfalt	1,15–1,18
Polyamid/Nylon (PA)	Fiskegarn, tau, tekstiler, vegmerking	1,13–1,15
Polyvinyl-klorid (PVC)	Rør, beholdere, bøyer	1,16–1,30
Polyetylentereftalat (PET)	Flasker, plaststroppe	1,34–1,39
Polytetrafluoreten (PFTE)	Teflon, Gore-Tex	2,2

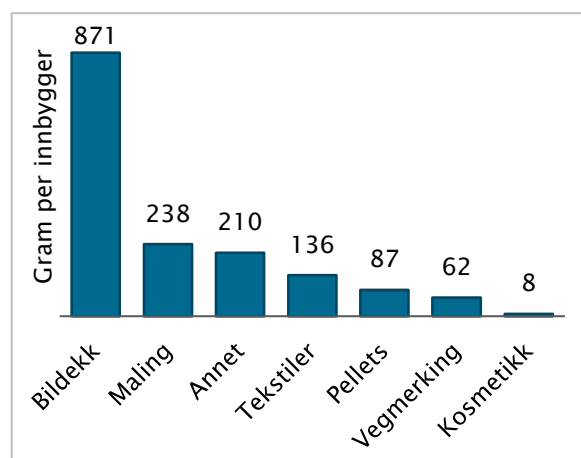
Store mengder plastavfall finner veien ut til havet og det er estimert at over 80 % av havoverflaten er forurenset med plastavfall (Cózar et al. 2014). I naturen blir plast mest effektivt brutt ned ved eksponering for UV-stråling og luft, men på grunn av lavere temperatur og lavere oksygeninnhold blir nedbrytningshastigheten betydelig senket i vann (Andrady 2011). Plast har lang levetid i miljøet og spesielt i havet hvor det kan bli værende i flere hundre år. Marin forurensning er et av verdens raskest voksende miljøproblem. Over 8 millioner tonn plastsøppel havner i havet hvert år hvor det utgjør en betydelig trussel for dyrelivet. Plastavfall har blitt funnet i magen til hvaler, sjøfugler, fisk og skilpadder. Mange av dyrene som får i seg plast sulter i hjel fordi platen hoper seg opp i magen og hindrer vanlig næringsopptak.

I løpet av de siste årene har det vært en merkbar økning i fokus rettet mot de minste plastbitene, såkalt mikroplast. Mikroplast er en betegnelse som brukes om plastbiter mindre enn 5 mm (Fig. 1). Det skilles ofte mellom primær og sekundær mikroplast. Primær mikroplast blir produsert som partikler og brukes som tilsetningsstoffer i maling, rengjøringsprodukter og kosmetikk. Sekundær mikroplast er fragmenter av større plastavfall (makroplast). Nedbrytning og fragmentering av makroplast er regnet som hovedkilden til mikroplast i havet (Gregory & Andrady 2003). Det totale volumet for norske utslipp av både primær og sekundær mikroplast er estimert til 8500 tonn mikroplast i året hvor omtrent halvparten ender opp i havet (Sundt et al. 2014; Sundt et al. 2016). Veger og vegtrafikk er regnet som den største utslippskilden til mikroplast i Norge (Fig. 2).

Det er fremdeles store kunnskapshull som gjenstår å fylle når det gjelder mikroplast, og spesielt utslipp fra veg. Denne rapporten sammenfatter noe av den nåværende kunnskapen vi har om mikroplastutslipp og spredning av mikroplast fra veger, samt en kort oppsummering av de viktigste miljøeffektene, og en drøfting av renseløsninger for mikroplast.



Figur 1 Mikroplast er en betegnelse som brukes om plast < 5 mm. Partiklene varierer i farge, størrelse og fasong.



Figur 2 Estimerte utslipp av mikroplast fra ulike kilder i Norge. Utslippene er vist som g/innbygger (Kilde: Sundt 2016).

2. Mikroplast og veg

2.1 Kilder til mikroplast fra veg

Alle produkter som inneholder plast er potensielle kilder til mikroplast. Når det gjelder vegrelaterte kilder til mikroplast kan vi skille mellom kilder fra driftsfasen, som gir direkte utslipp av mikroplast, og kilder fra anleggsfasen som genererer plastavfall i form av makroplast som kan være potensielle kilder til mikroplast.

2.1.1 Utslipp av mikroplast fra drift

Fra veger og vegtrafikk er de totale årlige utslippene av mikroplast estimert til 5000 tonn (Sundt et al. 2016). Bildekk, vegmerking og asfalt inneholder plast. Omtrent 60 % av dekkets slitebane består av syntetisk gummi, hovedsakelig styren-butadien-rubber (SBR), og partikler fra dekkslitasje regnes derfor som mikroplast (Sundt et al. 2014). Dekkslitasje er regnet som den desidert største kilden til mikroplast med et utslipp på ca. 4500 tonn (Sundt et al. 2016). Estimerer fra Finland tyder på at utslippene fra slitasje av bildekk fra en enkelt gate med ÅDT 21 000–35 000 er 4–7 tonn (Setälä et al. 2017). Gamle bildekk blir også malt opp og brukt i kunstgressbaner (Fig. 3), men er ikke regnet med i estimatene av utslippene av mikroplast fra bildekk.



Figur 3 Landbaserte kilder til mikroplast inkluderer oppmalte bildekk som benyttes i kunstgressbaner.

På norske veger blir det benyttet termoplast og polymermaling i vegmerking (Sundt et al. 2014). Trafikk, vegsalt og vær sliter på malingen og store deler kan slites vekk i løpet av noen få sesonger (Sundt et al. 2014). Vegmerking har vist seg å være en betydelig kilde til mikroplast (Horton et al. 2016). Norske utslipp av mikroplast fra slitasje av vegmerking er estimert opp til 320 tonn, forutsatt at all maling slites vekk (Sundt et al. 2014). Plasttyper og materialer som vanligvis benyttes i vegmerking inkluderer SIS (styren-isopren-styren), EVA (etylen-vinyl-acetat), PA (polyamid) og AM (akrylmonomer). Plasttyper som benyttes i maling, blant annet polyuretan (PUR), har blitt påvist i Akerselva i Oslo,

men det er uvisst om dette stammer fra vegmerking (Buenaventura 2017). Vegmerking som kilde til mikroplast har så langt vært lite belyst (Horton et al. 2016; Sundt et al. 2014).

Asfalt kan også inneholde plast. Hovedsakelig består asfalt av steinmaterialer og et bindemiddel kalt bitumen. For å øke asfaltens viskositet og holdbarhet kan bindemiddelet tilsettes polymerer, altså plast. Omtrent 750 tonn polymerer brukes i asfaltbindemidler hvert år. Omtrent 5 % av asfalten som legges på norske veger hvert år er polymermodifisert og prioriteres hovedsakelig på veger med høy trafikk. Slitasje av polymermodifisert asfalt kan være en potensiell kilde til mikroplast, men utslippet antas å være minimalt. Polymerene er integrert i bitumet og frigis trolig ikke som ren polymer, men som en del i PMB-partikler (polymermodifisert bitumen). Det er usikkert hvilke egenskaper partikler fra polymermodifisert asfalt har sammenlignet med partikler fra annen asfalt. Asfalt som kilde til mikroplast har foreløpig ikke vært undersøkt (Sundt et al. 2014). Det er imidlertid stor usikkerhet rundt utslippsestimatene for mikroplast knyttet til veg og trafikk og utslippene kan være både større og mindre enn antatt (Sundt et al. 2016).

2.1.2 Utslipp av mikroplast fra anlegg

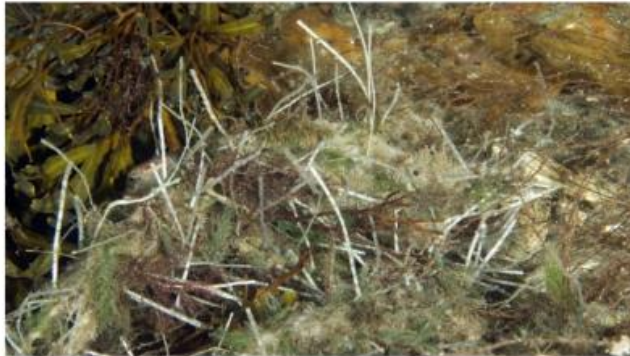
I byggefasen, spesielt i tunnelprosjekter, blir det generert plastavfall (**Fig. 4**). Plast fra tennlunter, fôringsrør, rørladninger og plastfibre fra sprøytebetong blir liggende igjen i fyllingsmasser (Likhosherskaya & Nyembwe 2012; Norconsult 2017; Olsen 2017). Dersom disse massene brukes til utfylling i sjø, er dette potensielle kilder til mikroplast i vannforekomster etter hvert som plastbitene deles opp i mindre biter. Enkelte vegprosjekter har hatt betydelige utslipp av plastfibre fra tunnelmasser (**Fig. 4**). Krav til produkter som brukes i sprengningsarbeid og krav til utfylling av masser i sjø har imidlertid blitt skjerpet (Statens vegvesen 2015) av hensyn til plastforurensning. I flere prosjekter har bruken av plast bevisst blitt redusert ved å erstatte platen med andre materialer. For eksempel blir plastfibre i sprøytebetong erstattet med stålfibre etter kravene i håndbok R761, og flere har gått over til å benytte elektroniske tennsystem noe som gir mindre plastavfall og gjør at platen synker til bunns.

Plastfibrar skaper problem for gigantisk tunnel-prosjekt

Statens vegvesen meiner at entreprenøren AF-gruppa ikkje tar nok omsyn til miljøet under utbygginga Ryfast. Nå er arbeidet med undersjøisk utfylling mellomstanssa, skriv Stavanger Aftenblad. Naturvernforbundet krev at havbotnen blir rydda

Miljøbomber i detonasjonslunter og sprengstein

© 01.05.2017



Denne er plastfiber som blir brukt som armering i sprøytebetong. FOTO: RUDOLF SVENSEN / NATURVERNFORBUNDET I ROSALAND



For et par år siden var det stor dugnad med hjelp fra idrettslag for å fjerne plasten som opprinnelig fra tunnelmasser på Ryfast. Arkivfoto: Øyvind Ellingsen

Vegvesenet vil ha stålkontroll på plast

Nå skal det være slutt på plastfiber fra tunnelmasser som forsurender strender. Stålfiber erstatter plast i sprøytebetong.

av Henriette Erken Busterud

26. oktober 2016 kl. 06.30 8 Liker 48 Tips kollega

Vegvesenet bruker og sprer mindre

26. oktober 2016 Av Henriette Erken Busterud

Plastfiber fra tunnelmasser fra Ryfast stoppet for et par år siden. Store mengder plastfiber infiltrert i tære måtte også fjernes, måtte fjerne tarebelter rundt Stavanger og Ryfylke. Nå er det plast.

Vegvesenet snur i Ryfast-arbeidet

Plastfiber som er brukt i tunnelbyggingen byttes nå ut med stålfiber. Statens vegvesen har hørt på kritikken fra blant annet miljøvernorganisasjoner.



Denne er plastfiber som brukes til armering i sprøytebetong. FOTO: RUDOLF SVENSEN / NATURVERNFORBUNDET I ROSALAND

Vegvesenet har tidligere fjernet store mengder plastfiber som ble infiltrert i tære rundt Stavanger og Ryfylke. Denne plasten kom fra utlagte tunnelmasser fra undersjøiske tunneler i Ryfastprosjektet. Det finnes også andre eksempler der strender har blitt forsuret på grunn av problemer med plast i tunnelmasser som legges i sjø. Nå er det slutt på å bruke slik plast.

Denne artikkelen kan du dele fra **Vegnett**.

Når vi bygger tunneler brukes sprøytebetong for å sikre kvaliteten. For å få betongen sterk nok, har det blitt brukt i flere år. På grunn av at plast fra fyllmasser flyter rundt til av forurengning av kysten er plastfiber i sprøytebetong et stål. Nå er det altså slutt på plast i sprøytebetong i både til lands og vanns. I tillegg vil vi i Tunnel- og betongseksjonen i Torshov.

r i sjøen

nytt betong i havet på tunnelgjulvet og fraktes ut med stein som er sprengt vekk. Tonnevis med sønner fra ulike tunnelprosjekter brukes flere steder i sjø for å vinne land. Overskuddsmasser blir også midlet til andre som også bruker disse til utfylling – et i strandsoner. Plast er lettere enn vann og flyter etter og er vanskelig å holde tilbake. Resultatet er at masse ror på strender.



Plastfiber fra utlagte tunnelmasser i sjø fra Ryfast havnet i havet og forsuret strender rundt Stavanger og i Ryfylke. (Foto: Øyvind Ellingsen)



Figur 4 Utslipp av plastavfall i vegprosjekt. Oppmerksomheten førte til at det ikke lenger benyttes plastfibre i sprøytebetong.

2.2 Spredning av mikroplast fra veg

For å kunne finne metoder for å redusere utslippene av mikroplast fra veg er det nødvendig med kunnskap om spredning av mikroplast og fordelingen i miljøet. Mikroplast kan transporteres via luft eller vann. Det er stor usikkerhet om hvor mikroplasten i vegstøvet ender opp (Sundt et al. 2014). I byene hvor det er høy tetthet av veger og ugjennomtrengelige flater blir store deler av vegstøvet transportert med overvann fra vegen mot havet. Utenfor byene blir vegstøvet i større grad deponert i vegkanten (Sundt et al. 2014). I Nederland er det estimert at 67 % av partiklene fra dekk ender opp i jorda og kun 12 % blir transportert til overflatevann, både direkte til resipienten og via avløpsanlegg (Kole et al. 2017), men forholdene vil trolig være annerledes i Norge på grunn andre topografiske forhold og mer nedbør. Disse estimatene gjelder imidlertid for det totale utslippet av partikler fra dekkslitasje. Det er estimert at omkring halvparten av de totale utslippene av mikroplast fra veger i Norge ender opp i havet (Sundt et al. 2016). Hvordan spredningen av partiklene skjer og hvordan mikroplast fordeler seg i miljøet avhenger i stor grad av plasttype og partiklenes størrelse.

2.2.1 Partikkelstørrelse

Partikkelstørrelse er avgjørende for om mikroplastpartiklene transporteres via luft eller vann og størrelsesfraksjonen av utslippene fra veg er derfor av stor interesse. Undersøkelser av totalutslippet av partikler fra slitasje av dekk, bremses og asfalt viser at størrelsen på partiklene varierer fra noen få nanometer til noen hundre mikrometer (10 nm – 350 µm) (Grigoratos & Martini 2014; Kole et al. 2017). Det er uvisst hvor stor andel av disse partiklene som er mikroplast. Det er estimert at under 10 % av partiklene som dannes ved dekkslitasje er luftbårne partikler og den største andelen er partikler >20 µm som deponeres i vegbanen eller vegkanten (Grigoratos & Martini 2014). Gjennom mekanisk slitasje av trafikken kan partiklene i vegbanen også brytes ned i enda mindre biter og bli mer flyktige. På vegen er det mange faktorer som påvirker slitasjen av dekk og asfalt og størrelsesfordelingen av partiklene, f.eks. temperatur, fuktighet og vegsalt.

Størrelsesfordelingen av partiklene som dannes ved slitasje varierer mellom sommerdekk og vinterdekk, spesielt piggdekk. Størstedelen av luftbårne partikler fra piggdekk på asfalt er 2–8 µm (Gustafsson & Eriksson 2015). Hastighet på kjøretøyet påvirker også slitasjen og partikkelstørrelsen. Høyere fart på kjøretøyet medfører høyere slitasje og større variasjon i partikkelstørrelse for luftbårne partikler (Gustafsson et al. 2008). Ved lav fart vil en større andel av partiklene være innenfor samme størrelsesgruppe (Grigoratos & Martini 2014; Gustafsson et al. 2008). Disse resultatene kommer fra undersøkelser som er gjort i

laboratorier under konstante forhold (hastighet og kurvatur) og skiller ikke mellom mikroplast og andre partikler.

Foreløpig er det svært lite informasjon spesifikt om størrelsesfordelingen av mikroplastpartikler fra veg. Dette kan til dels skyldes at metodene for prøvetaking og undersøkelser av mikroplast ikke er fullstendig utviklet. Hovedutfordringen er å skille plastpartikler fra andre partikler i prøvene da undersøkelsene ofte gjøres i mikroskop. Dette er vanskeligere jo mindre partiklene er og mange studier er derfor begrenset til å forholde seg til partikler > 50–100 µm (Dris et al. 2015). Forekomst av mikroplast < 50 µm er dermed ofte underestimert (Dehghani et al. 2017; Dris et al. 2015). Fordi det er lettere å oppdage plast med sterke farger er også ufarget mikroplast underestimert i mange tilfeller.

Mikroplast i urbane miljø

En stor del av utslipp av mikroplast i urbane miljø antas å komme fra vegrelaterte kilder. Dris et al. (2015) undersøkte forekomst av mikroplast i atmosfærisk nedfall, avløpsvann og overflatevann i Paris (**Tabell 2**). Det ble påvist mikroplast innenfor størrelsesorden 100–5000 µm i alle prøvene hvor over halvparten var over 1000 µm. Det ble funnet høye konsentrasjoner i avløpsvannet sammenlignet med overflatevann, noe som kan tyde på stor påvirkning fra husholdning. Store partikler ble effektivt rensert fra avløpsvannet slik at den største delen av gjenværende mikroplastpartikler var 100–500 µm (Dris et al. 2015). I en undersøkelse av mikroplast i vegstøv var størstedelen av plastpartiklene mellom 100 og 500 µm (Dehghani et al. 2017).

Tabell 2 Størrelsesfordeling og konsentrasjon av mikroplastpartikler i atmosfærisk utfall, ferskvann, avløpsvann og vegstøv.

Kilde	Prøve	Størrelsesfordeling (µm)				Konsentrasjon
		>1000	500–1000	100–500	< 100	
Dris et al. (2015)	Utfall	49 %	29 %	22 %	–	118 partikler m ² /dag
	Planktonnett	48 %	31 %	21 %	–	30 partikler/m ³
	Avløpsvann	45 %	26 %	29 %	–	293 000 partikler/m ³
	<i>Etter rensning</i>	0 %	43 %	57 %	–	35 000 partikler/m ³
Dehghani et al. (2017)	Vegstøv	25,7 %	~ 20 %	48,9 %	~5 %	80–600 partikler/30 g vegstøv

2.2.2 Plasttype og plastens tetthet

Plastens massetetthet, også kalt densitet, påvirker hvor godt plasten flyter og dermed hvor langt partiklene kan transporteres med vann (Nerland et al. 2014). Tettheten varierer mellom plasttypene. Plasttyper med lav tetthet, f.eks. polyetylen (PE) og polypropylen (PP) kan transporteres over store avstander via elver og med havstrømmene og samles langt fra utslippskilden. Plast med høyere tetthet, f.eks. PFTE og polyester, vil i større grad samles nærmere utslippskildene (Sundt et al. 2014). Ved at mikroplastpartiklene koloniseres av alger og mikroorganismer i vannet blir flyteevnen redusert og partiklene kan synke ned i sedimentene (Nerland et al. 2014).

2.3 Håndtering av mikroplast fra veg

Hvor mikroplasten ender opp og hvordan den transporteres avhenger av hvor stor del av utslippene som avsettes i vegkanten og hvor mye som transporteres videre med avrenning. Avrenning fra veg er en stor bidragsyter til forurensning av vannforekomster med hensyn til partikler, metaller, organiske miljøgifter, salt og mikroplast. Renseløsninger som håndterer overvann blir benyttet enkelte steder for å redusere forurensningsbelastningen i vannforekomster. Renseløsninger blir hovedsakelig prioritert ved tunneler med høy trafikk, i byer og på utvalgte strekninger med sårbare resipienter. Mange av miljøgiftene fra veger bindes til partikler og nåværende rensemetoder som skal håndtere forurenset overvann er hovedsakelig utformet for å holde tilbake partikler. Det er antatt at mikroplastpartikler oppfører seg nokså likt andre partikler i miljøet, men det er foreløpig ikke gjort nok forskning på dette. Det er derfor usikkert om dagens renseløsninger er egnet for mikroplast. Effekten av renseløsningene og retensjonen av mikroplast kan tenkes å bli påvirket av flere faktorer:

- Type renseløsning: Sedimentasjon, infiltrasjon, våtmark
- Plassering av utløp i renseløst
- Vannets oppholdstid
- Vannføring
- Saltkonsentrasjon i vannet
- Mikroplastens partikkelstørrelse
- Mikroplastens tetthet (oppdrift)

De fleste veger er ikke tilknyttet noen form for renseløsning annet enn sandfang. Sandfang er laget for å holde tilbake større partikler og holder effektivt tilbake partikler i størrelsesorden 300–500 µm. Partikler fra bildekk er ofte < 100–200 µm (Grigoratos &

Martini 2014; Kreider et al. 2010) og sandfang er derfor trolig lite egnet til å holde tilbake mikroplastpartikler fra bildekk.

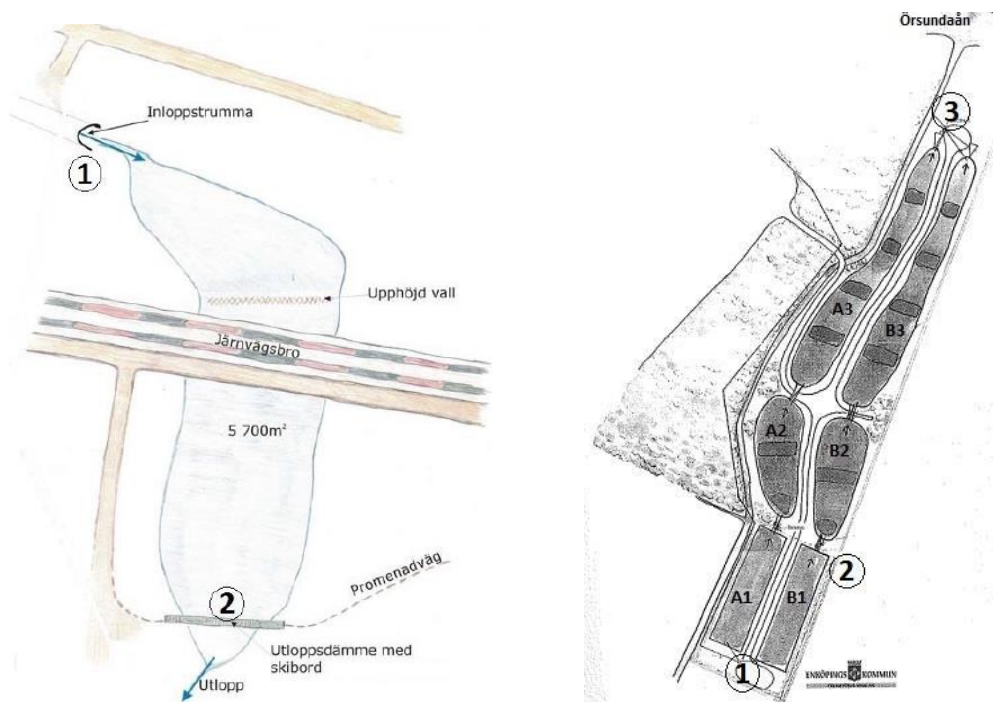
I byene blir ofte avrenningen fra høyt trafikkerte veger samlet opp i sedimentasjonsbasseng der større partikler synker til bunns og sedimenteres. Mikroplastpartikler fra vegmerking har blitt funnet i sedimenter (Bottolfsen 2016; Horton et al. 2016), noe som kan tyde på at sedimentasjonsbasseng kan være aktuelle tiltak for å holde tilbake mikroplast av enkelte plasttyper. I bildekk benyttes en syntetisk gummi som har lavere tetthet enn plasten i vegmerking og det er derfor usikkert om de samme renseløsningene er egnet for mikroplastpartikler fra dekk. Partiklene fra slitasje av bildekk er også mindre ($< 200 \mu\text{m}$) enn partiklene fra vegmerking (1–4 mm) og størrelsen på partiklene vil være av stor betydning for retensjon i sedimenter og hvilke renseløsninger som er egnet.

Partiklenes evne til å sedimentere avhenger av plastens flyteevne og oppholdstiden i f.eks. et rensedbasseng. I havet er begroing av alger og bakterier en viktig faktor som påvirker plastens flyteevne, men oppholdstiden i bassengene er trolig ikke lang nok for at de letteste plastpartiklene kan koloniseres og synke til bunnen. Hvordan flytende mikroplast transporteres gjennom rensedbassenget vil trolig også bli påvirket av plasseringen av utløpet. 46 % av rensedbasseng i Norge har ikke dykket utløp, som gjør at de blant annet ikke er egnet til å håndtere oljebaserte akuttutslipp (Paus et al. 2013), noe som også kan tenkes å gjelde for enkelte typer av mikroplast, avhengig av tetthet og partikkelstørrelse. Tettheten på gummien som brukes i bildekk varierer fra 1,15 til 1,18. Partiklene er altså hovedsakelig tyngre enn både saltvann og ferskvann, slik at renseløsninger som baserer seg på sedimentering av partikler vil kunne være egnet for tilbakeholdelse av mikroplast, noe som også er vist av Jönsson (2016) (**boks 1**). Det er imidlertid usikkert hvordan vegsalt påvirker mikroplastens evne til å sedimentere, men vi vet at vannets tetthet øker med økende saltkonsentrasjon. Om vinteren inneholder avrenning fra vegen store mengder vegsalt noe som potensielt kan påvirke plastens oppdrift. Retensjonen av mikroplastpartikler vil trolig kunne variere mellom sesonger.

Naturlig filtrering i sideterreng og ulike typer av infiltrasjonsløsninger ser også ut til å være lovende for tilbakeholdelse av mikroplast (Sundt et al. 2016). I følge Jönsson (2016) kan renseløsninger i form av våtmarkssystemer og damsystemer være effektive i å holde tilbake mikroplast i størrelsesorden 20–300 μm (**boks 1**). Retensjonsgraden var høyere for systemer med infiltrasjonsflater med vegetasjon. Tibbledammen, som ikke viste signifikant tilbakeholdelse av mikroplast til tross for høy prosentvis retensjon, er mest tilnærmet rensedammene som i størst grad benyttes i Norge i dag (**fig. 5**). Videre undersøkelser er nødvendig for å vurdere hvor godt egnet dagens rensedammer er egnet for tilbakeholdelse av mikroplast eller om det i større grad er behov for å satse på infiltrasjonsløsninger.

Boks 1 : Tilbakeholdelse av mikroplast i fire rensesystemer i Sverige

Retensjon av mikroplast ble undersøkt i fire ulike rensesystemer i Sverige; to damssystemer og to kunstige våtmarkssystemer. Alle rensesystemene, utenom det enkleste damsystemet Tibbledammen, viste statistisk signifikant tilbakeholdelse av mikroplast i størrelsen 20–300 µm (**Tabell 2**). Alle rensesystemene viste likevel høy retensjonsgrad for mikroplastpartikler > 20 µm, noe som kan tyde på at disse tiltakene kan være effektive for å hindre videre spredning av mikroplast fra både overvann og avløpsvann.



Figur 5: Prinsippskisse av de to rensesystemene Tibbledammen (venstre) og Öresundsbro (høyre). Hentet fra: Andersson et al. (2012); Flyckt (2010), se nærmere beskrivelser i Jönsson (2016).

Tabell 3: Konsentrasjon (partikler/l) av mikroplast (MP) 20–300 µm ved innløp og utløp i fire ulike rensesystemer for avløpsvann og overvann i Sverige. Retensjonsgraden er vist i prosent.

Navn	Type system og areal	Mottar vann	MP inn/ut
Korsängen	Meanderende damsystem med infiltrasjonsflate (9 ha)	Overvann (1 700 ha)	10/0,95 (90 %)
Tibbledammen	Rensedam (5,7 ha)	Overvann (649 ha)	7,9/0,15
Öresundsbro	Våtmark med tre dammer (1,6 ha)	Avløpsvann	953/2,7 (99,7 %)
Allhagen	Våtmark med en rekke rensedammer og infiltrasjonsflate (30 ha)	Overvann (100 ha) og avløpsvann	3,6/0,007 (99,8 %)

Kilde: Jönsson, R. (2016). Mikroplast i dagvatten og spillvatten: Avskiljning i dagvattendammar och anlagda våtmarker. Master: Uppsala universitetet. 102 s.

Mikroplastutslippene blir betraktelig redusert hvis vannet går gjennom avløpsanlegg, men ofte er overvann fra veger uønsket i det kommunale avløpet. I en undersøkelse av retensjonsgraden (andelen innkommende partikler som holdes tilbake i renseanlegget) av mikroplast i tre avløpsanlegg i Norge ble 87–99 % av mikroplast i størrelsesorden $\geq 300 \mu\text{m}$ og $\geq 20 \mu\text{m}$ renses fra avløpsvannet, med lavere retensjonsgrad for mindre partikler (Magnusson 2014). Det er usikkert i hvilken grad de fine partiklene i vegavrenning fanges opp da forekomst av disse er vanskelige å undersøke.

Det finnes mange løsninger for rensing av vegavrenning både i og utenfor byene, men det forekommer svært lite kunnskap om disse er egnet for tilbakeholdelse av mikroplast. En kombinasjon av flere tiltak vil trolig være mest gunstig for å redusere mengden som slippes ut i vannforekomstene, men det kan også gjøres tiltak for å redusere mengden som må renses. I byene kan avrenning fra mindre forurensede flater avskjæres fra overvannsledninger som samler opp avrenning fra høytrafikkerte veier for å begrense vannmengdene som må renses.

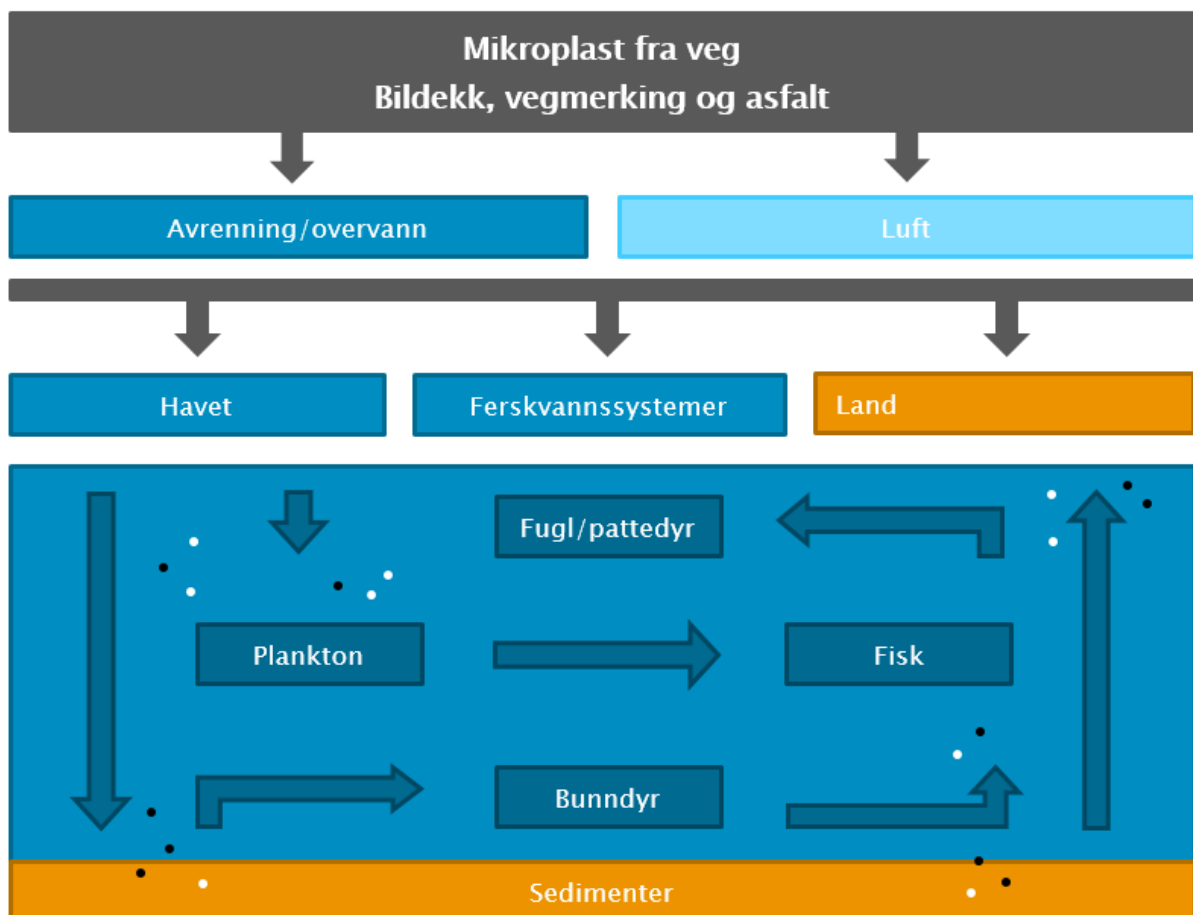
Mepex (Sundt et al. 2016) foreslår en rekke tiltak for å redusere og fange opp utslipp av mikroplast fra veg med et totalt reduksjonspotensiale på opptil 2000 tonn (kap. 6). Ved å innføre gode feie- og renholdsrutiner på vegnettet i byene og på høytrafikkerte veier vil mengden mikroplast i vegavrenningen kunne reduseres. Dette vil også gjøre at den mekaniske slitasjen av partiklene som ligger i vegbanen blir begrenset. Begge disse tiltakene kan kombineres med infiltrasjon- og fordrøyningsløsninger for å ha større kontroll på mengden mikroplast som trenger håndtering. Mye mikroplast kan samles i snø langs vegkantene vinterstid. For å ytterligere begrense hvor mye mikroplast som finner veien ut til resipienter bør dumping av forurenset snø i størst mulig grad unngås.

Et annet tiltak som nevnes er økt fokus på «eco-driving» (Sundt et al. 2016). Ved å holde jevnere fart og mindre start og stopp slites dekkene og asfalten mindre. Andre aktuelle tiltak kan være å sette nye krav til slitestyrken på bildekk og erstatte de syntetiske komponentene med mer miljøvennlige stoffer.

3. Miljøeffekter

3.1 Effekter av mikroplast i næringskjeden

Et av hovedproblemene med mikroplast er at fragmentene er så små at de er biologisk tilgjengelige for organismer i vann. Biotilgjengeligheten av mikroplast avhenger blant annet av fragmentenes størrelse og tetthet (Wright et al. 2013). Små og lette plastpartikler (f.eks. PE) kan bli tatt opp av organismer lavt i næringskjeden som pelagisk plankton og suspensjon- og filterspisere i de øvre vannmassene (fig. 6). Plasttyper med høyere tetthet vil være mer tilgjengelig for bunnlevende organismer. Mikroplast i de frie vannmassene kan koloniseres av alger og bakterier og tiltrekke seg andre partikler slik at lette plasttyper etter hvert også vil synke mot havbunnen. Til tross for at den globale produksjonen av plast har økt, har ikke mengden mikroplast i enkelte havområder økt på samme måte (Beer et al.



Figur 6 Mikroplast fra veger kan transporteres med avrenning og luft til havet og ferskvannssystemer hvor det kan bli tatt opp i næringskjeden. Organismer langt ned i næringskjeden kan ta opp/spise mikroplast. Disse blir videre spist av fisk som igjen kan spises av fugl, andre fisker eller pattedyr. På denne måten kan mikroplast transporteres gjennom næringskjeden (Kilde: Statens vegvesen).

2017), noe som kan tyde på at mikroplasten etter hvert samles på havbunnen og at mengden mikroplast i havbunnsedimenter er mye større enn tidligere antatt (Woodall et al. 2014). Bunndyr som roter i sedimentene etter mat kan virvle opp mikroplast som blir tilgjengelig igjen i vannmassene slik at en får en sirkulasjon av mikroplast i vannet (fig. 6). Inntak av mikroplast har blitt vist for flere organismer, blant annet sjøkreps (*Nephrops norvegicus*) (Murray & Cowie 2011), men vi vet foreløpig lite om konsekvensene av mikroplast i næringskjeden. Mye av det vi vet om effektene kommer fra laboratorieundersøkelser hvor organismene har blitt eksponert for høyere konsentrasjoner av mikroplast enn det som foreløpig har blitt observert i naturen (se: Avseth 2017). Vi vet at inntak av plast hindrer normalt fødeopptak og kan gi skader på fordøyelsessystemet (Nerland et al. 2014). Blant annet har laboratorieundersøkelser av fjæremark (*Arenicola marina*) vist en sammenheng mellom inntak av mikroplast og vekttap (Besseling et al. 2012).

I naturen blir også mikroplast brutt opp i enda mindre biter til såkalt nanoplast (< 1 µm) og selv de aller minste plastbitene kan potensielt skape problemer i næringskjeden. Disse partiklene utgjør trolig størst trussel for de aller minste organismene. Reproduksjonsevnen til vannloppen *Daphnia magna* ble redusert etter eksponering for nanoplast (Besseling et al. 2014).

Mikroplast kan tas opp i næringskjeden og overføres mellom trofiske nivå. Dette ble vist i et laboratorieforsøk med krabber som ble fôret med muslinger som hadde blitt eksponert for mikroplast. Mikroplasten fra muslingene ble funnet igjen i magen og i vevet til krabbene (Farrell & Nelson 2013). Transport av små mikroplastpartikler (<10 µm) ut i sirkulasjonssystemet og vev, gjennom en prosess som kalles translokasjon, har også blitt observert i laboratorieforsøk med invertebrater (Browne et al. 2008; Farrell & Nelson 2013).

Mikroplast ble også nylig påvist i drikkevann (Morrison & Tyree 2017), men hvilke helseeffekter eksponering av mikroplast eventuelt kan ha på mennesker er foreløpig uvisst.

3.2 Mikroplast og miljøgifter

Mikroplast kan inneholde farlige kjemikalier som kan få konsekvenser for miljøet og organismene som får i seg de forurensede partiklene. For å oppnå ønskede materialeegenskaper blir plast tilført ulike kjemikalier under produksjon. I en undersøkelse fra 2013 ble 43 kjemikalier som anses som farlige for helse og miljø funnet i en rekke plasttyper (Hansen et al. 2013). Noen av kjemikaliene som ble påvist i plast inkluderte ftalater og bromerte flammehemmere, som også er oppført på den norske prioritetslisten for kjemikalier. Etter hvert som platen brytes ned kan disse kjemikaliene frigis og lekke ut i miljøet.

Egenskapene til mikroplast gjør at de lett tiltrekker seg miljøgifter, deriblant tungmetaller og hydrofobe organiske forbindelser som persistente organiske miljøgifter (POP) (bla. PCB og DDT) og PAH (Brennecke et al. 2016; Cole et al. 2011; Mato et al. 2001). Mikroplast kan dermed være en vektor for transport av miljøgifter og miljøgiftene kan transporteres til områder som befinner seg langt fra forurensningskilder (Zarfl & Matthies 2010) eller til organismer (Teuten et al. 2009).

Hvilken rolle mikroplast spiller i transport av forurensning fra trafikk er foreløpig uvisst og bør undersøkes nærmere. Dette gjelder spesielt med tanke på forurenset vaskevann i tunneler, hvor store mengder forurenset mikroplast kan skylles ut på en gang og høye konsentrasjoner av miljøgifter kan forekomme i miljøet utenfor. Vegtrafikk er kilde til utslipp av blant annet polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), en gruppe organiske forbindelser som dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale. Tidligere ble også PAH brukt i bildekk, men det har vært forbudt siden 2010. PAH kan transporteres med luft eller bindes til partikler og transporteres med vann, for eksempel overvann fra vegen eller vaskevann fra tunneler. Avrenning fra veger og vaskevann fra tunnelvask kan også inneholde andre stoffer, blant annet sink (Zn), kobber (Cu), aluminium (Al) og bly (Pb).

Foreløpig kan det ser ut til at det ikke er selve platen som utgjør den største trusselen for organismene som spiser mikroplast fordi konsentrasjonene er for lave i miljøet. Snarere er det kjemikaliene som befinner seg i platen og miljøgiftene som kan bindes til partiklene som er av størst bekymring. Dette gjelder spesielt fettløselige miljøgifter som oppkonsentreres i næringskjeden fra de små filtrerende organismene til planktonspisende fisk og videre til rovfisk og fugler. Det er usikkert hvor sterkt miljøgifter bindes til mikroplast fra bildekk og vegmerking sammenlignet med andre organiske partikler, og i hvilken grad miljøgiftene som er bundet til mikroplast blir holdt igjen i renseløsningene. Det er fremdeles mye vi ikke vet og videre undersøkelser er nødvendig.

4. Konklusjon og veien videre

For å redusere utslippene av mikroplast fra veg gjennom renseløsninger for overvann og vaskevann fra tunneler er det nødvendig med mer kunnskap om mikroplastens mobilitet og spredningsevne. Vi mangler generelt en god oversikt over reelle utslippsestimater fra veg (bildekk og vegmerking) og hvilke størrelsesfraksjoner som dominerer i svevestøv og vegavrenning. Partikkelstørrelse er en faktor som er avgjørende for spredning og tilbakeholdelse av mikroplast som vi trenger mer kunnskap om.

Retensjonen av mikroplast i avløpsanlegg har vist seg å være effektiv, men det er usikkert hvorvidt dagens renseløsninger for overvann er egnet for mikroplast. Videre undersøkelser av retensjonsgraden for mikroplast i ulike typer av renseløsninger er nødvendig. Det vil også være relevant å undersøke hvordan mikroplast og miljøgifter bundet til mikroplast blir påvirket av vegsalt med tanke på spredning, nedbrytning, sedimentasjon og ionebytte. Mikroplastens oppdrift blir påvirket av saltkonsentrasjon i vannet og trolig vil effekten av renseløsningene kunne variere mellom sesongene.

For å redusere utslippene direkte fra kilden kan det for eksempel være aktuelt å sette nye kvalitetskrav til slitasjestyrke på bildekk og oppfordre til forskning på mer miljøvennlige løsninger og materialer som erstatter plaststoffer og syntetisk gummi. Tiltak som reduserer mengden plastavfall ved vegbygging og tunnelspregning bør også vurderes, for eksempel gjennom satsning på forskning på materialer som kan erstatte plast i føringsrør og tennlunter.

Foreløpig er de biologiske effektene og helsevirkningene mikroplast har på mennesker ukjent, men det fryktes at eksponering for mikroplast i luft og vann kan ha alvorlige konsekvenser for miljøet og helse. Fokuset vil trolig bli enda større fremover og det skjer mye forskning på temaet.

Forurensning i form av både makro- og mikroplast er et av verdens raskest voksende miljøproblem. Under FNs miljøforsamling i desember 2017 ble det vedtatt en nullvisjon for plast i havet. Over halvparten av mikroplastutslipp i Norge kommer fra vegrelaterte kilder. Statens vegvesen, som sektormyndighet innen vegtransport, er ansvarlig for at avrenning fra veger og tunneler ikke medfører forurensning. Dette inkluderer også mikroplast. I Nasjonal Transportplan (2018–2029) er det lagt opp til at transportsektoren og Statens vegvesen skal jobbe for å øke kunnskapen om mikroplast og utrede tiltak som forhindrer spredning av mikroplast.

5. Litteratur

- Andersson, J., Owenius, S. & Stråe, D. (2012). NOS-dagvatten-Uppfølging av dagvattenanleggninger i fem Stockholmskommuner: Svenskt Vatten Utveckling.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, 62 (8): 1596–1605.
- Avseth, L. M. M. (2017). Hvor farlig er egentlig mikroplast? Tilgjengelig fra: <https://forskning.no/2017/09/plastforurensning-hva-er-egentlig-greia/produsert-og-finansiert-av/norsk-institutt-for-vannforskning> (lest 01.11.2017).
- Beer, S., Garm, A., Huwer, B., Dierking, J. & Nielsen, T. G. (2017). No increase in marine microplastic concentration over the last three decades – A case study from the Baltic Sea. *Science of The Total Environment*.
- Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E. M., Van Den Heuvel-Greve, M. J. & Koelmans, A. A. (2012). Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental science & technology*, 47 (1): 593–600.
- Besseling, E., Wang, B., Lürling, M. & Koelmans, A. A. (2014). Nanoplastic affects growth of *S. obliquus* and reproduction of *D. magna*. *Environmental science & technology*, 48 (20): 12336–12343.
- Bottolfsen, T. (2016). *Microplastics in river sediments, Norway: evaluation of a recent technique for the detection of microplastic particles*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I. & Canning-Clode, J. (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178: 189–195.
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M. & Thompson, R. C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental science & technology*, 42 (13): 5026–5031.
- Buenaventura, N. (2017). *Microplastic pollution in an urban Norwegian river sediment – An investigation of freshwater sediment extraction by elutriation*. Master: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62 (12): 2588–2597.
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á. T., Navarro, S., García-de-Lomas, J. & Ruiz, A. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111 (28): 10239–10244.
- Dehghani, S., Moore, F. & Akhbarizadeh, R. (2017). Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*: 1–12.
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N. & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12 (5): 592–599.
- Farrell, P. & Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177: 1–3.

- Flyckt, L. (2010). Reningsresultat, drifterfarenheter och kostnadseffektivitet i svenska våtmarker för spillvattenrening.
- Gregory, M. R. & Andrady, A. L. (2003). Plastics in the marine environment. *Plastics and the Environment*, 379: 389–90.
- Grigoratos, T. & Martini, G. (2014). Non-exhaust traffic related emissions. Brake and tyre wear PM. *JRC Scientific and Policy Reports*.
- Gustafsson, M., Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Dahl, A., Swietlicki, E., Bohgard, M., Lindbom, J. & Ljungman, A. (2008). Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. *Science of the total environment*, 393 (2): 226–240.
- Gustafsson, M. & Eriksson, O. (2015). *Emission of inhalable particles from studded tyre wear of road pavements: a comparative study*. Statens väg- och transportforskningsinstitut.
- Hansen, E., Nilsson, N., Lithner, D. & Lassen, C. (2013). Hazardous substances in plastic materials. *Hazardous substances in plastic materials*, 148.
- Horton, A. A., Svendsen, C., Williams, R. J., Spurgeon, D. J. & Lahive, E. (2016). Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK-Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine pollution bulletin*, 114 (1): 218–226.
- Jönsson, R. (2016). *Mikroplast i dagvatten och spillvatten: Avskiljning i dagvattendammar oeg inlagda våtmarker*. Master: Uppsala universitet. 102 s.
- Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. & Ragas, A. M. (2017). Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14 (10): 1265.
- Kreider, M. L., Panko, J. M., McAtee, B. L., Sweet, L. I. & Finley, B. L. (2010). Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies. *Science of the Total Environment*, 408 (3): 652–659.
- Likhosherskaya, I. & Nyembwe, K. R. (2012). Spredning av plastfibre fra sprøytebetong: Statens vegvesen. 28 s.
- Magnusson, K. (2014). Mikroskräp i avloppsvatten från tre norske avloppsreningsverk. *Microplastics in wastewater from three Norwegian wastewater treatment plants. IVL Swedish Environmental Research Institute, Report No. C, 71: 19.*
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C. & Kaminuma, T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental science & technology*, 35 (2): 318–324.
- Murray, F. & Cowie, P. R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine pollution bulletin*, 62 (6): 1207–1217.
- Nerland, I. L., Halsband, C., Allan, I. & Thomas, K. V. (2014). Microplastics in marine environments: Occurrence, distribution and effects.
- Norconsult. (2017). Testforsøk – Spredning av plast i sjø fra utfylte tunnelmasser skutt med elektriske tennere: Statens vegvesen Region vest. 56 s.
- Olsen, M. (2017). *Miljøbomber i detonasjonslunter og sprengstein*. Marinbiologene. Tilgjengelig fra: <http://marinbiologene.no/miljobomber-i-detonasjonslunter-og-sprengstein/>.
- Paus, K. A. H., Åsetbøl, S. O., Robbe, S., Ulland, V. & Lausund, E. (2013). Tilstanden til rensbassenger i Norge. 33 s.

- Plastics Europe. (2016). Plastics Europe – Association of Plastics Manufacturers. Tilgjengelig fra: <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2016-15787.aspx?FolID=2> (lest 09.10.17).
- Setälä, O., Fjäder, P., Hakala, O., Kautto, P., Lehtiniemi, M., Raitanen, E., Sillanpää, M., Talvitie, J. & Äystö, L. (2017). Microplastics – A growing environmental risk. New business opportunities combatting microplastics. *SYKE policy brief*. Finnish environment institute.
- Statens vegvesen. (2015). Prosesskode 1 – Standard beskrivelse for vegkontrakter. *Statens vegvesens håndbokserie*: Vegdirektoratet. 240 s.
- Sundt, P., Schulze, P. & Syversen, F. (2014). Sources of microplastic-pollution to the marine environment. *Mepex Report for the Norwegian Environment Agency*.
- Sundt, P., Syversen, F., Skogesal, O. & Schulze, P. E. (2016). Primary microplastic-pollution: Measures and reduction potentials in Norway: Mepex. 117 s.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S. & Yamashita, R. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 364 (1526): 2027–2045.
- Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E. & Thompson, R. C. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, 1 (4): 140317.
- Wright, S. L., Thompson, R. C. & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, 178: 483–492.
- Zarfl, C. & Matthies, M. (2010). Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? *Marine Pollution Bulletin*, 60 (10): 1810–1814.



Statens vegvesen
Vegdirektoratet
Publikasjonsekspedisjonen
Postboks 8142 Dep 0033 OSLO
Tlf: (+47) 22073000
publvd@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

Trygt fram sammen