Mikroplast från däck- och vägslitage

En kunskapssammanställning

Yvonne Andersson-Sköld
Mikael Johannesson
Mats Gustafsson
Ida Järlskog
Delilah Lithner
Maria Polukarova
Ann-Margret Strömvall

vti

Foto: Valentin Agachi, Mostphotos.com

VTI rapport 1028
Utgivningsår 2020
vti.se/publikationer

VTI rapport 1028

Mikroplast från däck- och vägslitage

En kunskapssammanställning

Yvonne Andersson-Sköld

Mikael Johannesson

Mats Gustafsson

Ida Järlskog

Delilah Lithner

Maria Polukarova

Ann-Margret Strömvall

Författare: Yvonne Andersson-Sköld (red.) VTI, Mikael Johannesson (red) VTI, Mats Gustafsson VTI, Ida Järlskog VTI, Delilah Lithner VTI, Maria Polukarova VTI, Ann-Margret Strömvall Chalmers tekniska högskola
Diarienummer: 2018/0038-7.2
Publikation: VTI rapport 1028
Utgiven av VTI, 2020

Referat

Denna kunskapssammanställning handlar om mikroplast från vägtrafikens däck- och vägslitage. Eftersom kunskapen om mikroplaster från vägtrafiken är begränsad samtidigt som däckslitage bedöms vara den största källan till utsläpp av mikroplast i Sverige, gav regeringen inom ramen för sitt arbete med plast och mikroplast Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI) i uppdrag att under 2018–2020 ta fram och sprida kunskap om mikroplast från vägtrafiken. Varje kapitel i denna rapport sammanfattar befintlig kunskap om mikroplast från vägtrafiken avseende en eller flera aspekter. Dessa aspekter är: källor, spridning och förekomst; miljö- och hälsoeffekter samt risker; egenskaper och kemisk sammansättning; däck- och vägslitage; provtagningsmetoder; analys- och provberednings-metoder samt åtgärder. Dessutom finns ett kapitel med sammanfattande slutsatser och allra sist ett kapitel om forsknings-, utvecklings- och utredningsbehov.

Syftet med rapporten är att den ska utgöra ett underlag för att minska emissioner och spridning av mikroplast från vägtrafiken. Ett mål med rapporten är att sammanställa och sprida kunskap om mikroplast från däck- och vägslitage och att redogöra för nuvarande kunskapsläge. Ytterligare ett mål är att identifiera kunskaps- och forskningsbehov avseende mikroplast från vägtrafiken.

Underlaget till denna kunskapssammanställning utgörs av vetenskapliga artiklar och rapporter samt facklitteratur och information från branschen och från experter.

Titel:	Mikroplast från däck- och vägslitage. En kunskapssammanställning
Författare:	Yvonne Andersson-Sköld (VTI, https://orcid.org/0000-0003-3075-0809) Mikael Johannesson (VTI, https://orcid.org/0000-0002-6124-8443) Mats Gustafsson (VTI, https://orcid.org/0000-0001-6600-3122) Ida Järlskog (VTI, https://orcid.org/0000-0003-4815-8299) Delilah Lithner (VTI, https://orcid.org/0000-0002-5637-2028) Maria Polukarova (VTI, https://orcid.org/0000-0003-0491-1365) Ann-Margret Strömvall (Chalmers tekniska högskola, https://orcid.org/0000-0002-6470-9073)
Utgivare:	VTI, Statens väg- och transportforskningsinstitut www.vti.se
Serie och nr:	VTI rapport 1028
Utgivningsår:	2020
VTI:s diarienr:	2018/0038-7.2
ISSN:	0347–6030
Projektnamn:	MPR WP4 – kunskapssammanställningar
Uppdragsgivare:	Regeringsuppdrag
Nyckelord:	Mikroplast, däckslitage, vägslitage, däckpartiklar, vägmarkering, polymermodifierad bitumen, kemisk analys, provberedning, provtagning, källor, spridning, förekomst, risk, miljöeffekt, åtgärder
Språk:	Svenska
Antal sidor:	138

Abstract

This literature review concerns microplastics from tyre and road wear caused by road traffic. As there is limited knowledge about microplastics in general, and microplastics from road traffic in particular, the Swedish Government has asked the Swedish National Road and Transport Research Institute (VTI) to, during 2018-2020, develop and disseminate knowledge about microplastics from road traffic. The chapters in this report summarises existing knowledge about microplastics from road traffic with respect to the following aspects: sources, spread and occurrence; effects on and risk to the environment and human health; characteristics and chemical composition; tyre and road wear; sampling methods; analysis and sample preparation; measures. The report also includes a chapter with overall conclusions, and a chapter about further research, development and investigation needs.

The purpose of this report is to provide a basis for reducing the generation and spread of microplastics from road traffic. One aim of the report is to collate and disseminate knowledge about microplastics generated by tyre and road wear, and to review the current level of knowledge. A second aim is to identify knowledge gaps and research requirements in relation to microplastics from road traffic. This literature review is based on a review of scientific articles and reports, as well as technical literature and some information from experts and industry.

Title:	Microplastics from tyre and road wear – a literature review
Author:	Yvonne Andersson-Sköld (VTI, https://orcid.org/0000-0003-3075-0809) Mikael Johannesson (VTI, https://orcid.org/0000-0002-6124-8443) Mats Gustafsson (VTI, https://orcid.org/0000-0001-6600-3122) Ida Järlskog (VTI, https://orcid.org/0000-0003-4815-8299) Delilah Lithner (VTI, https://orcid.org/0000-0002-5637-2028) Maria Polukarova (VTI, https://orcid.org/0000-0003-0491-1365) Ann-Margret Strömvall (Chalmers tekniska högskola, https://orcid.org/0000-0002-6470-9073)
Publisher:	Swedish National Road and Transport Research Institute (VTI) www.vti.se
Publication No.:	VTI rapport 1028
Published:	2020
Reg. No., VTI:	2018/0038-7.2
ISSN:	0347–6030
Project:	MPR WP4 – literature review
Commissioned by:	The Swedish Government
Keywords:	Microplastic, tyre wear, road wear, tyre particles, road marking, polymer modified bitumen, chemical analysis, sample preparation, sampling, sources, spread, occurrence, risk, environmental effect, measures
Language:	Swedish
No. of pages:	138

Förord

Kunskapen om mikroplaster är begränsad, särskilt den från vägtrafiken, samtidigt som däckslitagepartiklar bedöms vara den största källan till utsläpp av mikroplast i Sverige. Därför gav regeringen Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI) i uppdrag att under 2018–2020 ta fram och sprida kunskap om mikroplast från vägtrafiken. Denna kunskapssammanställning är en del av detta uppdrag. Syftet med rapporten är att den ska utgöra ett underlag för att minska emissioner och spridning av mikroplast från vägtrafiken. Ett mål med rapporten är att sammanställa och sprida kunskap om mikroplast från däck- och vägslitage och att redogöra för nuvarande kunskapsläge. Ytterligare ett mål är att identifiera kunskaps- och forskningsbehov avseende mikroplast från vägtrafiken.

Linköping, februari 2020

Yvonne Andersson-Sköld	*Mikael Johannesson*
Projektledare	*Redaktör*

Kvalitetsgranskning

Granskningsseminarium har genomförts 27 juni 2019 och 1 juli 2019 där Sondre Meland, NIVA, respektive Martin Hassellöv, Göteborgs universitet, var lektörer för olika delar av rapporten. Rapportförfattarna har genomfört justeringar av slutligt rapportmanus. Forskningschef Mattias Haraldsson har därefter granskat och godkänt publikationen för publicering 16 januari 2020. De slutsatser och rekommendationer som uttrycks är författarnas egna och speglar inte nödvändigtvis myndigheten VTI:s uppfattning.

Quality review

Review seminar was carried out on 27 June 2019 and 1 July 2019 where Sondre Meland, NIVA, and Martin Hassellöv, University of Gothenburg, reviewed and commented on different parts of the report. The authors have made alterations to the final manuscript of the report. The research director Mattias Haraldsson examined and approved the report for publication on 16 January 2020. The conclusions and recommendations expressed are the authors' and do not necessarily reflect VTI's opinion as an authority.

Innehållsförteckning

Definitioner och förkortningar **9**

1. Introduktion **21**

1.1. Syfte och mål 22
1.2. Avgränsningar 22
1.3. Metod 23
1.4. Rapportens innehåll 23

2. Källor, spridning och förekomst **24**

2.1. Källor och partikelbildning 24
2.2. Faktorer som styr förekomst och spridning i miljön 25
2.3. Förekomst av däck- och vägslitagepartiklar i miljön 32
2.4. Nedbrytning 36
2.5. Slutsatser 36

3. Miljö- och hälsoeffekter samt risker **38**

3.1. Kunskap om effekter och risker 38
3.2. Effekter på organismer 40
3.3. Egenskaper och kemisk sammansättning kopplad till toxicitet 46
3.4. Kunskap som krävs för att bedöma riskerna med mikroplast 47
3.5. Slutsatser 48

4. Egenskaper och kemisk sammansättning **49**

4.1. Plast, elastomer eller både och? 49
4.2. Materialtyper bland mikroplaster från vägtrafik 50
4.3. Fysikalisk och kemisk karaktärisering av däck- och vägsslitagepartiklar samt gummigranulat 50
4.4. Toxikologisk information om ämnen i däck 52
4.5. Kemisk sammansättning av däckets slitbana (gummidelen) 52
4.6. Kemisk sammansättning av vägmarkeringsprodukter 54
4.7. Kemisk sammansättning av bitumen, polymermodifierad bitumen och plastvägar 59
4.8. Slutsatser 61

5. Däck- och vägslitage **63**

5.1. Faktorer som påverkar däckslitage 63
5.2. Faktorer som påverkar slitage av bitumen och vägmarkering 65
5.3. Olika sätt att beräkna däckslitage 65
5.4. Betydelsen av dubbdäcksanvändning 65
5.5. Betydelsen av trafikens och fordonsflottans sammansättning och utveckling 66
5.6. Slutsatser 66

6. Provtagningsmetoder **67**

6.1. Tre typer av provtagning 67
6.2. Däck och däckpartiklar 68
6.3. Vägmarkeringar 72
6.4. Vägdamm på vägyta 72
6.5. Jord 75
6.6. Deposition 75
6.7. Partiklar i luft 76
6.8. Avrinning från väg 77
6.9. Dräneringsanläggningar och dagvattendammar 79

6.10. Bottensediment 80
6.11. Ytvatten 81
6.12. Slutsatser 82

7. Analys- och provberedningsmetoder 83

7.1. Övergripande om analysmetoder 83
7.2. Provberedning 85
7.3. Ljusmikroskopi 86
7.4. Mikrospektroskopiska metoder 87
7.5. Gaskromatografiska masspektrometriska metoder 91
7.6. Slutsatser 94

8. Åtgärder 95

8.1. Källreducerande åtgärder 95
8.2. Minskad spridning av redan emitterade partiklar av mikroplast 98
8.3. Slutsatser 102

9. Sammanfattande slutsatser 104

10. Forsknings-, utvecklings- och utredningsbehov 108

Referenser 111

Bilaga A. Sammanställning av akvatiska toxicitetstest på däckpartiklar 131

Definitioner och förkortningar

Asfalt består av en blandning av aggregat, t.ex. krossat berg (stenmaterial), sand, grus eller slagg, och bindemedel, oftast av bitumen. Asfalt kan även innehålla tillsatsmedel.

Bitumen är det mest använda bindemedlet för att binda aggregat (t.ex. stenmaterial) i asfalt och är vid rumstemperatur en termoplastisk mörkbrun till svart fast eller viskös vätska. Bitumen är en mycket komplex blandning av kolväteföreningar av relativt hög, men varierande, molekylvikt som produceras genom destillation av råolja, men som även förekommer i naturliga avsättningar.

$CaCl_2$ är den kemiska beteckningen för kalciumklorid. Kalciumkloridlösning kan användas för provberedning genom densitetsseparation.

Densitetsseparation är en metod som används för provberedning t.ex. för att separera plastpartiklar fån komponenter med annan densitet, tex tyngre stenmaterial, se vidare avsnitt 7.2. Densiteten hos olika däck- och vägmaterial finns sammanställd i avsnitt 2.2.1.

Däck består av ett yttre gummiskikt (slitbana och sidoväggar) som innehåller elastomerer av härdplasttyp, flera inre lager av olika textilier och stål och ett inre gummiskikt.

Däck- och vägslitagepartiklar är partiklar som har genererats vid körning antingen i vägsimulator eller på väg utomhus. Partiklarna utgörs av däckslitagepartiklar och vägslitagepartiklar. Såväl i svensk som engelsk litteratur hänvisas ofta till TRWP från engelskans Tyre and Road Wear Particles.

Däckslitbanan är den gummidel av däcket som ger grepp och dragkraft på vägen och det är från denna del som däckslitagepartiklar (dvs. gummipartiklar) genereras under körning.

Däckslitbanepartiklar är partiklar som har genererats på laboratorium exempelvis med en roterande slipanordning, en rasp eller med malning efter frysning. Partiklarna består enbart av gummimaterial från däckets slitbana. I engelsk litteratur hänvisas ibland till TP (från engelskans Tread Particles).

Däckslitagepartiklar är partiklar som har genererats vid körning antingen i vägsimulator (med asfalt- eller betongkassetter) eller på väg utomhus. Partiklarna består av gummi från däckets slitbana med inslag av partiklar från vägen på gummipartiklarnas yta. I engelsk litteratur hänvisas oftast till TWP (från engelskans Tyre Wear Particles), men ibland även till TP (från engelskans Tyre Particles).

Elastomerer, även kallade elaster, är polymerer med egenskapen att kunna töjas avsevärt utan att materialet brister, och att de ursprungliga dimensionerna återtas, när belastningen upphör.

GC-MS är den engelska förkortningen för gaskromatografi med masspektrometri som är en analysmetod. Se vidare avsnitt 7.5.

Gummi är ett elastiskt material som antingen framställs av latex från gummiträdet (och kallas då naturgummi) eller framställs syntetiskt av olika kemiska ämnen. Under vulkaniseringen övergår gummit från en flytande till en fast, men elastisk form, genom tvärbindning av polymerkedjorna. Polymererna i gummi är elastomerer av härdplasttyp. Utöver polymerer ingår fyllmedel (bl.a. kimrök) och tillsatskemikalier.

KBr är den kemiska beteckningen för kaliumbromid. Kaliumbromidlösning kan användas för provberedning genom densitetsseparation.

FTIR är den engelska förkortningen för Fouriertransform infraröd spektroskopi (Fourier Transform Infrared Spectrometry). Det är en avancerad form av infraröd spektroskopi, vilket idag är industristandard.

µ-FTIR är den engelska förkortningen för mikro-Fouriertransform infraröd spektrometri (Micro-Fourier Transform Infrared Spectrometry). Det är en utveckling av FTIR som bland annat används för att bestämma molekylstrukturer hos polymerer och organiska föreningar. Se vidare avsnitt 7.4.2.

Mikroplast definieras vanligtvis som plastpartiklar som är mindre än 5 mm. Ibland, ingår även en nedre gräns på 0,1 eller 1 µm. Partiklar som är mindre än denna nedre gräns kan då kallas nanoplast.

Plast är en materialgrupp som innehåller en stor mängd material med olika tillämpningsområden. I denna rapport innefattas polymera material som består av termoplastiska polymerer eller härdplastpolymer samt tillsatskemikalier, vilket därmed inkluderar gummi (däck), vägmarkeringar och polymermodifierad bitumen. Härdplast är plast som inte kan smältas ned eller formas om efter att den har tillverkats. Termoplast kan både smältas ned och formas om efter tillverkning.

NaCl är den kemiska beteckningen för natriumklorid som kan användas för provberedning genom densitetsseparation. Se vidare avsnitt 7.2.

NaI är den kemiska beteckningen för natriumjodid som kan användas för provberedning genom densitetsseparation. Se vidare avsnitt 7.2

Nanoplast används för att särskilja större mikroplastpartiklar från mycket små plastpartiklar. När denna uppdelning görs betraktas nanoplastpartiklar som partiklar som är mindre än 0,1 µm eller 1µm.

PAH är den engelska förkortningen för polycykliska aromatiska kolväten (polycyclic aromatic hydrocarbons) som är en grupp av ämnen som består av två eller fler aromatiska ringar. Det är den idag största kända gruppen av cancerogena ämnen.

PCB är den engelska förkortningen för polyklorerade bifenyler. PCB är ett samlingsnamn för likartade miljö- och hälsoskadliga ämnen som innehåller olika mycket klor bundet till bifenyl. Bifenyl är en förening som består av två aromatiska ringar.

PCDD är den engelska förkortningen för polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner. Det finns 75 ämnen i gruppen polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner. Ibland sammanfattas PCDD och PCDF lite oegentligt som ”dioxiner”. De bildas bl.a. vid förbränning av organiskt material tillsamman med material som innehåller klor t.ex. PVC-plast.

PCDF är den engelska förkortningen för polyklorerade dibensofuraner. Det finns 135 ämnen i gruppen polyklorerade dibensofuraner.

PE är förkortningen för polyeten som är en termoplast och en av de mest använda plasterna. Den används framför allt i produkter som köksredskap, leksaker, rör, kablar, plastpåsar, plastfolie och flaskor.

PET är förkortningen för polyetentereftalat som är en polyester och en termoplast och en av de mest använda plasterna. Den används främst som syntetisk textilfiber och i plastflaskor.

PM_{10} och **$PM_{2.5}$** (från engelskans Particulate Matter) är två mått på inandningsbara partiklar. Förenklat anger dessa mått, koncentrationen av partiklar i luften som är mindre än 2,5 respektive 10 mikrometer (µm) i diameter.

Polymer är en, syntetisk eller naturlig, kemisk förening som består av mycket långa kedjor uppbyggda av mindre repeterande enheter, sk monomerer. Begreppet oreagerade monomer används för att beteckna monomerer som inte har polymeriserats och begreppet ursprungsmonomerer används i sammanhang som rör nedbrytning av polymeren till sina ursprungliga monomerer.

Polymermodifierad bitumen är bitumen som innehåller tillsatser av antingen termoplastiska polymerer, termoplastiska elastomerer, härdplastpolymerer eller elastomerer av härdplastpolymer. Polymererna kan ha tillsatts till bitumenprodukten före blandning med aggregat (av t.ex sten), eller till upphettade aggregat före blandning med bitumen, eller under blandning av asfaltmassa (bitumen och aggregat).

POP är den engelska förkortningen för långlivade organiska föroreningar. Beteckningen kommer från engelskans Persistent Organic Pollutants.

PP är en beteckning för polypropen (polypropylen) som är en termoplast och en av de mest använda plasterna. Den används i produkter som matbehållare, förpackningar, leksaker, möbler och textilier.

PVC är den engelska förkortningen för polyvinylklorid som är en termoplast och en av de mest använda plasterna i världen. PVC är i grunden en så kallad styv (hård) plast som används i vatten- och avloppsrör, hårda platsleksaker och vinylskivor. Merparten av de mjukgörare som används i plastmaterial går till tillverkningen av mjuk PVC som bland annat används i slangar, golv, höljen till elektriska kablar, mjuka plastleksaker och i sjukvårdsmaterial som blodpåsar.

SEM är en förkortning för svepelektronmikroskopi som är en analysmetod. Se vidare avsnitt 7.4.1.

SEMEDS eller **SEMEDX** är svepelektronmikroskopi med energidispersiv röntgenanalys (som på engelska förkortas EDS eller EDX). Se vidare avsnitt 7.4.1.

SPT är en förkortning för engelskans sodium polytungstate som är ett volframsalt som kan användas för provberedning genom densitetsseparation.

Städmaskin är en maskin för gaturenhållning, även kallad gatusopningsmaskin. Maskinen är oftast försedd med borstar som hjälper till att avlägsna och samla in damm från vägytan. Se vidare avsnitt 8.2.3.

WDS (Wet dust sampler) är en provtagningsutrustning för vägdammsprovtagning. Se vidare avsnitt 6.1.

Väg används i rapporten för vägar i såväl detaljplanelagd tätortsmiljö (där de ofta benämns gator) som vägar utanför tätortsmiljö.

Vägslitagepartiklar är partiklar som har genererats vid körning antingen i vägsimulator eller på väg utomhus. Partiklarna utgörs av partiklar som slitits loss från vägens asfalt- eller betongbeläggning samt från vägmarkeringar och kan vara förorenad av andra partiklar som deponerats på vägen.

Vägdamm är den samlade partikelfraktionen på vägen som kan bestå av slitage från väg (vägbeläggning och vägmarkering) och fordon (t.ex. bromsbelägg, däck och dubbar), utsläpp från fordon, atmosfärisk deposition och andra partiklar som t.ex. organiskt material från omgivande vegetation som hamnar på vägen.

Vägmarkeringsprodukter används på vägen för att reglera, varna och vägleda trafiken. De består av plastpolymerer, pigment, fyllmedel och tillsatser, och ofta tillsätts också glaspärlor för att erhålla reflekterande egenskaper.

Sammanfattning

Mikroplast från däck- och vägslitage. En kunskapssammanställning

Yvonne Andersson-Sköld (VTI), Mikael Johannesson (VTI), Mats Gustafsson (VTI), Ida Järlskog (VTI), Delilah Lithner (VTI), Maria Polukarova (VTI) och Ann-Margret Strömvall (Chalmers tekniska högskola)

Denna kunskapssammanställning handlar om mikroplast från vägtrafiken. Partiklarna bildas genom slitage av däck och vägbana. Den helt dominerande delen av mikroplastpartiklar från vägtrafiken utgörs av däckslitagepartiklar. Utifrån nuvarande kunskap, och kartläggning av källor till mikroplast i Sverige, kan det antas att minst hälften av de svenska utsläppen av mikroplast utgörs av däckpartiklar. Mikroplastpartiklar bildas också vid slitage av vägmarkeringar (t.ex. vägfärg) och av vägbeläggning om den innehåller polymermodifierad bitumen. Andra vägtrafikrelaterade källor till mikroplast som inte är kopplade till däck- och vägslitage, såsom krockade fordon, nedskräpning och slitage från vissa typer av bromsbelägg, ingår inte i kunskapssammanställningen.

Eftersom kunskapen om mikroplaster från vägtrafiken är mycket begränsad samtidigt som vägtrafiken är en stor källa, gav regeringen Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI) i uppdrag att under 2018–2020 ta fram och sprida kunskap om mikroplast från vägtrafiken. Uppdraget är ett led i regeringens arbete att nationellt och internationellt genomföra insatser för att minska problemen med plast i miljön.

Forskningsstudier har visat på stor spridning av mikroplast i miljön. Mikroplast har påträffats i vatten och sediment i hav, sjöar och vattendrag. Det har också påträffats i slam från avloppsreningsverk, i dagvatten, i jord, i växter, i inomhus- och utomhusluft, i mat och dryck, och i många olika organismer, även i människor. Förekomst av specifikt däckslitagepartiklar har påvisats i vägdamm, luft, vattendrag, dagvatten och i olika sediment, t.ex. på den svenska västkusten, men studierna är så få att det är omöjligt att veta vad som är normala, höga eller låga halter i olika media. Studier om förekomst i avloppsslam, terrestra miljöer (förutom trafikmiljöer) och i organismer i naturen saknas.

Det finns inte tillräckligt med kunskap för att bedöma vilka miljö- och hälsoeffekter som exponeringen för nuvarande halter av mikroplaster i miljön medför. Det faktum att utsläppen av mikroplast från däck- och vägslitage är mycket stora och ökar i och med att vägtrafiken ökar, att partiklarna sannolikt är svårnedbrytbara i miljön och att partiklarna och miljö- och hälsofarliga ämnen i partiklarna kan påverka organismer negativt bedöms dock vara tillräckligt för att motivera att åtgärder vidtas.

Syftet med rapporten är att den ska utgöra ett underlag för att minska emissioner och spridning av mikroplast från vägtrafiken. Ett mål med rapporten är att sammanställa och sprida kunskap om mikroplast från däck- och vägslitage och att redogöra för nuvarande kunskapsläge. Ytterligare ett mål är att identifiera kunskaps- och forskningsbehov avseende mikroplast från vägtrafiken.

Varje kapitel i denna rapport sammanfattar befintlig kunskap om mikroplast från däck- och vägslitage avseende en eller flera aspekter. Dessa aspekter är: källor, spridning och förekomst; miljö- och hälsoeffekter samt risker; egenskaper och kemisk sammansättning; däck- och vägslitage; provtagningsmetoder; analys- och provberedningsmetoder samt åtgärder. Dessutom finns ett kapitel med sammanfattande slutsatser och ett kapitel om forsknings-, utvecklings- och utredningsbehov.

Det finns få studier om mikroplast från vägtrafiken och de som finns handlar nästan uteslutande om slitagepartiklar från däck. Studier om slitagepartiklar från vägmarkeringar och polymermodifierad bitumen saknas i princip helt. Minst är kunskapen om de minsta partiklarna, de i nanostorlek.

Denna kunskapssammanställning visar att kunskap om mikroplast från däck- och vägslitage saknas nästan helt eller är mycket bristfällig inom många områden. Bristen på kunskap är således omfattande

vad gäller vilka mängder av mikroplastartiklar som emitteras genom slitage av däck, vägar och vägmarkering, i vilka storlekar partiklarna genereras, hur de sprids och eventuellt förändras i miljön, i vilka halter de förekommer i olika miljöer, vilken exponering som människor och miljö utsätts för och vilken miljö- och hälsofara som exponeringen kan medföra.

Det saknas standarder för att t.ex. samla in, bereda och analysera prov av mikroplast. Det gör det svårt och ibland omöjligt att jämföra olika resultat. Det är ett stort problem eftersom det finns förhållandevis få studier och de är tidsödande och kostsamma att genomföra. Om det hade funnits standarder på nämnda områden så skulle vi snabbare och till en lägre kostnad kunna få den kunskap vi behöver för att bedöma vilka risker mikroplastpartiklar från vägtrafiken utgör för människors hälsa och för miljön.

Vidare finns det stora kunskapsbrister om olika metoder som kan begränsa uppkomsten och spridningen av mikroplast från vägtrafiken och hur effektiva de är. I kombination med ovan nämnda kunskapsbrister innebär det att vi saknar kunskap för att på sakliga grunder kunna göra väl underbyggda prioriteringar mellan olika styrmedel och åtgärder och bedöma hur kostnadseffektiva olika åtgärder är.

Även om kunskapsbristen är stor visar kunskapssammanställningen också att det finns viktig kunskap varav en del sammanfattas nedan:

- En stor andel av däckslitagepartiklarna utgörs av relativt stora partiklar, större än 20 mikrometer och bedöms därför huvudsakligen deponeras på eller nära vägen. En stor del av spridningen av däckpartiklarna sker därför genom avrinning från vägbanan, fordonsrörelse och vind, snöröjning och vägrenhållning. En mindre del, upp till 10 procent, bedöms utgöras av luftburna partiklar.
- Av de få toxicitetstest (akuta och kroniska) som har genomförts är det främst giftigheten på lakvatten från däckslitbanepartiklar som har studerats med vattenlevande organismer. Dessa visar att giftiga ämnen lakas ut och att halten som ger upphov till effekter på testorganismer varierar mycket både mellan olika däck och olika studier. De två studier som finns om förtäring visar att organismerna äter partiklarna och att partiklarna utsöndras via avföringen.
- Mikroplastpartiklar från däck, vägmarkeringar och polymermodifierad bitumen uppvisar stor variation i fysikaliska egenskaper som exempelvis form, storlek och densitet. Dessutom varierar den kemiska sammansättningen. Detta påverkar hur de beter sig i miljön och den potentiella risk de utgör för människor och miljö.
- Det finns en rad faktorer som påverkar däckslitaget utöver själva däcken. Några av de viktigaste är last, däcktryck, hjulinställningar, fordonshastighet, förarbeteende och vägbanans egenskaper.
- De analys- och provberedningsmetoder som finns för däck- och vägslitagepartiklar är komplicerade och tidskrävande och kan endast utföras av ett fåtal experter. Det innebär att de är kostsamma och att det kan vara svårt att få analyser utförda. Utvecklingsarbete bedrivs såväl i Sverige som internationellt för att automatisera och förenkla såväl beredningen som analyserna av prov.
- Exempel på åtgärder som minskar uppkomsten av mikroplast från vägtrafiken är de som begränsar trafikarbetet, sänker hastigheterna, minskar användningen av dubbdäck, leder till lugnare körbeteende, innebär en övergång till lättare fordon, medför att däcktrycket är optimalt och att hjulinställningen är optimal och minskar vägytans ojämnhet på mikronivå.
- Vissa av åtgärderna kan samtidigt ge andra vinster som t.ex. minskade utsläpp av luftföroreningar och växthusgaser, minskat buller, minskad energiåtgång, minskat vägslitage, mindre trängsel och färre allvarliga olyckor och skulle därför kunna motiveras också av andra skäl än att de bidrar till minskade utsläpp av mikroplast.

- Åtgärder som minskar spridningen av mikroplast från vägtrafiken till vattenmiljöer är t.ex. dagvattenanläggningar och olika filtersystem. Av vägdagvattenanläggningarna i Sverige är cirka 80 procent dammar vilka har visat sig kunna avskilja 90–100 procent av mikroplastpartiklar större än 20 µm.
- Avskiljningsgraden för mikroplastpartiklar varierar mellan olika avloppsreningsverk. I tre svenska avloppsreningsverk var avskiljningsgraden mellan 70 och 90 procent för partiklar större än 20 µm och över 99 procent för partiklar större än 300 µm. I ett annat svenskt avloppsreningsverk var avskiljningsgraden över 99 procent för partiklar större än 10 µm. Inga studier har genomförts specifikt för däck- eller vägslitagepartiklar.

Två av de mest grundläggande frågorna ur ett policyperspektiv är:

- Utgör människors och miljöns nuvarande och eventuella framtida exponering för mikroplastpartiklar från vägtrafiken ett påtagligt miljö- eller hälsoproblem? Om så är fallet hur stort är detta problem?
- Vad finns det för åtgärder som på ett kostnadseffektivt sätt kan minska miljö- eller hälsopåverkan från mikroplast från däck- och vägslitage?

För att besvara den första frågan behöver det bl.a. göras effektstudier i laboratoriemiljö som undersöker hur olika organismer i olika media påverkas av olika halter och olika typer av mikroplast från vägtrafiken. Vi behöver också veta vilka halter som förekommer i olika delar i miljön för att kunna bedöma vilken exponering som olika organismer utsätts för. Utifrån laboratoriestudierna och kunskap om halter och exponering i miljön kan man sedan bedöma miljöpåverkan.

För att besvara den andra frågan behöver vi identifiera och utvärdera olika åtgärder. Kunskap krävs bl.a. om effektsamband för olika åtgärder, dvs. kunskap om hur mycket en åtgärd minskar emissionerna eller spridningen av olika mikroplastpartiklar.

Underlaget till denna kunskapssammanställning utgörs av vetenskapliga artiklar och rapporter samt facklitteratur och information från branschen och från experter.

Summary

Microplastics from tyre and road wear – a literature review

by Yvonne Andersson-Sköld (VTI), Mikael Johannesson (VTI), Mats Gustafsson (VTI), Ida Järlskog (VTI), Delilah Lithner (VTI), Maria Polukarova (VTI) and Ann-Margret Strömvall (Chalmers University of Technology)

This literature review concerns microplastics generated by road traffic. Particles are produced as a result of tyre and road surface wear. The vast majority of all microplastic particles from road traffic are tyre wear particles, however, particles are also generated as a result of the wear of road markings (e.g. road paint) and of the road surfacing, which may contain polymer modified bitumen. Based on present knowledge and mapping of microplastic sources in Sweden, it can be assumed that at least half of the Swedish microplastic emissions are tyre wear particles. Other traffic related sources of microplastics which are not related to tyre and road wear, such as crashed vehicles, littering and wear from certain brake pads, are not included in this report. The report is also published in English (VTI rapport 1028A).

As there is limited knowledge about microplastics from road traffic, and tyre wear is assessed as the largest source of microplastic emissions in Sweden, the Swedish Government has asked the Swedish National Road and Transport Research Institute (VTI) to (during 2018-2020) develop and disseminate knowledge about microplastics from road traffic. The assignment is part of the government's work to implement national and international efforts to reduce the problems of plastic in environment.

Scientific studies have shown that microplastics in general are widespread in the environment. Microplastics have been found in water and sediments from oceans, lakes, and watercourses. They have also been found in sludge from wastewater treatment plants, in stormwater, in soil and vegetation, in indoor and outdoor air, in food and drink, and in many different organisms, including humans. The presence of tyre wear particles has been demonstrated in road dust, air, waterways, stormwater and different sediments, including on the west coast of Sweden, however, as the number of studies is very small it is not possible to know what represents normal, high, or low levels in different media. There are no studies on the presence of these particles in sewage sludge, terrestrial environments (except in traffic environment), or in organisms in nature.

There is currently insufficient knowledge to evaluate the effects on the environment or human health caused by the exposure to current levels of microplastics in the environment. Despite this, the fact that emissions from tyre and road wear are very high and increasing, that the particles are likely to be persistent in the environment, and that the particles themselves, as well as hazardous substances in the particles, may cause negative effects on organisms, are deemed sufficient to motivate measures to be taken.

The aim of this report is to provide a basis for reducing the generation and dispersal of microplastics from road traffic. One aim of the report is to collate and disseminate knowledge about microplastics from tyre and road wear, and to review the current state of knowledge. Another aim is to identify knowledge gaps and research requirements in relation to microplastics from road traffic.

Each chapter in this report summarises existing knowledge about microplastics from tyre and road wear with respect to one or more aspects. Aspects include sources, dispersal and occurrence; effects on and risk to the environment and human health; characteristics and chemical composition; tyre and road wear; sampling methods; analysis and sample preparation; and measures. The report also includes a chapter with overall conclusions, and finally a chapter about further research and development needs.

Only a small number of the existing studies of microplastics relate to microplastics from road traffic, and the ones that do look almost exclusively at tyre wear particles. Studies about particles from the

wear of road markings and polymer modified bitumen are almost non-existent. The least is known about the very smallest particles, i.e. the nano-sized ones.

This literature review shows that there is currently almost no, or very limited, knowledge on microplastic generated by tyre and road wear. Consequently, there is an extensive lack of knowledge about the amounts of microplastic particles emitted from tyre, road and road marking wear, the sizes of the generated particles, how they spread and potentially change in the environment, at what levels they are present in different environments, the levels of exposure to humans and the environment, and to what extent the exposure is hazardous to the environment and human health.

There are currently no standards for the collection, preparation, or analysis of samples of microplastics. This makes it difficult, and sometimes impossible, to compare different findings. This is a major problem, as the number of available studies is comparatively small, and studies are both time-consuming and expensive to carry out. Having standards in place for the abovementioned areas would enable us to faster, and at a lower cost, generate the knowledge we need to assess the risks to humans and the environment posed by microplastic particles from road traffic.

There are also considerable gaps in our knowledge about different ways to reduce the generation of microplastics from road traffic, and their effectiveness. When combined with the knowledge gaps described above, this means that we do not possess the knowledge needed to, on objective grounds, make well-informed prioritisations between different policy instruments and measures, or to assess the cost-effectiveness of different measures.

Even though there are major gaps in our knowledge, this literature review also shows that some important insights exist. A few examples are set out below:

- A sizeable proportion of the tyre wear particles consists of relatively large particles, larger than 20 micrometres, and are assumed to be mostly deposited on or near the road. This means that a large part of the dispersal of tyre particles takes place via runoff from the road surface, vehicle movement and wind, snow removal, and street cleaning. A smaller proportion, up to 10 per cent, is deemed to consist of airborne particles.
- Of the few toxicity tests (acute and chronic) that have been made, it is mainly the toxicity of leachates from tyre tread particles that has been studied on aquatic organisms. These show that toxic substances are leached, and that the concentrations that cause effects on test organisms vary both between different tyres and different tests. The two studies that are available on ingestion showed that the organisms ingested the tyre tread particles and that they were later excreted with the faeces.
- There is wide variation in the physical characteristics of microplastic particles from tyres, road markings, and polymer modified bitumen, including their form, size, and density. They also have different chemical compositions. All these factors influence their behaviour in the environment and the potential risk they pose to both humans and the environment.
- Several different factors have an impact on tyre wear, apart from the tyres themselves. A few of the most important ones are load, tyre pressure, wheel alignment, vehicle speed, driver behaviour, and the characteristics of the road surface.
- Existing analysis and preparation methods available for tyre and road wear particles are complicated and time-consuming and can only be performed by a small number of experts. This means that they are costly and that it can be difficult to get analyses carried out. Development efforts to automate and simplify both the preparation and analysis of samples are currently underway both in Sweden and internationally.
- Examples of measures to reduce the generation of microplastics from road traffic are those that limit traffic density, reduce speed, decrease the use of studded tyres, promote calmer

driver behaviour, result in a transition to lighter vehicles, lead to optimal tyre pressure and wheel alignment, and reduce the unevenness on the road surface at micro level.

- Some of the measures can at the same time give other benefits such as decreased emissions of air pollutants and greenhouse gases, decreased noise pollution, decreased energy consumption, decreased road wear, less crowd and fewer serious accidents. They could, therefore, be motivated for more reasons than for decreasing emissions of tyre and road wear.
- Measures that limit the dispersal of microplastics from road traffic include stormwater facilities and various filtration systems. Approximately 80 per cent of the road runoff facilities in Sweden are dams, which have been shown to have the capacity to remove 90–100 per cent of microplastic particles larger than 20µm.
- At three Swedish wastewater treatment plants, the removal efficiency for particles larger than 20µm varied between 70 and 90 per cent. For particles larger than 300 µm the removal efficiency was above 99 per cent. In another Swedish wastewater treatment plant, the removal efficiency was more than 99 per cent for particles larger than 10µm. No studies have been performed on tyre and road wear particles.,

Two of the most important questions from a policy perspective are:

- Does the current and potential future exposure to humans and the environment from microplastic particles generated by road traffic pose a significant environmental or health issue? And if this is the case, how big is this problem?
- What measures could be put in place to cost-effectively reduce the impact of microplastics from road traffic on the environment and human health?

To answer the first question will require effect studies under laboratory conditions, to investigate how different organisms in different media are affected by different levels of different types of microplastics from road traffic over shorter and longer time periods. We also need to know at what concentrations different microplastics from road traffic are present in different media in the environment, to enable us to assess the levels of exposure to different organisms. The results of the laboratory studies and data on occurrence rates and exposure will then enable us to assess the impact on the environment.

To answer the second question, we need to identify and evaluate different measures. We need to generate knowledge about the relative effectiveness of individual measures, i.e. an understanding of the extent to which a particular measure will reduce the emission or dispersal of different types of microplastic particles.

This literature review is based on a review of scientific articles and reports, as well as technical literature and some information from experts and industry.

1. Introduktion

Mikroplast från vägtrafiken som kommer från däck- och vägslitage har i flera studier identifierats som en mycket stor källa till mikroplast i miljön. Denna mikroplast utgörs framför allt av gummipartiklar från däck, men kommer även från vägmarkeringar (färg) och ibland från polymermodifierad bitumen om det ingår i asfalten. I en kartläggning av svenska mikroplastutsläpp av Magnusson m.fl. (2016) uppskattades mikroplast från vägtrafik utgöra den största källan till mikroplastutsläpp i Sverige.

Under de senaste 10 åren har mikroplast och plastskräp fått stor uppmärksamhet. Medvetenheten om problemen med plastskräp i framför allt marina miljöer har utvecklats gradvis sedan 1970-talet. Det var dock först i början av 2000-talet som det kom alarmerande rapporter om en ”ö” av ansamlat, flytande plastskräp mitt i Stilla havet (”the Great Pacific Garbage Patch”) (Moore m.fl., 2001) som senare även bekräftades i andra subtropiska virvlar (Law m.fl., 2010; Eriksen m.fl., 2013). Det påvisades också att mikroplast var en allmänt spridd marin förorening (Thompson m.fl., 2004). Detta, tillsammans med resultat från ytterligare forskningsstudier som visade på stor spridning och förekomst i miljön och effekter på organismer, fick såväl forskarvärlden som allmänheten, myndigheter och organisationer världen över att intressera sig mer för mikroplast och plastskräp.

Mikroplast påträffas (t.ex. SAPEA, 2019; Klein & Fisher, 2019; Schwabl m.fl., 2019; Ebere m.fl. 2019):

- i hav, sjöar och vattendrag (i vatten och sediment)
- på land (i mark, växter, slam från reningsverk, dagvatten och den bebyggda miljön)
- i luft (inomhus och utomhus)
- i mat och dryck
- i varor och produkter
- i många olika organismer (vattenlevande samt landlevande, inklusive människor).

Globalt ökar vägtrafiken kontinuerligt, liksom plastkonsumtionen, vilket leder till ökande utsläpp av mikroplast och makroplast som bryts ner till mikroplast. Dessutom sker en ackumulation av plast och mikroplast i miljön på grund av att den mesta plast som produceras är mycket svårnedbrytbar och det kan ta allt ifrån decennier upp till hundratals år för den att brytas ner fullständigt (Ojeda, 2013). Den mikroplast som finns i miljön kan antingen ha tillverkats avsiktligt i den storleken (t.ex. mikroplast-pärlor i skrubbmedel och plastpellets/pulver), eller genererats i den storleken oavsiktligt (t.ex. slitagepartiklar från däck och vägmarkeringar. Den kan också vara resultatet av nedbrytning och fragmentering av större plastföremål (GESAMP, 2016). Miljö- och hälsoeffekter av mikroplast kan uppkomma dels av den fysiska plastpartikeln, dels av de kemiska ämnen som finns i eller på partikeln som antingen tillhör plastmaterialet (t.ex. tillsatskemikalier, oreagerade monomerer, nedbrytnings-produkter) eller har sorberats från miljön (t.ex. persistenta organiska föreningar). Många laboratorieförsök har visat på effekter på organismer. Det är dock osäkert hur resultaten från dessa studier kan översättas till effekter i den verkliga miljön (SAPEA, 2019).

Ämnesområdet är mycket komplext och trots mycket pågående forskning och ökande kunskap om mikroplast finns det stora kunskapsluckor när det gäller vilka de verkliga halterna och effekterna i miljön är (SAPEA, 2019). Därför är det inte möjligt att med säkerhet bedöma den nuvarande risken som här definieras som sannolikheten att nuvarande halter av mikroplast i miljön orsakar effekter i miljön idag. Även om nuvarande risk inte kan fastställas finns det tillräcklig kunskap och tillräckliga skäl för att åtgärder ska vidtas för att minska utsläppen av plast och mikroplast (se avsnitt 3.2.1). Vi vet att utsläppen och ackumuleringen i miljön av svårnedbrytbar plast ökar, att spridningen är stor med förekomst överallt i miljön och att mikroplast orsakar effekter på organismer. Om utsläppen fortsätter kan det leda till utbredda effekter i miljön. Dessutom saknas kunskap om partiklar i nanoplaststorlek

avseende halter i miljön och hur organismer kan påverkas, vilket är ett ytterligare argument för att minska utsläppen.

När det gäller mikroplaster specifikt från vägtrafik är kunskapen mycket begränsad. Det är viktigt att öka kunskapen om förekomst, spridning, effekter och risker för att kunna ta fram effektiva åtgärder som kan bidra till att minska utsläppen och spridningen av mikroplast från vägtrafik.

1.1. Syfte och mål

Syftet med rapporten är att den ska utgöra ett underlag för att minska emissioner och spridning av mikroplast från vägtrafiken. Ett mål med rapporten är att sammanställa och sprida kunskap om mikroplast från däck- och vägslitage och att redogöra för nuvarande kunskapsläge. Ytterligare ett mål är att identifiera kunskaps- och forskningsbehov avseende mikroplast från vägtrafiken.

1.2. Avgränsningar

Denna kunskapssammanställning fokuserar på mikroplast från däck- och vägslitage som härrör från vägtrafik. Detta omfattar däckslitagepartiklar från däck, slitagepartiklar från vägmarkeringar på vägen och polymermodifierad bitumen som kan ingå i asfalten. Huvudfokus ligger på däckslitagepartiklar som utgör den största delen av utsläppen av mikroplast från vägtrafiken. Problematiken kring vägmarkeringar beskrivs i mindre utsträckning och polymermodifierad bitumen beskrivs enbart mycket kort. Andra vägtrafikrelaterade källor till mikroplast som inte är kopplade till däck- och vägslitage, såsom fordonhaveri/krockning, nedskräpning och slitage från vissa typer av bromsbelägg, ingår inte i kunskapssammanställningen. Det finns väldigt lite forskning om mikroplast från däck- och vägslitage. Däremot finns mer forskning om annan mikroplast, av material som normalt brukar betraktas som plast (se nedan). Eftersom delar av kunskapen från den forskningen är relevant även för mikroplast från däck- och vägslitage tas dessa relevanta delar upp här.

Det finns inte någon entydig definition av vad som ingår i begreppet plast. Materialgruppen plast är mycket stor och omfattar en stor mängd material med mångsidiga egenskaper och tillämpnings-områden, vilket gör den svår att avgränsa. Därför förekommer olika avgränsningar. Det är vanligt att dela in polymera material i grupperna termoplaster, härdplaster, elastomerer och termoplastiska elastomerer. Gemensamt för dessa grupper är att materialen består av termoplastiska polymerer och/eller härdplastpolymerer och ibland ingår alla dessa i begreppet plast. Det är dock vanligare att begreppet plast enbart avser termoplaster och härdplaster. Elastomerer räknas då som en egen grupp och termoplastiska elastomerer som en blandning av plast och elastomer. När det i denna rapport specifikt är termoplaster och härdplaster som avses (och inte elastomerer) skrivs ”material som brukar betraktas som plast”. I mikroplastforskningsfältet har gummipartiklar från däckslitage på senare tid börjat räknas som en kategori av mikroplast. I denna rapport används en bredare avgränsning av begreppet plast som innefattar framställda polymera material som består av termoplastiska polymerer eller härdplastpolymer med tillsatskemikalier, vilket därmed även inkluderar gummi (däck), vägmarkeringar och polymermodifierad bitumen. Bitumen ingår inte i denna avgränsning, men eftersom bitumen inte kan särskiljas från polymermodifierad bitumen i fältprover och dessutom kan vara svår att skilja från gummipartiklar tas även bitumen upp i kunskapssammanställningen.

Mikroplast definieras vanligtvis som plastpartiklar som är mindre än 5 mm (GESAMP, 2016). Ett ökat behov av att kunna särskilja större och mindre mikroplastpartiklar har medfört att det har blivit allt vanligare att benämna de mindre mikroplastpartiklarna som nanoplastpartiklar. Det finns ingen allmänt vedertagen definition för var gränsen mellan mikro- och nanoplast går, men när denna uppdelning görs brukar nanoplast innefatta partiklar som är mindre än 1 µm eller mindre än 0,1 µm (SAPEA, 2019) och mikroplast innefattar då partiklar i storleksintervallet från 0,1 eller 1 µm till 5 mm. De studier som refereras till i denna rapport använder vanligtvis någon av avgränsningarna ovan. Om det i denna rapport och i underlagen till rapporten bara står ”mikroplast” utan att storleksintervall definieras, avses partiklar som är mindre än 5 mm. Då ingår nanoplastfraktionen teoretisk, men inte

alltid i praktiken exempelvis p.g.a. mät- och analysbegränsningar som gör att nanoplastfraktionen inte har studerats.

1.3. Metod

Kunskapssammanställningen baseras på vetenskapliga artiklar och rapporter samt facklitteratur och information från branschen och från experter.

1.4. Rapportens innehåll

Rapporten består av tio kapitel med följande innehåll:

- Kapitel 2 handlar om källorna till mikroplast från vägtrafik, möjliga spridningsvägar och vad som är känt när det gäller förekomst och spridning av mikroplast från däck- och vägslitage i miljön.
- Kapitel 3 beskriver kunskapsläget när det gäller miljö- och hälsoeffekter och risker av mikroplast från däck- och vägslitage och från mikroplast generellt, samt går igenom de effektstudier som finns om däck- och vägslitagepartiklar. De akvatiska effektstudierna finns sammanställda i en tabell i Bilaga A.
- Kapitel 4 ger information om fysikaliska och kemiska egenskaper samt kemisk sammansättning hos däck, vägmarkeringsprodukter, bitumen och polymermodifierad bitumen. Dessutom beskrivs de fysikaliska och kemiska karaktäriseringar som har genomförts på däck och däckgranulat.
- Kapitel 5 beskriver faktorer som påverkar väg- och däckslitage samt hur detta kan beräknas. Dessutom beskrivs betydelsen av dubbdäcksanvändning och av trafikens och fordonsflottans sammansättning och utveckling.
- Kapitel 6 går igenom de provtagningsmetoder och provtagningsstrategier som finns för provtagning av väg- och däckslitage i olika medium.
- Kapitel 7 beskriver analys- och provberedningsmetoder som kan eller skulle kunna användas för att analysera mikroplastpartiklar från däck- och vägslitage och vilka möjligheter och problem som finns.
- Kapitel 8 beskriver åtgärder som kan vidtas för att minska uppkomst och spridning av mikroplast från däck- och vägslitage. Åtgärderna omfattar både sådana som förhindrar att partiklarna bildas och att de sprids vidare.
- Kapitel 9 innehåller en övergripande diskussion och en sammanfattning av de viktigaste slutsatserna. I slutet av kapitel 2–8 finns också slutsatser sammanfattade i punktform.
- Kapitel 10 presenterar forsknings-, utvecklings- och utredningsbehov när det gäller mikroplast från vägtrafiken.

2. Källor, spridning och förekomst

I detta kapitel beskrivs först källorna till mikroplast från vägtrafik. Därefter beskrivs nyckelfaktorer som påverkar spridning och förekomst av däck- och vägslitagepartiklar och vilka möjliga spridningsvägar som finns. Slutligen beskrivs förekomster av däck- och vägslitagepartiklar i miljön.

2.1. Källor och partikelbildning

Mikroplast från vägtrafik kommer framförallt från däckets slitbana som är den gummidel av däcket som ger grepp och dragkraft på vägen, men även från vägmarkeringar (färg) på vägbanan som finns för att reglera, varna eller vägleda trafikanter. Om bindemedlet (bitumen) i asfalten är polymer-modifierat kan det också utgöra en liten källa till mikroplast.

Mikroplast från däck- och vägslitage genereras genom den kontakt som sker mellan vägbanan och däck i rörelse. Kontakten orsakar både nötning av däcket och friktionsvärme i däcket. Nötningen ger upphov till utsläpp av gummidäckpartiklar, medan temperaturökningen kan medföra att flyktiga däckbeståndsdelar evaporerar. I slitagetest som Cadle & Williams (1979) genomfört på laboratorium frigjordes utöver däckpartiklar även kolväte- och svavelinnehållande gaser. Dessa identifierades vara monomerer och dimerer (två ihopkopplade monomerer) som gummipolymererna är uppbyggda av, samt svavelföreningar som används i produktionen av gummi. Detta ansåg Cadle & Williams (1979) tydde på att viss nedbrytning av gummimaterialet kunde ske på vissa punkter i däcket (*hot-spots*) vid temperaturökning. Kontakten mellan däck och väg medför även att partiklar frigörs från vägen som består av asfalt eller betong och från vägmarkeringar på vägen. En del av vägpartiklarna fastnar på gummipartiklarnas yta (Kreider m.fl., 2010).

Däckslitagets storlek påverkas bl.a. av egenskaper hos däcket, fordonet och vägytan samt körsätt och körförhållanden (Wagner m.fl., 2018). Slitaget av vägen och vägmarkeringar påverkas bl.a. av användningen av dubbdäck, typ av beläggning och plogning. Däck- och vägslitage beskrivs mer utförligt i kapitel 5.

Ofta görs en indelning av mikroplast i primär och sekundär mikroplast. Indelningen bygger på när partikeln har fått sin mikroplaststorlek. Emellertid finns det olika definitioner, vilket medför att däck- och vägslitagepartiklar och plastfibrer från textil ibland räknas som primär mikroplast och ibland som sekundär mikroplast beroende på vilken definition som används. En huvuddefinition är att primär mikroplast har tillverkats i mikrostorlek från början (t.ex. plastpellets/pulver och mikropärlor i skrubbmedel), medan sekundär mikroplast har fått den storleken som ett resultat av nedbrytning (fragmentering och vittring) av större plastföremål (GESAMP, 2016). Däck- och vägslitagepartiklar räknas då som sekundär mikroplast. En annan definition på primär mikroplast är partiklar som har mikroplaststorlek när de släpps ut i miljön. I ytterligare en definition delas primär mikroplast in i två typer där typ A har tillverkats i en given mikroplaststorlek och typ B har släppts ut i den mikroplaststorleken under användning. Enligt dessa två sistnämnda mindre vanliga definitioner räknas däckslitagepartiklar som primär mikroplast. I denna studie har vi valt att definiera däckslitagepartiklar som primär mikroplast.

I de studier som finns om däck- och vägslitagepartiklar används olika begrepp för att beteckna hur partiklarna har bildats och vad de består av. Dessa begrepp används inte på samma sätt i alla studier, framför allt gäller detta däckslitagepartiklar och däck- och vägslitagepartiklar. I den här rapporten används begreppen på följande sätt:

- **Däckslitbanepartiklar** är partiklar som har genererats på laboratorium exempelvis med en roterande slipanordning, en rasp eller med malning efter frysning. Partiklarna består enbart av gummimaterial från däckets slitbana.

- **Däckslitagepartiklar** är partiklar som har genererats vid körning antingen i en vägsimulator (med asfalt- eller betongkassetter) eller på väg utomhus. Partiklarna består av gummi från däckets slitbana med inslag av partiklar från vägen på gummipartiklarnas yta.
- **Vägslitagepartiklar** är partiklar som har genererats vid körning antingen i en vägsimulator eller på väg utomhus. Partiklarna utgörs av partiklar som slitits loss från vägens asfalt- eller betongbeläggning samt från vägmarkeringar och kan vara förorenade av andra partiklar som deponerats på vägen.
- **Däck- och vägslitagepartiklar** är partiklar som har genererats vid körning antingen i vägsimulator eller på väg utomhus. Partiklarna utgörs av däckslitagepartiklar och vägslitagepartiklar.
- **Vägdamm** är den samlade partikelfraktionen på vägen som kan bestå av slitage från väg (vägbeläggning och vägmarkering) och fordon (t.ex. bromsbelägg, däck och dubbar), utsläpp från fordon, atmosfärisk deposition och andra partiklar som t.ex. organiskt material från omgivande vegetation som hamnat på vägen.

Globala siffror visar att

- 19 miljoner ton däck tillverkades under 2019 (Smithers, 2019).
- drygt 1,2 miljoner ton vägmarkeringsprodukter efterfrågades under 2014 (Grand View Research, 2016a).
- 7,3 miljoner ton polymermodifierad bitumen till vägbyggnad efterfrågades år 2014 (Grand View Research, 2016b).

Mer information om användning samt kemisk sammansättning och egenskaper för dessa material och produkter finns i kapitel 4.

2.2. Faktorer som styr förekomst och spridning i miljön

Däck- och vägslitagepartiklarna som genereras på vägen sprids till olika delar av miljön. Var i miljön dessa partiklar förekommer och hur de sprids styrs av många faktorer. Viktiga nyckelfaktorer är

- partiklarnas storlek, form och densitet
- nederbörd
- spridningsvägar.

Vad som slutligen händer med partiklarna beror, förutom på partiklarnas fysikaliska och kemiska egenskaper, även på den miljö som de slutligen hamnar i och vilka förutsättningar för t.ex. nedbrytning som finns där.

2.2.1. Storlek, form och densitet

Storleken på partiklarna har stor betydelse för spridning och förekomst (Wijesiri m.fl., 2016). Storleksfördelningen av däck- och vägslitagepartiklar beror på faktorer som typ av vägbeläggning, hastighet, temperatur, däckets ålder, däckets sammansättning (Kole m.fl., 2017) och körsätt. De studier som finns om storleksfördelning och storleksintervall avseende däck- och vägslitagepartiklar visar varierande resultat och har också genomförts på olika sätt när det gäller hur partiklarna har genererats, provtagits och analyserats (Kole m.fl., 2017). Om man slår samman de resultat som erhållits i fyra däckslitagepartikelstudier förekommer däck- och vägslitagepartiklarna i ett storleksintervall från cirka 10 nm till flera hundra µm (Kole m.fl., 2017).

Partiklar som är mindre än 10 µm (PM_{10}) är intressanta ur hälsosynpunkt eftersom de kan ta sig längre ner i luftvägarna än större partiklar. De som är mindre än 4 µm kan tränga djupt ner i lungornas

alveoler. PM_{10}-fraktionen är ofta också luftburen. Det uppskattas att mindre än 10 procent av däck- och vägslitagematerialet släpps ut i storlekar som är mindre än 10 µm vid körning med personbilar och lätta fraktfordon (Boulter, 2006). Partiklar i storlekarna 1–10 µm kan hålla sig i luften i minuter till timmar och förflytta sig alltifrån 100 m till 50 km (Kole m.fl., 2017). När däckslitagespartiklarna släpps ut på vägen kan de bilda aggregat med andra däckpartiklar eller andra vägpartiklar (Kole m.fl., 2017). Detta kan också ske i dagvattnet (Wijesiri m.fl., 2016).

Däckslitagepartiklar som genererats i vägsimulator har i elektronmikroskop visats vara avlånga och korvliknade till formen med inslag av mineralkorn från vägen på gummipartiklarnas yta (Kreider m.fl., 2010). Även däckslitagepartiklar från luftprovtagning har visats vara avlånga med en gummikärna som är helt eller delvis täckt av mindre partiklar såsom slitagepartiklar från vägen, bromsbelägg och annat vägdamm (Sommer m.fl., 2018).

Densiteten på däck- och vägslitagepartiklar (se Tabell 1) har också stor betydelse för spridning och förekomst. Dessa kan relateras till densiteten för sötvatten och havsvatten för att få en uppfattning om sannolikheten att partiklarna flyter eller sjunker.

Tabell 1. Densitet för havsvatten, sötvatten och olika material som ingår i däckslitagepartiklar och vägslitagepartiklar

Material/medium	**Densitet**	**Kommentar/referens**
Havsvatten	1,025 g/cm^3 medeldensitet vid ytan	Ökar med minskad temperatur, ökad salthalt och ökat tryck
Sötvatten	1,00 g/cm^3 vid 4 °C	Minskar lite med ökad temperatur
Rena däckslitbanepartiklar	1,15–1,18 g/cm^3 1,13–1,16 g/cm^3	(Vogelsang m.fl., 2019) (Rhodes m.fl. 2012, citerad i Wagner m.fl., 2018)
Däckslitagepartiklar med vägpartiklar på ytan	1,7–2,1 g/cm^3	(Vogelsang m.fl., 2019)
Betong	2,3–2,4 g/cm^3	(Betongindustri, 2019)
Asfalt	t.ex. 2,38–2,52 g/cm^3	(Viman & Brons, 2013)
Bitumen	0,925–1,07 vid 15 °C	Mätt enligt EN ISO 12185/EN ISO 3838/EN 15326 (ECHA, 2019a)
Bergartsbildande mineral för kvartshaltiga bergarter	2,65 g/cm^3 för kvarts till cirka 2,8 g/cm^3 för kalciumrik plagioklas	(SLU, 2019)
Gummipolymerer i gummi Naturgummi (polyisopren) Butadiengummi Styrenbutadiengummi	 0,906 g/cm^3 0,90 g/cm^3 0,910–0,965 g/cm^3 (beroende på andelen styren 5–45 %)	(Scientific Polymer Products, Inc., 2019)
Polymerer till vägmarkeringar Pentaerytritolharts Etylenvinylacetat (EVA) Polymetylmetakrylat (PMMA) Epoxi	 1,09 g/cm^3 0,925–1,06 g/cm^3 (beroende på andel vinylacetat 18–70 %) 1,20 g/cm^3 1,16–1,19 g/cm^3	 (ECHA, 2019b) (Scientific Polymer Products, Inc., 2019) (Polymerdatabase.com, 2019)
Polymerer till bitumen Styrenbutadien-styren Polypropen (PP) Polyeten (PE) Polyetentereftalat (PET)	 0,910–0,965 (5–45 % styren) 0,866–0,90 g/cm^3 0,92–0,95 g/cm^3 (låg- resp. högdensitets PE) 1,385 g/cm^3	(Scientific Polymer Products, Inc., 2019)

Av tabellen framgår följande:

- Gummipolymererna i natur-, butadien- och styrenbutadiengummi är lättare än vatten.
- Bitumen samt polymerer till bitumen och vägmarkeringar kan vara lättare eller tyngre än vatten.
- För rena däckslitbanepartiklar ligger densiteten lite över medeldensiteten för havsvatten, medan däckslitagepartiklar som har vägpartiklar på ytan är tyngre än havsvatten.
- Betong, asfalt och olika bergartsbildande mineral som finns i stenmaterial (t.ex. kvarts) är betydligt tyngre än vatten.

Sedimentationshastigheten för en partikel i vatten beror, utöver krafterna i vattnet och olika strömningsförhållanden, på partikelns storlek, densitet och form samt vattnets salthalt och temperatur (Vogelsang m.fl., 2019). Sedimentationshastigheten är mycket lägre för små partiklar än för stora partiklar med samma densitet. Mycket små partiklar kan vara suspenderade (Vogelsang m.fl., 2019) och sedimenterar endast om suspensionen lämnas ostörd. Vogelsang m.fl. (2019) uppskattar att huvudfraktionen (ca 85 %) av däckslitagepartiklarna är större än 50 µm och har en relativt hög densitet ($\geq$ 1,7 g/cm^3 med vägpartiklar på gummiytan inräknade) och bedömer därför att denna fraktion kommer att sedimentera i vatten.

Uppgifterna om däckslitagepartiklars storleksfördelning, densitet och sammansättning baseras på insamlade prov från vägsimulatorer och vägar samt beräkningar. Hur partiklarnas densitet eventuellt förändras i miljön har inte studerats. Om vägpartiklarna som sitter på däckslitagepartiklarnas yta skulle släppa under transport eller turbulens i vatten kommer däckslitagepartiklarnas densitet att minska och närma sig densiteten för havsvatten. Då skulle samtidigt även storleken på partikeln minska. Detta kan ge andra spridningsförutsättningar. Den storlek som partikeln har när den släpps ut kan också förändras i miljön som en följd av påväxt av biofilm (t.ex. alger och bakterier), nedbrytning och vittring (Unice m.fl., 2019b). Gummipolymererna i gummimaterialet har som framgår ovan lägre densitet än vatten och om gummimaterialet bryts ner till gummipolymerer skulle dessa kunna flyta.

Att öka kunskapen om däck- och vägslitagepartiklarnas storlek, densitet och sedimentations-benägenhet samt förändring i olika miljöer över tid är viktigt för att bättre kunna förstå spridningen och förekomsten av däck- och vägslitagepartiklar i miljön.

2.2.2. Nederbörd

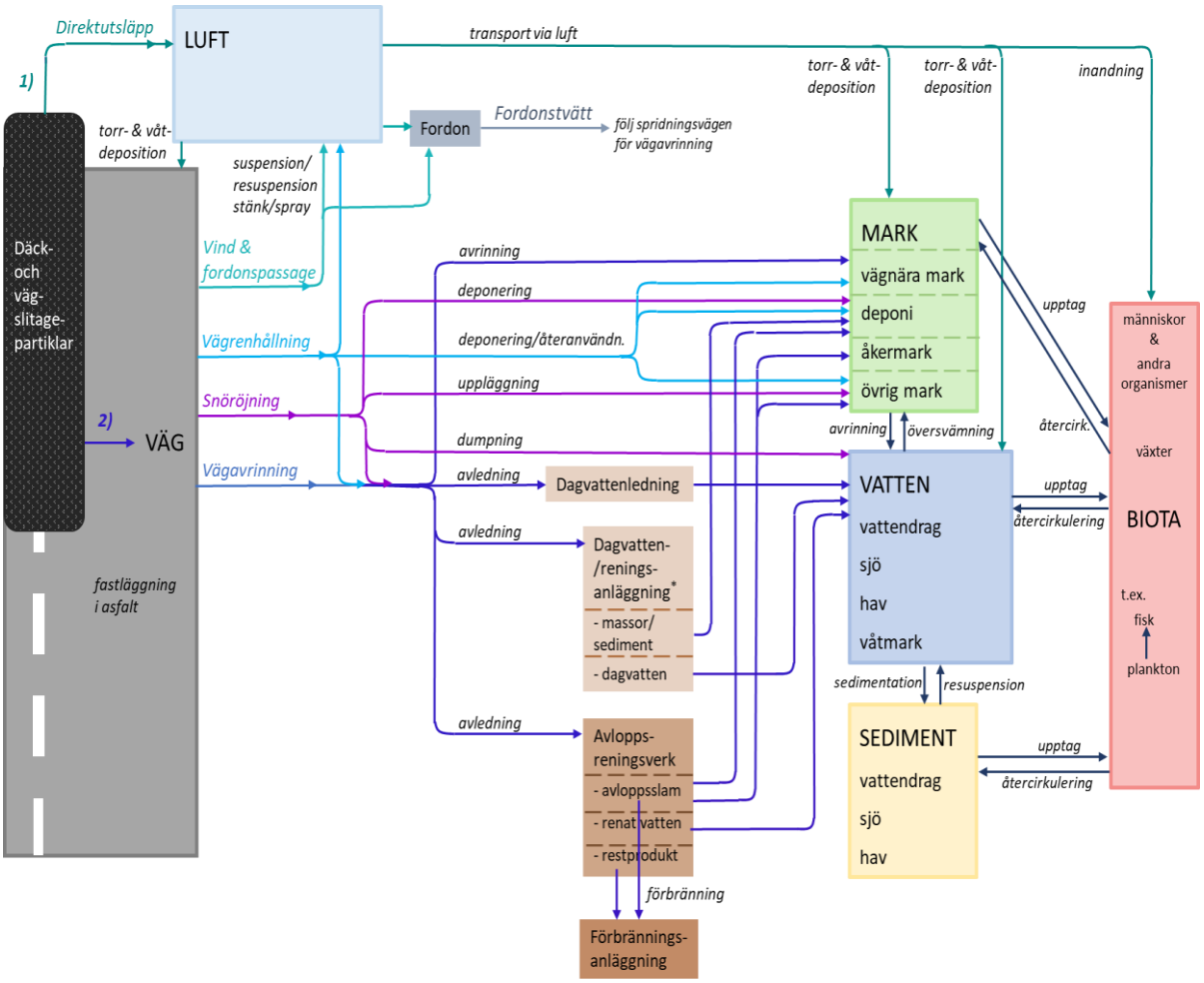
Hur mycket det regnar och hur intensivt det regnar vid ett nederbördstillfälle har stor betydelse för hur mycket partiklar som vid det tillfället kan avrinna från vägen och spridas vidare med vatten. Om det regnar mycket och intensivt sköljs mer partiklar bort från vägen och mer partiklar kan då nå diken eller eventuella dagvattensystem. Stora nederbördsmängder medför också kraftigare flöden vilket medför att partiklarna kan färdas längre innan de sedimenterar. Om det finns snö vid vägkanterna medför snabb snösmältning större vattenflödena som kan transportera däck- och vägslitagepartiklarna längre bort från källan.

2.2.3. Möjliga spridningsvägar och spridningsprocesser

Vid kontakten mellan däck och väg genereras däck- och vägslitagepartiklar vilka frigörs direkt till luften eller till vägen. Från luft och väg kan sedan slitagepartiklarna spridas vidare till olika delar av miljön. Beroende på partikelmassa och meteorologiska förhållanden kommer partiklarna som hamnar i luften att deponeras på vägytan eller på olika avstånd från vägen genom våt- eller torrdeposition. En del av partiklarna kan fastna på fordonet eller kan andas in av människor och djur. Av de partiklar som hamnar på vägen kan en del fastna permanent i vägbeläggningens makrotextur och hålrum, medan andra ligger kvar en kortare eller längre tid innan de transporteras bort från vägen på olika sätt (Kole m.fl., 2017). Hur mycket partiklar som fastnar beror på andelen hålrum i asfalten (Kole m.fl, 2017)

och makrotexturens djup, samt meteorologiska förhållanden och trafikens hastighet och sammansättning. I porös asfalt är andelen hålrum hög, vilket medför att en större mängd partiklar fastnar i den än i vanlig standardasfalt som har en lägre andel hålrum (Kole m.fl., 2017). Däck- och vägslitagepartiklar som hamnar på vägen kan interagera med andra partiklar på vägen såsom slitage från bromsbelägg och dubbar, avgasutsläpp från fordon och atmosfärisk deposition (Wagner m.fl., 2018). Borttransport av partiklar från vägen sker t.ex. vid fordonspassage och vind, vägavrinning, snöröjning och vägrenhållning. I *Figur 1* visas möjliga spridningsvägar och spridningsprocesser för däck- och vägslitagepartiklar. Dessa beskrivs också i avsnitten 2.2.3.1–2.2.3.7.

Det finns stora kunskapsluckor när det gäller spridningen av däck- och vägslitagepartiklar och hur spridningen av partiklarna fördelas mellan olika spridningsvägar, men försök att uppskatta och beräkna olika flöden har gjorts (t.ex. Kole m.fl., 2017; Unice m.fl., 2019a; 2019b; Vogelsang m.fl., 2019). En stor andel av däckslitaget släpps ut som relativt stora partiklar (> 20 µm) och bedöms därför deponeras på vägen eller nära vägen (Grigoratos & Martini, 2014). Det är framför allt de mindre partiklarna (< 10 µm) som sprids vidare i luften (Kole m.fl., 2017). Försök att uppskatta hur stor andel av partiklarna som blir luftburna har gjorts, men siffrorna varierar och bygger på få mätningar. Om man jämför olika slitagefaktorer för däck med emissionsfaktorer för PM_{10} för däck, redovisade i Amato (2018), utgörs cirka 10 procent av det totala däckslitaget av PM_{10}. Emellertid är variationen i data är stor.



*Dagvattenanläggningar kan exempelvis vara dagvattendammar, sedimentationsbassänger, avsättningsmagasin, fördröjningsmagasin, anlagda våtmarker, anlagda diken och översvämnings- och översilningsytor. Reningsanläggningar kan exempelvis finnas till fordonstvätt.

Vid kontakt mellan däck och väg sker utsläpp av väg- och däckslitagepartiklar vilka frigörs direkt till luft (1) och till väg (2). Partiklarna kan sedan spridas vidare till olika delar av miljön. Beroende på partikelmassa och meteorologiska förhållanden kommer partiklarna som hamnar i luften att deponeras på vägytan eller på olika avstånd från vägen genom våt- och torrdeposition. En del av partiklarna kan fastna på fordonet eller kan andas in av människor och djur. Av de partiklar som hamnar på vägen kan en del fastna permanent i vägbeläggningen, medan andra ligger kvar en kortare eller längre tid innan de transporteras bort från vägen på olika sätt. Borttransport av partiklar från vägen sker t.ex. genom fordonspassage och vind, vägavrinning, snöröjning och vägrenhållning. Vid vägavrinning kan partiklarna avrinna till mark, avledas via dagvattenledningar direkt till recipient, eller avledas via en dagvatten-anläggning eller ett avloppsreningsverk innan de når recipient. I recipienten kan partiklarna förflyttas mellan mark, vatten och sediment och tas upp av biota (djur och växter) samt återcirkuleras genom avföring eller nedbrytning av döda organismer. Spridningsvägen från fordonstvätt och delar av spridningsvägarna från vägrenhållning och snöröjning följer spridningsvägen för vägavrinning.

Figur 1. Möjliga spridningsvägar och spridningsprocesser för däck- och vägslitagepartiklar. Figur: Delilah Lithner, VTI.

2.2.3.1. Fordonspassage och vind

Under torra förhållanden kan passerande fordon och vind medföra att partiklar som deponerats på vägen suspenderar eller resuspenderar och hamnar vid sidan av vägen eller sprids vidare med luften (Vogelsang m.fl., 2019). Särskilt hjulspåren rensas effektivt av den luftpumpningseffekt som uppstår då gummit tränger ner i och upp ur vägytans textur när däcket rullar över ytan (Eisenblaetter m.fl., 2010). Turbulensen under och runt fordonet skapar också uppvirvling av vägdammet. Effekten beror på hastighet, antal däck och fordonets storlek. Även vid fuktig vägbana kan trafiken virvla upp och sprida partiklar från vägbanan, vilket sker med stänk och spray som uppstår när fordon kör på en våt vägbana (Vogelsang m.fl., 2019).

2.2.3.2. Vägavrinning

En viktig spridningsväg för däck- och vägslitagepartiklar är avrinning från väg och vägområde vid nederbörd (Kole m.fl, 2017) och vid snösmältning. Borttransport av däck- och vägslitagepartiklar från vägen vid nederbörd underlättas om vägens beläggning är slät. Små partiklar kan ackumuleras i vägbeläggningen (Vogelsang m.fl., 2019). Om dagvattensystem saknas avrinner däck- och vägslitagepartiklarna med nederbörden till marken bredvid vägen och till eventuella diken varifrån de även kan föras vidare till närliggande bäckar och andra vattendrag (Wagner m.fl., 2018). Huvuddelen av partiklarna kommer då dock sannolikt att hamna relativt nära vägen, vilket också visades i en äldre studie av Cadle & Williams (1975).

Om det finns dagvattensystem, vilket är vanligt inom tätbebyggt område framför allt på och i anslutning till gator, beror spridningen på dagvattensystemens utformning. Dagvattnet kan ledas från vägen exempelvis via brunnar till dagvattenledningar som leder direkt till en recipient som vanligtvis är ett vattendrag, en sjö eller havet, men som även kan vara en våtmark. Dagvattnet kan också ledas till olika dagvattenanläggningar (till exempel dagvattendammar, sedimentationsbassänger, avsättningsmagasin, fördröjningsmagasin, anlagda våtmarker, anlagda diken, översvämnings- och översilningsytor och annan rening), eller till avloppsreningsverk. Hur partiklarna sprids vidare från dagvattenanläggningarna beror på vilken sluthantering som är aktuell för massorna eller sedimenten, om och när anläggningarna rensas eller massorna (t.ex. i fördröjningsmagasin) byts ut, och hur mycket som passerar igenom dagvattenanläggningen med dagvattnet. I avloppsreningsverken fastnar en stor andel av mikroplastpartiklarna i avloppsslammet och kan sedan spridas vidare till markmiljön om slammet används på åkermark eller på annan mark. Vissa avloppsfraktioner kan rensas bort i avloppsreningsprocessen (exempelvis flytslam och rens från slamsilar) och skickas till förbränning (Ljung m.fl., 2018). Även förbränning av torkat eller avvattnat slam förekommer (SCB, 2018). Den del som inte fastnar i avloppsslammet eller rensas bort följer med det renade avloppsvattnet till ett vattendrag, en sjö eller havet. Se vidare i avsnitt 2.3.2.

Var de däck- och vägslitagepartiklar som har nått ett dagvattensystem eller en vattenrecipient slutligen hamnar är okänt. Det saknas kunskap om hur mycket som sedimenterar och hur mycket som sprids vidare i recipienten eller till andra recipienter genom kraftiga flöden, turbulens, havsströmmar och vågor. De få studier som hittills finns indikerar att däckslitagepartiklar (identifierade som svarta gummiartade partiklar) finns i dagvatten och sediment nära dagvatten- och avloppsvattenutsläpp (se avsnitt 2.3).

2.2.3.3. Snöröjning

Vid snöröjning utanför tätbebyggt område hamnar snön ofta vid sidan av vägen och spridning av däck- och vägslitagepartiklar sker då med de platsspecifika spridningsvägar som finns för avrinning från vägen. Inom tätbebyggt område kan en del av snömassorna behöva transporteras bort från vägen och däck- och vägslitagepartiklar sprids då till de platser som mottar snömassorna och därifrån vidare via de plastsspecifika spridningsvägarna. Snömassorna läggs på en närliggande markyta eller anvisad plats, men kan i Sverige även dumpas i vattendrag, sjöar eller hav om det finns en dispens från det svenska förbudet att dumpa snömassor i vattenområden.

2.2.3.4. Vägrenhållning

Vid vägrenhållning (sopning) kan dammbildningen och spridningen av partiklar till luft bli påtaglig beroende på vilken typ av sopningsfordon och teknik som används. I Sverige klassas sopningssand som avfall (Spångberg, 2013) och en del av massorna läggs på deponi medan andra återanvänds (Stockholms stad, 2019). Sandningssand som sopats upp från gator används i Sverige exempelvis vid vägbyggen, bullervallar och ledningsarbeten (Stockholms stad, 2019). Vatten används vid sopning för att minska dammbildningen (Magnusson m.fl., 2019) och vid till exempel tvättning av tunnlar. Detta

vatten kan samlas upp av dagvattensystem, kombinerade avlopps- och dagvattenledningar eller rinna av till marken, medan vägdammet och slamfraktionen kan läggas på deponi (Vogelsang m.fl., 2019).

2.2.3.5. Utsläpp till luft

De slitagepartiklar som släppts ut direkt till luften vid däck- och vägslitage eller som först hamnat på vägen och därefter sprids till luften som en följd av suspension, resuspension eller stänk och spray deponeras i olika mark- och vattenmiljöer genom torr- eller våtdeposition. Torrdeposition innebär att partiklarna deponeras på omgivande ytor (t.ex. på fordonet) eller på mark- och vattenområden, medan våtdeposition innebär att partiklarna följer med nederbörden. Torr- och våtdeposition kan ske direkt tillbaka på vägen, i anslutning till vägen, på bebyggd miljö eller på mark- och vattenområden längre bort. Var partiklarna hamnar beror på partikelstorlek, förutsättningar för lufttransport och när nederbördstillfällen inträffar. Partiklarna kan också andas in av människor och djur som exponeras för dessa partiklar. Störst risk för exponering via inandning är nära vältrafikerade vägar och i gaturum där koncentrationen kan antas vara förhållandevis hög.

2.2.3.6. Fordonstvätt

Däck- och vägslitagepartiklar kan fastna på ytan på fordon som kör på vägen. Detta verkar framför allt gälla de mindre partiklarna som är luftburna och den totala volymen partiklar som fastnar bedöms därför vara relativt begränsad (Vogelsang m.fl., 2019). Vid fordonstvätt kan dessa partiklar följa samma spridningsvägar som vid vägavrinning. Många fordonstvättar är utrustade med reningsanläggningar som är kopplade till ett dagvatten- eller avloppsledningssystem, men detta saknas ofta för mindre anläggningar. Dessutom tvättar vissa bilägare sin bil på gatan i Sverige, trots miljöbalkens förbud mot att uppsåtligen förorena mark och vatten och att många kommuner har infört förbud.

2.2.3.7. Mark, vatten, sediment och biota

Partiklar som har hamnat i mark, vatten och sediment kan transporteras mellan dessa miljöer. Detta kan t.ex. ske från vatten till sediment genom sedimentation och från sediment till vatten genom resuspension. I mark- och vattenmiljöer kan däck- och vägslitagepartiklarna tas upp av organismer som lever i dessa miljöer och spridas vidare till andra organismer som äter dessa organismer. Partiklarna kan sedan återcirkuleras genom avföring eller nedbrytning av döda organismer. Dessutom kan partiklarna tas upp av organismer på land via inandning (se 2.2.3.5).

2.3. Förekomst av däck- och vägslitagepartiklar i miljön

Det finns inte så många studier om förekomst av däck- och vägslitagepartiklar i miljön och det är svårt att analysera däckslitagepartiklar i fältprover (se kap. 7). I avsnitten nedan beskrivs några studier om förekomst av däckslitagepartiklar i vägdamm, vatten, sediment och luft.

För att kunna bedöma spridning och förekomst av däck- och vägslitagepartiklar i Sverige krävs kännedom om hur stort slitaget är under svenska förhållanden samt provtagning av partiklar såväl vid källan som i mark, avloppsslam, dagvatten, ytvatten, sediment, luft och biota.

2.3.1. Uppskattad andel däck- och vägslitagepartiklar av total andel mikroplast

Det finns många studier som beskriver förekomsten av mikroplast i olika delar av miljön och där antalet mikroplastpartiklar har kvantifierats, framför allt i hav, sjöar, vattendrag och före och efter avloppsreningsverk. Studierna visar att mikroplast förekommer överallt: i många olika typer av organismer och miljöer och i alla delar av världen (se t.ex. SAPEA, 2019; Klein & Fisher, 2019; Schwabl m.fl., 2019; Ebere m.fl. 2019), och många av studierna visar på höga koncentrationer av mikroplast.

Att fordonsdäck kan vara en potentiellt betydelsefull källa till mikroplast i marina och andra vattenmiljöer har uppmärksammats på senare tid (Hann m.fl., 2018). Försök har gjorts för att uppskatta hur stor andel av mikroplasterna i miljön som utgörs av däck- och vägslitagepartiklar, men dessa uppskattningar är mycket osäkra. Det finns beräkningar som anger att gummipartiklar från däckslitage kan utgöra drygt 50 viktprocent av de kartlagda primära källorna till mikroplastutsläpp i Norge (Sundt m.fl., 2014), och modellering som indikerar att däckslitage kan utgöra upp till drygt 40 viktprocent av den totala mängden mikroplast i europeiska floder (Siegfried m.fl., 2017). Uppskattningar om hur mycket som når haven varierar mellan 1 viktprocent enligt nederländska beräkningar och 32 viktprocent enligt norska beräkningar (Kole m.fl., 2017).

2.3.2. Förekomst på och vid vägar

Förekomst av mikrogummipartiklar i vägdamm och luftburet vägdamm har påvisats i studier i Iran (Abbasi m.fl., 2017; 2019; Dehghani m.fl. 2017). I en av studierna identifierades 44 till 782 mikrogummipartiklar per 10 g prov i vägdamm, där de högsta halterna uppmättes i prov från en hårt trafikerad väg med tung trafik (Abbasi m.fl., 2017). Liknande resultat erhölls i en senare studie där 40 till drygt 1 000 mikrogummipartiklar per 15 g vägdammsprov identifierades och där de högsta halterna uppmättes i prov från ett industriområde (Abassi m.fl., 2019). I genomsnitt hittades 1150 mikroplastpartiklar varav 250 mikrogummipartiklar per 15 g vägdammsprov (Abbasi m.fl., 2019).

Vägdammsproverna kom från urbana och industriella miljöer, handelsområden och bostadsområden. Analyser med fluorescensmikroskopi, polariserat ljus och svepelektronmikroskop (SEM) användes för att bestämma mikroplastpartiklar exklusive gummipartiklar, medan enbart svepelektronmikroskop och pincett användes för att bestämma mikrogummipartiklarna (Abassi, m.fl., 2017; 2019). Mikroplastpartiklarna varierade i färg, form och storlek, men dominerades av partiklar som var vita och genomskinliga, sfäriska (74 %) och filmliknande (14 %) och huvudsakligen i storlekar mindre än 100 µm. Mikrogummipartiklarna dominerades av svarta fragment (61 %) och fiberpartiklar (31 %) och förekom huvudsakligen i fraktionen 100–250 µm (Abassi m.fl., 2019). I det luftburna vägdammet kunde framförallt mikroplast identifieras (i storleksordningen 1 partikel/m^3). Även mikrogummi-partiklar (framförallt fragment) förekom i det luftburna vägdammet, men de var mycket små och svåra att klassificera (Abassi m.fl., 2019).

Det finns i dagsläget inga publicerade resultat på mätningar av däckslitagepartiklar i terrestra miljöer, såsom vägar, i Sverige. De beräkningar som Magnusson m.fl. (2016) har gjort om däckslitagemängder i Sverige baseras på information avseende känd däcksanvändning och känt slitage på samma sätt som gjorts för norska förhållanden i en rapport av Sundt m.fl. (2014) och är till stora delar baserat på samma ingångsdata. Data avseende hur stor andel av däck- och vägslitagepartiklarna som hamnar i marken i anslutning till vägen är mycket begränsade.

2.3.3. Förekomst i vatten och sediment

Förekomst av däckpartiklar (svarta, gummiartade partiklar) har påvisats i dagvatten och i sediment i vattendrag och kustvatten. I en mycket omfattande amerikansk studie som pågick under tre år undersöktes förekomst av mikroplast i San Franciscobukten och dess biflöden i flera delstudier i dagvatten, ytvatten, sediment, renat avloppsvatten och fisk (Sutton m.fl., 2019). Svarta gummiartade partiklar utgjorde en stor andel av de analyserade partiklarna i framför allt dagvatten och sediment, men identifierades inte i renat avloppsvatten, ytvatten och fisk (Sutton m.fl., 2019).

I dagvattenstudien provtogs dagvatten vid nederbördstillfällen i tolv små biflöden till San Franciscobukten på provtagningsplatser i anslutning till urbana och icke urbana områden. Mikroplastpartiklar identifierades i dagvatten i halter mellan 1,3 och 30 mikropartiklar per liter (totalt 12 352 mikroplastpartiklar). Flest mikroplastpartiklar påträffades i den minsta filterfraktionen (125–355 µm). Nästan hälften (48 %) av antalet mikroplastpartiklar var svarta fragment som hade en distinkt gummiartad konsistens vilket konstaterades med hjälp av pincett (Sutton m.fl., 2019).

Partiklarna liknade även partiklar som tidigare identifierats som gummi med Fouriertransform infraröd spektroskopi (FTIR) (Sutton m.fl., 2019). Sådana gummipartiklar påträffades i alla utom ett dagvattenprov vilket kom från ett landsbygdsområde.

I sedimentstudien provtogs sediment (> 45 µm) från 18 platser i San Franciscobukten och 2 platser i Tomalesbukten nära utsläppspunkter för dagvatten- och avloppsvatten. De två mikroplastpartiklar som var vanligast var fibrer (69 %, 3960 partiklar) och därefter fragment (26 %, 1516 partiklar). Av fragmenten var 29 procent (429 partiklar) svarta fragment med gummiartad konsistens som liknade de partiklar som påträffades i dagvattnet (Sutton m.fl., 2019).

I en annan amerikansk studie undersöktes förekomsten av mikroplast (≥ 63 µm) i vattendrag som mynnar i Charleston Harbor Estuary (Leads & Weinstein, 2019). I studien påträffades 0 till 652 mikroplastpartiklar per m^2 i de två översta centimetrarna sediment från tidvattenzonen och av dessa utgjorde däckpartiklar i genomsnitt 18 procent och som mest 28,7 procent (Leads & Weinstein, 2019). I sediment utanför tidvattenzonen var den högsta halten 1 833 däckpartiklar per kg våtvikt och i genomsnitt utgjorde däckpartiklar 12,5 procent av mikroplastpartiklarna. Den högsta halten i ytvatten (i den översta millimetern) var 8 däckpartiklar per liter och i genomsnitt utgjorde däckpartiklar 17,8 procent av mikroplastpartiklarna (Leads & Weinstein, 2019). Flest däckpartiklar påträffades i den minsta fraktionen (63–149 µm) (Leads & Weinstein, 2019). Däckpartiklarna identifierades framför allt genom morfologisk bestämning.

Nyligen utförda studier vid Göteborgs universitet visar att det som i tidigare svenska studier har identifierats som svarta elastomerfragment sannolikt är däckslitagepartiklar (Hassellöv m.fl. 2018, Karlsson m.fl., 2019). Förekomst av betydande mängd svarta elastomerpartiklar har identifierats i svenska i sediment på västkusten samt i Kvillebäcken i Göteborg (Hassellöv m.fl., 2018, Karlsson m.fl. 2019). I sediment från tre provtagningspunkter i Kvillebäcken påträffades mellan 15 490 och 16 798 svarta, antropogena partiklar (≥ 100 µm) per kg torrvikt (Hassellöv m.fl., 2018). Med hjälp av pincett bestämdes ungefär 32 procent av dessa vara gummiliknande elastomerer (Hassellöv m.fl., 2018). I sediment från Kvillebäcken utgjordes den dominerande andelen mikropartiklar av svarta antropogena partiklar, medan mikroplastpartiklar av material som brukar betraktas som plast dominerade i sediment från Göta älv som Kvillebäcken mynnar i (Hassellöv m.fl., 2018). Mängden svarta partiklar (≥ 100 µm) var avsevärt lägre i sedimenten från Göta älv (121–436 svarta antropogena partiklar per kg torrvikt) än vad som påträffades i Kvillebäcken (Hassellöv m.fl., 2018). Studierna visar att andelen av denna typ av partiklar ökar kraftigt med minskande partikelstorlek och att de lätt sedimenterar nära källorna. För att bekräfta förekomst, spridning och relaterade risker krävs dock mer studier (Karlsson m.fl., 2019).

Det finns även andra studier från Göteborg som indikerar att det kan förekomma en stor mängd mikroplast i form av svarta mikropartiklar i vägnära dagvatten. Upp till cirka 1 000 oidentifierade svarta partiklar per liter (Jannö, 2016) och höga halter mikrogummi- och lätta bitumenpartiklar (1 000–6 000 partiklar/l) (Aronsson m.fl., 2018) har uppmätts i vägnära dagvatten.

Det finns också modelleringsstudier som visar på betydande deposition av däckslitagepartiklar till sediment i sjöar och vattendrag (Hann m.fl., 2018; Unice m.fl., 2019b). Man har även hittat däckslitagepartiklar i 97 procent av 149 sedimentprov som tagits i Seine (Frankrike), Chesapeake (USA) och Lake Biwa (Japan) (Unice m.fl., 2013). Uppmätta halter i sediment var 62–11 600 µg/g torrvikt för Seine, 50–4 400 µg/g för Chesapeake och 26–4 600 µg/g för Lake Biwa.

Av de partiklar som hamnar i vattendrag har den europeiska branschorganisationen för däck- och gummitillverkare (ETRMA) beräknat att 8–11 procent transporteras vidare till flodmynningarna med antagandet att alla väg- och däckslitagepartiklar har en densitet på 1,18 g/cm^3 (Hann m.fl., 2018). Densiteten för däckslitagepartiklar i miljön är dock osäker (se avsnitt 2.2.1). Lätta partiklar är mindre benägna att sedimentera och transporteras därmed generellt längre sträckor med vatten, medan de tyngre partiklarna sedimenterar och transporteras kortare sträckor med vatten.

När det gäller mikroplast av material som brukar betraktas som plast och mikroplast generellt finns många mätningar och beräkningar av förekomst i hav, sjöar och vattendrag. Variationen mellan olika geografiska platser, och studier är stor, vilket bland annat illustreras i en sammanställning av data från olika studier om förekomst av mikroplast i sötvattenmiljöer av Li m.fl. (2019). Utöver de studier som har identifierat däckpartiklar i vatten och sediment har Horton m.fl. (2017a) i mätningar av mikroplast i sediment nära ett dagvattenutlopp till en biflod till Themsen identifierat förekomst av partiklar från vägmarkeringar.

2.3.4. Förekomst vid avloppsreningsverk och i avloppsslam

Däck- och vägslitagepartiklar som via dagvattensystem når avloppsreningsverk kan hamna i avloppsslammet eller passera genom avloppsreningsverket ut till mottagande recipient. Det finns även mikroplastpartiklar i fraktioner som rensas bort i avloppsreningsprocessen såsom exempelvis flytslam och rens från slamsilar och som skickas till förbränning (Ljung m.fl., 2018). Hur mycket däck- och vägslitagepartiklar som når avloppsreningsverk är inte känt. Däremot finns några generella studier om mikroplast.

De generella studierna av mikroplast visar att en betydande mängd partiklar kan passera igenom vissa avloppsreningsverk, både på grund av ofullständig rening och stora flödesvolymer (Sun m.fl., 2019; Conley m.fl., 2019) vilket gör att höga halter kan förekomma i avloppsreningsverkens recipienter. Hur stor del som passerar beror på avloppsreningsverkets reningseffektivitet. I tre svenska avloppsreningsverk varierade avskiljningsgraden för partiklar som var större än 20 µm mellan 70 och 90 procent och för partiklar större än 300 µm var avskiljningsgraden större än 99 procent (Magnusson & Wahlberg, 2014). I en senare studie av ett annat svenskt avloppsreningsverk var avskiljningsgraden för partiklar större än 10 µm över 99 procent (Ljung m.fl., 2018). Förhöjda halter av mikroplaster har uppmätts nedströms avloppsreningsverk i bland annat Raritan River och Chicago river (Estahbanati & Fahrenfeld, 2016). Till exempel var den mest förorenade punkten nedströms avloppsreningsverket 3–16 gånger högre än bakgrundshalten uppströms avloppsreningsverket i Raritan river, vilket indikerar utsläpp av mikroplast från reningsverket. Vid effektiv avskiljning av mikroplastpartiklar från vattenfasen hamnar merparten av partiklarna i avloppsslammet (Magnusson & Norén, 2014; Mintenig m.fl., 2017) samt i fraktioner som rensas bort i avloppsreningsprocessen (Ljung m.fl., 2018).

I den amerikanska studien i San Franciscobukten påvisades inte gummipartiklar i det avloppsvatten som passerat avloppsreningsverken (Sutton m.fl., 2019). Däremot påträffades andra mikroplastpartiklar (främst fibrer) i det renade avloppsvattnet (Sutton m.fl., 2019). Gummiartade partiklar påträffades dock i sediment tagna nära utsläppspunkter för avloppsreningsverken (Sutton m.fl., 2019).

Det finns beräkningar som indikerar att stora mängder mikroplast kan tillföras marken via avloppsslam och att avloppsslam sannolikt utgör en stor källa till spridning av mikroplast till mark (Horton m.fl., 2017b). I Europa är det relativt vanligt att avloppsslam komposteras och pastöriseras för att användas som gödningsmedel eller att det deponeras på land (Horton m.fl., 2017b). Enligt uppgifter från 2012 (Eurostat) lades cirka 38 procent av det avloppsslam som producerades i EU på jordbruksmark, vilket motsvarade cirka 5 miljoner ton mätt som torrsubstans (Willén m.fl., 2016). Användningen av avloppsslam i Sverige under 2016 fördelade sig enligt följande: åkermark 34 procent, anläggningsjord 27 procent, deponitäckning 22 procent, förbränning 2 procent, deponi 1,5 procent, lager 5,5 procent, och övrig användning 7 procent (SCB, 2018). Det finns regleringar kring avloppsslammets innehåll, men innehållet av mikroplaster är inte reglerat (Horton m.fl., 2017b). För att veta hur mycket av däck- och vägslitagepartiklarna som hamnar i slammet behöver spridningen av däckpartiklar via dagvattensystem till avloppsreningsverk och förekomst i avloppsslam studeras.

2.3.5. Förekomst i luft

Däck- och vägslitagepartiklar hamnar i luften genom direktutsläpp från däck och väg eller genom resuspension av partiklar som finns på vägen (Wijesiri m.fl., 2016). Däckslitagepartiklar har identifierats i luftprover tagna i väg- och gatumiljö.

I Panko m.fl. (2018) har beräknade andelar av innehållet av däckslitage i PM_{10}-fraktionen sammanställts från 14 studier utförda mellan 1994 och 2013. Andelen varierar enligt denna sammanställning mellan 0,1 och 13 procent. Ett exempel som inte är med i denna sammanställning är mätningar gjorda vid Marylebone Road i centrala London där däckslitagepartiklar uppskattades stå för 10,7 ± 2,3 procent av de luftburna partiklarna (Harrison m.fl., 2012). I en annan studie av Panko m.fl. (2013) (som finansierats av däckindustrin) analyserades luftprov från stads- och landsbygdsvägar i Frankrike, Japan och USA. Enligt den utgjorde däckslitagepartiklar enbart en mycket liten andel (0,14–2,8 %) av den totala PM_{10}-fraktionen som uppmätts i luftproverna.

Sommer m.fl. (2018) analyserade större luftburna mikropartiklar (> PM_{10}) med svepelektron-mikroskop kombinerat med energidispersiv spektroskopi från passiv provtagning längs tre högtrafikerade vägar i ett industriområde, ett jordbruksområde och ett stadsmiljöområde i Tyskland. Resultaten från studien visade att 90 procent av de analyserade partiklarna var trafikrelaterade och de flesta partiklarna huvudsakligen utgjordes av en blandning av däck-, väg-, och bromsmaterial. Av de studerade partiklarna (totalt 508) klassificerades 34 procent som däckslitagepartiklar (vilket motsvarade mer än 50 % av volymen) och 38 procent som vägslitagepartiklar (dvs. mineralpartiklar sammanbundna med bitumen).

2.4. Nedbrytning

När det gäller nedbrytning av däck- och vägslitagepartiklar i miljön finns det nästan ingen kunskap alls. Det finns en äldre studie av Cadle & Williams (1980) om nedbrytning av däckslitbane-partiklar och däckslitagepartiklar i jord respektive i glaspärlor. I den studien uppmättes halveringstiden för styrenbutadien-gummipolymerer i däckslitagepartiklar (med extraktionspyrolys GC) till 16 månader (ca 490 dagar) i jord. Nedbrytningen i glaspärlor under samma tidsperiod var lägre (36 %), vilket antogs bero på avsaknad av mikroorganismer (Cadle & Williams, 1980). De rena däcklitbanepartiklarna bröts inte ner alls (Cadle & Williams, 1980).

Med hänsyn till att huvudkomponenterna i däckslitbanan utgörs av gummipolymerer och kimrök anser Wagner m.fl. (2018) att det kan förväntas att däckslitagepartiklar i den akvatiska miljön är persistenta, dvs. bryts enbart ner långsamt. Nedbrytningen är även begränsad i miljöer med syrebrist och brist på mikroorganismer. Det är av stor vikt att nedbrytningen av däckslitagepartiklar i olika miljöer undersöks för att få kunskap om hur persistenta de är i olika miljöer, vilka nedbrytningsprodukter som uppstår och nedbrytningsprodukternas eventuella toxicitet.

2.5. Slutsatser

- Mikroplast från däck- och vägslitage utgörs framför allt däckslitagepartiklar från däckets slitbana. Mikroplastpartiklar bildas också vid vägslitage av vägmarkeringar samt av vägbanan i de fall asfalten innehåller polymermodifierad bitumen.
- En stor andel av däckslitaget släpps ut som relativt stora partiklar (> 20 µm) och bedöms därför deponeras på vägen eller nära vägen. Andelen luftburna partiklar bedöms kunna vara cirka 10 procent. Den huvudsakliga spridningen av däck- och vägslitagepartiklar sker därför framför allt genom avrinning från vägen vid nederbördstillfällen och fordonsrörelser och vind, men även genom snöröjning, och vägrenhållning. Spridning kan ske till mark, ytvatten, sediment, avloppsslam och biota.

- Det finns stora kunskapsluckor när det gäller fördelningen av däck- och vägslitagepartiklar mellan olika spridningsvägar och mellan olika delar av miljön samt vad som händer med partiklarna i miljön.
- Ökad kunskap om däck- och vägslitagepartiklarnas storlek, densitet och sedimentationsbenägenhet samt förändring (t.ex. nedbrytning och påväxt av biofilm) i olika miljöer behövs för att bättre förstå spridning och förekomst av däck- och vägslitagepartiklar i miljön.
- Det finns också ett behov av ökad kunskap om nedbrytningen av däckslitagepartiklar i olika miljöer för att kunna bedöma hur persistenta de är.
- Kunskap om spridning, förekomst och persistens behövs för att bl.a. bedöma exponeringen för mikroplaster i miljön och därmed också riskerna med mikroplast i miljön.
- Förekomst av däckslitagepartiklar i miljön har påvisats i studier av vägdamm, luft, dagvatten och sediment, men dessa studier är få. Studier om förekomst i slam från avloppsreningsverk, i terrestra miljöer (förutom trafikmiljöer) och i organismer i naturen saknas.
- Kunskap om förekomst av slitagepartiklar från vägmarkeringar saknas.

3. Miljö- och hälsoeffekter samt risker

Detta kapitel ger en översikt och genomgång av den kunskap som finns idag om miljöeffekter av mikroplast och vilken kunskap som behövs för att kunna bedöma riskerna med mikroplast i miljön. Fokus ligger på mikroplast från däck- och vägslitage, särskilt gummidäckpartiklar. I följande avsnitt anges denna typ av mikroplast antingen som däckslitbanepartiklar eller däck- och vägslitagepartiklar. För vägmarkeringar och polymermodifierad bitumen finns inga effektstudier tillgängliga. Däremot finns information om kemisk sammansättning för vägmarkeringsprodukter och polymermodifierad bitumen. Information om detta har sammanställts i kapitel 4 tillsammans med information om kemisk sammansättning av däck (slitbanan). Det finns ett mycket begränsat antal studier om effekter och risker med mikroplast från däck- och vägslitage. Det finns betydligt mer forskning avseende mikroplast av material som brukar betraktas som plast och mikroplast generellt. Eftersom delar av kunskapen från den forskningen är relevant även för mikroplast från däck- och vägslitage tas dessa relevanta delar upp här.

3.1. Kunskap om effekter och risker

3.1.1. Däck- och vägslitagepartiklar

Det finns relativt få studier om toxicitet för vattenlevande och landlevande organismer som exponeras för slitbanepartiklar från däck eller däck- och vägslitagepartiklar. Dessa beskrivs i avsnitten 3.2.1 och 3.2.2 nedan.

Idag är det inte möjligt att bedöma risken med däckslitagepartiklar i vattenmiljön eftersom det inte finns tillräckligt med tillförlitlig kunskap om viktiga aspekter som t.ex. däckslitagepartiklarnas transportmekanism till ytvatten, koncentrationer i ytvatten och sediment, hur de förändras med tiden i miljön, nedbrytningstid, effekter på vattenlevande organismer (Wagner m.fl., 2018) och i vilken utsträckning giftiga ämnen frisätts från däckslitagepartiklar. Denna brist på kunskap gäller även markmiljön. För mikroplaster från vägmarkeringar och polymermodifierad bitumen i asfalt som genereras av vägslitage saknas effektstudier helt.

3.1.2. Mikroplast generellt

När det gäller miljöeffekter av mikroplast (dvs. plastpartiklar < 5 mm–0,1 µm eller 1 µm) av material som brukar betraktas som plast finns mycket mer forskning tillgänglig. Många ekotoxikologiska studier har genomförts under det senaste decenniet, särskilt efter 2012 (de Sá m.fl., 2018) och nya studier publiceras kontinuerligt. Det finns också några metaanalysstudier där många effektstudier har granskats och analyserats (t.ex. Burns & Boxall, 2018; de Sá m.fl., 2018) samt översiktsrapporter som har sammanställt kunskapen om effekter av och risker med mikroplast (Ašmonaté & Carney Almroth, 2019; SAPEA, 2019). SAPEA (Science Advice for Policy by European Academies) är en del av EU-kommissionens vetenskapliga rådgivningsmekanism. I en SAPEA-rapport (SAPEA Evidence Review Report 2019) som har tagits fram av en stor arbetsgrupp med världsledande expertis inom mikroplastområdet ges en omfattande sammanställning av kunskapsläget om bl.a. effekter och risker avseende nano- och mikroplast i naturen och samhället. Med stöd av SAPEA-rapporten formulerade EU-kommissionens grupp av ledande vetenskapliga rådgivare därefter ett vetenskapligt yttrande ”Scientific Opinion 6/2019” om ”Miljö- och hälsorisker med mikroplastförorening” (Europeiska kommissionen, 2019) (se avsnitt 8.2.5).

Även om det finns många studier inom mikroplastområdet finns det fortfarande stora kunskapsluckor, brist på standardisering (både vad gäller mätning, analys och effektstudier) och brist på realistiska effektstudier (Buns och Boxall, 2018; de Sá m.fl., 2018; SAPEA, 2019; Ašmonaté & Carney Almroth, 2019).

Miljörelevansen för många av laboratorieeffektstudierna är osäker (SAPEA, 2019). De flesta effektstudier av mikroplast har gjorts på vattenlevande (främst marina) organismer och omfattar vanligtvis enbart en art, en polymertyp, en partikeltyp och en partikelform (Ašmonaté & Carney Almroth, 2019) och relativt kortvarig (akut) exponering (SAPEA, 2019). I en majoritet av studierna används koncentrationer som är högre och partikelstorlekar som är mindre än de som har uppmätts i miljön (SAPEA, 2019). Samtidigt framhåller SAPEA (2019) att vår förståelse av halterna i miljön är ofullständig och begränsas av de provtagnings- och analysmetoder som har använts i studierna och av vad som idag är möjligt att analysera. Det anses av många att de uppskattade koncentrationerna är en underskattning av de faktiska koncentrationerna, speciellt för mycket små partiklar, dels för att de flesta provtagningar har gjorts genom trålning med nät vars maskstorlek är större än 0,3 mm, dels eftersom analysmetoder för att identifiera plastfibrer och små partiklar är begränsade eller saknas (SAPEA, 2019).

Jämfört med för några år sedan finns det nu enligt Ašmonaté & Carney Almroth (2019) inom forskningen om mikroplast en större förståelse för mikroplastfrågornas komplexitet och de mekanismer som ligger till grund för de effekter som orsakas av mikroplast.

Det finns flera rapporter och artiklar där riskerna med mikroplast för människors hälsa eller miljön diskuteras, men enbart i några enstaka (Burns & Boxall, 2018; Everaert m.fl., 2018; Besseling m.fl., 2019) har försök gjorts att kvantitativt bedöma risken med mikroplast i miljön baserat på tillgängliga data om uppmätta halter och effekter. Dessa bedömningar är dock förknippade med stora osäkerheter bland annat på grund av att

- de storlekar, former och polymerer som använts i experimenten inte överensstämmer med de som har uppmätts i miljön idag (SAPEA, 2019)
- det finns kunskapsluckor bl.a. när det gäller vilka de faktiska koncentrationerna i miljön är (inklusive nanoplastpartiklar), hur fördelningen ser ut mellan olika polymerer, storlekar och former (SAPEA, 2019) och vilka effekter som uppkommer i olika typer av organismer vid olika typ av exponering (Ašmonaté & Carney Almroth, 2019)
- det bara finns få kvantitativa data av tillräcklig kvalitet (SAPEA, 2019)
- det inte finns överenskomna metoder för mätning av exponering och farokaraktärisering (SAPEA, 2019).

Sammantaget är det många antaganden och extrapoleringar som behöver göras vid riskbedömningar vilket gör dem osäkra (SAPEA, 2019).

När SAPEA-arbetsgruppen uttalar sig om risk görs det utifrån kvoten mellan de uppmätta eller förutsagda koncentrationerna i miljön (Predicted Environment Concentration, PEC) och förutsagda koncentrationer som inte ger effekter (Predicted No-Effect Concentration, PNEC), dvs. PEC/PNEC. Om PEC/PNEC-kvoten är större än 1 är halterna i miljön högre än de halter som man tror är ”säkra” halter för miljön. Då bedömer man att det finns en risk, dvs. en sannolikhet för skadliga effekter i miljön.

Enligt SAPEA-arbetsgruppen (2019) gör kunskapsbristen när det gäller nano- och mikroplast i miljön att det inte är möjligt att med tillräcklig säkerhet dra slutsatsen vare sig att risk finns, eller inte finns för närvarande (då risk definieras som att PEC/PNEC > 1).

Även om kunskapsluckorna är för stora för att kunna dra säkra slutsatser om risk har SAPEA-arbetsgruppen (2019), baserat på de försök till kvantitativa riskbedömningar som har gjorts, formulerat tre slutsatser angående ekologiska risker avseende mikroplast, men uppger samtidigt att slutsatserna är osäkra:

A. **Nuvarande lokala risker:** ”Det kan för närvarande finnas åtminstone några platser där den förutsagda eller uppmätta koncentrationen i miljön överstiger den förutsagda halten för ingen effekt (PEC/PNEC > 1).”[1]

B. **Nuvarande utbredda risker:** ”Med tanke på de nuvarande generellt stora skillnaderna mellan kända uppmätta koncentrationer i miljön (MEC[2]) och förutsagda nivåer för ingen effekt (PNEC), är det mer troligt än inte att ekologiska risker med mikroplast är sällsynta (ingen utbredd förekomst av platser där PEC/PNEC > 1).”[3]

C. **Framtida risker:** ”Om mikroplastutsläppen till miljön kommer att förbli desamma kan de ekologiska riskerna med mikroplast vara utbredda inom ett sekel (utbredd förekomst av platser där PEC/PNEC > 1).”[3]

Med detta menar de att baserat på de data vi har idag om nuvarande uppmätta koncentrationer i miljön och effekter på organismer är det troligt att utbredda ekologiska risker för närvarande är sällsynta, men att det kan finnas några platser där ekologisk risk förekommer idag och att de ekologiska riskerna vara utbredda i miljön inom ett sekel om utsläppen förblir desamma eller ökar (SAPEA, 2019). När det gäller risk för människors hälsa finns ännu mindre kunskap, men slutsatsen från SAPEA-arbetsgruppen är att vi inte har några bevis för utbredd risk för människors hälsa för närvarande (SAPEA, 2019).

SAPEA-arbetsgruppen anser att den kunskap vi har idag avseende mikroplast ändå är tillräcklig för att stödja ståndpunkten att det behövs åtgärder för att förebygga och minska utsläppen och spridningen av nano- och mikroplast (SAPEA, 2019). Det vi vet är bland annat att mikroplast

- påträffas överallt i miljön (på vissa platser i höga halter)
- tillförs och ackumuleras kontinuerligt i miljön på grund av fortsatt ökande utsläpp och långsam nedbrytning
- i försök har visats orsaka negativa effekter hos organismer.

Dessutom ger avsaknaden om kunskap om halter och effekter avseende nanoplast ytterligare stöd för att vidta åtgärder. Behovet av åtgärder har också förts fram av Europeiska kommissionens grupp av ledande vetenskapliga rådgivare i yttrandet ”Scientific Opinion 6/2019” (Europeiska kommissionen, 2019), där de också preciserar och föreslår åtgärder (se avsnitt 8.2.5).

3.2. Effekter på organismer

Mikroplast har hittats i många olika organismer som förekommer i många livsmiljöer och på olika trofiska nivåer, allt från små planktoniska djur till stora toppredatorer (vilka inkluderar stora fiskar, däggdjur och fåglar) (Ašmonaté & Carney Almroth, 2019; SAPEA, 2019). Den största andelen mikroplast som hittas i organismer, liksom i vatten och sediment, utgörs av fibrer och fragment (partiklar med oregelbunden form), medan bara en liten andel utgörs av runda partiklar (Burns & Boxall, 2018).

Effekter på organismer vid exponering för mikroplast kan orsakas av de fysiska partiklarna i sig vilka antingen påverkar organismen vid förtäring eller inandning eller som organismen kan trassla in sig i (t.ex. fibrer). Effekter kan även orsakas av kemiska ämnen som frisätts från plastpartiklarna. Förtäring anses vara den vanligaste interaktionen mellan mikroplast och biota (SAPEA, 2019).

[1] Översättning av citat.

[2] MEC = Measured Environmental Concentration

[3] EC50 = Effective concentration 50.

Det finns flera viktiga skillnader mellan mikroplast av material som brukar betraktas som plast och mikroplast från däckslitage vilket kan påverka resultaten i effektstudier. Även inom gruppen som brukar betraktas som plast kan det finnas viktiga skillnader. Exempel på skillnader är materialegenskaper (plast kontra elastomer), kemisk sammansättning, form, storlek och nedbrytning (se kapitel 4). Samtidigt finns det likheter som medger att man i vissa fall kan använda kunskap från studier på en kategori av mikroplast till att dra slutsatser om en annan kategori av mikroplast. Detta måste dock göras med stor försiktighet.

Nedan sammanfattas toxicitetsstudier som genomförts på mikroplast, dels däckslitagepartiklar, dels partiklar av material som brukar betraktas som plast.

3.2.1. Däckpartiklars toxicitet för vattenlevande organismer

Det finns relativt få laboratorieundersökningar om toxicitet av däckslitbanepartiklar och däck- och vägslitagepartiklar för vattenlevande organismer. I Tabell A i Bilaga A sammanfattas däckrelaterade studier av akvatisk toxicitet som har genomförts sedan 2005. Dessa inkluderar tester på däckpartiklar från nya eller begagnade däck. Partiklarna har genererats i laboratorium antingen genom nötning med t.ex. en rasp, en fil, en roterande slipsten eller stålborste, eller i en vägsimulator med betong- eller asfaltkassetter. De testorganismer som har använts har huvudsakligen varit små kräftdjur, men även några arter av alger, fiskar och grodyngel. Effekter som studerats har inkluderat akut toxicitet (t.ex. immobilitet och dödlighet) eller kronisk toxicitet (t.ex. effekter på tillväxt, utveckling, reproduktion och överlevnad).

De flesta studierna fokuserar på toxiciteten hos lakvatten från däckslitbanepartiklar, dvs. den giftighet som orsakas av att kemikalier frigörs från däckslitbanepartiklarna till vatten under olika lakningsförhållanden (Wik m.fl., 2005; 2006; 2007; 2009; Khan m.fl., 2019; Turner och Rice, 2010; Camponelli m.fl., 2009; Gaultieri m.fl., 2005a; Villena m.fl., 2017). Dessa toxicitetstester har utförts antingen med eller utan däckslitbanepartiklar närvarande. Tre studier fokuserar på toxiciteten hos sediment till vilka däckslitbanepartiklar eller däck- och vägslitagepartiklar har tillsatts (så kallad spikning) och på toxiciteten från eluat (dvs. vattenfasen efter omblandning [uppslamning] av sediment i vatten) från sådana spikade sediment (Marwood m.fl., 2011; Panko m.fl., 2013; Redondo-Hasselerharm m.fl., 2018). Förtäring av däckslitbanepartiklar har endast studerats på två små kräftdjursarter i två studier (Khan m.fl., 2019; Redondo-Hasselerharm m.fl., 2018).

Studierna om däckslitbanepartiklar och däck- och vägslitagepartiklar som presenteras i Tabell A i bilaga A visar mycket olika resultat beträffande toxicitet. Flera studier påvisar toxiska effekter (t.ex. Wik m.fl., 2005; 2006; 2007; 2009a; Khan m.fl., 2019; Turner och Rice, 2010; Camponelli m.fl., 2009; Gaultieri m.fl., 2005; Villena m.fl., 2017) medan två studier inte gör det (Redondo-Hasselerharm m.fl., 2018; Panko m.fl., 2013). En studie påvisar enbart effekter i några av testerna (Marwood m.fl., 2011).

I de akuta toxicitetstester som har utförts på lakvatten av däckslitbanepartiklar varierade den akuta toxiciteten mellan olika däck och olika studier mätt som immobilitet eller dödlighet för små kräftdjur. Den koncentration då 50 procent av organismerna uppvisade effekt efter 48 h exponering (dvs. 48 h-EC50[4]) varierade mellan 0,063–7 g partiklar per liter när toxicitetstest utfördes med partiklar närvarande (Wik m.fl., 2005; 2007; Khan m.fl., 2019) och mellan 0,5–26,8 g partiklar per liter utan partiklar närvarande (Gualtieri m.fl., 2005a; Wik & Dave, 2006, 2009).

I de kroniska toxicitetstesterna var de detekterade kroniska effekterna

- tillväxtreduktion, tillväxthämning (Gualtieri m.fl., 2005a; Khan m.fl., 2019; Wik m.fl., 2009)
- minskad mängd avkomma (Khan m.fl., 2019; Wik m.fl., 2009; Villena m.fl., 2017)

[4] EC50 = Effective concentration 50.

- försenad utveckling (Camponelli m.fl., 2009)
- missbildning (Gualtieri m.fl., 2005a)
- död (Khan m.fl., 2019; Guatltieri m.fl., 2005a; Villena m.fl., 2017).

Även ackumulering av zink i vävnad hos skogsgroda och i havssallat rapporterades (Camponelli m.fl., 2009; Turner & Rice, 2010). De akuta och kroniska testerna som har utförts på organismer i sediment till vilka däckslitbanepartiklar eller däck- och vägslitagepartiklar tillsatts, samt på eluat av dessa sediment, uppvisade inga eller endast små effekter vid de högsta testkoncentrationerna som var 10 respektive 100 g/kg torrvikt (Marwood m.fl., 2011; Redondo-Hasselerharm m.fl., 2018; Panko m.fl., 2013).

I den ena av två studier om intag av däckslitbanepartiklar åt märlkräftan *Hyalella azteca* utan urskillning däckslitbanepartiklar (< 500 µm) som tillsatts till sötvattenmedium. Partiklar sågs i mag-tarmkanalen redan efter en timme och fyllde hela mag-tarmkanalen efter 24 timmar (Khan m.fl., 2019). Efter överflyttning till rent vatten utsöndrade märlkräftan partiklarna inom 48 timmar (Khan m.fl., 2019). Detta antydde en uppehållstid i tarmen på 24–48 timmar (Khan m.fl., 2019). I den andra studien hittades bara en mindre mängd däckslitbanepartiklar i kropparna (i genomsnitt 2,5 partiklar) och i avföringen (i genomsnitt 4 partiklar) hos en annan märlkräfta *Gammarus pulex* som exponerats för 10 procent däckslitbanepartiklar (10–586 µm) i sediment i 28 dagar (Redondo-Hasselerharm m.fl., 2018).

Variationen i resultat mellan studierna i Tabell A i bilaga A kan förklaras av skillnader dels i toxicitet mellan olika däck, dels i försökens utformning. Skillnaderna i toxicitet mellan olika däck har i studier av Wik m.fl. (2005; 2006) visat sig variera mer än 100 gånger. Detta stöds av ytterligare tester av Wik m.fl. (2007) på olika däckprover som framställts av en gummitillverkare specifikt till försöket, och som skulle representera ett typiskt sommardäck med olika, men kända, additiv tillsatta. Toxiciteten varierade mer än 22 gånger mellan de olika varianterna av sommardäckprover. De fem mest toxiska proverna innehöll fenylendiamin (mot nedbrytning) och bensotiazoler (accelerator).

Exempel på försöksutformning som kan påverka utfallet av ett försök omfattar: val av provberedning, partikelstorlek, partikelform, utlaknings- eller extraktionsförhållanden (vattnets hårdhet, pH, tid, temperatur), exponeringsförhållanden (sediment, elutriat, filtrerat eller ofiltrerat lakvatten, tid), testkoncentrationer, typ av testorganismer och typ av toxicitetstest. Eftersom försöksutformning och förhållanden varierade mycket mellan de utförda studierna och eftersom studierna är få är det svårt att jämföra resultaten med varandra och dra slutsatser från dem.

Baserat på sammanslagna resultat från fyra studier är storleken på de däckslitagepartiklar som uppkommer vid däckslitage från cirka 10 nm till flera 100 µm (Kole m.fl., 2017). Detta storleksintervall omfattar mindre partiklar än de däckslitagepartiklar som testats i många av toxicitetsstudierna i Tabell A i bilaga A. Formen på däckpartiklarna påverkas av hur partiklarna genereras. Däckpartiklar som genereras på vägar är t.ex. mer långsträckta än däckmaterial som utsatts för kryogen frysning och malning (Wagner m.fl., 2018). Toxiciteten hos mikroplast misstänks vara högre när partiklarna är mindre och har oregelbunden form (SAPEA, 2019). Mindre mikroplastpartiklar och nanoplastpartiklar har också i flera studier granskade av Triebskorn m.fl. (2019) rapporterats kunna ta sig in i vävnader.

Nedan listas några resultat från de toxicitetsstudier som beskrivs i Tabell A i bilaga A som illustrerar hur experimentell utformning och förhållanden kan påverka utfallet:

- utlakning av zink från däckslitbanepartiklar ökade med lägre pH inom intervallet pH 7 till 3 (Gualtieri m.fl., 2005a)
- toxiciteten ökade för alla olika typer av däck med ökad exponeringstid (från 24 timmar till 48 timmar) (Wik m.fl., 2005)

- aggregering av däckslitbanepartiklar under lakning minskade frisättningen av zink från däckslitbanepartiklar och genererade också ett mindre giftigt lakvatten, troligtvis på grund av att ytan som var tillgänglig för lakning blev mindre på grund av aggregeringen (Gualtieri m.fl., 2005a)
- toxiciteten hos däckslitbanepartiklar minskade efter hand när sekventiella lakningar genomfördes och testades för toxicitet, vilket visade att de ämnen som orsakade toxiciteten frisattes lätt (Wik m.fl., 2009)
- vid lagring (vid 4 °C under 6 dagar) försvann toxiciteten i vissa prov på vattenfas av uppslammat sediment från vägdagvattendammar (Wik m.fl., 2008).

Andra resultat som rapporterats i studierna som sammanställts i Tabell A.1 är bland annat följande:

- Test för identifiering och utvärdering av toxicitet som utförts av Wik & Dave (2006); Wik (2007); Wik m.fl. (2008) visade att toxiciteten för lakvatten från däckslitbanepartiklar främst orsakades av zink och organiska föroreningar. Även i test av Gualtieri m.fl. (2005a) drogs denna slutsats.
- I lakvatten från däckslitbanepartiklar fanns ett koncentrationsberoende samband mellan toxicitet och uppmätta zinkkoncentrationer (Wik m.fl., 2009).
- Exponering av lakvatten för UV-ljus tillsammans med *D. magna* gjorde att toxiciteten ökade med 1–39 gånger vilket antydde att en del av däcken innehöll substanser som uppvisar fototoxicitet (dvs. förändras och blir giftigare när de utsätts för UV-strålning), exempelvis PAH (Wik & Dave, 2005).

Utöver studier på däckslitbanepartiklar och däck- och vägslitagepartiklar som framställts i laboratorium har två studier med prov tagna i fält genomförts där man har försökt koppla uppmätta halter av kemiska ämnen i fältprover till däckslitagepartiklar. Den ena studien av Wik m.fl. (2008) testade akut och kronisk toxicitet av sediment respektive vattenfas från uppslammat sedimentprov från 13 fördröjningsdammar, 3 vägdagvattenbrunnar och 2 bassänger som tar emot tvättvatten från vägtunnlar. Eftersom inga mätningar gjordes på däckslitage användes extraherbar organisk zink (0,13 %) som däckslitagemarkör för att beräkna däckhalter utifrån uppmätta zinkkoncentrationer. I proverna varierade de beräknade halterna från mindre än 0,15 till 10,8 g däckslitagepartiklar per kg torrvikt. Fyra av de studerade provtagningsplatser uppvisade någon toxicitet.

Den andra studien av Peter m.fl. (2018) använde högupplöst masspektrometri för att spåra källor till föroreningar i dagvattenpåverkade vattendrag där romläggande lax uppvisade ett dödlighetssyndrom. Vattenprov från de påverkade vattendragen jämfördes dels med dagvattenprov från en högtrafikerad väg, dels med lakvatten från olika fordonsrelaterade källor (såsom däckslitbana, spolarvätska, servostyrningsvätska, motorolja, frostskydd och växelolja). En hierarkisk klusteranalys indikerade att lakvatten från däckslitagepartiklar var mer kemiskt lika prov från vattendrag med observerad toxicitet hos lax, än prov från de andra analyserade fordonsrelaterade källorna var. Bland de framträdande vägföroreningarna i vattenproverna från vattendrag med påverkad lax fanns 1,3-difenylguanidin (DPG) (en vulkaniseringsaktivator) och hexa (metoxymetyl) melamin (ett tvärbindningsmedel och vidhäftningspromotor) som båda härrör från däckslitagepartiklar, samt polyetylenglykoler, oktylfenoletoxylater och propylenglykoler (Peter m.fl., 2018).

I de studier som fokuserade på toxiciteten hos sediment med däck- och vägslitagepartiklar där inga eller små effekter uppvisats drogs relativt långtgående slutsatser om riskerna med däckslitagepartiklar Marwood m.fl., 2011; Redondo-Hasselerharm m.fl., 2018; Panko m.fl., 2013). Detta uttrycktes antingen som att resultaten antyder att däck- och vägslitagepartiklar bör betraktas vara av liten betydelse när det gäller akut toxicitet för vattenlevande ekosystem (Marwood m.fl., 2010), eller avseende akvatisk toxicitet (Panko m.fl., 2013), eller att däckslitagepartikar utgör en låg risk för ryggradslösa bentiska sötvattenlevande organismer med tanke på förutspådda miljökoncentrationer i

sediment (Redondo-Hasselerharm m.fl., 2018). Vår bedömning är emellertid att de tre studierna är allt för begränsade för att sådana generella slutsatser ska kunna dras. Studierna av Marwood m.fl. (2010) och Panko m.fl. (2013) finansierades av däckindustrin.

3.2.2. Däck- och vägslitagepartiklars toxicitet för landlevande organismer

Det finns bara några få studier som inriktar sig specifikt på exponering av landlevande organismer för däckslitbanepartiklar och däck- och vägslitagepartiklar. Dessa fokuserar på effekter som kan uppkomma vid exponering för däckslitbanepartiklar och däck- och vägslitagepartiklar via luft. Mest problematiska ur hälsosynpunkt är partiklar som är mindre än 10 µm i diameter eftersom de kan tränga djupare ner i luftvägarna, i synnerhet partiklar mindre än ungefär 4 µm eftersom de kan tränga djupt ner i lungornas alveoler och deponeras där.

I en studie av Kreider m.fl. (2012), som finansierats av däckindustrin, exponerades råttor för däck- och vägslitagepartiklar i koncentrationer upp till 100 µg/m^3 under 6 timmar per dag i 28 dagar. Partiklarna hade genererats i en vägsimulator med asfaltskassetter och exponeringen skedde genom inandning via näsan. Förutom några punkter där minimal inflammatorisk cellinfiltration i lungan syntes, orsakade däck- och vägslitagepartiklarna ingen effekt på de andra effektmåtten (*endpoints*) som studerades, dvs. allmän toxicitet, cytotoxicitet och inflammation i luftvägarna och de kardiovaskulära effektmåtten (framför allt hematologiska parametrar och koagulationsförmåga). Ett NOAEL-värde (No-Observed-Adverse-Effect Level), dvs. den högsta dos som inte ger förgiftningseffekter, för råttor sattes därför till 112 µg däck- och vägslitagepartiklar per m^3.

Andra studier har gjorts med celler som har exponerats för organiska extrakt från däckslitbanepartiklar där de organiska extrakten innehöll ämnen som frigjorts från partiklarna vid extraktion i diklormetan och som efter att lösningsmedlet evaporerats lösts i dimetylsulfoxid (DMSO) som sedan tillsatts till cellodlingsmedium. Däckslitbaneextrakten orsakade ökad dödlighet, DNA-skador och förändringar på människolungceller A549 (Gualtieri m.fl., 2005b; Beretta m.fl., 2007; Gualtieri m.fl., 2008)). Test på möss med däckslitbanepartiklar (10 µm respektive 2,5 µm) i lösning som sprutades in i luftstrupen (intratrakeal instillation) gav inflammation och cytotoxicitet i lungorna (Mantecca m.fl., 2009; Mantecca m.fl., 2010). Test med däck- och vägslitagepartiklar från en vägsimulator på leukocyter från människoblod inducerade en frigörelse av cytokiner, vilket indikerar att partiklarna kan inducera inflammation i luftvägarna (Gustafsson m.fl., 2008). Nivån på respons varierade mellan de stenmaterial som använts som vägmaterial i simulatorn, där granit inducerade starkare respons än kvartsit (Gustafsson m.fl., 2008).

När det gäller vägdamm och dess koppling till effekter på människors hälsa finns det flera olika typer av studier som bland annat beskrivs i en review-artikel av Khan & Strand (2018). Dessa beskriver dock inte specifikt däckslitagepartiklar och vägmarkeringar utan vägdamm och partiklar generellt. Det är därför svårt att bedöma relevansen kopplad till mikroplast från däck- och vägslitage. De hälso-effekter som rapporterats är framför allt effekter på andningsorganen och effekter på hjärta och kärl (Khan & Strand, 2018). Dessutom finns ytterligare en studie finansierad av däckindustrin, där Kreider m.fl. (2019) har försökt göra en riskbedömning av hälsoeffekter av däck- och vägslitagepartiklar i luften baserat på vad som finns tillgängligt inom litteraturen. Liksom i tidigare nämnda studier som finansierats av däckindustrin dras långtgående slutsatser på förhållandevis litet underlag. De skriver att trots osäkerheter i både farobedömning och exponeringsanalys antyder nuvarande bevis att däck- och vägslitagepartiklar utgör en liten risk för människors hälsa (Kreider m.fl., 2019). Vår bedömning är även här att underlaget inte är tillräckligt för att kunna dra denna slutsats.

Utöver studier kopplade till exponering via luft har effekter av gummigranulat till konstgräsplaner studerats i jord på dyngmask (*Eisenia fetida*) och mikrobiell respiration i två studier (Pochron m.fl., 2017; Pochron m.fl., 2018). Exponeringen genomfördes under 30–33 dagar vid en inblandning av 50 procent nytt respektive åldrat gummigranulat i 50 procent jord. Resultaten visade att exponering för nytt gummigranulat minskade kroppsvikten (Pochron m.fl., 2017) och att exponeringen för åldrat

gummigranulat minskade känsligheten för stress (ljus och värme) (Pochron m.fl., 2018) hos dyngmask. Däremot påverkades inte överlevnaden av dyngmask i någon av studierna och inte heller den mikrobiella respirationshastigheten (Pochron m.fl., 2017; Pochron m.fl., 2018).

3.2.3. Effekter av mikroplast som brukar betraktas som plast

I laboratoriestudier har det visats att exponering för höga koncentrationer av mikroplast av material som traditionellt betraktas som plast under specifika förhållanden kan inducera fysisk toxicitet (dvs. effekter orsakade av de fysiska partiklarna) och kemisk toxicitet (dvs. effekter orsakade av kemiska ämnen som frisätts från partiklarna) (SAPEA, 2019). Det är för närvarande inte känt hur dessa förhållanden kan översättas till effekter i den verkliga miljön eftersom de flesta studierna använder koncentrationer som är högre än vad som för närvarande har rapporterats i miljön, eller mindre partiklar än det finns exponeringsdata för, eller sfäriska partiklar som är mindre vanliga, eller relativt kortvarig exponering (SAPEA, 2019).

I en review-artikel om effekter av mikroplast på vattenlevande organismer av de Sá m.fl., (2018) var det totalt 130 studier som rapporterade ekotoxikologiska effekter på vattenlevande organismer orsakade av mikroplast. De vanligast studerade taxonomiska grupperna var kräftdjur (45 %), följt av fisk (21 %), blötdjur (18 %), ringmaskar (7 %), tagghudingar (7 %) och hjuldjur (2 %).

De rapporterade effekterna inkluderade

- minskad födoaktivitet
- ökad energiförbrukning
- oxidativ stress
- genotoxicitet
- neurotoxicitet
- minskad tillväxthastighet
- tillväxtfördröjning
- utarmning av fettreserver
- inflammatorisk respons (inflammation)
- minskad reproduktionsförmåga
- död (de Sá m.fl., 2018).

I review-artikeln av de Sá m.fl. (2018) konstateras att det är obestridligt att ett stort antal organismer utsätts för mikroplast och att exponeringen kan orsaka en mängd olika effekter på individer av olika arter och på de ekosystem som de lever i. De organismer som anses vara mest mottagliga för intag av mikroplast är filtrerare, depositionsätare, och pelagiska plankton på grund av att deras födointag är relativt oselektivt (SAPEA, 2019). För biota i jord finns det få effektstudier och de flesta av dem har utförts på daggmaskar (SAPEA, 2019). En del av studierna visar ökad dödlighet, medan andra inte gör det (SAPEA, 2019).

Mikroplast har också i flera studier visat sig adsorbera organiska föreningar från omgivande vatten, bland annat persistenta organiska föreningar, vilket ökar mängden farliga kemiska ämnen som kan vara associerade med plastpartikeln. Adsorption av organiska föreningar är dock inte unikt för plastmaterial utan sker även med andra organiska material (Koelmans m.fl., 2016). I en studie av Beckingham & Ghosh (2017) jämfördes adsorption av PCB på mikroplast av polypropen med adsorption på mikropartiklar av andra organiska material (drivved, kol och träkol). Dessutom studerades frisättningen av PCB från dessa material till artificiell magvätska. Frisättningen av PCB

skiljde sig mellan olika organiska material och var lägst i kol, därefter polypropen, sedan träkol, och högst i drivved. Bioackumulation av PCB hos ringmaskar (*L. variegatus*) som exponerats för sediment som antingen enbart innehöll PCB, eller mikroplast och PCB, eller träkol och PCB studerades också. Resultaten visade att bioupptaget av PCB var lägre vid exponering för sediment med mikroplast och PCB än för sediment med enbart PCB, samt ytterligare något lägre för sediment med träkol och PCB (Beckingham & Gosh, 2017). I denna och en till studie bedömdes att överföringen av adsorberade organiska föroreningar från mikroplast via födan till organismen i de flesta fall sannolikt utgör ett litet bidrag jämfört med andra naturliga exponeringsvägar såsom intag av annat organiskt material och biota (Beckingham & Gosh, 2017; Koelmans m.fl., 2016).

Däremot kan överföringen av additiv från plast som förekommer i högre halter utgöra ett större problem (Hermabessiere m.fl., 2017). Att additiv från plast kan läcka till miljön är allmänt känt. Bevis för detta finns bland annat i miljöövervakningen där typiska plastkemikalier, t.ex. ftalater, bromerade flamskyddsmedel, bisfenol A och nonylfenoler, har uppmätts i organismer och i miljön (Hermabessiere m.fl., 2017) samt påvisats i laknings- och toxicitetsstudier (Lithner m.fl., 2009; Lithner m.fl., 2012; Bejgarn m.fl., 2015; Hamlin m.fl., 2015; Li m.fl., 2016). Kunskapen om omfattningen av och effekterna av läckage av kemiska ämnen från plastprodukter är dock i dagsläget begränsad. En svårighet är att den kemiska sammansättningen ofta är okänd och kan variera mycket mellan olika produkter.

När det gäller hälsoeffekter för människor handlar det om effekter som kan uppkomma på grund av exponering för nano- och mikroplast som sker vid intag av mikroplast via mat och dryck och via inandning. Inom detta område finns väldigt lite data. Eftersom omfattningen av exponeringen och dagligt intag inte är känd och det dessutom saknas data om partiklar i nanostorlek är riskbedömning inte möjlig (SAPEA, 2019). I den granskning som WHO (2019) har gjort avseende mikroplast i dricksvatten framhålls det att data saknas för att kunna dra säkra slutsatser om riskerna för människors hälsa. Den begränsade data som finns indikerar enligt WHO (2019) dock att när det gäller kemikalier och patogener på partiklarna är mikroplast i dricksvatten av liten betydelse för människors hälsa. När det gäller påverkan av de fysiska partiklarna finns enligt WHO (2019) inga trovärdiga data i dagsläget som pekar på uppenbara hälsoproblem. Effekterna av nanoplast har dock inte kunnat bedömas (WHO, 2019).

Eftersom effekter av mikroplast av material som brukar betraktas som plast inte är i fokus i denna rapport presenteras inte mer om genomförda effektstudier. Mer sammanfattande information om effekter av sådan mikroplast eller mikroplast generellt finns att läsa i bland annat följande aktuella review-artiklar av Ašmonaté & Carney Almroth (2019), de Sá m.fl., (2018), Burns & Boxall, (2018), och i SAPEA Evidence Review Report (2019).

3.3. Egenskaper och kemisk sammansättning kopplad till toxicitet

I analysen och förståelsen av toxicitet hos mikroplast är det viktigt att ha viss kunskap om det aktuella materialets sammansättning och egenskaper, i det här fallet däck, vägmarkeringsprodukter och polymermodifierad bitumen. Materialets sammansättning avser komponenter och kemiska beståndsdelar och deras relativa proportioner. De kemiska egenskaperna inkluderar till exempel hur materialet (t.ex. gummi) och ämnen (t.ex. tillsatser) reagerar i närvaro av luft, vatten, syra, bas eller kemikalier. De fysikaliska egenskaperna inkluderar exempelvis massa, volym, form, densitet, hårdhet och elasticitet hos materialet och ämnena. Dessa egenskaper är viktiga för att förstå vilka ämnen och mängder av ämnena som kan frigöras från partiklarna under olika förhållanden, liksom vilka fysiska effekter som dessa partiklar kan orsaka.

Kemiska analyser gjorda på lakvatten från däckpartiklar har till exempel visat förekomst av zink och polyaromatiska kolväten (PAH), men detta återspeglar endast förekomst av de få substanser som har valts för analys. Samtidigt är däckens kemiska sammansättning komplex och varierar mycket mellan olika däck. Även om bassammansättningen för ett typiskt däck är känd finns stora variationer när det

gäller vilka tillsatser och hur stora mängder tillsatser som används, vilket gör det svårt eller omöjligt att veta vad som ingår.

Från gummi- eller andra plastpartiklar är det inte plastpolymermolekylerna i sig som orsakar den kemiska toxiciteten utan de icke-polymera substanserna som antingen är svagt bundna eller inte bundna alls till polymererna. Det handlar t.ex. om tillsatskemikalier, icke-reagerade monomerer och reaktions- och nedbrytningsprodukter (Sheftel, 2000).

Vad som kan frisättas från materialet till ett omgivande medium styrs förutom av innehållet av icke-polymera ämnen av många andra faktorer.

Generellt gynnas migration av ett icke-polymert ämne (molekyl eller atom) från en polymer om

- polymerstrukturen är permeabel (genomsläpplig)
- storleken på mellanrummen mellan polymermolekylerna är större än det icke-polymera ämnets storlek
- ämnet har en liten storlek, har en liknande löslighetsparameter som polymeren och är flyktig
- temperaturen är hög
- det omgivande mediet är vatten för vattenlösliga ämnen, fett för fettlösliga ämnen och surt för flera metaller (Brydson, 1999; Sheftel, 2000).

Kunskap om sammansättning, egenskaper, frisättning av kemiska ämnen, och exponering är alla viktiga delar i den toxikologiska analysen och förståelsen av effekter orsakade av mikroplast, och bör beaktas tillsammans.

I kapitel 4 beskrivs fysikaliska och kemiska egenskaper samt kemisk sammansättning för däck, vägmärkningsprodukter och polymermodifierad bitumen.

3.4. Kunskap som krävs för att bedöma riskerna med mikroplast

För att kunna bedöma riskerna med mikroplaster behöver man göra dels en faroanalys som handlar om mikroplasternas och de ingående ämnenas inneboende egenskaper, dels en exponeringsanalys som handlar om den koncentration och tid som miljö och människor exponeras för mikroplasterna och de i mikroplaster ingående ämnena. Det råder oftast störts brist på kunskap om exponeringen. För att öka kunskapen och förståelsen om exponeringen behövs mer kunskap om t.ex. mikroplasters förekomst, spridning, eventuella nedbrytning i miljön och faktiska miljökoncentrationer. Men vi behöver också mer kunskap om inneboende egenskaper som sammansättning, storlekar och former av mikroplast samt de effekter som uppkommer vid exponering för dessa mikroplaster.

SAPEA-arbetsgruppen (2019) kom fram till att det finns ett stort behov av att förbättra kvaliteten på de metoder som används inom mikroplastområdet och att skapa standardiserade och internationellt harmoniserade och överenskomna metoder. Detta gäller metoder för provtagning, fysikalisk och kemisk karaktärisering och bedömning av koncentrationer, och exponerings- och effektstudier, samt utveckling av metoder för riskbedömning av nano- och mikroplast.

Exempel på vad framtida effektstudier bör inkludera för att bättre kunna bedöma riskerna med mikroplast för vattenlevande organismer ges exempelvis i review-artiklarna om effektstudier av de Sá m.fl. (2018) och Burns and Boxall (2018). Dessa inkluderar

- miljömässigt relevanta koncentrationer
- effekter av de vanligaste plasttyperna som hittas i organismer
- effekter av de vanligaste formerna (fibrer och fragment) och storlekarna

- effekter på andra grupper av organismer än de som har studerats hittills (t.ex. tagghudingar, nässeldjur och svampdjur)
- effekter på sötvattenorganismer
- effekter i flerartssystem och mesokosmstudier (studier som omfattar många delar av födoväven).

Dessutom behövs fler effektstudier som täcker exponering på längre sikt, samt effektstudier av nanoplast (SAPEA, 2019).

För mikroplaster från däck- och vägsslitage är de behov som nämns ovan angående standardisering och harmonisering av metoder för provtagning, analys och effektstudier också högst relevanta. Eftersom effektstudierna på däck- och vägsslitagepartiklar är så få och effektstudier på vägmarkeringar och polymermodifierad bitumen helt saknas är forskningsbehovet mycket stort. Komplexiteten ökas dessutom avsevärt när effekterna av däck- och vägsslitagepartiklar som genererats på riktiga vägar ska studeras, eftersom de förutom gummi från däckslitbanan också inkluderar vägmarkeringar, vägmaterial (bitumen eller polymermodifierad bitumen och stenmaterial) och andra föroreningar från vägytor (t.ex. bromsslitage, dubbslitage, atmosfärisk deposition och avgasutsläpp).

3.5. Slutsatser

- Det finns få studier om effekter av mikroplast från däck- och vägslitage på organismer. Flest studier har genomförts på vattenlevande organismer.
- Framför allt är det giftigheten på lakvatten från däckslitbanepartiklar som har studerats. Dessa visar giftiga ämnen lakas ut och att halterna som orsakar effekter varierar mycket både mellan olika däck och olika studier.
- De två studier som finns om förtäring visar att testorganismerna äter partiklarna och att de sedan utsöndrar dem via avföringen.
- Inga effektstudier har utförts på vägmarkeringar eller polymermodifierad bitumen.
- Forskningsbehovet avseende förekomst, exponering, effekter och risker är stort vad gäller mikroplast i allmänhet och för däck- och vägslitagepartiklar och vägmarkeringar i synnerhet.
- Det finns många fler effektstudier om mikroplast av material som traditionellt betraktas som plast och mikroplast i allmänhet än om mikroplast från däck- och vägslitage. I flera av dessa labbstudier har effekter påvisats. Miljörelevansen av studierna är dock osäker.
- Även om kunskapen ökar inom mikroplastområdet är kunskapsluckorna för stora för att med säkerhet kunna bedöma riskerna av nuvarande exponering för mikroplast för människor och miljö. Bland annat saknas standardiserade, internationellt harmoniserade och överenskomna metoder för provtagning, analys och exponerings- och effektstudier, liksom tillförlitliga data om förekomst och exponering av mikroplast i miljön. När det gäller nanoplastpartiklar är kunskapen ännu mer begränsad.

4. Egenskaper och kemisk sammansättning

Detta kapitel beskriver skillnader och likheter mellan typiska plastmaterial och elastomerer och ger information om egenskaper och kemisk sammansättning hos slitbanan på däck, olika typer av vägmarkeringsprodukter, bitumen och polymermodifierad bitumen. Dessutom presenteras studier som rör fysikalisk och kemisk karaktärisering av dels däck- och vägslitagepartiklar, dels gummigranulat till konstgräsplaner.

4.1. Plast, elastomer eller både och?

Mikroplasterna från däck- och vägsslitage utgörs av gummi, material som brukar betraktas som plast (termoplaster och härdplaster) och en blandning av dessa. De har olika fysiska egenskaper som kan påverka hur de beter sig i miljön.

Termen plast används för att beskriva en extremt mångsidig materialgrupp som innefattar många olika typer av polymerer, egenskaper och tillämpningar. En polymer är en kemisk förening (molekyl) som består av en eller flera typer av repeterande monomerer (mindre molekyler) som är bundna till varandra i sekvens och bildar kedjor (OECD, 2019). Namnet "plast" kommer från det grekiska "plastikos" som betyder passande för formning, vilket hänvisar till materialens plasticitet under tillverkningen som gör att materialet kan gjutas, pressas eller extruderas ut i många olika former (PlasticsEurope, 2019).

En elastomer är ett polymert material som kan sträckas ut och deformeras vid spänning, men som snabbt återgår till sin ursprungliga form och dimension när spänningen upphör (Harper & Petrie, 2003). Namnet elastomer betyder "elastisk polymer".

Utvecklingen av nya polymerer (t.ex. termoplastiska elastomerer) och nya tillämpningar har suddat ut tidigare mer tydliga avgränsningar exempelvis mellan gummi (elastomerer) och plast. Eftersom det inte finns någon entydig definition av plast som omfattar den stora variation som idag finns inom materialgruppen plast används både snävare och bredare avgränsningar (Se avsnitt 1.2). En snävare avgränsning kan omfatta sådant som brukar betraktas som plast medan en bredare avgränsning kan innefatta alla material som består av termoplastiska polymerer eller härdplastpolymerer, samt tillsatskemikalier (additiv). I denna bredare avgränsning som används i denna rapport ingår exempelvis elastomerer (t.ex. däckgummi), vägmarkeringsprodukter och polymermodifierad bitumen. Även om det finns olika sätt att kategorisera polymerer kan de flesta delas in i de två huvudgrupperna termoplastmaterial och härdplastmaterial (Harper & Petrie, 2003).

4.1.1. Polymerstrukturens betydelse

I härdplastmaterial hålls polymerkedjorna samman av kovalenta bindningar i ett nätverk av tvärbindningar och materialet kan inte smältas om genom uppvärmning (Harper & Petrie, 2003). Antalet tvärbindningar är högre i plast av härdplast och materialet är hårdare och mer styvt än i elastomerer (Sastri, 2010; Brydson, 1999). Elastomerer, dvs. elastiska polymerer, är istället glest tvärbundna och slumpmässigt ringlade vilket gör dem elastiska (Sastri, 2014). Gummimaterialet i bildäck består av sådana tvärbundna elastomerer som är härdplastpolymerer. Elastomerer kan även vara termoplastiska (Harper & Petrie, 2003).

I termoplastmaterial hålls polymerkedjorna istället samman av svagare van der Waals-krafter och materialet kan smältas om genom uppvärmning. De termoplastiska polymermolekylerna (polymerkedjorna) kan vara:

- ***Amorfa, dvs. slumpmässigt ordnade, vridna, rullade och buntade.*** Detta ger ett mer elastiskt material med bra slaghållfasthet, men med dåligt motstånd mot belastning och slitage (Sastri, 2010). Polymerkedjorna har mer utrymme mellan sig (fri volym) än halvkristallina polymerer (Teegarden, 2004). Därmed blir den kemiska beständighet lägre eftersom polymerstrukturen

är mer genomsläpplig för kemikalier och lösningsmedel (Sastri, 2010). Exempel på amorfa polymerer är polystyren, PVC, polykarbonat, akryl, ABS, lågdensitetspolyeten (Sastri, 2010). De flesta härdplastpolymerer, inklusive elastomerer, är amorfa.

- ***Halvkristallina (även kallade delkristallina), dvs. mer ordnade och komprimerade***. Detta ger ett starkt men mindre elastiskt material med god motståndskraft mot belastning och slitage. Polymerkedjorna består av både kristallina och amorfa delar. Eftersom det finns färre amorfa delar som är genomsläppliga för kemikalier och lösningsmedel, och de kristallina delarna är mer kompakta, är den kemiska beständigheten högre än för amorfa polymerer (Sastri, 2010). Exempel på halvkristallina polymerer är högdensitetspolyeten, polypropen och polyestrar (Sastri, 2010).

4.2. Materialtyper bland mikroplaster från vägtrafik

De olika källorna till mikroplast från vägtrafik omfattar följande material som kan ingå i materialgruppen plast:

- Däckets slitbana – innehåller elastomerer (gummi) av härdplastpolymer.
- Vägmarkeringar – innehåller antingen termoplast eller härdplast, samt kan innehålla vissa elastomerer.
- Polymermodifierad bitumen – innehåller antingen termoplast, termoplastiska elastomerer eller elastomerer av härdplastpolymer.

Formen och elasticiteten hos däckslitagepartiklar och vägmarkeringspartiklar skiljer sig mycket åt. Däckslitagepartiklar har av Kreider m.fl., (2010) visats ha en långsträckt form och innehålla inslag av små mineralpartiklar från vägytan. De är också elastiska jämfört med vägmarkeringar som är hårdare och kan ha brutna och skarpare kanter. Vägmarkeringspartiklar med glaspärlor och trasiga kanter har identifierats i sediment tagna från bifloder till Themsen (Horton m.fl., 2017a). Skillnaden i form och elasticitet skulle kunna medföra olika typ av effekter hos organismer som äter dessa partiklar. Det finns även skillnad i densitet mellan olika plast- och gummimaterial. Detta styr bland annat var i miljön olika mikroplastpartiklar hamnar och därmed också vilken typ av organismer som kan exponeras för dem. Se vidare avsnitt 2.2.1.

4.3. Fysikalisk och kemisk karaktärisering av däck- och vägsslitagepartiklar samt gummigranulat

En fysikalisk och kemisk karaktärisering av olika däck- och vägslitagepartiklar har utförts av Kreider m.fl., (2010) på

- däck- och vägslitagepartiklar som samlats in under körning utomhus med hjälp av ett uppsugningssystem med uppsamlingshuv fastsatt på navet nära däcket (fältgenererade)
- däck- och vägslitagepartiklar insamlade från en vägsimulator (dvs. en simulerad körbana på lab.) (labbgenererade), se avsnitt 6.2
- däckslitbanepartiklar från oanvänt däck som frysts (kryogent) och malts.

Resultaten av analysen indikerar att däck- och vägslitagepartiklarna från fält och från provvägsmaskinen innehåller större mängder metaller och andra element som är förknippade med vägbanan och andra trafikrelaterade källor (t.ex. bränsle, bromsar, väg och atmosfärisk deposition) än slitbanepartiklarna (Kreider m.fl., 2010). Koncentrationerna av PAH i fältgenererade däck- och vägslitagepartiklar var 19 gånger högre än i slitbanepartiklar och 24 gånger högre än i labbgenererade däck- och vägslitagepartiklar (Kreider m.fl., 2010). Detta illustrerar vikten av att beakta hur de testade partiklar har genererats när slutsatser dras från laboratorietest.

De senaste åren har antalet studier av gummigranulat som används i konstgräsplaner ökat på grund av dels oro för hälsoeffekter, dels deras bidrag till spridningen av mikroplast i miljön. Dessa granskas inte här. Däremot följer en kort beskrivning av ett par av studierna som är särskilt relevanta för studier av mikroplast från däck- och vägsslitage.

Amerikanska naturvårdsverket (US EPA) har inom den amerikanska federala forskningshandlingsplanen avseende återvunnet däckgranulat som används på spelplaner och lekplatser publicerat en slutrapport (del 1) om karaktärisering av däckgummigranulat (US EPA, 2019). Den andra delen i forskningshandlingsplanen (ännu inte publicerad) kommer att studera potentiell exponering av människor som använder konstgräsplaner för kemikalier som finns i gummigranulat (US EPA, 2019).

Del 1 inkluderar en omfattande karaktärisering av gummiprover på däckgranulat från nio däckåtervinningsanläggningar och däckfyllnadsmaterial från 25 utomhus- och 15 inomhuskonstgräsplaner i USA. Resultatet av analyserna ger information om vilka typer av kemikalier som är förknippade med återvunna däckgranulat (antal och typ) och omfattning och variation, samt frisättning av några utvalda kemiska ämnen till luft och till artificiella, simulerade, biologiska vätskor.

Många kemiska ämnen visade sig finnas i däckgranulat, bland annat en rad metaller (krom, kobolt, bly, zink, barium, koppar, järn, molybden, rubidium och strontium), PAH:er (pyren vanligast), ftalater (t.ex. DEHP, Diisobutylftalat) och många andra gummidäckrelaterade kemikalier (såsom bensotiazoler, 4-tertoktylfenol och cyklohexylaminföreningar) (US EPA, 2019). Totalt identifierades 355 kemiska föreningar som är potentiellt förknippade med återvunnet däckgranulat. För kemisk karaktärisering och haltbedömning valdes 95 ämnen ut baserat på information från tidigare däckgranulatstudier, information om potentiella ingredienser för däcktillverkning och analysmöjligheter. Analysresultaten visade att de flesta av de 95 ämnen som valts ut för kemisk analys påträffades i halter över detektionsgränsen i de flesta av däckgranulatproverna. Utöver det identifierade analyserna förekomst av många ytterligare ämnen vars kemiska identitet bestämdes fast med stor osäkerhet. Generellt sett verkade koncentrationerna av många organiska kemikalier minska med ökande ålder på konstgräsplanen och vid exponering utomhus. Således påträffades de högsta koncentrationerna i prov från återvinningsanläggningar och de lägsta i prov från konstgräsplaner utomhus (US EPA, 2019). Dessa resultat indikerar att organiska ämnen från däckgranulat frigörs till miljön genom avdunstning och utlakning (inklusive utlakning p.g.a. nederbörd eller bevattning) (US-EPA, 2019).

Biotillgänglighetstesterna inkluderade endast frisättning av metaller från gummigranulat till konstgjord biologisk vätska. Dessa vätskor visade medelvärden för migration för alla metaller på cirka 3 procent i magsaft och mindre än 1 procent i saliv respektive svett och talg (US EPA, 2019).

Även Nederländernas nationella institut för hälsa och miljö (RIVM) har gjort en omfattande studie av kemikalier i däckfyllnadsmaterial från 100 konstgräsplaner ur ett hälsoperspektiv (RIVM, 2017). Denna studie omfattar dels analyser av de utvalda farliga ämnena PAH, ftalater, bisfenol A, bensotiazoler, fenoler, PCB och metaller i däckfyllnadsmaterial, dels migrationsstudier med konstgjord svett (pH 4,5), saliv, och mag-tarmvätska (pH 6,5; 3,0; 1,8) samt evaporationstest (60 °C), för att bedöma i vilken utsträckning dessa ämnen kan komma in i människokroppen via huden, mag-tarmkanalen eller lungorna. De kemiska analyserna visade att gummigranulat innehåller flera PAH, metaller, ftalater, bensotiazoler och fenoler och några prov uppvisade också låga koncentrationer av PCB. Metallanalyser gjorda på lakvatten från däckfyllnadsmaterial i vatten (pH 7) visade frisättning av zink i alla prover, men också av koppar och kobolt i de flesta av proverna.

Migrationstesterna visade att ämnena släpptes ut i mycket låga halter. Efter exponeringsberäkningar drogs slutsatsen att risken för hälsoeffekter från exponering på grund av sportaktiviteter på konstgräsplaner är praktiskt taget försumbar (RIVM, 2017). Effekter på och risker för miljön studerades inte.

4.4. Toxikologisk information om ämnen i däck

För att öka förståelsen för potentiella problematiska ämnen i däckslitagepartiklar kan toxikologisk information sammanställas för kemiska ämnen som man vet eller misstänker förekommer i däck. Av de i den amerikanska EPA-studien (2019) totalt identifierade 355 kemiska föreningarna hade ungefär hälften (167) av dem ett eller flera rikt- eller gränsvärden för toxicitet (dvs. värden för skydd av hälsa eller miljö). Av de 95 substanser som valdes för den kemiska karaktäriseringen (se avsnitt 4.3) var det 82 procent som hade rikt- eller gränsvärden. Det bör noteras att rikt- eller gränsvärden saknas för många substanser på grund av att data saknas.

Perkins m.fl. (2019) identifierade en liknande mängd (306) potentiella kemiska ämnen i däckfyllnadsmaterial för konstgräs. Av dessa var det 52 som klassificerades som kända, förmodade eller misstänkta cancerframkallande ämnen av Europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA) eller US EPA.

4.5. Kemisk sammansättning av däckets slitbana (gummidelen)

Ett däck består av flera olika lager. Ett personbilsdäck innehåller i genomsnitt upp till 25 komponenter (framför allt olika typer av förstärkningsdelar t.ex. stålbälten och olika textilmaterial) och själva gummidelen kan innehålla 12 olika typer av gummi och tillsatskemikalier (additiv) (Continental, 2019). När det gäller tillsatskemikalierna finns det många olika ämnen att välja mellan.

Enligt Continental (2019) har deras mest populära sommardäck följande sammansättning (i viktprocent):

- gummi (naturligt och syntetiskt) 41 procent
- fyllmedel (kimrök, kiseldioxid, kol, krita m.m.) 30 procent
- förstärkningsmaterial (stål, polyester, rayon, nylon) till stomme och kord 15 procent
- mjukgörare (oljor och hartser) 6 procent
- kemikalier för vulkanisering (svavel, zinkoxid m.m.) 6 procent
- medel mot åldrande och andra kemikalier 2 procent.

Däckslitbanan är den gummidel av däcket som ger grepp och dragkraft på vägen och det är från denna del som däckslitagepartiklar (dvs. gummipartiklar) genereras under körning. Den kemiska sammansättningen av däckets slitbana varierar både mellan olika däck och mellan olika typer av däck. För personbilsdäck är till exempel andelen syntetiskt gummi högre än andelen naturgummi, medan det är omvänt för lastbilsdäck, som även kräver mindre tillsatser (U.S. Tire Manufacturer Association, 2019).

Däckslitbanan består av en blandning av naturgummi och syntetiska gummipolymerer, fyllmedel och olika tillsatskemikalier (additiv) såsom vulkaniseringsmedel, aktivatorer, acceleratorer, vulkaniseringshämmare, nedbrytnings- och åldringsskydd (antioxidanter och antiozonanter), peptiseringsmedel, mjukgörare och bearbetningshjälpmedel, se Tabell 2 nedan. Flera av tillsatskemikalierna är farliga för människors hälsa och miljön.

Tabell 2. Exempel på beståndsdelar i däckslitbanan och deras funktion samt exempel på kemiska ämnen som dessa består av. Källor: Banerjee, 2019; Fisher, 2010; U.S. Tire Manufacturer Association, 2019; Continental, 2019., Hexion, 2019; Novotrade Invest AS, 2019, Akrochem, 2019; Princi, 2019. I dessa källor preciseras inte informationen utifrån typ av däck, som t.ex. däck för personbilar eller tung trafik.

Beståndsdel	**Funktion**	**Exempel på kemiska ämnen**
Naturgummi	Huvudkomponenter som ger elastiska egenskaper vilka ger komfort, grepp och friktion	Polyisopren
Syntetiska gummipolymerer		Butadiengummi och styrenbutadiengummi är de vanligaste.
Fyllmedel	Förstärker gummit, dvs. förbättrar draghållfasthet och motverkar slitning och nötning	Kimrök (carbon black) och kiseldioxid, utfälld kalciumkarbonat (PCC), kalcium och aluminiumsilikater, leror, hartser
Vulkaniseringsmedel	Omvandlar gummit till en fast produkt under vulkanisering (dvs. härdningen av gummit) genom tvärbindning av polymerkedjorna	Svavel
Aktivatorer	Aktiverar härdningen under vulkaniseringen	Zinkoxid och stearinsyra, hartser
Acceleratorer	Påskyndar vulkaniseringen (härdningen)	T.ex. sulfenamider (N-cyklohexyl-2-bensotiazolsulfenamid, CBS)
Hämmare (prevulkaniseringsinhibitorer)	Hämmar för tidig vulkanisering	T.ex. nitrosodifenylamin, salicylsyra, bensoesyror.
Antioxidanter	Förhindrar att gummit bryts ned på grund av temperatur eller syre	T.ex. trimetylkinolin (TMQ), aminer, fenoler, kinolin, fosfiter
Antiozonanter	Skyddar mot nedbrytning orsakad av ozonexponering	Monokristallina vaxer och kemiska antiozonanter, t.ex. P-fenylendiaminer (DPPD), alkyl-aryl-p-fenylendiaminer (PPDA)
Peptisiseringsmedel	Påskyndar mastiserings-processen (dvs. när viskositeten sänks för att underlätta omblandning)	T.ex. zinksalt av pentaklortiofenol
Mjukgörare	Fungerar som mjukgörare och bearbetningshjälpmedel genom att minska viskositeten under bearbetning	T.ex. aromatiska petroleumprocess-oljor (innehållande PAH), MES-olja (Mild Extracted Solvate Oil), rapsolja, hartser
Övriga bearbetningshjälpmedel	Underlättar blandning och bearbetning (t.ex. dispergeringsmedel)	T.ex. kolofonium (harts från barrträd), syntetiska hartser, processoljor, talltjära och mjukgörare, fettsyror, estrar av fettsyror, fettsyrametall-tvål, hartser med låg molekylvikt

Många kemiska tillsatser tenderar att migrera genom gummimaterialet (Anthoine m.fl., 2005) och kan därmed frisättas till miljön. Migrationsgraden beror på faktorer som typ av tillsatsmedel, dess löslighet

och dess förmåga att reagera med andra ingredienser i gummit, samt omgivningsförhållanden (Anthoine m.fl., 2005).

Förutom avsiktligt tillsatta kemiska ämnen (polymerer och additiv) kan även andra ämnen finnas i gummidäcket. Detta inkluderar föroreningar som kan finnas i gummipolymererna och additiven samt ämnen som kan bildas under produktionen eller nedbrytningen av däck.

Sedan den 1 januari 2010 har koncentrationen av PAH i extenderoljor (t.ex. HA-oljor) som används vid tillverkning av nya bildäck och slitbanor för regummerade däck, begränsats genom ett EU-direktiv 2005/69/EG som därefter ändrats något genom Europeiska kommissionens förordning (EU) nr 1272/2013. Gränsvärdena för däck och slitbanor är 1 mg/kg för bensoapyren (BaP) och 10 mg/kg för summan av åtta listade PAH.

4.6. Kemisk sammansättning av vägmarkeringsprodukter

Vägmarkeringsprodukter används på vägen för att reglera, varna och vägleda trafiken. De består av plastpolymerer, pigment, fyllmedel och tillsatser. Ofta tillsätts också glaspärlor för att erhålla reflekterande egenskaper. Det finns flera olika typer av vägmarkeringsprodukter:

- termoplastiska system (varm-applicerade eller prefabricerade)
- vattenburna färger
- lösningsmedelsbaserade färger
- 2-komponentsystem
- vägmarkeringstejp.

I Tabell 3 sammanfattas den kemiska sammansättningen för olika vägmarkeringsprodukter som också beskrivs mer ingående i avsnitten nedan.

Tabell 3. Kemisk sammansättning för olika typer av vägmarkeringsprodukter. Källor: Babić m.fl., 2015; 3M, 2019; Skandinaviska Vägmarkeringsföreningen, personlig kontakt, hösten 2019; BEC Materials, 2019.

Typ av vägmarkeringsprodukt	**Sammansättning**
Termoplastiska system	Bindemedel: t.ex, pentaerytritolharts, C5-kolväteharts eller en blandning av dessa. För vissa marknader används även en andel EVA (etylenvinyl-acetat-sampolymer), eller styren-block-sampolymerer[1)]
Vattenbaserade färger	Bindemedel: termoplastiska akrylhartser [1)]
Lösningsmedelsbaserade färger	Bindemedel: främst termoplastiska akrylhartser, men även styrenakrylblandningar används Lösningsmedel: t.ex. estrar eller ketoner, i vissa länder är aromatiska lösningsmedel fortfarande tillåtna[1)]
2-komponentsystem	*Akrylsystem:* Bindemedel: termohärdade akrylhartser (t.ex. metylmetakrylat MMA) Härdare: t.ex. dibenzoylperoxid (BPO) Lösningsmedel [1)] *Epoxisystem:* Epoxihartser (Den vanligaste är reaktionsprodukt mellan bisfenol A och epiklorhydrin) Härdare t.ex. aminer Lösningsmedel [1)]
Vägmarkeringstejp	Bindemedel: polyuretan och flexibel polymer Lim[1)] För reflekterande egenskaper används antingen glaspärlor eller mikrokristallina keramiska pärlor

[1)] Pigment, fyllmedel och tillsatser ingår i alla vägmarkeringsprodukter. Glaspärlor ingår för reflekterande egenskaper.

4.6.1. Termoplastiska system

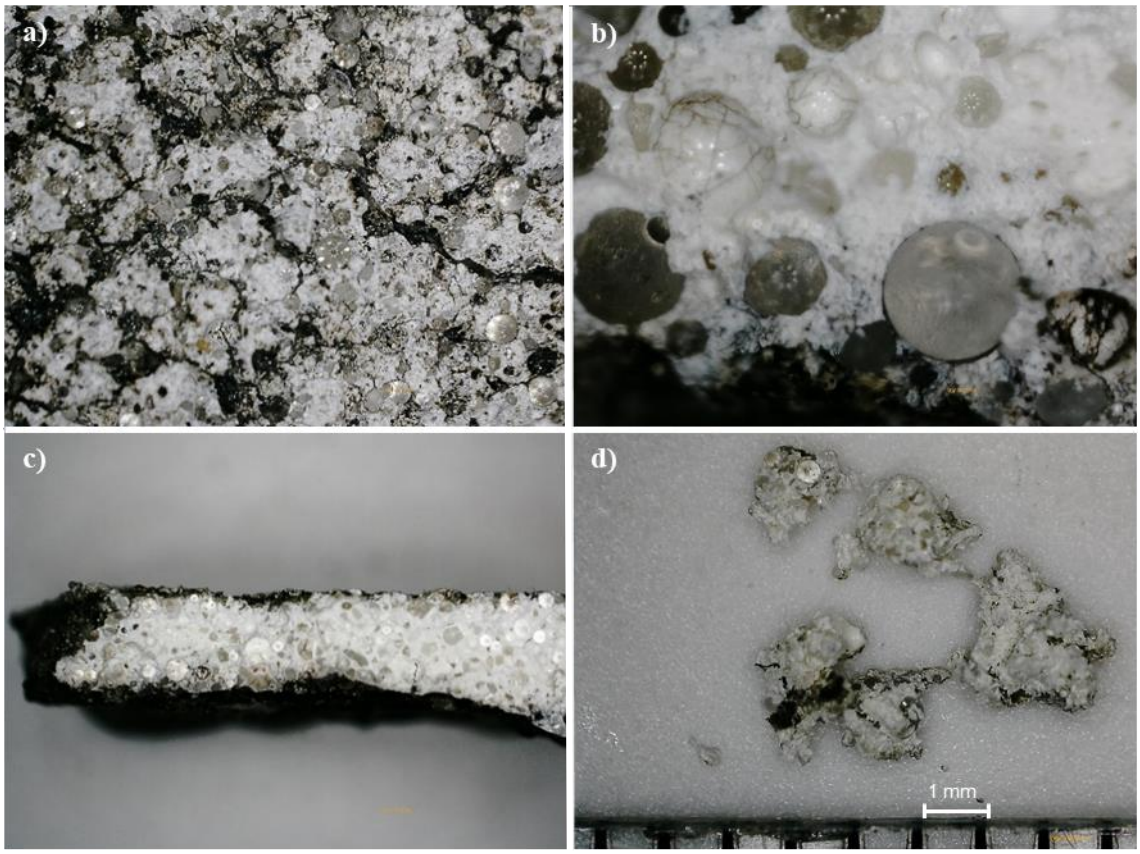
Termoplastiska system består av ett bindemedel av termoplastiska polymerer som blandas med pigment, fyllmedel, glaspärlor och tillsatser (Babić m.fl., 2015; Chu, 2019). De termoplastiska polymererna är antingen kolvätehartser (vanligtvis C5 alifatisk kolväteharts) eller alkydhartser (såsom pentaerythritol kolofoniumester eller maleinsyra-modifierade kolofoniumestrar) (Babić m.fl., 2015) eller en blandning av dessa. För vissa marknader (t.ex. kallare klimat) ingår också etylenvinylacetat-sampolymer (EVA) (Skandinaviska Vägmarkeringsföreningen, personlig kontakt, hösten 2019) eller styren-block-sampolymerer (BEC Materials, 2019) som en del av det termoplastiska bindemedlet för att göra materialet mer elastiskt.

Varmapplicerad (”hot-applied”) termoplastisk vägmarkeringsmassa är en fast produkt (pulverblandning) som smälter vid upphettning (Geveko Markings, 2019a). Före applicering på vägen hettas massan upp till 200 °C och läggs sedan ut med en tjocklek mellan 2 och 4 mm (Vägmarkeringar AB, 2019) eller sprayas på vägen i tunnare skikt (Trafikverket, 2005). Preformade eller prefabricerade termoplastiska vägmarkeringar är förutskurna tecken och symboler (tjocklek ca 3 mm) som appliceras med en borste och värmebrännare (Geveko Markings, 2019b; Vägmarkeringar AB, 2019).

Nedan följer ett exempel på ett typisk termoplastiskt ”vägmarkeringsrecept” (Chu, 2019):

- 16,5 procent bindemedel (pentaerytritolharts, C5 kolväteharts eller en blandning av dessa)
- 10 procent pigment (titandioxid)
- 49,5 procent fyllmedel (t.ex. 22 % kalciumkarbonat och 27,5 % kvartssand)
- 4 procent tillsatser (2 % ftalatmjukgörare (DOP), 1 % PE vax, 1 % hydrerad ricinolja)
- 20 procent glaspärlor

I Sverige består bindemedlet i termoplastisk vägmarkeringsmassa vanligtvis av en blandning av EVA med pentaerytritolharts eller C5-kolväteharts. EVA står för 1–5 procent av den totala vägmarkeringsmassan och tillsätts för att öka slitstyrkan och förhindra sprickbildning som kan orsakas av kallt klimat, dubbdäck och plogning. Mängden glaspärlor i termoplastisk vägmarkeringsmassa är i Sverige cirka 40 procent, vilket är högre än i exempelreceptet ovan. Denna högre andel glasinnehåll ersätter motsvarande mängd fyllmedel. Utöver innehåll av glaspärlor i massan appliceras också glaspärlor ovanpå färgen efter målning. Titandioxid används som pigment för vita markeringar. För gula markeringar används ett organiskt pigment, inte blykromat som används i vissa länder. Som mjukgörare används inte heller ftalater i Sverige. Istället används mineraloljor eller vegetabiliska mjukgörare. Informationen ovan som beskriver innehållet i de termoplastiska vägmarkeringsmassor som används i Sverige har erhållits genom personlig kontakt med Skandinaviska Vägmarkerings-föreningen (hösten 2019). Figur 2 visar termoplastisk vägmarkering i närbild och i tvärsnitt.



Figur 2. Termoplastisk vägmarkering. a) ovansida; b) ovansida med inzoomade glaspärlor; c) tvärsnitt av en cirka 2 mm tjock vägmarkeringsflaga; d) ovansida av 1–2 mm stora vägmarkeringsflagor. Foto: Algot Lithner, 2019.

4.6.2. Vattenburna färger

I vattenburen vägmarkeringsfärg är hartset normalt ett termoplastiskt akrylharts i en vattenbaserad emulsion (Babić m.fl., 2015). Halten av flyktiga organiska ämnen är normalt mindre än 2 procent och ingår i nödvändiga tillsatskemikalier. Dessutom ingår pigment och fyllmedel (Babić m.fl., 2015). Färgen läggs ut med en högtrycksmaskin i en tjocklek mellan 0,4 och 0,6 mm (Vägmarkeringar AB, 2019).

4.6.3. Lösningsmedelsbaserade färger

I lösningsmedelsbaserade vägmarkeringsfärger upplöses hartset (bindemedlet) i ett organiskt lösningsmedel (t.ex. estrar eller ketoner; i vissa länder är aromatiska lösningsmedel fortfarande tillåtna) (Babić m.fl., 2015). Bindemedlet är vanligtvis ett termoplastiskt akrylharts (Babić m.fl., 2015), men t.ex. styren-akrylblandningar kan också användas.

4.6.4. Tvåkomponentsystem – kallplast

Tvåkomponentsystem består av två eller flera komponenter (ett härdplastharts och härdare) som genom blandning bildar en härdplast. Det finns olika former av tvåkomponentsystem, även kallad kallplast eller kall-applicerad plast. De är vanligtvis baserade på antingen akrylat eller epoxi.

För akrylbaserade system används olika akrylater t.ex. mono- och multifunktionell ester av metylmetakrylatharts (MMA-harts) (Babić m.fl., 2015; Chu, 2019). Akrylaten blandas med fyllmedel, pigment och halkskyddande material och för att starta polymeriseringen tillsätts en härdare såsom dibenzoylperoxid (BPO) i ett lösningsmedel eller en massa (Babić m.fl., 2015; Chu, 2019).

I epoxibaserade system innehåller den ena komponenten det lösta epoxihartset, lösningsmedel, pigment, fyllmedel och tillsatser, och den andra innehåller härdaren (Babić m.fl., 2015) t.ex. en amin. Nyare system av multifunktionella modifierade epoxihartser finns (Babić m.fl., 2015).

4.6.5. Vägmarkeringstejp

Vägmarkeringstejp finns antingen som permanent tejp med ett tryckkänsligt limsystem eller som tillfällig, avtagbar tejp (Grand View Research, 2019a). I permanent, prefabricerad tejp är glaspärlor eller mikrokristallina keramiska pärlor inbäddade på ytan (Lopez, 2004; 3M, 2019). Vanliga bindemedel i permanent vägmarkeringstejp är polyuretan tillsammans med en flexibel polymer (t.ex. gummi) (Lopez, 2004; 3M, 2019).

Tillfällig vägmarkeringstejp används för kortvariga applikationer, till exempel i arbetszoner. De är tunna och består av ett folieunderlag belagt med ett lim på undersidan och ett pigmenterat bindemedel med glaspärlor på ovansidan (Lopez, 2004).

4.6.6. Användningen av vägmarkeringsprodukter i Sverige och globalt

Globalt står vägmarkeringsfärg för det största produktgruppen, och på delad andraplats kommer prefabricerad vägmarkeringstejp och termoplastsystem (Grand View Research, 2019b). Termoplastiska system är det snabbast växande produktsegmentet globalt (Grand View Research, 2019b). Epoxi tvåkomponentsystem har också en ganska stor andel globalt, cirka 15 % (Grand View Research, 2019b), men de är mindre vanliga i Europa (Babić m.fl., 2015).

Användningen i Sverige skiljer sig från den globala användningen. Informationen om användning av olika vägmärkningsprodukter i Sverige som presenteras nedan har erhållits genom personlig kontakt med Skandinaviska Vägmarkeringsföreningen (hösten 2019).

I Sverige domineras användningen av vägmarkeringsprodukter av termoplastisk vägmarkeringsmassa, framför allt varmapplicerad termoplast. Den näst mest använda produkttypen är vattenburen vägmarkeringsfärg. Dessutom förekommer begränsad användning av 2-komponentsystem, till

exempel för buss- och cykelfält med färgade ytor (på några platser i de största städerna). Lösningsmedelsbaserade vägmarkeringsfärger används nästan inte alls, bara i undantagsfall när till exempel väderförhållanden gör att färgen inte torkar. Prefabricerade tejpmarkeringar används nästan inte heller alls. Prefabricerad termoplast, dvs. förutskurna tecken och symboler som exempelvis cykel- och fotgängarsymboler, används där det finns behov av tecken eller symboler på vägen.

Den globala efterfrågan på vägmarkeringsprodukter översteg 1,2 miljoner ton under 2014 och förväntas uppgå till 1,8 miljoner ton år 2022 enligt Grand View Research (2016a). En grov uppskattning av den årliga användningen av vägmarkeringsprodukter i Sverige är cirka 15 000 ton för statliga vägar, dvs. exklusive vägar som tillhör kommuner eller är privata (Skandinaviska Vägmarkeringsföreningen, personlig kontakt, hösten 2019). Dessa statliga vägar utgör cirka två tredjedelar av alla allmänna vägar som vägmarkeringsprodukter används på. Statliga vägar är dock ofta flerfiliga och kräver mer vägmarkeringar, så utifrån dessa siffror är det svårt att göra en uppskattning av den totala användningen av vägmarkeringsprodukter för alla vägar i Sverige. Utöver detta finns uppgifter om att mer än 750 ton vägmarkeringsprodukter används i Stockholms stad varje år (Stockholms stad, 2019) och den årliga användningen av vägmarkeringsprodukter för Göteborgs stad har uppskattats till 150 ton (NCC, personlig kontakt, 2019-09-19).

Cirka 10–20 procent av alla nationella vägar målas om varje år (Skandinaviska Vägmarkeringsföreningen, personlig kontakt, hösten 2019). Livslängden (hållbarheten) för vägmarkeringsbeläggningen beror på många faktorer såsom typ av vägmarkeringsprodukt, typ av väg, årsmedeldygnstrafik (ÅDT), dubbdäcksanvändning, snöröjning och klimat. Om man jämför olika vägmarkeringstyper kan deras hållbarhet enligt Babić m.fl., (2015) i genomsnitt rangordnas enligt följande:

- Vägmarkeringstejp – har överlägsen hållbarhet.
- Tvåkomponentsystem – har hög hållbarhet (upp till 5 år på större vägar).
- Vattenbaserad färg – har hög hållbarhet. Andra källor pekar istället på låg hållbarhet. Enligt exempelvis Chu m.fl., (2018) är hållbarheten för vattenbaserade färger låg, cirka 6–12 månader, förutom för nyare akrylfärger som kan ha längre hållbarhet.
- Termoplastiska system – har medellång hållbarhet men ganska konstant retroreflektivitet (2–4 år på motorvägar som används mycket).
- Lösningsmedelsbaserad färg – har låg till mycket låg hållbarhet (6–12 månader).

I kalla klimat är väldigt hårda material mindre hållbara på grund av användandet av dubbdäck och plogning (Skandinaviska Vägmarkeringsföreningen, personlig kontakt, hösten 2019). Vägmarkeringar som är extra hårda är t.ex. epoxi (som är tvåkomponentsystem). Enligt Svenska Vägmarkeringsföreningen är inte heller vägmarkeringstejp och vattenbaserad färg särskilt hållbara i Sverige p.g.a. dubbdäck och plogning.

4.6.7. Vissa farliga ämnen i vägmärkningsprodukter

Vissa av bindemedlen, tillsatserna, pigmenten och lösningsmedlen som används i vägmarkeringsprodukter har inneboende egenskaper som är farliga för människors hälsa och miljön. De bindemedel som är farligast för hälsan och miljön är polyuretan- och epoxihartser och deras härdare. Historiskt har blykromat använts som pigment för gul vägmarkering och används fortfarande i flera länder. Den 7 februari 2019 beslutade EU-domstolen att Europeiska kommissionens beslut att tillåta ett företag att sälja pigment som innehåller blykromater för användning i färg i EU var olagligt (Kemikalieinspektionen, 2019). Det vanligaste pigmentet för vita markeringar är titandioxid, men också zinkoxid eller zinksulfid och bariumsulfat förekommer. Aromatiska lösningsmedel som är särskilt farliga används fortfarande i lösningsmedelsbaserade färger i vissa länder. Glaspärlor (främst framställda av

avfallsglas) kan innehålla förhöjda halter av bly, arsenik och antimon, något som visats i analyser gjorda av dos Santos m.fl. (2013).

Fyllmedlen som vanligtvis utgörs av kalciummagnesiumkarbonat (dolomit) eller kalciumkarbonat (kalcit) och sand (t.ex. kvartssand) (Chu, 2019) är inte rent kemiskt farliga.

4.7. Kemisk sammansättning av bitumen, polymermodifierad bitumen och plastvägar

I asfalt är bitumen det mest använda bindemedlet för att binda aggregat, t.ex. krossat berg (stenmaterial), sand, grus eller slagg (EAPA, 2019). Mängden bitumen som används i typisk asfalt i Europa är cirka 5 viktprocent (EAPA, 2019), vilket överensstämmer med svenska uppgifter där andelen bitumen är cirka 5–6 viktprocent vilket motsvarar cirka 10 volymprocent (VTI, 2019).

4.7.1. Bitumen

Bitumen är en termoplastisk, mörkbrun till svart, fast eller viskös vätska vid rumstemperatur som produceras genom destillation av råolja, men som även förekommer i naturliga avsättningar (WHO, 2005; Asphalt Institute & Eurobitume, 2015). Bitumen är en mycket komplex blandning av kolväten som utgörs av ett stort antal kemiska föreningar av relativt hög, men varierande, molekylvikt (Asphalt Institute & Eurobitume, 2015). Molekylerna i bitumen är olika kombinationer av alkaner, cyklo-alkaner, aromater och heteromolekyler som innehåller svavel, syre, kväve och metaller (såsom nickel, vanadin och järn) (Asphalt Institute & Eurobitume, 2015). Eftersom den kemiska sammansättningen av bitumen beror på den ursprungliga råoljans sammansättning och tillverkningsprocessen, finns det inte några bitumen[5] som har exakt samma kemiska sammansättning (WHO, 2005; Porto m.fl., 2019; Honarmand m.fl., 2019).

De olika kolväteföreningarna i bitumen brukar delas in i följande grupper:

- Asfaltener (5–25 %) – hårda, fasta, svarta till bruna föreningar som ofta är mycket polära, högaromatiska och komplexa (tjärliknande material med hög molekylmassa).
- Polära aromater (hartser) – fasta till halvfasta mörkbruna föreningar som ger vidhäftningsegenskaper (molekylmassa 500–50 000 g/mol).
- Aromatiska oljor (40–60 %) – viskös mörkbrun vätska (molekylmassa 300–2 000 g/mol).
- Mättade kolväten (paraffiner) (5–20 %) – ofta opolära färglösa viskösa oljor av alifatiska kolväten med alkylnaftalener och aromatiska alkyler (Honarmand m.fl., 2019).

Bitumen är olöslig i vatten vid 20 °C (WHO, 2005) och ett viskoelastiskt material där tryck eller temperatur styr hur visköst eller elastiskt materialet är (Honarmand m.fl., 2019). Vid hög temperatur eller högt tryck (t.ex. långsam eller stillastående trafik) blir bitumen mer viskös, medan den blir mer elastisk vid lägre temperatur eller lägre tryck (t.ex. snabbare trafik) (Honarmand m.fl., 2019). Om temperaturen är låg kan sprickor uppstå (Honarmand m.fl., 2019). Härdning av bitumen i asfalt sker både vid upphettningen när bitumen blandas med aggregat (t.ex. sten), och långsamt under asfaltens användningstid (Honarmand m.fl., 2019).

Bitumen har inga miljö- och hälsofaroklassificeringar enligt EU:s klassificerings- och märkningsregister. Enligt ECHA:s registreringsunderlag uppskattades de toxikologiska och ekotoxikologiska effektmåtten (*endpoint*s) dock endast med hjälp av en datormodell (PETROTOX). Däremot har andra bland annat IARC (2013), WHO (2005) och Japanska Ministry of Health, Labour and Welfare (MHLW)/Ministry of the Environment (MOE) (2014) bedömt att hälsoeffekter orsakade

[5] CAS-numret för bitumen är 8052-42-4, men även ”Residues (petroleum) vacuum” (CAS-nr 64741-56-6) och ”Asphalt, oxidised” (CAS-nr 64742-93-4) kan användas i bitumentillverkningen (Asphalt Institute & Eurobitume, 2015).

av yrkesexponering vid asfaltläggning är sannolika. IARC (2013) klassificerade bitumen som möjligt cancerogen för människor (grupp 2B) vid yrkesexponering vid asfaltläggning och Japanska MHLW/MOE (2014) har gjort följande hälsofaroklassificeringar enligt det globala harmoniserade systemet för klassificering och märkning (GHS):

- orsakar allvarlig ögonirritation (H319[6])
- misstänks kunna orsaka genetiska defekter (H341).
- misstänks kunna orsaka cancer (H351)
- kan orsaka irritation i luftvägarna (H335)
- orsakar organskador genom lång eller upprepad exponering (H372).

4.7.2. Polymermodifierad bitumen

Sedan slutet av 1980-talet har en del bitumen som används till asfalt modifierats med polymerer (Zhu m.fl., 2014) för att öka hållbarheten på asfalten (Honarmand m.fl., 2019). Polymerinnehållet i polymermodifierad bitumen är mellan 3 och 10 procent av bitumens vikt (Porto m.fl., 2019; Porto m.fl., 2019), där den typiska mängden av styren-butadien-styren-polymeren (SBS) ligger på cirka 3,5 viktprocent i den slutliga bitumenprodukten (Zhu m.fl., 2014). De mest använda polymererna i polymermodifierad bitumen visas i Tabell 4.

Tabell 4. Polymerer som huvudsakligen används i polymermodifierad bitumen (Porto m.fl., 2019).

Polymertyp	**Polymerkategori**
Polyeten (PE) Polypropen (PP) Etylenvinylacetat (EVA) Polyvinylklorid (PVC) Etylenbutylakrylat (EBA) Återvunnen termoplast (PE, PP, PVC)[1)]	Termoplast
Styren-butadien-styren-block-sampolymerer (SBS) Styren-isopren-styren-block-sampolymerer (SIS)	Termoplastiska elastomerer
Epoxiharts Polyuretanharts Akrylharts Fenolharts	Härdplast
Styren-butadiengummi (SBR) Naturgummi Polydiolefiner Återvunnet däckgummi	Elastomerer (t.ex. naturliga och syntetiska gummin) av härdplasttyp

[1)] Sasidharan m.fl., 2019.

[6] Farokod som används i det globala harmoniserade systemet för klassificering och märkning (GHS).

Polymerer kan tillsättas i olika skeden före eller under tillverkningen av asfalt. Om polymerer tillsätts till en bitumenprodukt skapas en polymermodifierad bitumenprodukt som sedan kan blandas med asfaltens stenmaterial. Polymer kan även tillsättas till upphettat stenmaterial innan bitumen blandas i (Sasidharan m.fl., 2019), eller direkt i blandaren till den varma asfaltmassan som innehåller stenmaterial och bitumen och kallas då polymermodifierad asfaltmassa (PEAB, 2019). I samtliga fall blir bitumendelen i asfalten modifierad med polymerer och i denna rapport ingår de under beteckningen polymermodifierad bitumen. Vid däck- och vägslitage blir polymermodifierad bitumen en källa till mikroplast.

4.7.3. Användning av polymermodifierad bitumen

Den globala efterfrågan på polymermodifierade bitumenprodukter var 9,89 miljoner ton år 2014 och av detta användes 73,5 procent (dvs. 7,27 miljoner ton) vid vägbyggnad (Grand View Research, 2016b). I Sverige har polymermodifierad bitumen använts sedan mitten av 1990-talet, främst på hårt trafikerade vägar (Björn Kalman, VTI, 2019-09-03, personlig kontakt).

Det är främst styren-butadien-styren (SBS) som används i polymermodifierad bitumen i Sverige (Björn Kalman, VTI, 2019-09-03, personlig kontakt). Även globalt är det termoplastiska elastomerer, i synnerhet SBS, som används mest (Pyshyev m.fl., 2016), även om det finns skillnader mellan länder. Användningen är dock begränsad, framför allt på grund av de höga kostnaderna (Pyshyev m.fl., 2016).

I Indien används istället avfallsplast (återvunnen plast) blandad med bitumen och stenmaterial. Detta ses som ett sätt att både utnyttja plastavfall och samtidigt minska byggkostnaden. Den första vägen med återvunnen plast byggdes 2002 i Chennai i Indien och sedan dess har mer än 2 500 km väg med avfallplast konstruerats i Indien. Vanligtvis blandas återvunnen strimlad avfallsplast först med det heta stenmaterialet vilket sedan blandas med bitumen (Sasidharan m.fl., 2019). Det förekommer även att återvunnen plast i pulverform först blandas med bitumen som hettas upp och sedan blandas med stenmaterialet (Sasidharan m.fl., 2019). Enligt nyhetsmedier (t.ex. The Guardian 2019) gjorde Indiens regering 2015 det obligatoriskt för alla vägutvecklare i landet att använda plastavfall för vägbyggande. Andra länder som har använt avfallsplast i asfalt i mindre skala är Storbritannien, USA, Australien och Sydafrika (Sasidharan m.fl., 2019).

4.7.4. Plastvägar – en framtida källa eller sänka för mikroplast?

I Nederländerna finns det två pilotprojekt som utvärderar plastcykelvägar tillverkade av återvunnen polypropen (PlasticRoad, 2019). PlasticRoad-konceptet består av en prefabricerad vägkonstruktion av ihåliga plastmoduler som baseras på återvunnen plast och som är avsedd att ersätta traditionellt cykelvägmaterial. Om detta skalas upp till vägar för bilar och lastbilar vilket är den framtida målsättningen kan detta bli en ny källa till mikroplast. På PlasticRoads hemsida skriver de dock att vägen är utrustad med en beläggning som säkerställer att plasten inte kommer i kontakt med däcken och därmed förhindrar att mikroplast frigörs från vägmaterialet.

4.8. Slutsatser

- Däck och vägmarkeringar består av polymerer, olika tillsatskemikalier och fyllmedel.
- Polymererna i däck är elastomerer som är härdplastpolymerer. I vägmarkeringar och polymermodifierad bitumen kan polymererna vara termoplaster, härdplaster, termoplastiska elastomerer eller elastomerer.
- Det finns många olika typer av vägmarkeringsprodukter och olika typer av polymerer används för att modifiera bitumen. I Sverige används främst termoplastiska vägmarkeringsmassor och till polymermodifierad bitumen används främst den termoplastiska elastomeren styren-butadien-styren (SBS).

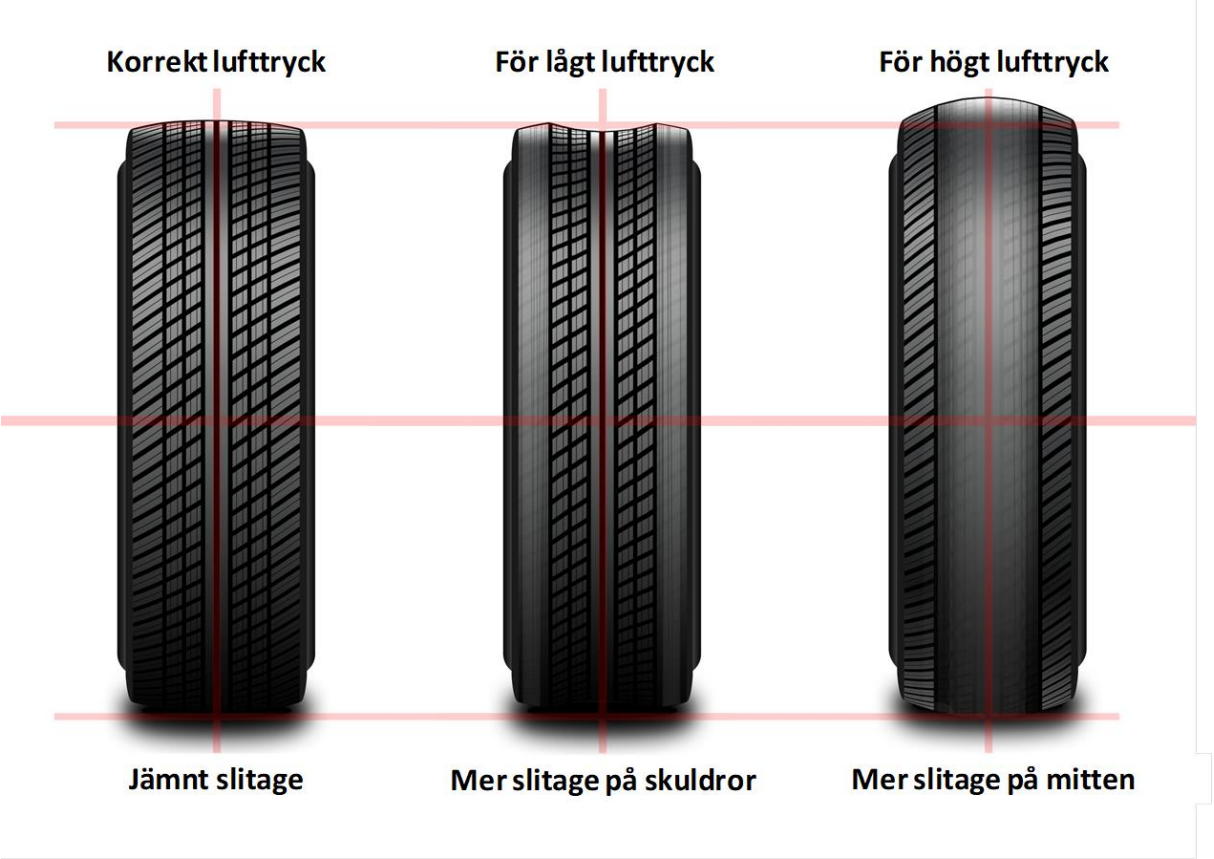
- Ovanstående innebär att de fysikaliska och kemiska egenskaperna och den kemiska sammansättningen för mikroplast från däck, vägmarkeringar och bitumen kan uppvisa stor variation, vilket i sin tur kan påverka hur de beter sig i miljön.
- Bland de kemiska ämnen som används för att tillverka däck, vägmarkeringsprodukter och polymermodifiera bitumen finns ämnen som är farliga för människors hälsa och miljön, men kunskapen om vilka ämnen som frigörs och i vilken omfattning dessa ämnen frigörs från mikroplaster är idag antingen mycket begränsad eller saknas helt.

5. Däck- och vägslitage

Detta kapitel beskriver vilka faktorer som påverkar slitaget av däck och vägytan samt hur man kan beräkna slitaget.

5.1. Faktorer som påverkar däckslitage

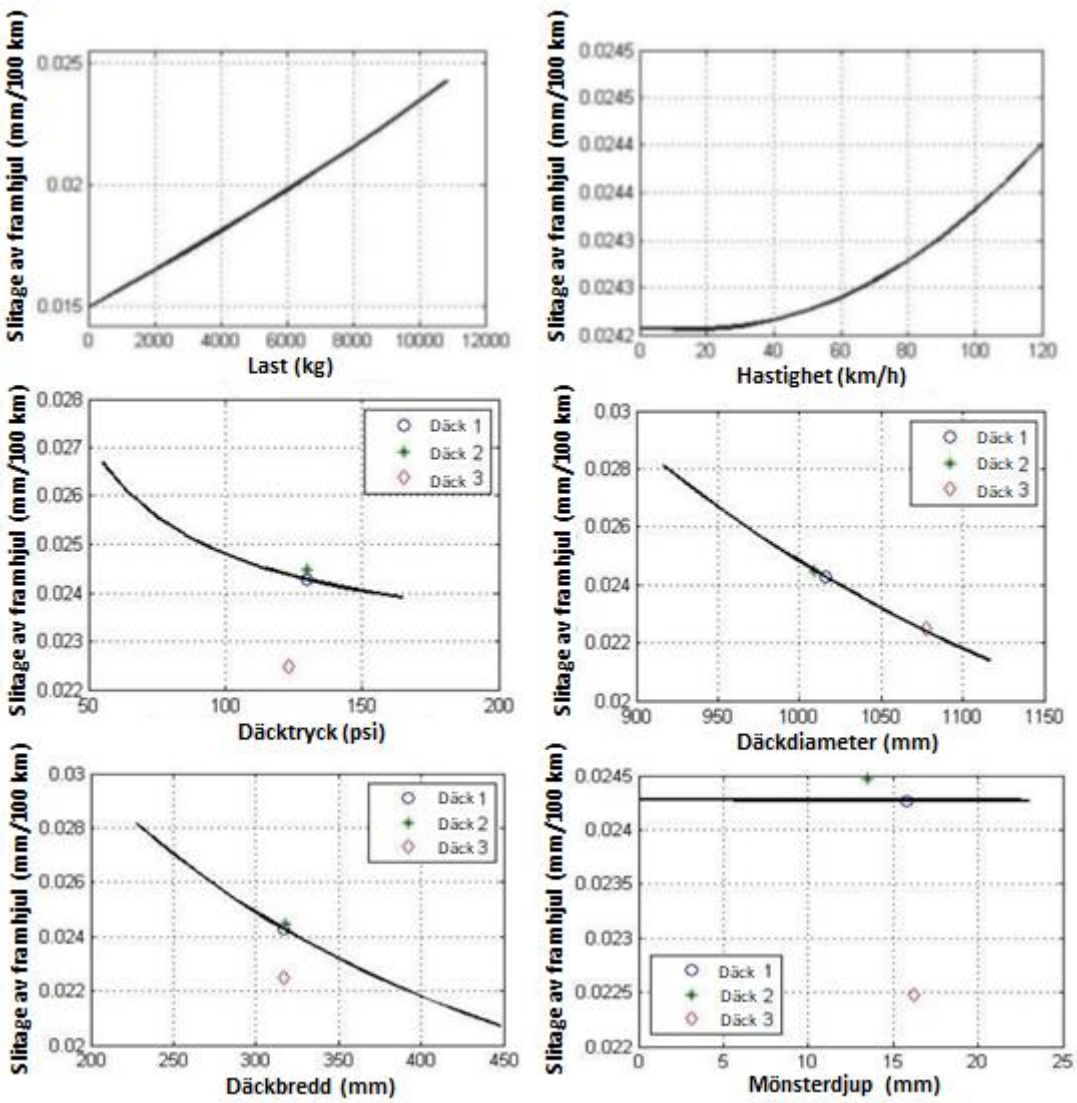
Olika däcktyper slits olika mycket och orsakar olika mycket slitage av vägens yta. Parametrar som påverkar däckens slitage är till exempel slitbanans kemiska sammansättning och mönster, vilka beror på om däcken är avsedda för användning under vinter- eller sommarförhållanden. Däcktillverkare har dessutom egna sammansättningar för att optimera däckets egenskaper i varje däckkategori. Vinterdäck har en mjukare gummiblandning än sommardäck för att ha en mjukhet även vid låga temperaturer. Sommardäck har en hårdare blandning för att inte bli för mjuka vid höga temperaturer. Förutom sammansättning och temperatur, inverkar även däckdimensioner, last, däcktryck, hjulinställningar (toe-in/toe-out, camber), fordonshastighet, förarbeteende och vägbanans egenskaper på slitaget. Ett för lågt däcktryck ger högre intern värmeutveckling och därmed mer slitage (Li m.fl., 2011). Högre tryck ger lägre modellerat slitage (t.ex. Salminen, 2014 och Mohammadi & Ngeno, 2015) och det är allmänt känt att fel tryck ger kortare livslängd på däck. Dock beror detta på att slitbanan slits ojämnt (Figur 3), vilket gör att däckmönstret slits till otillåtet låga värden snabbare. Inga egentliga mätningar av inverkan av däcktryck på det totala slitaget har påträffats i litteraturen.



Figur 3. Effekt på slitage över slitbanan av olika däcktryck. Källa:Jaco Superios Products[7].

Chen & Prathaban (2013) visar i en modelleringsstudie hur lasten på däcket, hastigheten, däcktryck och däckdimensioner påverkar slitaget. Medan ökande last och hastighet ökar slitaget, så avtar det med ökande lufttryck, diameter och bredd på slitbanan. Mönsterdjupet påverkar dock inte slitaget (Figur 4).

[7] https://jacosuperiorproducts.com/blogs/news# (19-11-19)



Figur 4. Exempel på hur olika parametrar påverkar modellerat däckslitage på lastbil (Chen & Prathaban, 2013).

Förare kan genom körbeteende påverka däckslitaget. Hög hastighet, kraftig acceleration och retardation liksom hög hastighet vid kurvtagning ökar slitaget av däck (Pohrt, 2019). Infrastrukturens utformning och trafiksituationen påverkar därför slitaget genom att utgöra förutsättningarna för hur fordonen framförs. Många trafikljus och tät trafik kan orsaka mycket retardation och acceleration och en kurvig väg resulterar i mycket kurvtagning etc.

Vägytan påverkar däckslitaget främst genom dess mikro- och makrotextur[8]. En högre mikrotextur medför högre slitage av däck, men mikrotexturen är även viktigt för vägytans friktion, vilket innebär en målkonflikt. Om vägytan anpassas för mindre däckslitage kan detta medföra lägre friktion och därmed sänkt trafiksäkerhet. I vilken mån makrotexturen påverkar slitaget av däck är oklart.

Vad gäller fordonsparkens utveckling, kan den ökande andelen elektriska bilar komma att påverka däckslitaget. Elbilar är generellt tyngre än motsvarande fossildrivna bilar, på grund av batteriernas höga vikt (Timmers & Achten, 2016). Elbilar har även högre vridmoment, vilket kan öka slitaget av däck. Se vidare 5.5.

[8] Mikrotextur avser ytan hos vägmaterialets ballastkorn respektive bindemedel. Makrotextur avser framförallt form och storlek hos ballastmaterialet som kan vara från 0,5 till 50 mm.

5.2. Faktorer som påverkar slitage av bitumen och vägmarkering

Vägbeläggning och vägmarkering slits dels genom trafikens slitage, dels genom driftåtgärder. Slitaget påverkas av vägytans egenskaper, trafikmängd och trafiksammansättning, klimat, materialets egenskaper och hur materialet läggs ut (Atkins Limited, 2015). I länder där dubbdäck används är slitaget av såväl vägbeläggningar som vägmarkeringar avsevärt högre än i länder utan dubbdäcks-användning (Laurinavičius m.fl., 2009). Inom länder med dubbdäck spelar andelen trafik med dubbdäck en viktig roll. Denna kan i Sverige variera mellan cirka 20 procent längst i söder till över 90 procent i norr. Även vädret påverkar slitaget genom att många vägar i nordligaste delarna av landet är snö- och/eller istäckta under vintern, vilket skyddar vägytan från slitage. Å andra sidan kan även frostsprängning bidra till snabbare nedbrytning. I länder med vinterförhållanden med is och snö, plogas också vägar vilket påverkar slitaget, främst av vägmarkeringar som kan slitas kraftigt av denna vinterdriftåtgärd.

5.3. Olika sätt att beräkna däckslitage

Studier som gjorts för att beräkna emissioner av mikroplaster från däck kan enligt Hann m.fl. (2018) generellt delas in i två angreppssätt. Vid det ena angreppssättet baseras slitagemängderna på olika faktorer som påverkar däckslitaget, det vill säga en emissionsansats (emission approach), där slitagefaktorer kombineras med trafikstatistik (trafikarbetet) för olika fordonsklasser som färdas på olika vägar. Vid det andra angreppssättet beräknas slitagemängderna genom att studera kvalitéer och kvantiteter av sålda och återvunna däck, det vill säga en försäljnings- och återvinningsansats kombinerat med vägning för att beräkna däckets viktförlust under hela dess användning.

Som framgår i Hann m.fl. (2018) varierar slitagefaktorerna för personbilar i de senaste studierna där däckslitage undersöks mellan 0,05 och 0,158 g/fordonskilometer. Den stora spridningen beror på ett flertal faktorer och även på hur dessa parametrar och variabler hanteras i de modeller som används för att beräkna dem (Sherrington m.fl., 2016)

Däckets viktminskning på grund av förslitning under den tid det används har uppskattats till 10–20 procent (Atech Group, 2001; Sundt m.fl., 2014; Lassen m.fl., 2015); Magnusson m.fl. (2016). Beräknat däckslitage som baseras på uppmätt viktminskning (Sundt m.fl. (2014), Lassen m.fl. (2015)) visar på mindre variation än när slitaget uppskattats med hjälp av slitagefaktorer. Oavsett metod finns emellertid stora osäkerheter (Hann m.fl., 2018).

Ett exempel på en viktbaserad beräkningsmetod har använts av Sundt m.fl. (2014). I denna samlade Norsk Dekkretur under 2013 in 52 000 ton däck. Av dessa var cirka 10 000 ton lastbilsdäck. Varje icke lastbilsdäck, dvs totalt motsvarande 42 000 ton av de insamlade däcken, beräknades enligt det statistiskt tillgängliga underlaget ha en livslängd på 2–4 år och förlora 12,5 procent av sin vikt via slitage. Ursprungsvikten för dessa däck uppgick enligt dessa beräkningar därmed till 48 000 ton och skillnaden mellan den beräknade ursprungsvikten och den insamlade vikten utgör slitaget, dvs. 6 000 ton. För tunga fordon antas däcken ha regummerats i snitt 2,5 gånger och om samma procentuella viktförlust antas som för personbilsdäck (12,5 %) beräknades slitaget under däckets användningstid bli 3 571 ton. Det totala däckslitaget i Norge uppskattades på detta sätt till 9 571 ton.

5.4. Betydelsen av dubbdäcksanvändning

I Norden och ett antal andra länder i norra Eurasien och Nordamerika används dubbdäck. Dessa däck ger upphov till ett kraftigt förhöjt slitage av såväl asfalt som vägmarkeringar. En typisk svensk asfalt innehåller ungefär 95 procent stenmaterial och 5 procent bindemedel (bitumen) (Kalman m.fl., 2005), en fördelning som kan antas avspeglas även i bortslitet material. I Sverige slits drygt 100 000 ton asfalt bort varje år av dubbdäck, vilket innebär att cirka 5 000 ton bitumen sprids från vägarna. I Sverige uppgår antalet vägar med polymerbaserad bitumen i slitlagret till cirka 4 procent (Björn Kalman, VTI, 2019-08-25, personlig kontakt) vilket alltså skulle motsvara att cirka 200 ton polymerbaserad bitumen

slits bort varje år. Dubbdäck ruggar upp vägbanan så att icke dubbade däck kan förväntas slitas något snabbare. Vägbeläggningar slits förstås även om inte dubbdäck används, men slitaget är betydligt mindre. I länder där dubbdäck inte används är kraven på beläggningens slitstyrka inte lika höga vilket medför ett högre beläggningsslitage än slitaget vid körning med odubbade däck i Sverige. Det verkar inte finnas några uppgifter om huruvida dubbdäck slits snabbare eller långsammare än andra däck (Sköldén, The Scandinavian Tyre & Rim Organisation personlig kontakt, hösten 2019).

5.5. Betydelsen av trafikens och fordonsflottans sammansättning och utveckling

Givetvis påverkar trafikarbetet däck- och vägslitaget genom att ett ökat trafikarbete leder till ökat slitage. Enligt Trafikverkets senaste basprognos beräknas transportarbetet (personkilometer) i Sverige öka med cirka en procent per år under perioden 2014 till 2040, det vill säga en total ökning på cirka 30 procent under perioden. Transportarbetet (tonkilometer) för gods på väg beräknas öka med 1,9 procent per år under perioden 2012 till 2040, dvs. en total ökning på 67 procent under perioden (Trafikverket, 2018).

Även en förändrad sammansättning av fordonsflottan kan komma att påverka däckslitaget. Om fordonens vikt ökar kan det förväntas resultera i ett ökat däckslitage men också ökad bränsleåtgång och ökade utsläpp av olika föroreningar (Timmers & Achten, 2016). Utvecklingen går för närvarande mot en personbilspark med större andel större och tyngre fordon där bland annat antalet stadsjeepar (SUV:ar) ökar. Försäljningen av stadsjeepar har fördubblats de senaste 10 åren och står nu för ungefär 40 procent av alla nya sålda bilar på den globala marknaden (IEA, 2019). Elbilar är också i regel tyngre än bilar som drivs med flytande drivmedel eller gas på grund av att batterierna väger mycket. Samtidigt kompenseras detta av att elbilar saknar tunga komponenter som förbränningsmotor, växellåda och bränsletank. Elbilar kan accelerera snabbare än många traditionella fordon vilket kan ge ökat däckslitage om detta medför att elbilsförarna därmed kör mindre mjukt än de skulle ha gjort med en bil som inte drivs med el.

5.6. Slutsatser

- Det finns en rad faktorer som påverkar däckslitagets storlek. Några av de viktigaste är: däckets stlitbanas kemiska sammansättning, däckets dimensioner, last, däcktryck, hjulinställningar, fordonshastighet, förarbeteende och vägbanans egenskaper.
- Slitaget av vägmarkeringar påverkas av trafiken (typ av trafik, trafikmängd, körbeteende, användningen av dubbdäck etc.), vägytans textur, underhåll och driftåtgärder (som t.ex. plogning, sandning och sopning), samt av väderförhållanden.
- Det finns två angreppsätt för att beräkna däckslitage. I det ena fallet baseras de beräknade slitagemängderna på uppmätta eller uppskattade slitagefaktorer (g/fordonskilometer) i kombination med uppgifter om trafikarbetet för olika fordon på olika vägar. I det andra fallet baseras beräkningarna på studier av kvalitéer och kvantiteter av sålda och återvunna däck kombinerat med däckets viktförlust under hela dess användning.
- Användningen av dubbdäck påverkar påtagligt slitaget av vägbanan. Dubbdäck kan möjligen påverka slitaget av andra däck då dubbarna ruggar upp vägbanan. Vi har inte funnit några uppgifter avseende om dubbdäck slits snabbare eller långsammare än dubbfria däck.
- Den pågående förändringen av fordonsflottans sammansättning (bl.a. ökande andel SUV:ar och elbilar) kan bidra till ökat däckslitage.

6. Provtagningsmetoder

Detta kapitel ger en översikt av provtagningsmetoder för däck-, samt däck- och vägslitagepartiklar i olika medier och av aspekter som behöver beaktas vid sådan provtagning. I det här kapitlet redovisas provtagningsmetoder som används för provtagning i hela kedjan från källan i gränssnittet fordon och vägyta, via spridningsvägarna luft och vatten till olika recipienter. För den generella beskrivningen av provtagningsmetoder bygger texten framförallt på metoder som används för mikroplast i allmänhet och material som vanligtvis betraktas som plast.

6.1. Tre typer av provtagning

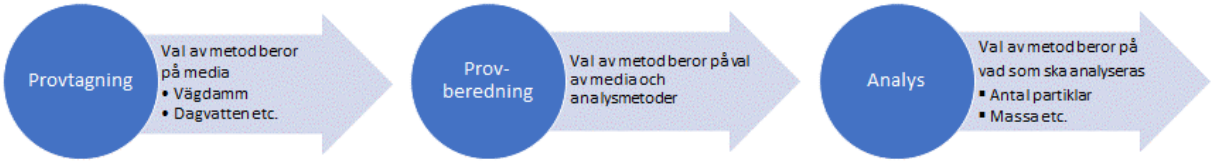
Enligt Hidalgo-Ruz m.fl. (2012) finns tre olika typer av provtagning av däck- och vägslitagepartiklar, liksom alla typer av mikroplastpartiklar: selektiv provtagning, bulkprovtagning och volymreducerad provtagning. Selektiv provtagning avser provtagning av partiklar eller material som är synliga för ögat. Denna metod är vanlig vid sedimentstudier, där till exempel plastpellets som är lätta att identifiera eftersöks. Metoden säger dock lite om det totala mikroplastinnehållet och om andra typer av plast är blandade med de eftersökta partiklarna samt kräver att partiklarna är enkla att identifiera. Vid bulkprovtagning provtas en hel volym utan att provet reduceras under provtagningsprocessen. Denna metod lämpar sig bäst då plastpartiklarna är så små att de inte kan identifieras visuellt, när koncentrationen är låg eller när de partiklar som ska analyseras döljs av andra partiklar. Volymreducerad provtagning innebär att provets volym reduceras under provtagningen genom att stora vattenvolymer filtreras, vanligen med hjälp av ett nät eller pump med filter, så att endast den partikelfraktion som är intressant för vidare analys kvarstår i provet. Till denna kategori hör till exempel trålning med nät i vatten eller siktning av sediment vid provtagningstillfället.

Provets koncentration av däck-och vägslitagepartiklar, liksom alla typer av mikroplastpartiklar, kan styra vilken volym av prov som ska samlas in. Ett prov med hög koncentration kräver inte en lika stor provtagningsvolym som exempelvis ett effektivt renat avloppsvatten. I vilket medium provet tas påverkar också vilken provtagningsmetod som är lämplig. Ska t.ex. volymreducerad provtagning i ytvatten göras bör flödesproportionella provtagare användas. I Figur 5 ges exempel på olika provtagningsmedia som är relevanta för att analysera förekomst av mikroplast. Det finns många olika aspekter som bör beaktas vid provtagning som t.ex. på vilket djup proverna ska tas, var partiklarna ackumuleras, varifrån det blåser, hur nederbörden har varit den senaste tiden och vilken tid på året provet bör tas. Det är således många aspekter att ta hänsyn till för att ta så relevanta prover som möjligt.

Valet av analysmetod påverkar hur stor provmängd som behövs men också hur provberedningen ska genomföras. Det är således, om möjligt, viktigt att bestämma vad som ska analyseras redan innan provet tas eftersom detta styr vilken typ av analys som är lämpligast (olika analysmetoder beskrivs i kapitel 7). I Figur 5 ges exempel på vad man kan vilja analysera. Vid vissa analysmetoder förstörs provet, vilket också måste beaktas redan vid provtagningstillfället om till exempel flera analyser ska göras på samma prov.

För att undvika kontaminering, eller åtminstone ha den under kontroll, är det viktigt att ta blankprover. Det kan exempelvis vara på destillerat vatten, på vatten som har passerat ett provtagningssytem eller på vatten som förvarats i en öppen bägare på labb. Detta ger en möjlighet att förklara varför vissa plaster som inte förväntas återfinnas i proverna ändå kan finnas där. Kalibreringar kan göras genom att, parallellt med analyser av prov med okänt innehåll, även genomföra analyser av så kallade standardprov, det vill säga prover som innehåller en känd mängd av däckpartiklar eller annan plasttyp man önskar analysera.

För många typer av provtagning saknas standardiserade metoder och det finns inga standardiserade metoder specifikt för mikroplast. Standarder och kriterier för detta behöver utvecklas.



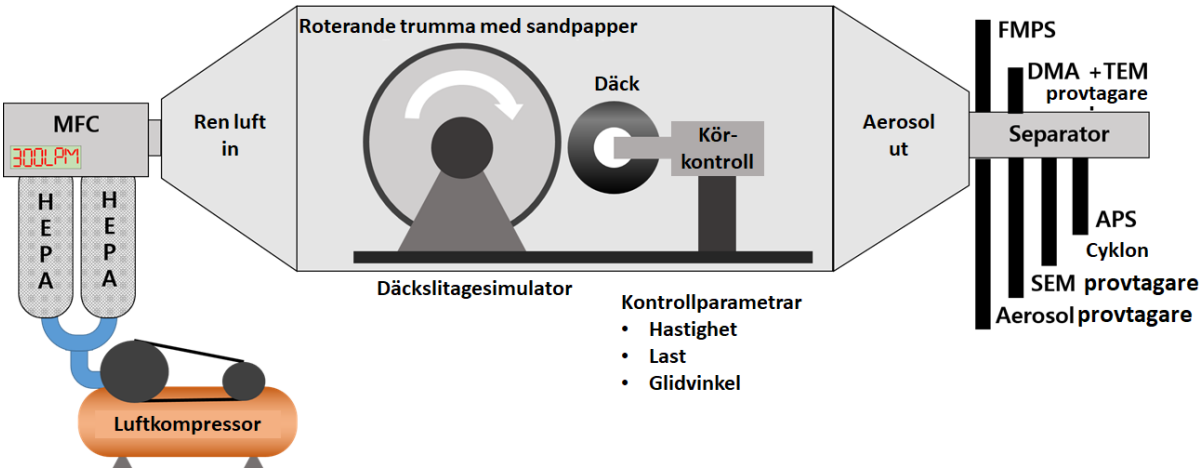
Figur 5. Schematisk skiss över provtagnings- och analysförloppet.

Många koncentrations- och recipientbelastningsbedömningar av mikroplaster bygger på antaganden om källstyrkan samt modellberäkningar baserade på hur källspecifika partiklar, såsom däck- och vägslitagepartiklar, beter sig i olika medier (se kapitel 2 och 4). För att validera dessa modellberäkningar behöver man ta prov i olika medier (luft, dag- och ytvatten, mark, sediment) på olika avstånd från källan. Vidare är provtagningar av mikroplastpartiklar från vägtrafik i olika medier och olika källavstånd viktiga för att öka kunskapen om *var*, *när* och *hur* mikroplaster från transportsektorn transporteras respektive fastläggs, vilket är avgörande för att kunna utföra relevanta toxicitetsstudier, genomföra riskbedömningar och för att förstå vilka åtgärder som kan vara lämpliga för att minska spridningen.

6.2. Däck och däckpartiklar

En enkel metod att provta material från slitytan av däck är att skära ut bitar med kniv (Camatini m.fl., 2001; Sadiktsis m.fl., 2012). En annan metod, som ofta använts, är att fila bort material för att få mer av ett grovt däckdamm, snarare än hela bitar (Redondo-Hasselerharm m.fl., 2018). Vanligt är också att proverna fryses med flytande kväve för att sedan malas ner till finare material för analys av kemisk sammansättning. Gemensamt för dessa metoder är att de inte liknar verkligt däckslitage. De säger alltså inget om slitagepartiklarnas fysikaliska egenskaper som form eller storlek, men väl något om deras kemiska sammansättning. Metaller i knivar och filar kan förstås kontaminera proverna, men så länge fokus för analyserna är mikroplast eller andra organiska ämnen är det ett mindre problem.

För att provta mer realistiskt genererade däckslitagepartiklar, behöver slitagedamm provtas antingen i laboratoriemiljö där däck slits mot en vägbeläggning från en riktig väg, gata eller under liknande förutsättningar. Exempelvis finns det en testrigg i Korea där ett däck slits mot en trumma belagd med sandpapper. Trumman är innesluten i en kammare som genomströmmas av renad luft (Figur 6). Prover tas i luften nedströms kontakten mellan däck och den sandpappersbelagda trumman. I denna anläggning fokuserar man huvudsakligen på PM_{10} och mindre partiklar (Park m.fl., 2018).

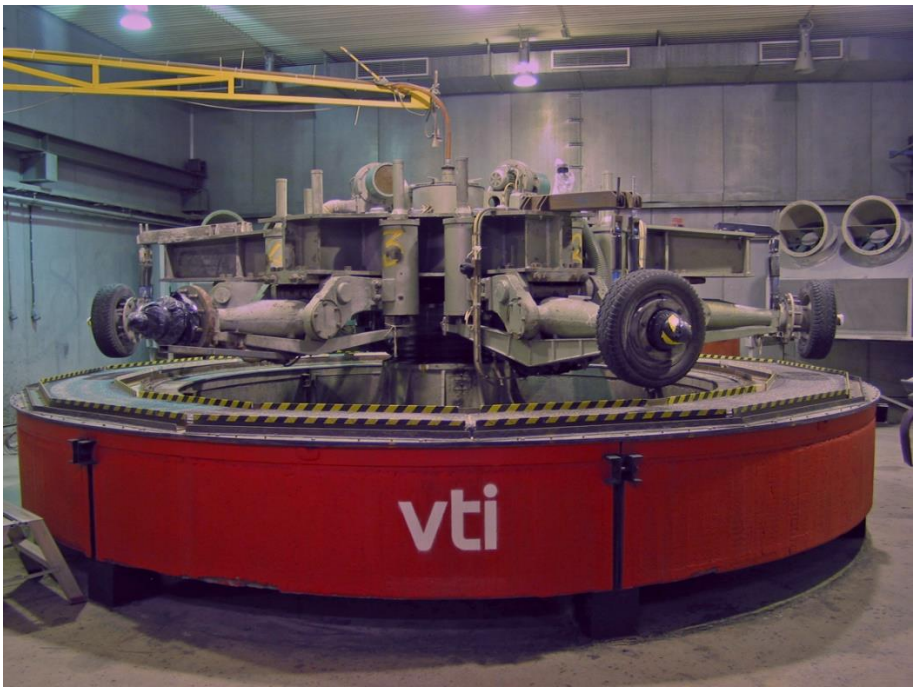


Figur 6. Schematisk figur över en simulator för däckslitage och tillhörande emissionsanalys-utrustning. MFC = massflödeskontroll, HEPA = hög-effektivt partikelfilter, FMPS = snabb mobilitetspartikelprovtagare, DMA = differentiell mobilitetsanalysator, TEM = transmissions-elektronmikroskop, SEM = svepelektronmikroskop, APS = aerodynamic particle sizer (Park m.fl., 2018).

Det finns åtminstone två olika typer av storskaliga testanläggningar, där verkliga vägbeläggningar används. Dessa kan användas för studier av såväl däckslitage som beläggningsslitage. På BASt (Bundesanstalt für Straßenwesen) och på Karlsruhe Institute of Technology (KIT), båda i Tyskland, finns stående trummor, med vägbeläggning på insidan och en hjulrigg inuti (Figur 7). Dessa utrustningar har använts för att studera slitagepartiklar från däck, t.ex. inom undersökningar finansierade genom Tyre Industry Project (TIP) i Kreider m.fl. (2010), som använde dammsugare av cyklontyp för att samla in damm bakom däck i anläggningen på BASt. Insamlingseffektiviteten var låg och man fokuserade i studien på den inandningsbara fraktionen av dammet (PM_{10}). Eftersom de insamlade mängderna av denna fraktion blev små, samlades även grövre partiklar in (upp till 150 µm) för analyser. I skrivande stund har inga, för mikroplast från däckslitage, särskilt anpassade metoder publicerats för dessa anläggningar.

Figur 7. Vertikala trummor för test av däck mot vägbeläggning. BASt (Bundesanstalt für Straßenwesen) Tyskland. Foto: Re-tyre project, EU.

Den andra typen av anläggning som används för slitagestudier av vägbeläggningar och däck, är VTI:s så kallade provvägsmaskin (PVM). PVM består av en 16 meter lång cirkelrund bana som kan beläggas med valfri vägbeläggning (Figur 8). Maskinen roterar kring en central vertikal axel på vilken sex hjulaxlar är monterade. På dessa kan olika typer av däck monteras. Fyra av axlarna är i drift och drivs av elmotorer. Vid provning sänks hjulen ner mot banan tills önskat axeltryck ställts in och hjulen driver sedan maskinen att rotera. Hastigheten kan varieras steglöst upp till 70 km/h. I hastigheter över 30 km/h kan en excenterrörelse kopplas in vilket gör att hjulen inte kör i samma spår utan rör sig över nästan hela banbredden.

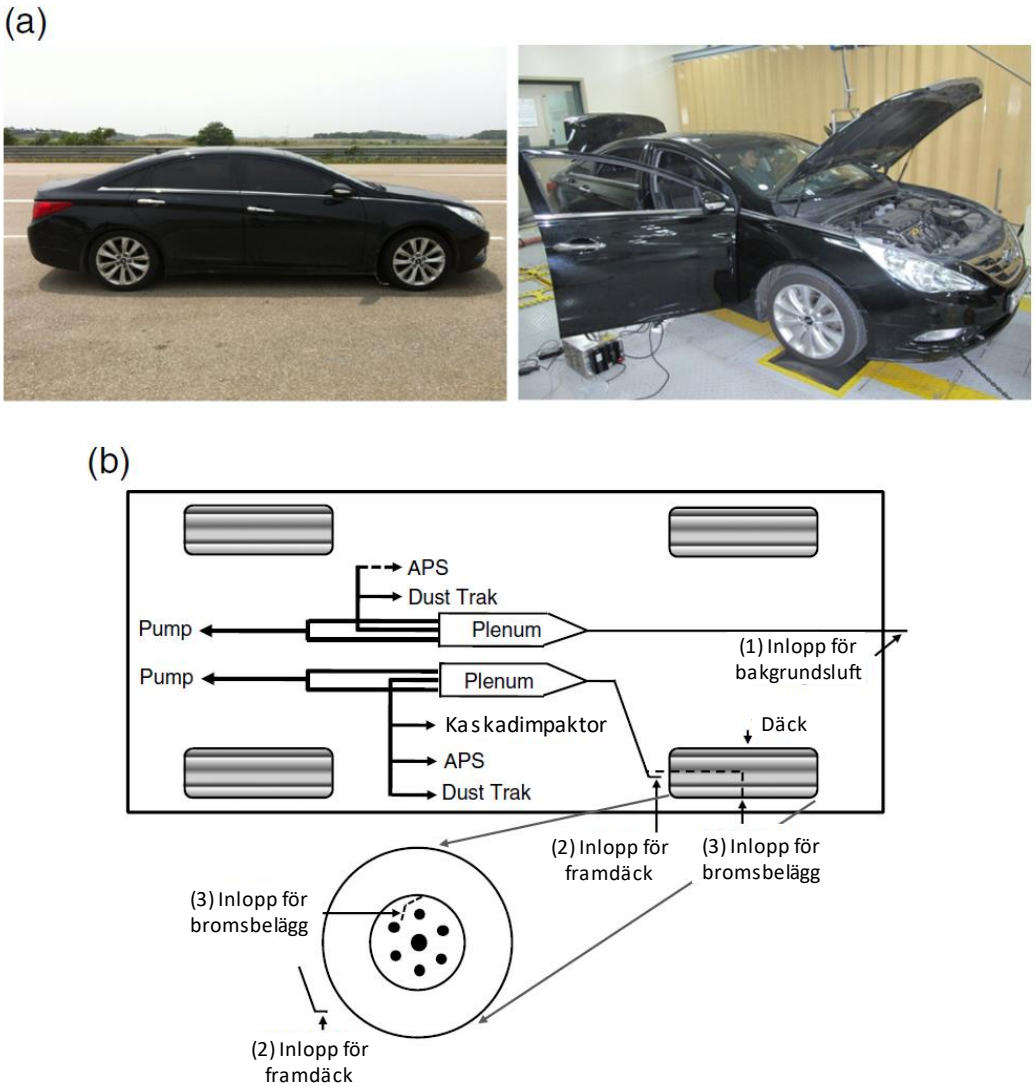


Figur 8. VTI:s provvägsmaskin. Foto: Mats Gustafsson, VTI.

Vid tester med PVM rör sig däcken i en ganska snäv cirkelformig bana, vilket medför att ett däck rör sig något långsammare mot underlaget i dess innerkant än i ytterkanten. Detta medför en liten vridning av kontaktytan vilket medför att slitaget av däck blir större i PVM än i verkligheten. Sedan början på 2000-talet har PVM, förutom för slitagetester av vägbeläggningar, även använts för generering och provtagning av slitagepartiklar med fokus på den inandningsbara fraktionen (PM_{10}). Huvuddelen av studierna har inriktats mot dubbdäcksslitage av olika typer av vägbeläggningar. Men studier avseende däckslitage har också genomförts (Gustafsson m.fl., 2009; Grigoratos m.fl., 2018), dock utan att totala slitaget samlats upp för analys. Insamling av grövre partiklar än PM_{10} har vid provvägsmaskinen genomförts med våtdammsugare kopplade till en huv bakom ett av däcken (Figur 9). Inte heller denna metod är optimal för provtagning av mikroplast från däckslitage, då både slang mellan huv och dammsugare, liksom dammsugarbehållaren, består av plast som kan kontaminera provet (Snilsberg, 2008).

Figur 9. Huv till VTI:s provvägsmaskin för insamling av slitagepartiklar från däck och vägbeläggning till dammsugare. Foto: Mats Gustafsson, VTI.

Ett flertal fordonsbaserade system har byggts för provtagning av emissioner från kontakten mellan däck och vägbeläggning. Samtliga har, liksom de flesta laborativa metoder, byggts för att studera emissioner av och egenskaper hos PM_{10}. Studier inom Tyre Industri Project (TIP) har använt cyklondammsugare med speciellt designade munstycken monterade bakom däck (Kreider m.fl., 2010). Exempel på system är finska Sniffer (Pirjola m.fl., 2009), som mäter bakom vänster bakhjul på en skåpbil, TRAKER (Etyemezian m.fl., 2003), som mäter partikelhalter bakom båda framhjulen. Metoden har kopierats av flera forskare, men insamling av partiklar för vidare analyser av partikelkällor saknas generellt (Hussein m.fl., 2008; Mathissen m.fl., 2012). I Korea har man använt en liknande variant av mätbil (Figur 10) och gjort insamlingar av partiklar för grundämnesanalys och elektronmikroskopi. Man har dock endast samlat in PM_{10}, varför man sannolikt gått miste om en stor del av däckslitaget då studier av Kwak m.fl. (2013) och Lee m.fl. (2013) tyder på att merparten består av större partiklar. Genomgående är de insamlingsmetoder som använts främst anpassade för studier av inandningsbara partiklar.



Figur 10. Mätbil med möjlighet att samla in partiklar från interaktionen mellan väg och däck, dock endast PM_{10} (Kwak m.fl., 2013). APS = aerodynamisk partikelprovtagare, DustTrak = optisk partikelräknare, Plenum = tryckutjämnare för isokinetisk provtagning.

6.3. Vägmarkeringar

Åtskilliga studier finns rörande beständighet och slitage av vägmarkeringar, i syfte att studera om de uppfyller ställda krav (Johansen & Fors, 2018) och för att undersöka slitaget av nya vägmarkeringar (Koucheki, 2003). Någon studie där slitage från vägmarkeringar särskilt provtagits ur miljösynpunkt har inte påträffats under arbetet med denna rapport. De testanläggningar som beskrivs i 6.2 skulle även kunna användas för att testa däckslitage av vägmarkeringsfärg.

I fält kan prover tas på samma vis som för jordprover (se 6.5) för att sedan siktas och separeras från andra typer av partiklar. På vägytan kan fragment sopas upp, dammsugas upp eller provtas med någon av de metoder som beskrivs i kapitel 6.4.

6.4. Vägdamm på vägyta

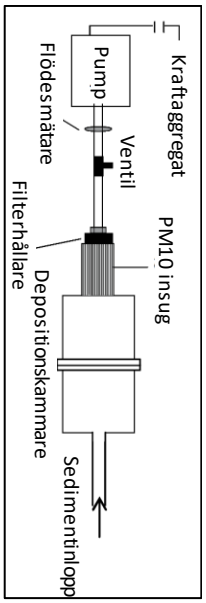
I studier där ambitionen i första hand är att samla in och analysera innehållet i vägdamm används vanligtvis helt enkelt borste och skyffel (Abbasi m.fl., 2019) eller en enkel dammsugare (Vaze & Chiew, 2002). Ibland provtas bestämda ytor för att erhålla mängd material per m^2 men ibland utgår

provtagningen från att man vill ha tillräcklig provmängd, det vill säga att man samlar upp X gram material utan någon koppling till storleken på provtagen yta.

Det finns några olika metoder för att samla upp vägdamm från vägytan. På VTI används en egenutvecklad provtagningsutrustning för vägdamm kallad Wet Dust Sampler (WDS). Provtagaren tvättar en känd yta av vägen med en känd mängd trycksatt vatten, som trycks över till en provflaska efter tvätten (Figur 10). En prototyp användes mellan 2011 och 2014 och en mer utvecklad variant WDSII har använts sedan dess. En ännu mer utvecklad version WDSIII har byggts i två exemplar och sålts till Finland (Nordic Envicon Oy) och Norge (Statens vegvesen). WDS kan användas för att studera mängden vägdamm på vägytan. Det provtagna dammet kan också analyseras avseende fysikaliska och kemiska egenskaper. Under många år har fokus vid analyserna varit dammängd, storleksfördelning och andel organiskt material för att bland annat utvärdera olika metoder för att minska partikelhalterna i gatumiljö (Gustafsson m.fl., 2010; 2011b; 2016; 2018). Sedan 2017 har även prover tagits för att analysera mikroplastinnehållet i vägdamm (Aronsson m.fl., 2018; Järlskog, 2018) . Även i Norge har WDS använts för studier av organiska ämnen kopplade till däckgummi (Asheim m.fl., 2019).

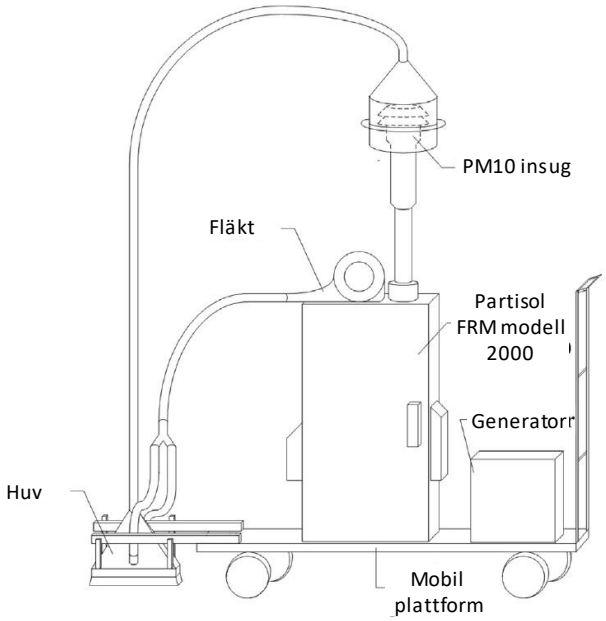
Figur 11. Wet Dust Sampler (WDSII), provtagningsenhet och provtagning i fält. Foto: Mats Gustafsson, VTI och Sami Kulovuori, Metropolia.

En av de provtagare för vägdamm på vägyta som förekommer flitigast i litteraturen är den av Amato (Amato m.fl., 2009). Denna baseras på en vakuumpump som suger luft genom en depositions-kammare, en PM_{10}-avskiljare och ett filter för PM_{10} med 25 lpm (Figur 12). Provtagningen sker över en kvadratmeter med ett slangmunstycke.



Figur 12. Amatos provtagare för damm på vägyta. Foto: Airuse[9]. Skiss till höger från Amato m.fl. (2009).

En annan provtagare för vägdamm är den som beskrivs av Jancsek-Turóczi m.fl. (2013). Denna bygger på att luft från en lövblås blåses mot vägytan inuti en huv som sluter an mot densamma. En partikelprovtagare är ansluten till huven genom ett rör och samlar PM_{10} på filter för analys (Figur 13). Prover med denna provtagare har tagits för grundämnesanalys och mikroskopi, men vad vi vet ännu inte för analys av mikroplast eller organiska ämnen.



Figur 13. Provtagare för vägdamm baserad på dammsugarteknik (Jancsek-Turóczi m.fl., 2013).

Avseende provtagningsstrategier på vägyta, finns flera aspekter att beakta, kopplade till variationer i tid och rum. Variationer av både dammförrådets storlek och sammansättning över året är sannolika, beroende på användning av sommar och vinterdäck samt meteorologiska variationer (till exempel temperatur och nederbörd) som kan inverka på ansamlingen av vägdamm på vägytan och emissioner

[9] www.airuse.eu (2020-02-11)

av mikroplast. Kortare tidsperioder (timmar, dagar, veckor) kan vara intressant att studera för att se hur till exempel nederbördstillfällen eller snabba förändringar i trafikens volym, sammansättning eller egenskaper påverkar dammförrådet på vägytan. Variationer mellan olika trafikmiljöer med olika vägbeläggningar, trafikmängder och trafiksammansättning, hastigheter etc. är också intressanta att studera. Även skillnader i hur damm och mikroplast fördelar sig tvärs och längs en gata eller väg kan bidra till förståelse av var depåerna av mikroplast finns och hur de påverkas av skillnader i vägytans makrotextur, tillstånd och trafikens karaktär.

Grövre partiklar (över 10 µm) kan provtas med borste och skyffel, som till exempel i projektet Tire abrasion in the environment (Techniche Universität Berlin, 2019) (Figur 14) och analyseras avseende mikroplaster. Flera studier har använt denna metod. Dehghani m.fl. (2017) använde en antistatisk borste med borst av Durra (*Sorghum bicolor*) och en stålskyffel för att inte kontaminera proverna med någon form av plast.

Figur 14. Provtagning av vägdamm med borste och skyffel. Foto: Techniche Universität Berlin, 2019.

6.5. Jord

Det finns standardiserade metoder för provtagning av jord, t.ex. ISO 10381. Dessa metoder är inte anpassade speciellt för provtagning av däckslitage eller annan mikroplastprovtagning men kan ändå rekommenderas i brist på anpassade metoder. Då jordars egenskaper kan variera kraftigt över korta avstånd och med djupet, behöver denna typ av variabler vägas in vid provtagning i jord (Braun m.fl., 2018). Det är således viktig att överväga noga hur många och var jordprov ska tas för att få en rättvisande bild av den rumsliga variationen av det som ska studeras. Strategier kring hur provtagning bör utföras finns till exempel framtagna för förorenade områden (Norrman m.fl., 2009).

6.6. Deposition

Få studier där deposition studerats med fokus på mikroplaster generellt har påträffats i litteratursökningen. Allen m.fl. (2019) är ett undantag. De har undersökt atmosfärisk våt- och torrdeposition av mikroplast i ett avlägset område i Pyrenéerna. Provtagningstekniken var regn- och depositionsinsamlare av typerna Palmex Rain Sampler[10] och NILU Particulate Fallout Collector (NILU, 2019). Provtagarna för deposition består oftast av en öppen behållare, som placeras på viss höjd över marken i ett öppet läge, ibland med en krage. För provtagning av mikroplaster är det lämpligt att behållaren är av glas eller metall. Cai m.fl. (2017) använder sig av en öppen depositionsbehållare. Det finns dock en omfattande litteratur som behandlar deposition generellt. I en översikt av provtagningstekniker (från över 200 artiklar), identifierar Amodio m.fl. (2014) ett antal provtagartyper som bedöms lämpliga för

[10] www.rainsampler.com (2020-02-11)

insamling av de organiska föroreningarna PAH, PCB samt polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner och polykklorerade dibensofuraner (PCDD och PCDF) (Tabell 5). Dessa kan också antas vara lämpliga för däck- och vägslitagepartiklar.

Tabell 5. Exempel på depositionsprovtagare lämpliga för insamling av de organiska föroreningarna PAH, PCB samt PCDD och PCDF. Dessa kan även kan antas vara lämpliga för mikroplaster från däck- och vägslitage. De som bedöms lämpliga för respektive förorening är markerade med X. Från Amodio m.fl., (2014).

Insamlare	***PAH***	***PCB***	***PCDD/PCDF***
Glastratt – flaska bulkinsamlare	X		X
Hink i rostfritt stål	X	X	X
Tallrik i rostfritt stål	X		
Anordning med tratt i rostfritt stål och glasfilter	X		
Tratt ansluten till absorbentkassett (Amberlites IRA-743)	X	X	X
Tratt ansluten till absorbentkassett (XAD-2)		X	X
Automatisk våtdepositionsinsamlare	X		
Två behållare utrustade med regnsensor	X		

6.7. Partiklar i luft

Det finns många olika typer av filterprovtagare för provtagning av olika storleksfraktioner av partiklar i luft. De vanligaste fraktionerna som provtas är TSP (total suspended particles), PM_{10} och $PM_{2.5}$. De två senare är reglerade via lagstiftning i EU och många länder utanför EU på grund av deras väl belagda negativa hälsoeffekter. För studier av mikroplast i dessa fraktioner lämpar sig vilken provtagare som helst men provtagare byggda i plast bör om möjligt undvikas. Passiva provtagare för luftburna partiklar finns i många olika utförande. De är ofta avsedda för exponeringsmätning. Få verkar dock ha använt passiva provtagare för studier av mikroplast. Ett undantag är studier där provtagaren Sigma-2 (Figur 15) använts och där specifikt däckpartiklar från vägmiljöer har studerats (Dietze m.fl., 2006; Tian m.fl., 2017; Sommer m.fl., 2018). I provtagaren samlas partiklar på en genomskinlig adhesiv yta under sju dagar. Lämpligt storleksintervall för partiklar som provtas är 2,5–80 µm.

När avsikten inte är att samla partiklar enligt standardiserade mått, kan även andra typer av provtagare, avsedda för till exempel insamling av bioaerosoler, allergener eller provtagare för andra medicinska ändamål användas. Det finns ett stort utbud av såväl passiva som aktiva provtagare, till exempel impaktorer och cykloner som används för bland annat exponeringsmätning (Haig m.fl., 2016). Ett exempel är insamling i speciella provtagare där partiklar deponerar i mycket små glasflaskor, s.k. vialer, med vatten (Cho m.fl., 2019).

För att inte proverna ska kontamineras och de kemiska analyserna påverkas bör valet av filtermedia göras med omsorg. Till exempel använde Panko m.fl., (2012) och Miguel m.fl. (1996) kvartsfilter för att kunna analysera däckpartiklar i PM_{10}-prover. Slutlig analysmetod påverkar också val av filtermedia. Till exempel används ofta så kallade nuclepore-filter för prover som ska analyseras i elektronmikroskop. Dessa består av polykarbonat, det vill säga en typ av plast, vilket måste beaktas vid elementanalys, som ofta görs med energidispersiv röntgenanalys (se kapitel 7). Kvartsfilter är för denna typ av analys olämpliga då de består av fibrer. För att komma förbi detta har företaget Particle vision utvecklat ett substrat för sin passiva provtagare Sigma-2 som partiklarna kan deponeras på. Substratet består av polerad borkristall vilket i Rausch m.fl. (2019) har använts för att identifiera däckpartiklar med hjälp av elektronmikroskopi med röntgendetektor (se kapitel 7).

:

Figur 15. Sigma-2 passiv provtagare för luftburna partiklar. Foto: Particle Vision.

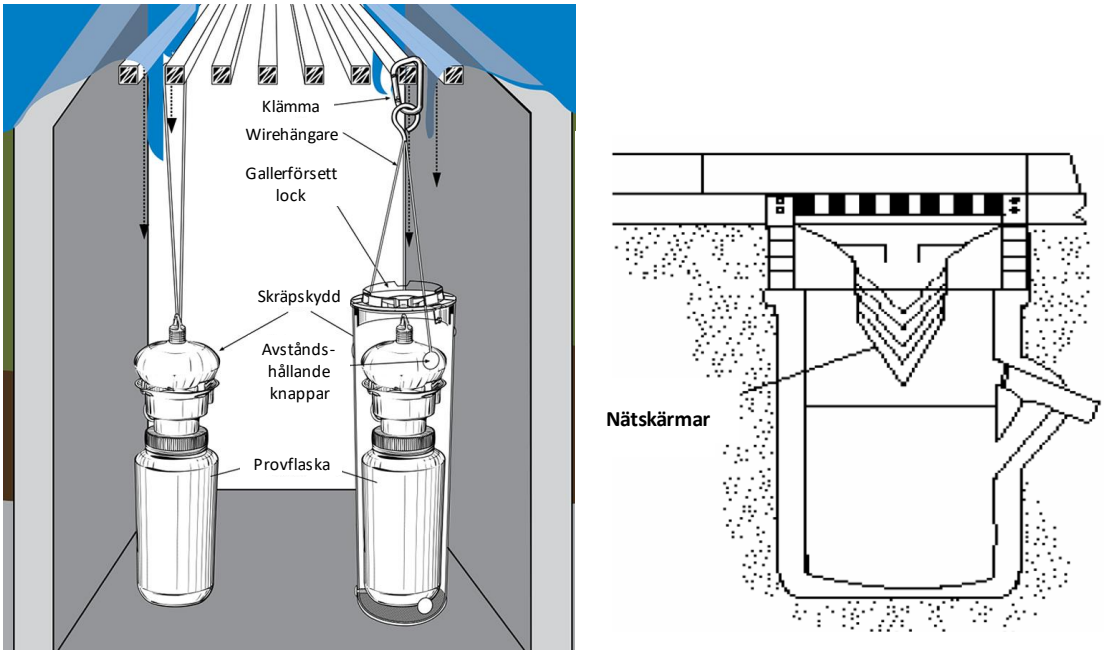
6.8. Avrinning från väg

Avrinningsvatten från vägar provtas för analys av föroreningar av olika slag. Någon speciell provtagare som är särskilt anpassad för mikroplastprovtagning har inte återfunnits i litteraturen. Liksom för provtagare för mikroplast i luft bör innehåll av plast i provtagningssystemet om möjligt undvikas. Provtagaren kan eventuellt behöva anpassas för provtagning av plast för att undvika kontaminering. Om man inte har behov av att provta i förhållande till den faktiska nederbörden, så kan tunnelmiljöer användas, som till exempel i Snilsberg & Gryteselv (2017). Provtagning kan ske av avrinningsvatten från vägytan efter att spolmaskiner tvättat tunneln. Fördelen med det är att en tunnel är en mer kontrollerad miljö med minimal påverkan från till exempel vind och nederbörd. Även källorna till partiklar är färre. Det innebär att partiklarna är starkare knutna till just de trafikrelaterade källorna.

Avrinningsvatten från vägytor kan provtas i till exempel dagvattenbrunnar eller i specifika anordningar för avrinningsprovtagning. Då avrinning bara sker vid nederbörd, är det oftast svårt att planera och genomföra manuella provtagningar, varför automatiserade provtagare ofta används. Det finns såväl aktiva provtagare som automatiska och passiva. Aktiva provtagare finns i en mängd utföranden och kan oftast programmeras för provtagning i tidsintervaller eller för flödesproportionell provtagning. Ett exempel på en sådan provtagare ses i Figur 16. Denna typ kan förses med olika behållare för bulkprover eller tidsstyrda intervallprovtagningar.

Figur 16. Exempel på programmerbar avrinningsprovtagare. Foto: Hach[11].

En typ av passiv provtagare kan ses i Figur 17. Denna variant kan placeras ut i dagvattenbrunnar eller dylikt innan ett regn och fylls sedan till en viss volym vid nederbördstillfället. Ett skydd förhindrar att löv och andra större objekt täpper till flaskan. Då den är full stängs den automatiskt av en flytande boll och inget mer vatten kan provtas. En sådan provtagare kallas därför för ”first flush”-provtagare (ungefär första-avsköljningsprovtagare). Konstruktionen är normalt i plast, vilket medför risk för kontaminering vid mikroplastprovtagning.



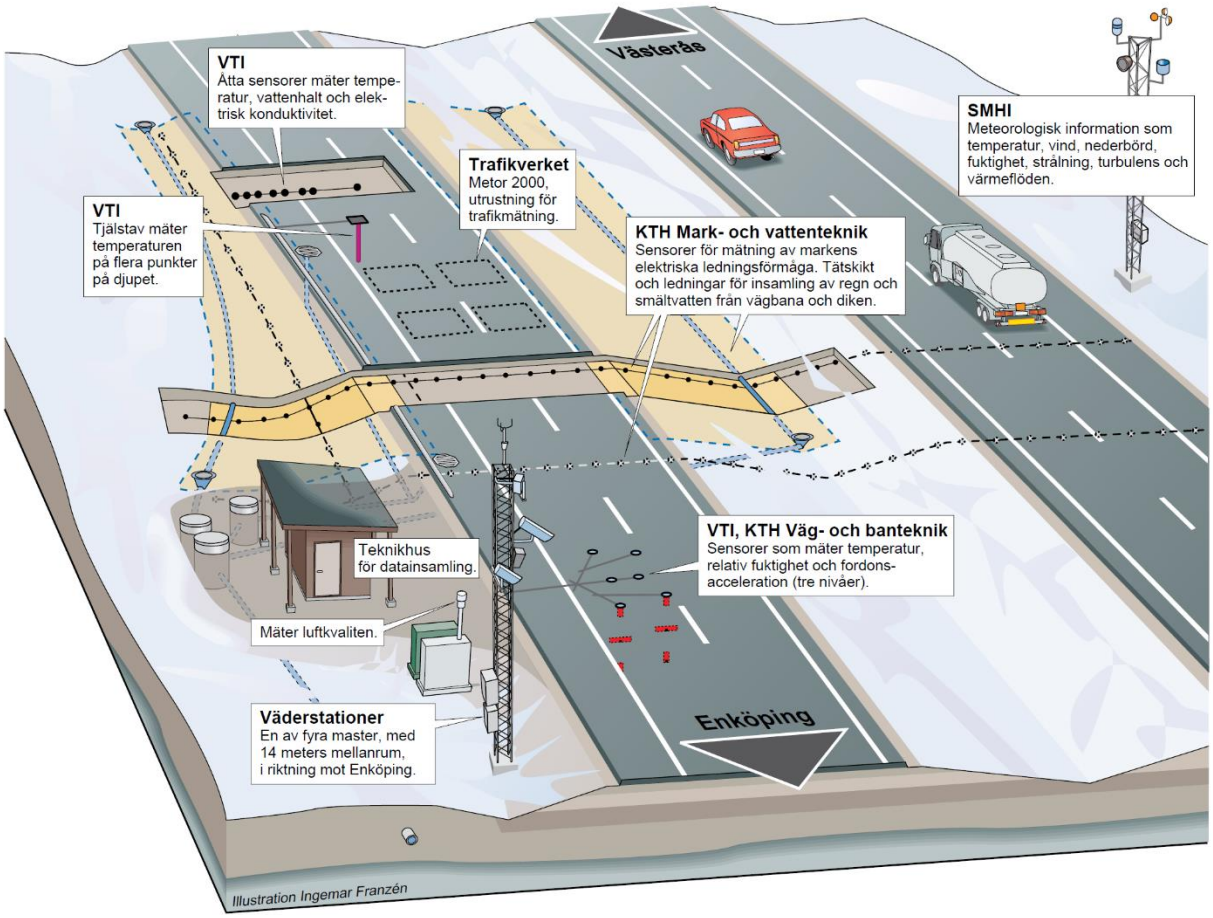
Figur 17. Till vänster: passiva provtagare för dagvatten. Bild från Thermo Fisher Scientific. Till höger: passiv provtagare för sediment i dagvatten (Brodie & Porter, 2004).

Klein (2013) har i en rapport gjort en sammanställning av några olika typer av passiva provtagare avsedda för bulkprovtagning av avrinnande vatten inklusive sediment som följer med. I rapporten

[11] www.hach.com (2020-02-11)

omnämns bland annat en direktsiktningsprovtagare, som särskilt tagits fram för att provta sediment i avrinningsvattnet med hjälp av en serie med filterdukar med successivt avtagande porstorlek. Även en provtagartyp som kallas gravitationsflödesprovtagare (gravity flow sampler) kan tänkas vara användbar för provtagning av dagvatten för mikroplastanalys. Denna är också en typ av ”first-flush” - provtagare, som stänger sig då den fyllts. Flera varianter finns, bland annat en som monteras i körbanan och en som kan kombineras med rör för att samla in avrinnande vatten direkt vid vägkanten.

På den svenska vägforskningsstationen Testsite E18 (Figur 18) finns en konstruktion som är avsedd för att samla in avrinnande vatten. Konstruktionen består av en kantsten längs 100 m väg, som vatten kan samlas upp längs och transporteras ner till en brunn. Brunnens utlopp är försedd med en flödesmätare.



Figur 18. Testsite E18, med bland annat en konstruktion för insamling av avrinnande vatten från vägen. Bild från Trafikverket[12].

6.9. Dräneringsanläggningar och dagvattendammar

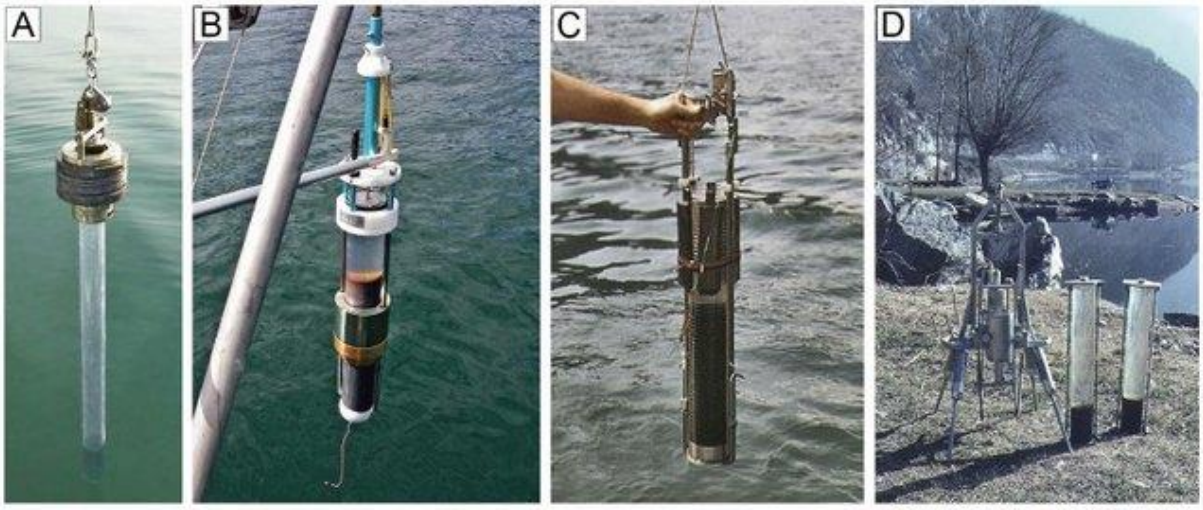
Prover från dagvattendammar kan provtas på samma sätt som från ytvatten i övrigt. När dammarna är förhållandevis små kan representativa prover tas direkt från strandkanten. Ett exempel visas i Liu m.fl. (2019), där ett insug hålls på cirka 20 cm djup med en flytanordning (Figur 19). Vattnet sugs in med en pump och filtreras genom ett grovt nät (2 cm stora maskor) för att få bort stort skräp och sedan genom ett filter med en masktäthet på 10 µm. Flödet mäts med en flödesgivare.

[12] www.trafikverket.se (2020-02-11).

Figur 19. Utrustning för provtagning av vatten i dagvattendamm. Foto från Liu m.fl. (2019).

6.10. Bottensediment

Sediment provtas ofta med någon typ av rörhämtare, till exempel Willner eller Limnos, eller om sedimentet är tätare och kräver mer tyngd, Niemistö, VanVeen-huggare eller Box-corer (Naturvårdsverket, 2012). Ytterligare exempel på sedimentprovtagare kan ses i Figur 20.



Figur 20. Rörhämtare för sedimentprovtagning: Gravitationshämtare (A, B), Limnos (C), och Jenkin (D). Foto från Guilizzoni (2012).

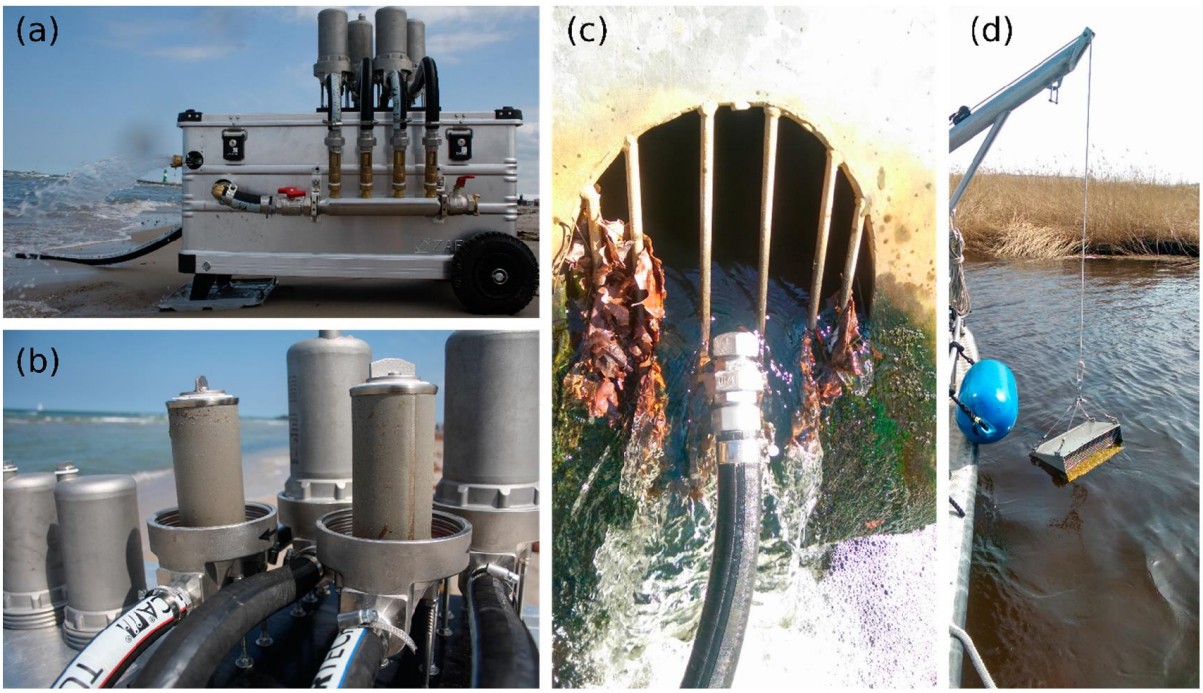
Ett alternativ till bottenprover är att provta vid stranden till hav, sjöar och vattendrag. De flesta sedimentprover som analyserats avseende mikroplaster är enligt en sammanställning som gjorts av

(Hidalgo-Ruz m.fl., 2012) tagna vid högvattenlinjen på sandiga stränder. Prover har tagits på ytor från allt mellan 5 x 5 cm och 1 x 1 m på djup från 1 till 20 cm (Braun m.fl., 2018). Ett exempel på en sådan provtagning utfördes av Horton m.fl. (2017a) som tog prover av bottensediment i Themsen, med hjälp av en rostfri skopa. Proverna togs ner till 10 cm djup på 1 m avstånd från kanten längs med tre meter vilket gav fyra replikat. Varje prov fyllde en 1-liters burk.

6.11. Ytvatten

Många mikroplaster har låg densitet och kan flyta runt i vattenmassor men de kan också fördela sig på olika vattendjup i marina miljöer (Mai m.fl., 2018). Det finns ingen standard för på hur stora ytor, eller på vilket djup, vattenprover ska tas. Exempel finns på allt ifrån provtagning i mikroytlagret i mycket liten skala till provtagning genom trålning av ytvatten (0–0,5 m) över större vattenområden. Trålarna har normalt en masktätthet på 100–500 µm. Den optimala masktätheten bedöms vara 300 µm, då finare resulterar i igentäppning av trålarna av andra typer av partiklar och grövre innebär förlust av för mycket mikroplastpartiklar. Ett förslag till provtagings- och analysprotokoll ges av Kovač Viršek m.fl. (2016), där momenten provtagning, separation av mikroplast från andra partiklar och kemisk identifiering beskrivs.

En annan metod är att pumpa vatten genom filter. Denna metod används oftast för provtagning av djupare vatten än trålarna och kan därför missa mikroplast som ansamlats i ytskiktet (Mai m.fl., 2018). En ny filtreringsmetod, inriktad mot särskilt små mikroplastpartiklar (< 10 µm) i vatten har utvecklats av Lenz & Labrenz (2018). I detta system, som är inrymt i en mindre flyttbar container, pumpas vattnet igenom ett filtersystem. Själva provtagningen görs via en vanlig slang, eller från ytvatten, med hjälp av en aluminiumtratt (se Figur 21).



Figur 21. Provtagningssystem för fina mikroplastpartiklar i vatten: a) container med utrustning, b) filterhållare, c) insug, d) provtagningstratt för ytvatten. Foto från Lenz & Labrenz (2018).

Braun m.fl. (2018) har sammanställt provtagningsmetoder för mikroplast i ytvatten. En viktig faktor är tillräcklig provvolym, som påverkas av storleksfördelningen av de partiklar som avses studeras. Om det främst är mycket små partiklar som är av intresse kan provvolymen begränsas i storleksordningen milliliter till liter. Partikelmängden kan ändå antas vara tillräcklig för att ge ett statistiskt bra underlag. Men om man önskar studera förekomsten av större partiklar kan det krävas hundratals liter vatten för att uppnå ett tillräckligt statistiskt underlag (Tabell 6). Önskar man studera förekomsten av olika typer

av plastpartiklar och relationen dem emellan behövs givetvis större volymer än om man bara avser studera den totala förekomsten av mikroplastpartiklar.

Tabell 6. Rekommenderade volymer för provtagning av vatten för mikroplastanalys baserad på litteraturstudie från Braun m.fl. (2018).

	Mycket högt innehåll av partiklar	**Högt innehåll av partiklar**	**Lågt innehåll av partiklar**	**Nära fri från partiklar**
Förväntad halt av filtrerbar substans i vattnet	Mer än 500 mg/l	100–500 mg/l	1–100 mg/l	< 100 mg/l
Exempel	Inlopp till reningsanläggning	Vägavrinning	Utlopp från reningsanläggning, ytvatten	Grundvatten, mineralvatten, dricksvatten
Rekommenderad provtagningsvolym för partikelanalys	5 ml	500 ml	1 l	500 l

6.12. Slutsatser

- Det saknas ofta standardiserade metoder för provtagning och det finns inga standardiserade metoder specifikt för mikroplast.
- Det finns tre olika typer av provtagning: selektiv provtagning, bulkprovtagning och volymreducerad provtagning.
- Val av provtagningsmetod styrs av vilket medium man önskar provta.
- Vad man önskar analysera styr t.ex. vilken provmängd som behövs, hur proven ska beredas innan analys och vilka analysmetoder som är lämpliga.
- Det är många aspekter som måste beaktas för att proven som tas ska vara relevanta och representativa. Mikroplasters olika densitet gör att de sprids på olika sätt och ansamlas i olika miljöer. Vissa ansamlas i ytvatten och längs stränder medan andra som t.ex. däckgummi ansamlas i bottensediment. Detta måste beaktas vid val av platser och medium för provtagning.
- Det finns två olika typer av testanläggningar (stående trummor, Figur 7, och VTI:s provvägsmaskin, Figur 8) för studier av såväl däckslitage som beläggningsslitage i laboratoriemiljö.
- Det finns flera fordonsbaserade system för provtagning av emissioner från kontakten mellan däck och vägbeläggning i fält. Till exempel har man använt cyklondammsugare med speciellt designade munstycken monterade bakom däck.
- Det finns några olika provtagningsutrustningar för provtagning av vägdamm. En provtagare bygger på en lövblås och en huv som täcker provtagningsytan. En annan provtagare bygger på dammsugningsteknik och en tredje är VTI:s s.k. wet dust sampler som spolar rent en känd yta av vägen med en bestämd mängd vatten varvid vattnet med vägdammet samlas in.

7. Analys- och provberedningsmetoder

I detta kapitel presenteras de metoder som används mest frekvent vid analys av mikroplaster. Även möjligheterna att använda dessa metoder för att analysera och kvantifiera däck- och vägslitagepartiklar i fältprover diskuteras. I avsnitt 7.1 beskrivs översiktligt de analysmetoder som är vanligast. För att kunna utföra dessa analyser krävs oftast omfattande provberedning. Detta görs oftast genom densitetsseparation vilket beskrivs i avsnitt 7.2. I de följande avsnitten beskrivs de olika aktuella analysmetoderna mer utförligt.

Generellt gäller att de metoder som beskrivs i detta kapitel är tidskrävande och det är få laboratorier som kan utföra analyser på mikropartiklar från däck. Ännu färre kan göra kvantitativa beräkningar av antalet partiklar eller massa. Förhoppningen är att befintliga analysmetoder kan utvecklas och inom en snar framtid vara mer automatiserade och snabbare för att med större säkerhet kunna användas för analyser av däck- och vägslitagepartiklarl i fältprover.

7.1. Övergripande om analysmetoder

Det finns flera studier som har analyserat det kemiska innehållet i laboratorieproducerat material från gummi- och däckmaterial (se t.ex. referenser i Allan m.fl. (2016); Li m.fl. (2017); Wagner m.fl. (2018); Lloyd m.fl. (2019)). Dock finns det endast få studier där däck- och vägslitagepartiklar har kvantifierats i fältprover som vägdagvatten (Eisentraut m.fl., 2018) och vägdamm (Unice m.fl., 2013; Sommer m.fl., 2018). I Tabell 7 visas en sammanställning av metoder för analys av mikroplaster och vilken information de olika analysmetoderna kan ge. Vidare framgår av tabellen hur stora provmängder som behövs, vilken metod för provberedning som är förknippad med varje analysmetod, analysmetodernas detektionsgräns och vilket partikelstorleksintervall metoderna kan användas för. Analysmetoder för nanoplaster, dvs. partiklar mindre än 1 µm, ingår inte i denna studie men det är ett kommande och utmanande fält för utveckling av analysmetoder för fältprover (Renner m.fl., 2018; Nguyen m.fl., 2019; Oliveira & Almeida, 2019).

De analysmetoder som presenteras i Tabell 7 kan indelas i mikroskopiska, mikrospektroskopiska och gaskromatografiska masspektrometriska metoder. Mikrospektroskopiska tekniker som µ-FTIR (mikro-Fourier Transform Infraröd Spektroskopi), Raman spektroskopi, och SEM (svepelekronmikroskopi) använder polymerernas specifika absorptions- och reflektionsmönster vid bestrålning av infrarött ljus (µ-Fourier Transform Infraröd Spektroskopi) respektive laserljus (Raman) och elektroner (svepelektronmikroskopi). De fungerar bra för att få information om partiklarnas antal, storlek och form men kräver i dagsläget en omfattande provberedning före analys. En utmaning med spektroskopiska tekniker vid analys av däck- och vägslitagepartiklar i vägdamm är att fyllnadsmaterialet kimrök (Kole m.fl., 2017) i partiklar från däck orsakar störande fluorescensfenomen vid bestrålning med laser samt absorberar nästan fullständig infrarött ljus (Eisentraut m.fl., 2018). Vid analys med mikroskopi och svepelektronmikroskopi går olika polymera material endast att särskiljas visuellt och metoderna kräver i dagsläget omfattande provberedning samt är mycket tidskrävande om antalet partiklar ska bestämmas i ett prov (Wang m.fl., 2017).

Tabell 7. Analysmetoder som kan användas för analyser av däck- och vägslitagepartiklar baserat på (Braun m.fl., 2018), kompletterad av Järlskog (2019).

	Mikroskopiska metoder	**Mikrospektroskopiska metoder**			**Gaskromatografiska metoder mass-pektroskopi (GC/MS)**	
	Ljusmikroskopi	Svepelektron-mikroskopi med röntgen detektor-(SEM-EDX)	µ-Fourier transform infraröd spektroskopi (µ-FTIR)	Raman	Pyrolys-GC/MS	TED-GC/MS (Termisk extraktions och desorptions GC/MS)
Detekterbara mängder i prov	–	–	ng–µg	ng–µg	µg	µg
Maximalt antal av mätbara partiklar per prov eller mängd prov	–	–	10^3–10^5	10^3–10^5	< 20 mg	< 100 mg
Tid för analys inkl. provberedning	Timmar – dagar	Timmar	Dagar–veckor	Timmar–dagar	Dagar–veckor	Timmar
Detektionsgräns	20–100 µm	10 µm	20 µm	1–10 µm	< 1 µg*	0,5–2,5 µg
Provberedning	Filter	Filter	Specialfilter	Filter	Isolerade partiklar (vial)	Filtrat eller material i deglar
Polymertyp	Nej	Nej	Ja (svårt)	Ja (svårt)	Ja	Ja
Utseende på partikelyta	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej	Nej
Nedbrytningsgrad	Nej	Nej	Nej	Yt-oxidering	Oxidering	Nej
Partikelantal, storlek, form, morfologi	Ja, genom okulär bedömning	Ja, antal	Ja	Ja	Nej	Nej
Massbalans	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja?	Ja
Fungerar för däck- och vägslitage-partiklar	Ja, manuell identifiering, men osäkert	Delvis, däck- och väg-slitage-partikar kan identifieras med hjälp av grundämnen	Ja, och utveckling pågår	Utveckling pågår	Ja, med referens-spektrum/ bibliotek	Ja, med referens-spektrum/ bibliotek

*Utveckling pågår som kan minska detektionsgränsen.

Termoanalytiska gaskromatografiska (GC) metoder med masspektrometri (MS) som används för analys av mikroplast är pyrolys, s.k. pyrolys-GC/MS, även benämnd Pyr-GC/MS (Unice m.fl., 2012; 2013), eller i två steg med termisk extraktion och termisk desorption, s.k. TED-GC/MS (Eisentraut m.fl., 2018; Dümichen m.fl., 2019). Med dessa metoder identifieras specifika nedbrytningsprodukter som markörer för olika polymerer och mängden av de olika polymererna kvantifieras. Analyser med pyrolys-GC/MS sker genom att provet snabbt hettas upp till en temperatur då provet bryts ner till

enskilda molekyler som separeras med gaskromatografi och detekteras med masspektrometri. Vid termisk extraktion abstraktion och termisk desorption GC/MS upphettas provet först stegvis i en separat enhet och bildade ångor med nedbrytningsprodukter som koncentreras på en sorbent som därefter injiceras i det gaskromatografiska systemet genom termisk desorption. Pyrolys-GC/MS kan endast analysera små provmängder och kräver omfattande provberedning för att kunna analysera däck- och vägslitagepartiklar i vägdamm varför termisk extraktion och termisk desorption, GC/MS, som inte kräver lika noggrann provberedning och kan hantera större provmängder anses mer lovande för analys av fältprover (Renner m.fl., 2018; Prata m.fl., 2019). Markörer för däckslitage har i studier använts för att bedöma om provpartiklarna är däck- eller vägslitagepartiklar. Ett exempel är en studie där koncentrationen av däck- och vägslitagepartiklar i sediment från tre olika världsdelar har analyserats med pyrolys-GC/MS av Unice m.fl. (2013). I studien jämfördes även metallförekomsten i sedimenten och de fann att det gick att korrelera däck- och vägslitagepartiklar till bly, zink och koppar som man kan anta härstammar från fordonens bromsslitage. I andra studier har ämnen som är specifika beståndsdelar i däck analyserats för att använda dessa som markörer för däck- och vägslitagepartiklar, t.ex. dibenzopyrener (PAH:er med hög molekylvikt) och även zink har ibland använts som markör (Sadiktsis m.fl., 2012; Wagner m.fl., 2018; Klöckner m.fl., 2019).

7.2. Provberedning

Inför analys av mikroplaster från väg- och däckslitage behöver proverna beredas för att ge koncentrerade och rena prover (van Alst, 2018; Nguyen m.fl., 2019; Pico m.fl., 2019; Prata m.fl., 2019). Här skiljer man på processer som separerar oorganiskt material som silikater, karbonater och mineraler och processer för att bryta ner organiska material som humusämnen, bakterier och cellulosamaterial (Braun m.fl., 2018). Oftast sker beredningen av proverna i flera steg (Gomiero m.fl., 2018).

Större partiklar och stenar siktas bort, därefter behandlas provet genom oxidation för att bryta ner mer lättnedbrytbart organiskt material som inte är intressant för analysen (Bläsing & Amelung, 2018). Oxidation med väteperoxid (H_2O_2) är vanligast men även behandling med ozon, starka syror eller baser samt behandling med enzymer förekommer (Braun et al., 2018). Efter det genomförs en densitetsseparation innan provet slutligen filtreras i flera steg genom filter med olika porstorlek. Olika analysmetoder kräver olika beredning. Även beredning av prover av jord-, vatten- och sedimentprover skiljer sig åt (van Alst, 2018; Pico m.fl., 2019). Val av beredningsmetod för att analysera mikroplast från väg- och däckslitage baseras också på vilka andra typer av plast som ska analyseras och vilka metoder som ska användas vid analysen. Även partiklarnas storlek och densitet styr valet av analysmetod och beredning (Gomiero, 2018).

Vid densitetsseparation används en saltlösning i t.ex. ett sedimentations- eller flotationstorn (Imhof m.fl., 2012). Vanliga saltlösningar som används är natriumklorid (NaCl, ≤ 1,2 gcm^3), zinkklorid ($ZnCl_2$, ≤ 1,7 g/cm^3), natriumpolyvolframat ($3Na_2WO_4 \cdot 9WO_3 \cdot H_2O$ eller SPT[13], ≤ 3,1 g/cm^3), natriumjodid (NaI, ≤ 3,7 g/cm^3), kalciumklorid ($CaCl_2$, ≤ 2,2 g/cm^3), eller kaliumbromid (KBr, ≤ 2,8 g/cm^3). Vilken saltlösning som väljs beror på densiteten på de plastmaterial som ska analyseras. Densiteten på däck- och vägslitagepartiklar i miljön har uppskattats till cirka 1,8 g/cm^3 (Unice m.fl., 2019b), och baseras på tidigare studier som visat att slitagepartiklar från däck har densiteten 1,2 g/cm^{3}och material från vägbeläggningen, som asfaltsslitage, cirka 2 g/cm^3. I en annan studie har densiteten för kimrök, som används som fyllnadsmedel i däck, uppskattats till 1,8 g/cm^3 och densiteten för styrenbutadiengummi till 0,94–1,0 g/cm^{3}vilket gav däckmaterial en uppskattad densitet på 1,1–1,2 g/cm^3 (Klöckner m.fl., 2019). Densiteten på bitumen som används som bindemedel i asfalt är 1,0–1,1 g/cm^3.

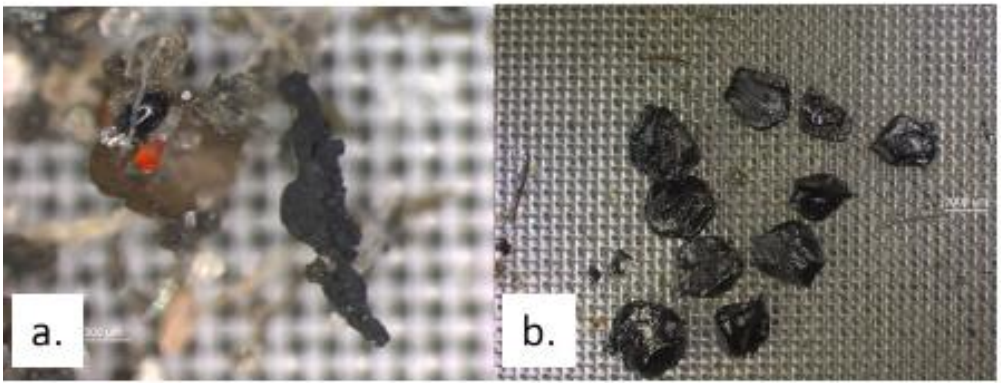
[13] Sodium polytungstate (SPT).

För att separera däckpartiklar och vägslitagepartiklar rekommenderas därför saltlösningar med högre densitet än 1,8 g/cm^{3}för att få dessa partiklar att flyta och därefter möjliga att separera vidare genom filtrering. Bra separation av däck- och vägslitagepartiklar har dock erhållits med mättade lösningar av zinkklorid ($ZnCl_2$) (Karlsson m.fl., 2019) och även försök med natriumklorid (NaCl) (Aronsson m.fl., 2018) tyder på en god separation. Centrifugering som ofta används vid separering av biologiska prover tyder på en god separation är mindre beprövat vid analys av mikroplaster men kan vara en möjlighet för att förstärka separationen (Nguyen m.fl., 2019). I prover från vägmiljöer är dock rena partiklar av däck- och vägslitage svåra att separera då de ofta är bundna i komplicerat sammansatta fältprovsmaterial (som t.ex. sediment, vatten och biota) med damm och grus som har en högre densitet. Risken är därför stor att en del av dessa däck- och vägslitagepartiklar har högre densitet än 1,8 g/cm^3 och således inte kommer att ingå i den fortsatta analysen som görs efter densitets-separationen. För densitetsseparation av tyngre partiklar så som däck- och vägslitagepartiklar som klibbat ihop med stenar och som således kan ha ett högre mineralinnehåll rekommenderas att man använder SPT-saltblandning (Vogelsang m.fl., 2019).

7.3. Ljusmikroskopi

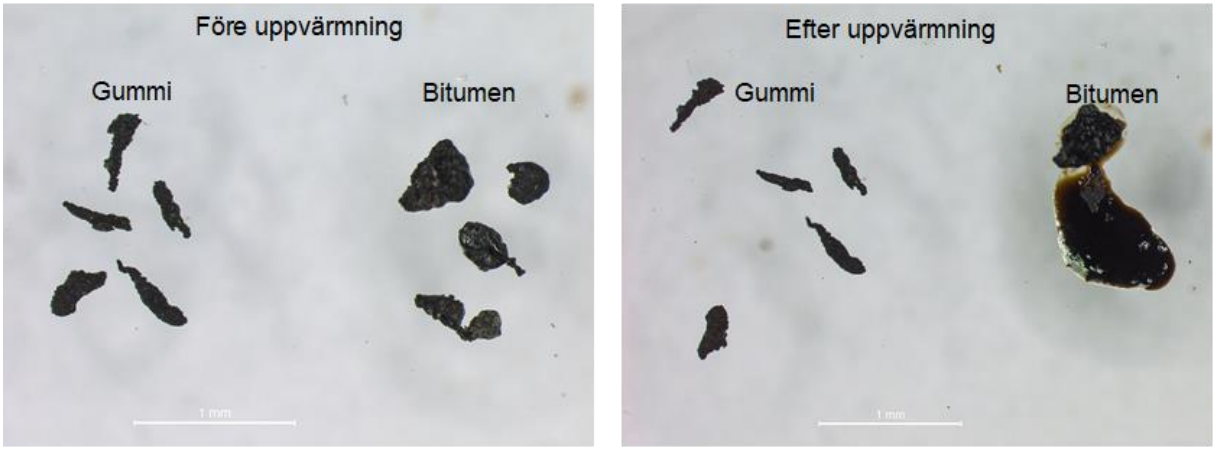
I detta avsnitt ges en genomgång av ljusmikroskopi som är en metod som ibland används som enda metod vid analys av mikoplast, men den kan med fördel användas i kombination med mikrospektro-skopiska och termoanalytiska metoder.

Analys med högupplöst ljusmikroskop (stereomikroskop) kan användas för att identifiera termoplastpariklar, dvs. plastfibrer, plastfragment, plastflagor och plastfilm, samt även andra partiklar som t.ex. svarta vägpartiklar, dvs. svarta elastomerer som gummi och bitumen (GESAMP, 2019). För att verifiera att det är en elastomer eller termoplast kan metoden t.ex. kompletteras med smälttest. Gummipartiklar och bitumenpartiklar kan särskiljas genom visuell bedömning, beröring med pincett, men också genom smälttest (Aronsson m.fl., 2018), se Figur 22 och 23.



Figur 22. Partiklar från väg- och däckslitage med densitet ≤ 1,2 g/cm^3 identifierade med mikroskopi. a. Gummipartikel från fordonsdäck. b. Tjärliknande partiklar, sannolikt bitumen från asfalt. Foto från Aronsson m.fl., (2018).

Mikroskopiska metoder kräver omfattande provberedning, t.ex. genom siktning, oxidation och densitetsseparation, och metoden är mycket tidskrävande om antal partiklar ska bestämmas i ett prov (Wang m.fl., 2017). Om densitetseparationen av sedimentprover inte är tillräcklig kan sediment-partiklar eller andra partiklar interferera med de mikroplastpartiklar analysen är avsedd för. Dessutom kan biologiskt, organiskt material som inte helt brutits ned vid provberedningen försvåra analys (GESAMP, 2019).



Figur 23. Till vänster: gummi- och bitumenpartiklar före uppvärmning. Till höger: gummipartiklar och bitumenpartikel efter uppvärmning. Foto: Kerstin Magnusson, IVL.

En annan svaghet med mikroskopi är att metoden baseras på okulär bedömning vilket medför att den är subjektiv och kräver stor erfarenhet. Analytiska standardprotokoll förespråkas, dels för att göra siktning och filtrering mer standardmässig, dels för att definiera partiklarna mer utifrån utseende, storlek och form än beroende av plasttyp (Bläsing & Amelung, 2018). Upplösningsgränsen för vanlig mikroskopi är omkring en mikrometer, men partiklar mindre än 100 µm som är färglösa eller saknar en specifik form, som gummi från däckslitage och bitumen i asfaltspartiklar, är svåra att karaktärisera (GESAMP, 2019). På IVL Svenska Miljöinstitutet, har gummi- och bitumenpartiklar i storlekar ned till 20 µm analyserats i prov från dagvatten (Aronsson m.fl., 2018).

7.4. Mikrospektroskopiska metoder

7.4.1. Elektronmikroskopi med röntgendetektor (SEM-EDX)

Vid elektronmikroskopi används elektroner istället för ljusbestrålning. Upplösningsgränsen är 0,1 nm, vilket möjliggör analys av mycket mindre partiklar och även enskilda atomer. Upplösningen varierar, en vanlig förstoringsgrad är 30 000 ggr men även mycket högre upplösning förekommer (förstoringsgrad upp till 2 000 000). Det finns olika typer av elektronmikroskopi.

Vid transmissionselektroskopi (TEM) accelererar en elektronkanon en elektronstråle som fokuseras genom en elektromagnetisk kondensorlins så att en mycket tunn stråle träffar provet som ska undersökas. Metoden fungerar för prover som är mycket tunna (ca 20–50 nm). Ju tjockare prov och ju större elektrontätheten i materialet är, desto kraftigare kommer elektronstrålen att spridas och fler sekundärelektroner kommer att exciteras från provmaterialet vilket skapar oskärpa.

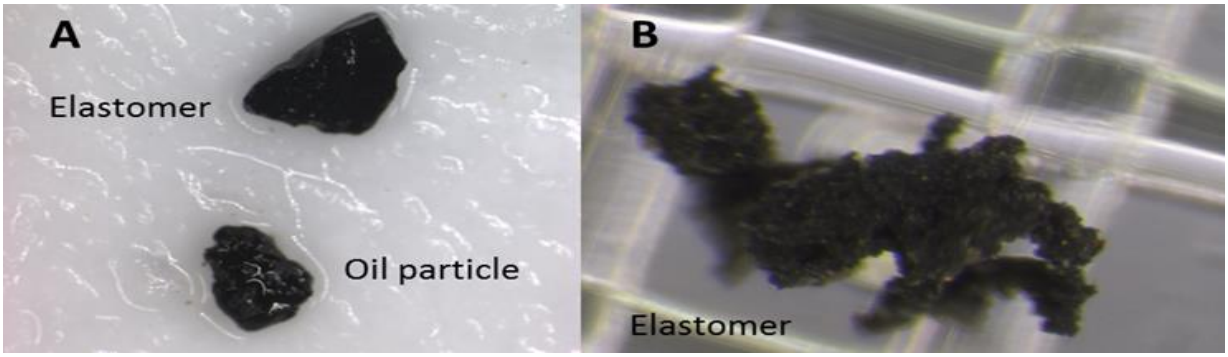
Svepelektronmikroskopi (SEM) är en typ av elektronmikroskop som i vakuummiljö skannar föremål med en elektronstråle med ett rastermönster som interagerar med atomerna på föremålet vilket i sin tur sänder tillbaka signaler om föremålets yttopografi, sammansättning och andra egenskaper som exempelvis ledningsförmåga (Brouwer, 2006). En detektor mäter sedan strömmen som elektronerna som träffar den ger upphov till. Strömmen förstärks och avbildas på en bildskärm där varje bildpunkt motsvarar positionen på provet och kommer att visas som en ljus punkt om många elektroner har detekterats och som en mörk punkt om få elektroner har nått detektorn. Metoden är väl utvecklad och svepelektronmikroskopi är också ett av de mest använda analysinstrumenten för analys av yttopografi, kemisk sammansättning och ledningsförmåga hos olika polymera material (Yang, 2018).

Ett problem med användning av svepelektronmikroskopi är att provet måste vara ledande för att en spänningsskillnad mellan provet och detektorn ska kunna erhållas. Detta medför att icke-ledande prov behöver prepareras med exempelvis tunna metallager. Exempel på detektorer är sådana som ger högupplösta grafiska bilder av materialet (en sådan detektor läser av sekundärelektroner, s.k.

sekundärdetektor, förkortas SE eller SEI). En annan typ av detektor är sådana som ger information om vilket grundämne det är fråga om (en sådan detektor läser av bakåtspridda elektroner, s.k. back scattering electrons, BSE). Bakåtspridande detektorer används för att skilja partiklar som innehåller huvudsakligen tunga grundämnen från partiklar med övervägande lätta grundämnen. Dessutom finns röntgendetektorer (Energy Dispersive X-Ray analysis, förkortas EDX eller EDS) vilka har använts för mikroplastanalyser (GESAMP, 2019). Svepelektronmikroskopi med röntgendetektor ger information om partiklarnas grundämnessammansättning. Instrumentet är emellertid dyrt och i dagsläget krävs det omfattande provberedning innan en analys kan genomföras. Själva analysen tar dessutom lång tid (GESAMP, 2019).

Svepelekronmikroskopi med röntgendetektor har även använts för mikroplaster från väg- och däckslitage. I en studie av Sommer m.fl. (2018) analyserades partiklar större än 10 µm i prover från passiv provtagning i luft från olika vägmiljöer. Mer än 500 partiklar och 1 500 spektrum analyserades för att bestämma partiklarnas storlek, form och volym samt kemiska sammansättning. Enligt denna studie innehöll de flesta av de uppsamlade proverna (mer än 90 volymprocent) slitagepartiklar från däck, asfalt och bromsbelägg. Resultaten visar att däckslitage bidrar till spridning av mikroplaster i miljön men ingen kvantifiering av hur stora emissionerna är gjordes i studien.

Provtagningens betydelse vid analys av partiklarnas form framgår vid jämförelse av resultat mellan olika studier. I en studie av prover tagna på vägen (Kreider m.fl., 2010) samlades partiklarna in med en specialbyggd huv som placerades bakom däcket. Två Dyson dammsugare (1 200 W) kopplades till huven för att suga upp partiklarna med ett starkt vacuum. I studien var de analyserade partiklarna från däck- och vägslitaget långsträckta till formen och befann sig i storleksordningen 0,3–100 µm. Vid WDS provtagning, där den uppsugande kraften är mycket lägre, har de svarta gummipartiklarna även haft formen av oregelbundna flagor (Aronsson m.fl., 2018). I Hassellöv m.fl. (2018) förekommer såväl mer avlånga, krullade, svarta, gummiliknande elastomerer som flagor av elastomerer (Figur 24). Att utgå från att däckpartiklar och däckslitagepartiklar endast antar en långsträckt form kan därför medföra en underskattning av antalet däck- och däckslitagepartiklar i fältprover.



Figur 24. Svarta partiklar av mikrostorlek från sedimentet i en urban bäck. A. Två kategorier av svarta antropogena partiklar, en gummiliknande elastomer med klippiga kanter och en klibbig oljepartikel. B. Elastomerpartikel med smulat utseende, Foto från Hassellöv m.fl. (2018).

Mikroplastpartiklar från trålar och fisk i Atlanten och Stilla havet har också undersökts med svepelektronmikroskop med röntgendetektor för att studera om denna metod kan användas för snabbscreening av prover och för att se om olika plastsorter kan särskiljas (Wang m.fl., 2017). Resultaten visade att svepelektronmikroskopi med röntgendetektor gav en högupplöst bild på partiklarnas ytstruktur vilket förenklade karaktäriseringen av mikroplaster. PVC gav exempelvis mycket tydliga toppar medan polypropen och polyeten var svårare att detektera. Dock analyserades inga partiklar från däck- och vägslitage. Slutsatsen från studien var att svepelektronmikroskopi med röntgendetektor i kombination med optisk mikroskopi kan påskynda identifieringen av mikroplast i ett prov jämfört med µ-FTIR eller Raman, speciellt i prov som innehåller mycket partiklar som inte är av plast (Wang m.fl., 2017). Wagner m.fl. (2018) rekommenderar svepelektronmikroskopi med

röntgendetektor för detektion av exempelvis spårämnen som zink och svavel som ingår i, eller kan relateras till däckslitage. Det bör dock noteras att både zink och svavel har många andra, såväl antropogena som naturliga källor.

Partiklar i storleken 10–80 µm i luft samlades in med passiva provtagare nära vägar för identifiering och karaktärisering med ljusmikroskopi och svepelekronmikroskopi med röntgendetektor (Dietze m.fl., 2006; Tian m.fl., 2017; Sommer m.fl., 2018). Däckpartiklarna karaktäriserades som runda, njurformade eller avlånga, delvis eller helt täckta av vägslitagepartiklar och bromsslitagepartiklar med typiska grundämnen som kol och svavel med mer eller mindre innehåll av zink, kisel, aluminium, natrium, kalcium, kalium, magnesium, järn, koppar, titan, molybden, mangan, barium, tenn och volfram. Författarna bedömer dock att förkomsten av andra partiklar gör det omöjligt att enbart använda svepelektronmikroskopi med röntgendetektor som analysmetod för att identifiera däckpartiklar. Samma slutsats dras även av Hassellöv m.fl. (2018) och i GESAMP (2019). Sommer m.fl. (2018) drog vidare slutsatsen att varken kiseloxid eller zinkoxid kan anses vara lämpliga som indikatorer för däckslitage. Istället föreslås att däck- och vägslitagepartiklar identifieras med hjälp av partiklarnas form, yta och struktur med en kombination av ljusmikroskopi och svepelektron-mikroskopi. Samma studie visade att runt 90 procent av de insamlade partiklarna var däck- och vägslitagepartiklar och att cirka en tredjedel av dessa var däckslitagepartiklar. Volymmässigt utgjorde däckslitagepartiklarna drygt femtio procent av partiklarna och man drog slutsatsen att däckslitage var en viktig källa till mikroplastutsläpp från vägtrafik.

7.4.2. Fouriertransform infraröd spektroskopi

Infraröd spektroskopi är en spektroskopisk mätmetod som mäter den absorberade, eller transmitterade, energin från en infraröd ljuskälla med våglängdsområdet 2–20 µm. Olika bindningar mellan de atomer som ingår i en molekyl absorberar infraröd strålning med olika våglängder. Genom att analysera ett absorptionsspektrum inom det infraröda ljusområdet kan man se vilka bindningar som finns i en kemisk förening. Olika kemiska föreningar får därmed ämnesspecifika spektra, ”spektrala fingeravtryck” beroende på vilka bindningar som finns i den kemiska föreningen. Ett infrarött spektrum kan användas för att identifiera, och ibland även kvantifiera, olika kemiska föreningar. För många kemiska föreningar finns referensbibliotek som de spektra som erhålls vid analysen av ett prov kan jämföras mot för att identifiera vad provet består av (Käppler m.fl., 2018; Renner m.fl., 2018; Yang, 2018).

Fouriertransform infraröd spektroskopi (FTIR) är en interferometerbaserad infraröd spektrometer. Det är en avancerad form av infraröd spektroskopi, vilket idag är industristandard. En interferometerbaserad infraröd spektrometer ger upphov till ett interferrogram som kräver fouriertransformation för att det ska konverteras till ett spektrogram. Fouriertransform infraröd spektrometri mäter således absorbansen i ett spann av infrarött ljus. Mikro-Fouriertransformation infraröd spektroskopi (µ-FTIR) är en utveckling av metoden som bland annat används för att bestämma molekylstrukturer hos polymerer och organiska föreningar (Berthomieu & Hienerwadel, 2009). Fouriertransform infraröd spektroskopi är en relativt snabb analysmetod som kan användas på prover i fast-, flytande- och gasform med lite varierande provberedningstekniker (Yang, 2018). En nackdel med all Fouriertransform infraröd spektroskopi är att ett ”referensbibliotek” behövs för att provinnehållet enkelt ska kunna identifieras. Det går dock att tolka spektrum för att identifiera en kemisk förenings bindningar och på detta sätt identifiera vilken eller vilka kemiska föreningar som provet kan utgöras av. Detta kräver dock mycket tid och specialkompetens och bör kompletteras med nya referensspektrum av den eller de kemiska föreningar som provet bedöms utgöras av.

Nya referensspektrum kan också användas för att utöka befintliga referensbibliotek. En svårighet är att beroende på vad provet innehåller kan ”toppars” relativa intensitet i förhållande till andra toppar i ett spektrum förändras. Detta kan göra identifieringen svår, speciellt om provets innehåll är okänt och det är osäkert vilket referensbibliotek provet ska jämföras med. Fouriertransform infraröd spektroskopi

kan användas för kvantitativa analyser förutsatt att lämpliga kalibrer- och referensmaterial finns tillgängliga.

För att kunna analysera svarta partiklar som däck- och vägslitagepartiklar, dvs. partiklar som nästan fullständigt absorberar infrarött ljus kan FTIR-ATR (Fouriertransform infraröd spektroskopi med försvagad total reflektans (Attenuated Total Reflectance)) användas. Ett sådant instrument är försett med en optiskt tät kristall, germaniumkristall eller diamant, som har högt brytningsindex (Manohar m.fl., 2017; Sarma m.fl., 2018). Med denna metod mäter man de förändringar som sker i en internt reflekterad infraröd stråle när strålen kommer i kontakt med ett prov. En infraröd stråle riktas på den optiskt täta kristallen i en viss vinkel. Den inre reflektansen skapar en evanescent (försvinnande) våg som går utanför ytan på kristallen och in i provet som är i kontakt med kristallen. I de områden i infraröda spektrat där provet absorberar energi kommer den försvinnande vågen att skickas åter till den infraröda strålen som sedan går ut på motsatt sida om kristallen och vidare till detektorn i spektrometern.

Denna teknik har använts för att lokalisera kimrök i olika faser i blandningar av gummimaterial (Sarma m.fl., 2018), men också för att bestämma sammansättningen i vulkaniserat gummi innehållande kimrök (Manohar m.fl., 2017). I en studie jämfördes µ-Fouriertransform infraröd spektroskopi med försvagad total reflektans med µ-Raman för analys av mikroplaster i havsvatten (Cabernard m.fl., 2018). Resultaten från Ramananalysen visade på mycket högre koncentrationer av mikroplaster men tog mycket längre tid för att utföra. I denna studie kunde även förekomst av gummipartiklar identifieras med båda teknikerna för partiklar i storleksordningen 10–500 µm. I en jämförande studie mellan µ-Fouriertransform infraröd spektroskopi med försvagad total reflektans och pyrolys-GC/MS (avsnitt 7.5.1) visade båda instrumenten samstämmiga resultat (Käppler m.fl., 2018). I studien ingick dock inte gummimaterial. Pyrolysinfraföd spektroskopi och termisk gravimetrisk analys (TGA) har också visat sig vara möjliga metoder för att analysera elastomerer från gummidäck med okänd sammansättning (Fernández-Berridi m.fl., 2006). Ett alternative till µ-Fouriertransform infraröd spektroskopi med försvagad total reflektans vid analys av däck- och vägslitagepartiklar är att använda en kompressionscell av diamant så att partiklarna kan göras tillräckligt tunna för µ-Fouriertransform infraröd spektroskopi. Detta är en metod som visat lovande resultat (Karlsson m.fl., 2019). För att möjliggöra en simultan och snabb insamling av tusentals infraröda spektra över stora delar av ett prov kan man koppla en fokalplanmatris (FPA, Focal Plane Array) detektor till Fouriertransform infraröd spektroskopisystemet (Renner m.fl., 2017). Analysen kan utföras med såväl transmitterat ljus som reflekterat ljus.

Primpke m.fl. (2019) har utvecklat ett protokoll för hierarkisk klusteranalys av mikroplast. I en studie av Simon m.fl. (2018) har författarna tagit fram en metod för att uppskatta massan hos mikroplastpartiklar i intervallet 10–500 µm. En av slutsatserna från denna studie var att masskoncentration och antalet partiklar kan vara lämpliga mått att använda som komplement till varandra. Att identifiera polymertyp baserat på antaganden om partiklarnas tjocklek visade sig emellertid vara svårt då proverna, som var från ett reningsverk i Danmark. innehöll olika polymerer med varierande form, storlek och yta. Även organiskt material eller andra kemiska föroreningar som aggregerat på partiklarna störde analysen vilket resulterade i svårtydda spektra. Även om däck- och vägslitagepartiklar inte ingick i studierna visar dessa studier på några av de svårigheter som kan uppstå och vad som generellt bör beaktas med avseende på de komplicerade fältprovsmaterial (vägdamm, sediment, dagvatten mm) som däck- och vägslitagepartiklar förekommer i.

Liksom för övriga optiska och spektroskopiska metoder krävs ofta en noggrann och tidskrävande provberedning innan analyser med µ Fouriertransform infraröd spektroskopi kan genomföras. Liksom för provberedning vid svepelektronmikroskopi kan det vara komplicerat att avlägsna organiskt och biologiskt material då plast är hydrofobiskt vilket resulterar i att organiska material gärna aggregerar på plastens yta (Borg Olesen m.fl., 2017). För många typer av analyser kräver Fourier transform infraröd spektroskopi inte att partiklarna plockas ut en och en för hand utan hela filter kan screenas.

Detta kräver emellertid specifika kriterier och referensmaterial. Idag görs därför detta för hand inför analys. För närvarande pågår dock utveckling för att kunna screena och slippa detta tidskrävande förfarande.

7.4.3. Ramanspektroskopi

Ramanspridning uppkommer vid spridning av ljus (fotoner) från kemiska föreningar i såväl gasfas som vätskefas och fast fas. Vid Ramanspektroskopi bestrålas ett prov med en laser med en våglängd på 500–800 nm (Yang, 2018). När provet bestrålas kan fotonens energi antingen förbli oförändrad (Rayleigh-spridning), minska till följd av att molekylerna i provet exciteras (Stokes-spridning) vilket ger en skiftning till ett mer rött ljus eller öka till följd av att molekylerna i provet deexciterats (anti-Stokes-spridning) vilket ger en skiftning till ett mer blått ljus. Stokes- och anti-Stokes-spridning betraktas båda som Ramanspridning. De excitationer som fotonen växelverkar med är ofta vibrationer, men de kan även vara magnetiska eller elektroniska till sin natur. En fördel med Raman är att även små partiklar i storleksordningen 1µm kan detekteras (Anger m.fl., 2018; Mai m.fl., 2018). En nackdel är att signalstyrkan är låg. Liksom för övriga mikroskopiska och spektroskopiska analyser krävs omfattande beredning av provet inför analys. Dispersiv Ramanspektroskopi använder en diffraktionsgallerspektrometer (fungerar i huvudsak som ett prisma) med en multivåglängdsdetektor vars signaler omvandlas till ett Ramanspektrum.

Ramanspektroskopi anses inte vara en lämplig analysmetod vid analys av däck- och vägslitagepartiklar då svarta partiklar absorberar allt ljus som de bestrålas med inom det aktuella våglängdsområdet och sprider eller avger därför inte något ljus som kan detekteras. Det medför att något specifikt spektrum inte kan erhållas (Renner m.fl., 2018; Wagner m.fl., 2018). Ett alternativ är att analysera gummipartiklarna med Fouriertransform Ramanspektroskopi med en laser med våglängd nära infrarött (Ellis m.fl., 1990). Fouriertransform Ramanspektroskopi är utformad för att eliminera det fluorescensproblem som förekommer i konventionell Ramanspektroskopi. Fluorescens kan undvikas genom att använda en excitationsfrekvens som är precis under tröskeln för alla fluorescensprocesser. Fouriertransforma Ramansystem använder en interferrometer för att skapa ett interferensmönster, ett s.k. interferrogram, som ger Ramanspektrat. För partiklar 10–500 µm har automatiserad, enkel undersökning av enstaka partiklar kopplad till µ-Raman (ASPEx-µ-Raman, Automated Single-Particle Exploration coupled to µ-Raman) visat mycket gott resultat för mikroplaster i havsvatten och i dessa prover kunde även gummipartiklar identifieras, dock inte lika bra som med µ-Fourier transform infraröd spektroskopi med försvagad total reflektans som användes som jämförelse (Cabernard m.fl., 2018).

Konfokal Ramanmikroskopi är en analytisk teknik som använder ett standardoptiskt mikroskop i kombination med en Ramanspektrometer för att visualisera prover under hög förstoring och för att utföra Ramananalys av provet med en laserstråle av mikroskopisk storlek. Det pågår också forskning där man med Ramanspektroskopi försöker förbättra signalkvaliteten med hjälp av bättre detektorer och spektrumbehandling, automatiserat partikelval och mer omfattande referensbibliotek för spektralmatchning och identifikation (Araujo m.fl., 2018).

7.5. Gaskromatografiska masspektrometriska metoder

I detta avsnitt beskrivs först pyrolys-gaskromatografi med masspektrometri och därefter termisk extraktion-och desorptions gaskromatografi med masspektrometri som är så kallade termoanalytiska gaskromatografiska metoder.

7.5.1. Pyrolytisk gaskromatografi med masspektrometri

Analyser med pyrolytisk gaskromatgrafi[14] (pyrolys-GC, ofta förkortat Pyr-GC) sker genom att provet snabbt hettas upp till nedbrytning vilket producerar små molekyler som separeras med gaskromatografi och detekteras med masspektrometri. Pyrolys är en form av torrdestillation där provet i en inert (syrefri) miljö upphettas (vanligtvis 400–900 °C) för att sedan falla sönder utan att förbränning sker. Långa polymerkedjor bryts ner i mindre molekylfragment som sedan identifieras med hjälp av gaskromatografi (Yang, 2018). Även vid analys med pyrolytisk gaskromatografi kan det krävas tidskrävande provberedning (Nguyen m.fl., 2019) men i en studie av Unice m.fl. (2012) kunde analyserade fältprover på filter, sediment och jord upp till 20 mg prov pyrolyseras direkt. En fördel med pyrolytisk gaskromatografi är möjligheten att analysera både polymertyp och innehåll av organiska additiver som t.ex. ftalater, bensaldehyd och alkylfenoler vid samma analys (Fries m.fl., 2013). En låg pyrolystemperatur ger en långsammare nedbrytning och biprodukter med högre kokpunkt kan erhållas. Vid för hög temperatur kan molekylfragmenten istället bli för små för karaktärisering vilket gör att det är viktigt att utföra analysen vid rätt temperatur för att inte förstöra provet (Yang, 2018). Ett pyrogram erhålls där varje ”topp” representerar ett polymerfragment och pyrogrammet visar samtliga nedbrytningsprodukter. På samma sätt som med konventionell gaskromatografi identifieras och kvantifieras topparna.

Pyrolytisk gaskromatografi används ofta i kombination med masspektroskopi (MS). I en masspektrometer beskjuts molekylerna från gaskromatografens kolonn med elektroner under vakuum, vilket resulterar i en nedbrytning av molekylerna till positivt laddade molekylfragment som identifieras genom massa och laddning. Varje molekyl bryts alltid ner på samma sätt i masspektrometern varför ett karakteristiskt masspektrum med molekyljoner bildas för varje unikt ämne. Jonerna sorteras med avseende på massa och laddning varpå ett masspektrum erhålls. Topparnas höjd i ett masspektrum ger den relativa signalstyrkan på jonerna och korrelerar inte med mängden av olika joner då olika joner ger olika styrka på signalerna. Därför måste varje topp med ett specifikt ämne kvantifieras med kalibreringskurvor från referenssubstanser (Mellon, 2003; Yang, 2018). Identifikation av kemiska föreningar sker genom analys av referenssubstanser, både genom jämförelse av retentionstider och med hjälp av sökning i bibliotek innehållande kända masspektrum för tusentals ämnen.

Resultaten från analyser med pyrolytisk gaskromatografi i kombination med masspektroskopi varierar mellan olika laboratorier beroende på hur proverna har beretts, typ av pyrolysator och hur pyrolysgaserna överförs till gaskromatografen (Nguyen m.fl., 2019). Av de olika förekommande pyrolysatorerna är den s.k. Curie-point pyrolysatorn mest användbar då den kan analysera prover upp till 20 mg. Dessutom är sammansättningen på pyrolysgaserna desamma i temperaturintervallet 480–980 ºC. Analysmetoden är snabb, har bra precision och möjliggör bra kvantifiering av de ingående kemiska föreningarna eftersom temperaturerna är tillräckligt höga för att undvika opyrolyserat restmaterial. Curie-point pyrolysatorn är numera möjlig att använda utan omfattande provberedning på fältprover. I sediment från Frankrike, Japan och USA identifierades och kvantifierades däck- och vägslitagepariklar med pyrolytisk gaskromatografi med masspektroskopi i nästan samtliga (97 %) av de 149 sedimentprover som analyserades (Unice m.fl., 2013). De uppmätta koncentrationerna av däck- och vägslitagepartiklar i sedimentproverna varierade mellan 26–11 600 µg per g. Metoden för kvantifiering bygger på kvantifiering av karakteristiska pyrolysprodukter från gummidäck (Unice m.fl., 2012). I studien kunde 20 mg torrt sediment pyrolyseras vid 670 ºC i en Curie-point pyrolysator och gummipartiklarnas nedbrytningsprodukter identifierades med hjälp av pyrolysmarkörer (dipenten, vinylcyklohexen, isopren, butadien, styren) och kvantifierades med deuteriummärkta föreningar som tillsattes proverna som inre referenser och standardhalter. Koncentrationerna av övriga

[14] Det finns en standard för kemiska analyser av rena gummiprodukter, Svensk standard ·SS-ISO 7270-1 https://www.sis.se/produkter/gummi-och-plastindustri/gummi/ssiso72701/. Denna är dock inte relevant att använda för fältprover eller för att särskilja gummi från bitumen.

gummiprodukter och den totala mängden däck- och vägslitagepartiklar i sedimentproverna beräknades sedan utifrån kända förhållanden mellan gummi i däck- och vägslitagepartiklar (Kreider m.fl., 2010).

Pyrolytisk gaskromatografi med masspektroskopi har även använts för analys av sediment i en fjord i Norge men tyvärr ingick inte däck- och vägslitagepartiklar i denna studie (Gomiero m.fl., 2019). I studien användes en keramisk ugnspyrolysator som endast kan analysera mycket små provmängder (filter O 15 mm) varför det krävdes en mycket omfattande provberedning. Fischer & Scholz-Böttcher (2017) testade pyrolytisk gaskromatografi med masspektroskopi på åtta av de vanligaste plasttyperna. De fann att metoden kompletterar Fouriertransform infraröd spektroskopi och Raman bra då den ger möjlighet att bestämma mängden (masskoncentrationen) av olika polymerer i ett prov. I studien gjordes även en omfattande provberedning trots att man använde en Curie-point pyrolysator som inte kräver provberedning. Pyrolytisk gaskromatografi med masspektroskopi har även jämförts med µ-Fouriertransform infraröd spektroskopi med försvagad total reflektans (Käppler m.fl., 2018). Resultaten visade att metoderna är bra att kombinera då man med Fourier transform infraröd spektroskopi får information om antalet partiklar och med pyrolytisk gaskromatografi med masspektroskopi får mass-koncentrationen.

7.5.2. Termisk extraktions- och desorptionsgaskromatografi med masspektrometri (TEDGC/MS)

Termisk extraktions- och desorptionsgaskromatografi med masspektrometri (TED-GC/MS) är en metod framtagen för att möjliggöra analys av okända organiska kemiska föreningar och polymerer. Vid denna analys upphettas provet först stegvis i en separat enhet och bildade ångor med nedbrytningsprodukter koncentreras på en sorbent som injiceras i det gaskromatografiska systemet genom termisk desorption. Det kromatografiska systemet används för att separera nedbrutna produkter i en inert (syrefri) atmosfär och masspektrat används för att identifiera produkterna på samma sätt som i pyrolytisk gaskromatografi med masspektroskopi. Den stora skillnaden är att termogravimetriska metoder används istället för pyrolys och att de bildade gaserna koncentreras på en sorbent varefter hela mängden bildade pyrolsyprodukter kan injiceras i det gaskromatografiska systemet. Vid analys av fältprover med termisk extraktions- och desorptionsgaskromatografi med masspektrometri kan upp till 100 mg prov analyseras utan provberedning (Dümichen m.fl., 2019). En metod för att analysera mikroplaster har utvecklats där ungefär 20 mg prov vägs in i en aluminiumdegel som sedan placeras för termogravimetrisk analys (TGA) och värms upp till 600 °C (Elert m.fl., 2017). De i den termogravitmetriska analysen separerade nedbrytningsprodukterna koncentreras därefter på sorbentrör kopplade till gasutloppet på instrumentet. Därefter analyseras sorbentrören genom termisk desorption och med automatisk injektion för sorbentrör och kryofokusering. Möjligheten finns nu också att koppla ihop hela systemet för helautomatisk analys med termisk extraktion- och desorptionsgaskromatografi med masspektrometri (Dümichen m.fl., 2019).

Däck- och vägslitagepartiklar har också analyserats med denna teknik och utan tidskrävande provberedning (Eisentraut m.fl., 2018). För att analysera referensmaterial använde man sig av 0,2–0,4 mg prov och för fältprover användes 10–50 mg torrt prov. Resultaten visade att flera olika markörer för gummidäck, som nedbrytningsprodukter av gummi, antioxidanter och vulkaniseringsmedel gick att identifiera och att riktiga fältprover kunde analyseras där olika gummimaterial och termoplaster gick att kvantifiera i en och samma analys. Metoden kan användas för relativt stora mängder fältprover utan omfattande provberedning. En nackdel med termisk extraktions- och desorptionsgaskromatografi med masspektrometri är att analysen inte kan ge information om antalet partiklar eller partikelstorlek-fördelning. Men metoden är ett mycket bra komplement till Raman och Fourier transform infraröd spektroskopi som ger denna information. Metoden har god repeterbarhet och hela storleksspektrat av partiklar kan analyseras i ett och samma prov.

7.6. Slutsatser

- Det saknas standardiserade metoder för beredning och analyser av däck- och vägslitagepartiklar.
- Samtliga analysmetoder som beskrivits ovan med undantag för Ramanspektroskopi kan vara användbara för att analysera däck- och vägslitagepartiklar, vägmarkeringspartiklar och andra mikroplaster, men de är mer eller mindre komplicerade och tidskrävande. Det krävs ofta omfattande provberedning och det saknas t.ex. referensspektra som kan användas för att snabbt, enkelt och tillförlitligt identifiera partikelinnehållet.
- De två punkterna ovan medför att analyser är mycket kostsamma och att det dessutom kan vara svårt att få dem utförda.
- Utvecklingsarbete pågår för att förbättra detektionsgränsen och för att automatisera och förenkla såväl analyserna som provberedningen av partiklar från däck- och vägslitage.
- Olika metoder ger olika information vilket innebär att minst två kompletterande metoder behöver användas för att få information om partiklarnas antal, form, storlek och massa i olika medier.

8. Åtgärder

Det finns flera olika åtgärder som minskar utsläpp och spridning av mikroplast i form av däck- och vägslitagepartiklar[15]. Få åtgärder har emellertid utvärderats. Generellt kan åtgärderna delas in i källreducerande åtgärder, dvs. åtgärder som syftar till att förhindra att partiklarna bildas, samt åtgärder som bidrar till att minska att de mikroplastpartiklar som bildats sprids vidare.

8.1. Källreducerande åtgärder

8.1.1. Användningen av dubbdäck

Användningen dubbdäck påverkar utsläppen av mikroplast på flera sätt. Dubbarna nöter på vägen vilket gör att både vägmarkeringar och polymermodifierad bitumen frigörs i form av mikropartiklar. Dubbdäcken ruggar också upp ytan på asfalten medan däck utan dubbar har en polerande effekt. Sannolikt medför den uppruggade ytan att det bildas mer däckslitagepartiklar än om ytan inte är lika uppruggad. En minskad användning av dubbdäck skulle således sannolikt minska emissionen av mikroplast från såväl däck utan dubbar som vägmarkering och polymermodifierad bitumen. Det verkar inte finnas några uppgifter om huruvida dubbdäck i sig slits mer eller mindre än däck utan dubbar (Sköldén, The Scandinavian Tyre & Rim Organisation, personlig kontakt, hösten 2019). I avsnitt 5.4 beskrivs betydelsen av dubbdäck för däck- och vägslitaget.

8.1.2. Däcktryck

Som nämnts tidigare i rapporten har däckslitage bedömts vara den överlägset största källan till mikroplaster från vägtrafiken och det har i kapitel 5 också beskrivits att många olika faktorer påverkar däckslitaget. Lufttrycket i däck är en sådan viktig faktor. I en kostnads-nyttoanalys från Nederländerna fann man att korrigering till optimalt däckstryck medförde att däckslitaget påtagligt minskade (Verschoor & Valk, 2018). Detta gällde speciellt för äldre fordon som saknar ett så kallat däcktrycks-övervakningssystem (Tyre Pressure Monitoring System, TPMS). Däcktrycksövervakningssystem infördes inom EU på personbilar som tas i bruk från och med november 2014 (EU kommissionens direktiv 2010/48/EU). Sverige valde dock att inte införa detta krav. Anledningen var enligt Transportstyrelsen att huvudsyftet med systemet ändå uppnås i Sverige i och med att däcktrycket alltid kontrolleras i samband med de byten mellan sommar- och vinterdäck som görs två gånger per år (Transportstyrelsen, 2014). Enligt en undersökning genomförd av Däckrazzia (2018) hade dock var sjunde personbil (14 %) minst ett däck med minst 30 procent för lågt lufttryck, vilket bidrar till ett ökat däckslitage (se avsnitt 5.4).

Verschoor & Valk (2018) uppskattar att däckslitaget kan minska med 14 procent om alla nederländska fordon som helt saknar, eller endast har ett indirekt däcktrycksövervakningssystem, installerar ett direkt system. Direkt däcktrycksövervakningssystem är ett sensorsystem som mäter tryck och temperatur på varje däck, medan indirekt däcktrycksövervakningssystem endast mäter hjulens rotationshastighet. Båda systemen ska varna vid funktionsfel. I en uppföljande studie uppskattar Vreeker (2018) att 13 procent av de förare som har ett däckundertryck på minst 0,2 bar kommer att kunna minska slitaget genom att installera och använda en specialdesignad däcktrycksövervakning-systemapp. För att introducera appen föreslås en informationskampanj som belyser appens och däcktrycksövervakningssystemets nytta. En sådan kampanj bedöms resultera i en ökad installation av däcktrycksövervakningssystem. Det bedöms i sin tur resultera i att däcktrycket kan justeras för de 8 000–59 000 fordon i Nederländerna (0,1–0,7 procent av alla fordon) som har däck med minst 0,2 bar för lågt tryck (Vreeker, 2018). En uppdaterad studie av den potentiella nyttan med införande av däcktrycksövervakningssystem i Sverige, där även kopplingen till däckslitage samt bildning och

[15] I ”vägtrafiken” inkluderar vi här hela vägtrafiksystemet, dvs. både fordon och väginfrastruktur.

spridning av mikroplast beaktas, kan vara relevant att genomföra för att bedöma värdet av att införa ett sådant system i Sverige.

8.1.3. Märkning av däcks slitagebenägenhet

Ytterligare ett förslag på en möjlig åtgärd är införande av ”märkningar” av däck som återspeglar däckets slitagebenägenhet (Verschoor & Valk, 2018). Idag finns det en europeisk märkning för rullmotstånd, våtgrepp och buller. Det finns även en märkning som avser slitage kallad TWR (Tread wear rate) som många däck har. Den är dock framtagen för amerikanska kunder och förhållanden och har inte visat sig korrelera väl med slitage i tester i laboratorium (Grigoratos m.fl., 2018). Införande av märkning avseende slitagebenägenhet skulle kunna bidra till att öka medvetenheten hos konsumenterna och även kunna påverka marknaden. För att åtgärden ska vara effektiv krävs dock att konsumenternas grundläggande kunskap kring dessa märkningar ökar. Innan en sådan åtgärd vidtas anser dock Energimyndigheten att det först behövs mer kunskap för att bedöma om det är lämpligt att införa märkningssystem (Naturvårdsverket, 2017). För att detta ska fungera måste en standardiserad metod för att testa däcks slitagebenägenhet tas fram. För närvarande (2019) driver ETRMA (European Tyre and Rubber Manufacturers’ Association) ett initiativ för att ta fram en metod för detta.

8.1.4. Däckets dimensioner

Däckets dimensioner kan också antas påverka däckslitaget och emissionerna av mikroplast. Ett smalare däck ger ett ökat tryck mot vägbanan. Ett ökat tryck ökar slitaget. Å andra sidan innebär ett smalare däck att däckets slitageyta mot vägbanan minskar vilket minskar slitaget. Vi har inte funnit några uppgifter om vilken effekt som överväger vid vilka dimensioner på däcken.

8.1.5. Hjulinställning

En annan åtgärd som föreslås av Verschoor & Valk (2018) för att minska utsläppen som orsakas av däckslitage är hårdare kontroller av hjulinställningar. Om däcken har så kallad toe-in eller toe-out, det vill säga är snedställda i färdriktningen, slits de mer än om de är raka. Om däckens vertikala lutning är fel, det vill säga att den så kallade cambervinkeln är hög, slits däcken ojämnt, men inte nödvändigtvis mer räknat som gummimängd. Däckbranschen uppskattar att felaktig hjulinställning kan öka däckslitaget med 10 procent (Verschoor & Valk, 2018). Enligt mätningarna av Däckrazzia (2018) hade varannan av 161 undersökta bilar i Sverige snedslitage och var i behov av korrigering av hjulinställningarna.

8.1.6. Hastighetsbegränsning och körbeteende

Även införande av nya (sänkta) hastighetsgränser samt att påverka förare att köra mjukare med försiktigare acceleration, bromsning och kurvtagning är en möjlig åtgärd för att minska däckslitaget och därmed även emissioner av partiklar och vägrelaterade mikroplaster (Verschoor & Valk, 2018). Detta baseras på studier av Gustafsson m.fl. (2008) och Kwak m.fl. (2013) som visade att högre fordonshastigheter ökar däckslitaget. Foitzik m.fl. (2018) har visat att körning med höga hastigheter i kurvor kan bidra till högre utsläpp av ultrafina slitagepartiklar.

Att öka medvetenheten hos konsumenter kring körstilens påverkan på däckslitaget och hur detta kan minskas är därför en möjlig åtgärd (Verschoor och Valk, 2018). Eftersom körbeteende, som kraftiga accelerationer och inbromsningar, antas påverka däckslitaget (Jekel, 2019) kan även trafikplaneringslösningar som bidrar till mjukare körstil möjligen bidra till minskat däckslitage.

8.1.7. Trafikarbete

Trafikarbetets omfattning (antalet fordonskilometer) påverkar däck- och vägslitaget. Enligt Trafikverkets senaste basprognos beräknas transportarbetet (personkilometer och tonkilometer) i Sverige öka kraftigt för personbilar och lastbilar (se avsnitt 5.5). I olika statliga utredningar i Sverige

har man bedömt att trafikarbetets ökning måste begränsas för att det ska vara möjligt att nå Sveriges mål om att utsläppen av växthusgaser från inrikes transporter (nationellt flyg ej inkluderat) ska minska med minst 70 procent från 2010 till 2030 (SOU, 2013a; b; Trafikverket, 2016). En begränsning av trafikarbetet bidrar till flera positiva klimat- och miljöeffekter (minskat buller, minskade luftföroreningar mm) utöver att det bidrar till en begränsning av emissionerna av däck- och vägslitagepartiklar.

8.1.8. Fordonsflottans sammansättning och utveckling

Även en förändrad sammansättning på fordonsflottan kan komma att påverka däckslitaget. Det gäller t.ex. förändringar i fordonsflottans vikt men också fordonens förmåga att accelerera. För närvarande finns i Sverige och internationellt en utveckling mot tyngre personbilar i form av ökad andel av s.k. stadsjeepar samtidigt som andelen elbilar som både är något tyngre och kan accelerera snabbare än traditionella fordon också ökar (se vidare avsnitt 5.5.). Genom att styra fordonsflottans sammansättning går det således att påverka slitaget av däck- och vägslitagepartiklar.

8.1.9. Vägens utformning och vägytans textur

Vägens utformning kan antas påverka däck- och vägslitaget samt slitaget av vägmarkeringar. En väg med kurvor, särskilt tvära kurvor, ger ett ökat slitage jämfört med en väg utan kurvor. På samma sätt innebära en väg med backar ett ökat slitage jämfört med en väg utan backar. Ytterligare en faktor som påverkar vägslitaget är i vilken utsträckning vägens utformning innebär att trafikens hastighet ändras mycket och ofta. Ett exempel är stoppljus som innebär inbromsning och acceleration vilket kan antas öka slitaget.

Vägbeläggningens textur (såväl mikrotextur som makrotextur) inverkar på däckslitaget (Naturvårdsverket, 2017). En hög textur kan antas resultera i större emissioner av däckslitage än en väg med låg textur (jämnare yta). Vid val av beläggning ställs det redan idag krav på friktion, buller, beständighet och stabilitet (Trafikverket, 2014). Det kan övervägas om krav på rullmotstånd, som är korrelerat till ytans textur, är lämpligt att införa för att minska däckslitage (European TRWP Platform, arbetsdokument under bearbetning).

En vägytas mikrotextur påverkas bl.a. av användningen av dubbdäck, asfaltens kornstolek och mineralsammansättningen. Vissa mineral är t.ex. hårdare än andra vilket kan påverka däckslitaget. De ingående mineralernas egenskaper skiljer sig också beträffande hur de spaltar sig eller spricker då de utsätts för tryck och nötning. Detta kan också påverka däckslitaget. Sambanden mellan vägbeläggningens och däckens interaktion är komplexa och det finns ett behov av studier som kan identifiera om, och i så fall hur, vägbeläggningar kan optimeras med hänsyn även till däckslitage.

8.1.10. Användning och applicering av vägmarkering

Olika typer av vägmarkeringar är i olika grad motståndskraftiga mot slitage (se avsnitt 4.6.6). Ett sätt att minska slitaget är således att välja en typ av vägmarkering som är mer beständig mot slitage. En faktor som kan påverka slitaget av vägmarkering är också hur de appliceras. I stället för att lägga vägmarkering på asfaltsytan så att den är högre än den omgivande asfaltsytan kan man lägga den i nedfrästa ”rännor” i asfalten vilket innebär att vägmarkeringen inte blir lika exponerad för slitage. Nedfrästa väglinjer har utvärderats av Statens vegvesen (2010) i Norge och har visat minskat slitage men också god prestanda avseende torr och våt retroreflektion.

8.1.11. Vinterväghållningsåtgärder

Vinterväghållning, framför allt plogning, sliter kraftigt på vägmarkeringar. Stålskär sliter rimligen mer än gummiskär och fasta skär mer än fjädrande, men någon utvärdering av hur mycket olika typer av vinterväghållning sliter på vägmarkeringar har inte återfunnits i litteraturen. Trots att endast en liten del (3,7 %) av den totala mängden mikroplaster från vägmiljö uppskattas vara från

vägmarkeringsslitage (Magnusson m.fl., 2016) kan det även vara relevant att vidta åtgärder för att minska dessa utsläpp. Ett första steg vore att öka kunskapen kring det vägmarkeringsslitage som uppstår till följd av vinterväghållningsmaskiner och att generellt höja kunskapen kring vilka halter av vägmarkeringsrelaterade mikroplastpartiklar som förekommer på vägytor, i mark omkring vägar och i dagvatten.

8.1.12. Synergier

Flera av de ovan nämnda åtgärderna påverkar inte bara storleken på emissionerna av mikroplast. Åtgärder som begränsar trafikarbetet innebär också att emissionerna av andra luftföroreningar inklusive utsläppen av växthusgaser minskar. Ett minskat trafikarbete medför vidare minskat buller, minskat behov av drift och underhåll av vägarna, minskade köer, minskad yta som upptas av vägtrafiken m.m. Även sänkt hastighet minskar emissionerna av andra luftförororeningar och buller. Sänkt hastighet minskar dessutom antalet allvarliga trafikolyckor.

8.2. Minskad spridning av redan emitterade partiklar av mikroplast

Vilka åtgärder som är lämpliga för redan bildade trafikrelaterade partiklar av mikroplast varierar beroende på om dessa partiklar transporteras via luft (suspension, stänk och spray) eller dagvatten (avrinning).

8.2.1. Mikroplast i dagvatten: kombinerade ledningar

Rening vid avloppsreningsverk kan vara effektivt för att ta bort mikroplaster ur dagvatten i kombinerade avloppssystem. Det finns flera studier som kvantifierar reningseffekten av mikroplaster i kommunala avloppsreningsverk, men studier som bedömer effektiviteten specifikt med avseende på väg- och däcksrelaterade mikroplaster har enligt vår kännedom ännu inte publicerats. I en studie av tre svenska reningsverk fann man också att avskiljningsgraden av mikropartiklar större än 300 µm var över 99 procent (Magnusson & Wahlberg, 2014). För partiklar över 20 µm varierade emellertid avskiljningsgraden mellan 70–90 procent. I ytterligare en studie av ett avloppsreningsverk var avskiljningsgraden av partiklar i storlekar mellan 10 och 500 µm större än 99 procent (Ljung m.fl, 2018). Kombinerade avloppsystem byggdes endast fram till 1950-talet i större städer och därför renas idag endast några få procent av allt dagvatten i reningsverk i Sverige (Stahre, 2004; Naturvårdsverket, 2016). Enligt statistik från Sveriges kommuner renas endast 8 procent av dagvattnet i tätbebyggt område från partiklar och andra föroreningar, resterande del (92 %) rinner orenat rakt ut i vattendrag och sjöar (Naturvårdsverket, 2016).

8.2.2. Mikroplast i dagvatten: separata ledningar

Det finns ett antal olika tekniker för att hantera förorenat dagvatten (som inte hanteras i ett kombinerat system) men det finns stora behov av att utvärdera teknikernas effektivitet för att avlägsna däck- och vägslitage och andra mikroplaster. Nedan beskrivs de vanligaste teknikerna och deras avskiljningsgrad.

Våta och torra dammar, infiltrationsbassänger, diken, konstruerade våtmarker är vanliga typer av dagvattenanläggningar (Erickson m.fl., 2013). I Sverige är våta dagvattendammar den vanligaste metoden för att fördröja och rena vägdagvatten (CEDR, 2016; Andersson m.fl., 2018). Av vägdagvattenanläggningar i Sverige är cirka 80 procent dammar (Holmsten, 2014). Välkonstruerade dammar kan sedimentera suspenderade partiklar och föroreningar som kan vara bundna till dessa (Erickson m.fl., 2013; Blecken, 2016). Vägdagvattendammar är dock endast konstruerade för att sedimentera partiklar i storleksordning från 10 µm till 5 mm (Blecken, 2016). Dagvattendammar och våtmarker kan vara effektiva på att avskilja mikroplaster. Dammar har visat en hög grad av avskiljning, 90–100 procent för mikroplastpartiklar större än 20 µm (Jönsson, 2016). Dock har inte effektiviteten för avskiljning av däck- och vägslitagepartiklar studerats specifikt.

Filtertekniker för vägdagvatten, såsom brunnsfilter alternativt underjordiska avsättnings- och perkolationsmagasin, som avskiljer partiklar genom sedimentering, kräver mindre landyta än dagvattendammar. Filterutvärderingar som genomfördes av Venghaus m.fl. (2017) visar att vissa filtertekniker kan avskilja 61–98 procent av dagvattenburna mikroplastpartiklar i storlekarna 14 till 125 µm. Däckpartiklar större än 125 µm kan avskiljas med 78–98 procents effektivitet (Venghaus m.fl., 2017). Suspenderade material antas vara i storleksordningen 0,7–2,0 µm. Partiklar mindre än 0,7 µm fångas därför inte upp av dessa filter (Nielsen m.fl., 2015). Eftersom avskiljningseffekten hos filtren är kraftigt beroende på partiklarnas storlek och behövs en ökad kunskap om storleken på däck- och vägrelaterade mikroplastpartiklar för att kunna bedöma reningseffektiviteten.

Idag försöker man lösa dagvattenproblemen med höga flöden och föroreningar genom lokalt omhändertagande av dagvatten, dvs. med olika lokala lösningar och naturliga processer som t.ex. gröna tak, regntunnor, infiltration i diken, permeabel asfalt och biofilter (kallas även regnrabatter eller raingardens) (Tedoldi m.fl., 2016; Eckart m.fl., 2017; Funai & Kupec, 2017). Hur effektiva dessa system är för att hantera och rena dagvatten från mikroplast är idag inte känt och behöver därför studeras.

8.2.3. Gatustädning, snöröjning och dammbindning

Gatustädning för att minska damm och föroreningar på vägar har undersökts i ett flertal studier (Amato m.fl., 2009; 2010; Gustafsson m.fl., 2011a; Männikkö m.fl., 2014; Janhäll m.fl., 2016; Järlskog m.fl., 2017; Järlskog, 2018; Polukarova m.fl., 2020). Trots det relativt stora antalet genomförda studier saknas entydiga slutsatser om gatusopningens effektivitet för att reducera mängden mindre (< 5 mm) partiklar och de föroreningar som dessa kan transportera (genom dess kemiska innehåll eller genom att föroreningar binds via sorption). Att det inte går att dra entydiga slutsatser kan bero på att olika saker gjordes med olika syften och att såväl studiernas metodik som de studerade gatusopningsmetoderna skiljer sig åt. Studierna kan delas in i de som studerar gatustädning för att minska halterna av PM_{10} och $PM_{2.5}$ i luft, de som fokuserar på dagvattenkvalitet samt de som beskriver specifika städmaskiners effektivitet att ta upp partiklar från vägytan. Städmaskinernas effektivitet kan bero på faktorer som städmaskinens hastighet (Järlskog m.fl., 2017; Snilsberg m.fl., 2018), borstarnas rotationshastighet och vinkel samt dess lutning och design (Abdel-Wahab m.fl., 2011; Vanegas-Useche m.fl., 2015). Exempelvis visar Snilsberg m.fl. (2018) som studerade städeffekten av 6 stycken enskilda och kombinerade städmaskiner, att städmaskinernas design kan ha stor betydelse för städeffekten.

Övriga faktorer som kan påverka städningens effekt är nederbörd (Vaze & Chiew, 2002), beläggningens textur samt vägytans fuktighet (Abdel-Wahab m.fl., 2011; Snilsberg m.fl., 2018). Vaze & Chiew (2002) visade att nederbörd i form av regn minskar mängden partiklar och resulterar i en ökad andel grova partiklar av de partiklar som inte är bundna till vägytan. Detta beror på att de mindre partiklarna lättare transporteras bort med regnvattnet. Samtidigt ökar mängden och andelen fint material i det till vägytan bundna dammlagret enligt Vaze & Chiew (2002). Gatustädningens generella effekt på dagvatten- och luftkvalitet är svårt att utvärdera eftersom nederbördens mängd, intensitet och frekvens varierar under året och har stor påverkan på de uppmätta föroreningshalterna såväl på vägen som i sopsand och sopvatten. Nyligen publicerade studier visar dock att vissa städmaskiner kan fånga upp små partiklar, inklusive nano- och mikropartiklar (Järlskog m.fl., 2017; Polukarova m.fl., 2020). Studierna visar att gatusopningsvatten innehåller nanopartiklar 1–300 nm men också mycket höga halter av organiska miljögifter som alifater, flyktiga aromater, ftalater och polycykliska aromatiska kolväten (PAH) varför gatusopningsvatten bör renas innan det kan släppas ut i miljön i samband med att sopsanden deponeras. Aronsson m.fl. (2018) visar dessutom att städmaskiner kan ta upp mikroplast- samt gummi- och bitumenpartiklar i storleken större eller lika med 100 µm.

För att förbättra gatustädningens effekt föreslår European TRWP Platform (u.å.) att gatustädning ska koordineras med väderprognoser. Exempelvis kan städning utföras före prognosticerad omfattande

eller intensiv nederbörd. Eftersom många städmaskiner använder borstar tillverkade av plast för att samla in vägdamm, kan även borstarnas slitagematerial hamna i dagvatten. Ännu har inga kända studier kvantifierat mängden slitagematerial från städmaskiners borstar.

Under vintern kan partiklar och föroreningar från vägtrafiken ansamlas i snö från vägar och gator (Björklund m.fl., 2011; Moghadas m.fl., 2015). Idag rekommenderas att uppsamlad snö i så stor utsträckning som möjligt läggs på mark i närområdet för smältning. De i vägmiljö ackumulerade snömassorna får i Sverige generellt inte dumpas i vattenområden då spridningsrisken och därmed även de miljöeffekter detta kan förväntas medföra, för de olika föroreningar snömassorna kan innehålla, bedöms vara större via vatten än via mark. När snöuppläggningsplaster inte räcker till kan dispens från reglerna ges i vissa fall och snödumpningen till vatten kan accepteras (Havs- och vattenmyndigheten, 2018). Havs- och vattenmyndigheten bedömer att de ämnen som tillförs vattenområden med dumpad snö utgör en begränsad mängd av de ämnen som tillförs totalt sett. Idag saknas dock kunskap om vilka koncentrationer av däck- och vägslitagerelaterade mikroplastpartiklar man kan förvänta sig i snön. Därför behövs studier där mikro- och nanoplasternas kvantiteter i snö i urbana miljöer undersöks. Dessa studier är viktiga för att bedöma i vilken mån snömassorna utgör en miljörisk och om snömassorna behöver behandlas innan uppläggningen på mark.

Dammbindning, genom spridning av hygroskopiska saltlösningar på vägytan för att minska uppvirvlingen av vägdamm och därigenom halterna av inandningsbara partiklar i luften på våren, används på vissa kommunala och statliga vägar (Gustafsson m.fl., 2019a; b). Metoden är effektiv för att minska vägdammets uppvirvling, men tar inte bort dammet ur systemet. Istället spolas dammet ut i dagvattnet antingen genom aktiv spolning av vägarna eller genom nederbörd. Dammbindningen gör det sannolikt svårare för städmaskiner att ta upp främst det finare dammet från vägytan, varför metoderna bör samordnas för att optimera reduktionen av mikroplastinnehållande damm i gatu- och vägmiljöer.

8.2.4. Val av styrmedel, åtgärder och implementering av dem

8.2.4.1. Prioritering av åtgärder och styrmedel

Nyttan av flera ovan nämnda åtgärder kommer, som också understryks av Verschoor & Valk (2018), att bero på hur åtgärderna implementeras. Exempelvis kan effektiviteten, och därmed åtgärdens nytta, påverkas av om åtgärden kombineras med statligt stöd i form av ekonomiska incitament eller om informationskampanjer genomförs. För att bedöma den möjliga nyttan av en åtgärd kan man genomföra kostnadseffektivitetsanalyser, kostnadsnyttoanalyser- och multikriterieanalyser av olika styrmedel och åtgärder samt av de metoder som kan används för implementeringen. Idag saknas generellt sådana studier.

För att på saklig grund kunna prioritera mellan olika styrmedel och åtgärder krävs många typer av kunskap. Kunskap krävs om effektsamband för olika åtgärder, dvs. kunskap om hur mycket en åtgärd minskar emissionerna av mikroplastpartiklar. Vi behöver vidare bl.a. veta hur stora emissionerna är innan åtgärden vidtas. För att göra en kostnads-nyttoanalys behöver man också veta vilken skada nuvarande emissioner medför samt sambandet mellan olika nivåer av emissioner och de skador de orsakar. Dessutom kan man förvänta sig att skadan varierar beroende på bl.a. vilken typ av mikroplast som emitteras, storleken på partiklarna och i vilken miljö som emissionerna sker. Komplexiteten och bristen på kunskap om olika effektsamband m.m. innebär att det inte är sannolikt att det inom överskådlig tid kommer att vara möjligt att göra kvantitativa beräkningar av typen kostnads-nyttoanalyser utan mycket grova antaganden och stora osäkerheter.

8.2.4.2. Åtgärder motiverade av andra skäl än minskade utsläpp av mikroplast

Sammantaget gör det här att det är svårt att i dagsläget ange om och i så fall vilka åtgärder som bör vidtas. Vissa åtgärder kan dock motiveras av andra skäl än skälet att de minskar emissionerna av

mikroplast. Åtgärden kan t.ex. vara motiverad att utföra för att man ska nå ett mål som inte har med mikroplast att göra. Som nämnts ovan behöver trafikarbetet begränsas för att det ska vara möjligt att på ett rimligt sätt nå målet om att utsläppen av växthusgaser från inrikes transporter i Sverige ska minska med minst 70 procent från 2010 till 2030. Ett annat exempel är att hastighetsgränser kan behöva sänkas för att vi ska nå trafiksäkerhetsmål. Även det en åtgärd som minskar utsläppen av mikroplast.

Ibland kan värdet av den del av nyttan av en åtgärd som går att beräkna med någorlunda säkerhet överskrida kostnaden för åtgärden. Då bör åtgärden givetvis vidtas oaktat den brist på kunskap som finns angående effektsamband och annan kunskap gällande emissionerna och effekterna av mikroplast. I vissa fall skulle en åtgärd t.ex. kunna motiveras av att den är ekonomiskt lönsam oaktat dess effekt för emissionen av mikroplast. Om åtgärden att applicera vägmarkeringar på vägen så att den är nedsänkt i asfalten innebär att kostnaden för vägmarkeringar minskar på grund av att den slits mindre och den extra kostnaden för appliceringen är mindre än den minskade kostnaden för vägmarkeringar så bör åtgärden givetvis genomföras oaktat effekten på spridningen av mikroplastpartiklar. Om så är fallet är förhållandevis enkelt att undersöka och beräkna. Några sådana studier har dock inte påträffats i litteraturen.

Ett annat sådant exempel skulle kunna vara ett däck som slits mindre än vanliga däck. Om däcket samtidigt håller längre så kan det för bilägaren var lönsamt att köpa ett sådant däck även om det skulle vara något mer kostsamt i inköp. Även en sådan åtgärd skulle således kunna var motiverad oaktat hur åtgärden påverkar emissionen av slitagepartiklar.

8.2.5. Kunskap, information och regleringar

Grunden för att på sakliga grunder kunna identifiera, bedöma och prioritera vilka åtgärder som bör vidtas och när är att det finns tillräckligt med kunskap. Naturvårdsverket lyfter fram behovet av ökad kunskap om mikroplastutsläpp från vägtrafiken (Naturvårdsverket, 2017). På ett mer generellt plan lyfter EU-kommissionens vetenskapliga rådgivare i Scientific Opinion 6/2019 fram behovet av ökad kunskap om mikroplast. I den föreslås bl.a. att man ska främja internationellt och tvärvetenskapligt samarbete, t.ex. främja inrättandet av en global vetenskaplig plattform för plast- och mikroplastförorening, för att möjliggöra delad och gränsöverskridande tillgång till standardiserade data (Europeiska kommissionen, 2019).

Vidare föreslår EU:s vetenskapliga rådgivare att man ska göra det möjligt för det vetenskapliga samfundet att fylla kunskapsluckor avseende förekomst, koncentration och beteende i miljön när det gäller nanoplast, samt (liksom för mikroplast generellt) ordna så att beslutsfattare regelbundet informeras och ges möjlighet att vidta förebyggande eller riskreducerande åtgärder om bevis för miljö- och hälsorisker som rör nanoplast läggs fram.

När det gäller ökad kunskap förslår de också att åtgärder ska vidtas för att främja framsteg när det gäller provtagning och analysmetoder. Det behövs också metoder för riskbedömning av mikroplastföroreningar. För att möjliggöra detta behöver tillgången till transparent, grundlig, och detaljerad information om experimentella förfaranden och metadata främjas. För att skapa en balanserad kunskapsbas är det viktigt att även studier där inga effekter påvisats publiceras. Det behövs standarder för mätning och övervakning av mikroplastföroreningar och deras påverkan på ekosystem och människors hälsa för att möjliggöra en globalt sammanhängande bild av mikroplastföroreningar och hoten förknippade med dem.

En gemensam plattform för sammanställning av kunskap kring utvärderade metoder för att fånga upp däckslitagepartiklar bör enligt European TRWP Platform prioriteras. En åtgärd skulle exempelvis kunna vara att öka kunskapen hos konsumenterna om däckens skick och märkningar samt körstilens betydelse. Vikten av dessa åtgärder understryks även av European TRWP Platform som menar att dessa åtgärder har potential att ge mycket stor effekt på kort tid. Även bilindustrin kan minska

däckslitage genom att bland annat satsa på produktion av fordon med inbyggt ”komfortkörläge” (European TRWP Platform, arbetsdokument under bearbetning).

EU:s vetenskapliga rådgivare betonar att man bör beakta bl.a. olika källors storlek när man väljer åtgärder. De föreslår att åtgärder ska inriktas mot de källor till mikroplast som utgör de största potentiella riskerna, dvs. de största källorna och de mikroplastpariklar som har inneboende egenskaper som gör dem extra miljöfarliga samt de emissioner som ger upphov till störst exponering. Som tidigare nämnts är dock kunskapen om olika källors storlek, olika typer av mikroplasters miljö- och hälsofarlighet, deras öde i miljön etc. mycket bristfällig. EU:s vetenskapliga rådgivare lyfter också fram möjligheten att utnyttja gällande bestämmelser i befintliga rättsliga instrument för att förhindra och minska förekomsten av mikroplast i luft, jord och vatten (t.ex. direktiv som är tillämpliga på urban dagvattenrening, spridning av avloppsslam som gödningsmedel och luftkvalitet). De anser också att EU bör verka för ett globalt fördrag som syftar till att minska källorna till mikroplast och annat plastavfall.

8.3. Slutsatser

- Det finns två typer av åtgärder, dels åtgärder som minskar uppkomsten av mikroplastpartiklar så kallade källreducerande åtgärder, dels åtgärder som minskar spridning av redan emitterade partiklar.
- De åtgärder som vidtas bör i första hand fokusera på de emissioner som utgör störst negativ miljö- och hälsopåverkan. Påverkans storlek beror på emissionernas storlek, partiklarnas fysiska och kemiska egenskaper samt exponeringen för dem. Åtgärderna bör även vara kostnadseffektiva, dvs. att miljö- och hälsopåverkan ska minska så mycket som möjligt per krona.
- För att på saklig grund kunna prioritera mellan olika styrmedel och åtgärder krävs många typer av kunskap som idag saknas. Kunskap krävs om effektsamband för olika åtgärder, dvs. kunskap om hur mycket en åtgärd minskar emissionerna av mikroplastpartiklar. För att göra en kostnads-nyttoanalys behöver man också veta vilken skada nuvarande emissioner medför samt sambandet mellan olika nivåer av emissioner och typer av emissioner i olika media och de skador de orsakar. Komplexiteten och bristen på kunskap om olika effektsamband m.m. innebär att det inte är sannolikt att det inom överskådlig tid kommer vara möjligt att göra kvantitativa beräkningar av typen kostnads-nyttoanalyser utan mycket grova antaganden och stora osäkerheter.
- I vissa fall kan en åtgärd som bidrar till att minska utsläppen eller spridningen av mikroplastpartiklar motiveras av andra skäl än att den minskar uppkomsten eller spridningen av mikroplastpartiklar. Ett exempel är att en begränsning av trafikarbetet kan vara nödvändigt för att klara målet om att utsläppen av växthusgaser från inrikes transporter i Sverige (undantaget flyg) ska minska med 70 procent från år 2010 till 2030.
- Flera av de åtgärder som minskar uppkomsten av däck- och vägslitagepartiklar från vägtrafiken bidrar även till att minska ett eller flera andra miljöproblem som t.ex. utsläppen av koldioxid och andra avgasutsläpp, buller, olyckor, trängsel och vägslitage. En kombination av lättare fordon, förbättrad hjulinställning, optimalt däcktryck, lägre hastigheter och minskat trafikarbete skulle tillsammans kunna bidra till en mätbar minskning av mikroplast från däck- och vägslitage.
- Det finns flera tekniker för att hantera förorenat dagvatten. Vanliga dagvattenanläggningar är våta och torra dammar, infiltrationsbassänger, diken och konstruerade våtmarker. Det finns också olika filtersystem. Kunskapen om hur effektiva de olika teknikerna är när det gäller att

avskilja mikroplast från däck- och vägslitage är dock mycket bristfällig och mer forskning och utvärdering behövs.

- För dagvatten som går till avloppsreningsverk kan mikroplastpartiklar avskiljas mer eller mindre effektivt beroende på hur reningsverken är konstruerade och beroende på partikelstorlek. Hur effektiv avskiljningen är eller kan var för mikroplast från just däck- och vägslitage har vi inte funnit några uppgifter om. Även här behövs mer forskning och utvärdering.
- För att testa och jämföra effekten av olika åtgärder, och kombinationer av åtgärder, som syftar till att minska uppkomst och spridningen av mikro- och nanoplastpartiklar från vägtrafiken krävs pilotstudier. Det behövs t.ex. forskning och utvärdering av gatustädning och om att omhänderta och reducera däck- och vägslitagepartiklar i vägdamm, gatusopningssand, dagvatten, dagvattensediment samt jord i diken och biofilter.

9. Sammanfattande slutsatser

I slutet av alla föregående kapitel utom i kapitel 1 finns ett antal slutsatser sammanfattade i punktform. I detta kapitel har vi samlat de viktigast slutsatserna och för en diskussion om några de viktigaste slutsatserna avseende slitagepartiklar från däck, vägyta och vägmarkering.

Av de studier som finns om mikroplast är det få som rör mikroplast från vägtrafiken och de som finns handlar nästan uteslutande om slitagepartiklar från däck. Studier om slitagepartiklar från vägmarkeringar och polymermodifierad bitumen saknas i princip helt. Minst är kunskapen om de minsta partiklarna, dvs. de i nanostorlek.

En viktig generell slutsats är därför att kunskapen om mikroplast från vägtrafiken är mycket bristfällig. Denna kunskapssammanställning visar att kunskap om mikroplast från däck- och vägslitage saknas nästan helt eller är mycket bristfällig inom alla de områden som denna rapport behandlar, utom möjligen när det gäller mikropartiklarnas kemiska och fysikaliska egenskaper, där kunskapen kan betraktas som bristfällig. Bristen på kunskap är således omfattande vad gäller vilka mängder av mikroplastartiklar som emitteras genom slitage av däck, vägar och vägmarkering, i vilka storlekar partiklarna genereras, hur de sprids och eventuellt förändras i miljön, i vilka halter de förekommer i olika miljöer, vilken exponering som människor och miljö utsätts för och vilken miljö- och hälsofara mikroplaster från vägtrafiken utgör.

Vidare finns det stora kunskapsbrister om olika metoder som kan begränsa uppkomsten av mikroplast från vägtrafiken och hur effektiva de är. I kombination med ovan nämnda kunskapsbrister innebär det att vi saknar kunskap för att på sakliga grunder kunna göra väl underbyggda prioriteringar mellan olika styrmedel och åtgärder och bedöma hur kostnadseffektiva olika åtgärder är.

Källor, spridning och förekomst

Utifrån nuvarande kunskap, och kartläggning av källor till mikroplast i Sverige, kan det antas att minst hälften av de svenska utsläppen av mikroplast utgörs av däckpartiklar. Vägtrafiken bidrar också till andra emissioner av mikroplastpartiklar, genom slitagepartiklar från vägbanan i form av vägmarkering och polymermodifierad bitumen.[16]

En stor andel av däckslitagepartiklarna utgörs av relativt stora partiklar, större än 20 mikrometer och bedöms därför huvudsakligen deponeras på eller nära vägen. En stor del av spridningen av däckpartiklarna sker därför genom avrinning från vägbanan, fordonspassage och vind, snöröjning och vägrenhållning. En mindre del, upp till tio procent, bedöms utgöras av luftburna partiklar.

I gatumiljö hamnar den största delen av de emitterade partiklarna i dagvattensystemen. En mindre del av dagvattnet går till avloppsreningsverk som i vissa fall visat sig vara mycket effektiva på att avskilja mikroplast från avloppsvattnet. Studier på specifikt däckpartiklar saknas dock. Dessa avskilda mikroplastpartiklar hamnar i avloppsslammet som sedan hanteras på olika sätt. En del används som jordförbättringsmedel varvid mikroplastpartiklarna kan hamna på åkermark.

Våta och torra dammar, infiltrationsbassänger, diken, konstruerade våtmarker är vanliga typer av dagvattenanläggningar i Sverige där partiklar från vägtrafiken ansamlas (se vidare nedan under Åtgärder).

Förekomst av däckslitagepartiklar har påvisats i vägdamm, luft, dagvatten och i olika sediment men studierna är så få att det omöjligt att veta vad som är normala, höga eller låga halter i olika media. Studier om förekomst i avloppsslam, terrestra miljöer (förutom trafikmiljöer) och i organismer i

[16] Andra vägtrafikrelaterade källor till mikroplast som inte är kopplade till däck- och vägslitage, såsom fordonshaveri/krockning, nedskräpning och slitage från vissa typer av bromsbelägg, ingår inte i kunskapssammanställningen.

naturen saknas. Nyligen utförda studier har påvisat mikropartiklar från däckslitage i sediment på den svenska västkusten och i vattendrag samt i dagvatten i vägnära miljöer.

Miljöeffekter och miljörisker

Bland de kemiska ämnen som används för att tillverka däck, vägmarkeringsprodukter och polymer-modifierad bitumen finns ämnen som är farliga för miljön och människors hälsa men kunskapen om vilka ämnen som förekommer i däck- och vägslitagepartiklarna och i vilken omfattning dessa ämnen frigörs är antingen mycket begränsad eller saknas helt.

De få studier som har genomförts om effekter av mikroplast från däckslitage har främst fokuserat på giftigheten av lakvatten från däckslitbanepartiklar. Dessa visar att giftiga ämnen lakas ut och att halterna som påverkar testorganismerna negativt varierar mellan olika däck och olika studier. Organismer har även visats äta däckpartiklarna. Vad dessa studier har för relevans för bedömningen av effekter i naturlig miljö där organismer exponeras för betydligt lägre halter men under längre tid jämfört med i laboratorie-studierna är svårt att bedöma.

Bristen på kunskap när det gäller bl.a. exponering, organismers olika känslighet, halter i miljön, betydelsen av partiklarnas storlek och övriga egenskaper gör att det saknas tillräckligt underlag för att dra några säkra slutsatser som miljö- och hälsorisker av mikroplastpartiklar från vägtrafiken. Det faktum att partiklarna sannolikt är svårnedbrytbara, att utsläppen är stora och att partiklarna kan påverka organismer negativt gör att det finns goda skäl att begränsa utsläppen. Att det är viktigt att begränsa utsläppen har även framförs av Europeiska kommissionens vetenskapliga expertråd.

Egenskaper och kemisk sammansättning

Som nämnt ovan utgörs en stor andel av däckslitagepartiklarna av relativt stora partiklar, större än 20 mikrometer.

Däck och vägmarkeringar består av polymerer, olika tillsatskemikalier och fyllmedel. Polymerer i däck är elastomerer som är härdplastpolymerer. I vägmarkeringar och polymermodifierad bitumen kan polymererna vara termoplaster, härdplaster, termoplastiska elastomerer eller elastomerer. I Sverige används främst termoplastiska vägmarkeringsmassor och till polymermodifierad bitumen används främst styren-butadien-styren (SBS).

Mikroplastpartiklar från däck, vägmarkeringar och polymermodifierad bitumen uppvisar stor variation i fysikaliska egenskaper som exempelvis form, storlek och densitet. Dessutom varierar den kemiska sammansättningen. Det i sin tur påverkar hur de beter sig i miljön och den potentiella risk de utgör för människor och miljö.

Slitage

Bedömningen att mikroplastpartiklar från däck i Sverige uppgår till minst hälften av de primära emissionerna av mikroplastpartiklar baseras på kartläggning av källor och beräkningar av däckslitage. Det finns dock stora osäkerheter i de beräkningsmetoder som används. Vidare finns det inte några studier kring om däckslitaget varierar mellan dubbdäck, friktionsdäck och sommardäck samt om och, i så fall, i vilken utsträckning slitaget varierar mellan olika däck av samma typ beroende t.ex. på däckmönster, däckdimensioner och kemisk sammansättning. Det finns en rad faktorer som påverkar däckslitaget utöver själva däcken. Några av de viktigaste är last, däcktryck, hjulinställningar, fordonshastighet, förarbeteende och vägytans egenskaper.

Slitaget av vägmarkeringar påverkas av bl.a. trafikmängd, användningen av dubbdäck, körbeteende, underhåll och driftåtgärder som plogning, sandning och sopning samt av väderförhållanden. Användningen av dubbdäck påverkar påtagligt slitaget av vägbanan och således också emissionerna av polymermodifierad bitumen i den mån det ingår i vägbeläggningen.

Provtagning och analyser

Det saknas standardiserade metoder för både provtagning och analys av mikroplastpartiklar. Det innebär att olika metoder används vilket försvårar jämförelserna mellan olika studier.

Det finns tre olika huvudtyper av provtagning: selektiv provtagning, bulkprovtagning och volymreducerad provtagning. Det finns många olika typer av provtagningsmetoder. Valet av provtagningsmetod styrs av vilket medium man önskar provta (även om det kan finnas fler metoder att välja mellan) och provmängden styrs av vad man önskar analysera.

Det finns många aspekter som måste beaktas för att proven som tas ska vara relevanta och representativa. Ett exempel på en sådan aspekt är att mikroplastpartiklarnas densitet påverkar hur de sprids och var de ansamlas. Densiteten påverkas t.ex. av om det är en ren däckpartikel eller om det är en partikel som består av en blandning av däck, bitumen och mineral från vägbanan.

De analys- och beredningsmetoder som finns är komplicerade och tidskrävande och kan endast utföras av få experter. Det innebär att de är kostsamma och att det kan vara svårt att få analyser utförda. Olika analysmetoder ger olika information vilket innebär att minst två metoder behöver kombineras för att information om partiklarnas antal, form och massa i olika medier ska kunna erhållas. Utvecklingsarbete bedrivs såväl i Sverige som internationellt för att automatisera och förenkla såväl beredningen som analyserna av prov.

Åtgärder

Det finns två huvudtyper av åtgärder för att minska exponeringen för mikroplaster i miljön, dels åtgärder som minskar uppkomsten av mikroplastpartiklar, dels åtgärder som förhindrar eller minskar spridningen av redan emitterade mikroplastpartiklar. Det finns goda skäl att vidta åtgärder för att minska uppkomsten och spridningen av mikroplast från vägtrafiken men det saknas tillräcklig kunskap för att på ett otvetydigt sätt avgöra vilka åtgärder som bör prioriteras.

En utgångspunkt vid val av åtgärd som ofta är kostnadseffektiv är att vidta åtgärderna så nära källan som möjligt. I detta fall skulle det vara att i första hand förhindra eller minska uppkomstens av mikroplast från vägtrafiken och i andra hand stoppa eller minska spridningen av mikroplasterna från vägtrafiken så nära källan som möjligt. Det behövs mer kunskap om olika åtgärders effektivitet.

Exempel på åtgärder som kan minska uppkomsten av mikroplast från vägtrafiken är åtgärder som begränsar trafikarbetet, sänker hastigheterna, minskar användningen av dubbdäck, leder till lugnare körbeteende, innebär en övergång till lättare fordon, medför att däcktrycket är optimalt och hjulinställningen är optimal, minskar vägytans ojämnhet på mikronivå m.m. Även underhåll och drift av vägar som t.ex. sandning, plogning, sopning etc. påverkar uppkomsten av mängden mikroplast. Flera av de åtgärder som minskar uppkomsten av däck- och vägslitagepartiklar från vägtrafiken bidrar även till att minska flera andra negativa effekter som t.ex. utsläppen av koldioxid och andra avgasutsläpp, buller, olyckor, trängsel och vägslitage.

När det gäller åtgärder som kan minska spridningen av mikroplast från vägtrafiken finns det t.ex. flera tekniker för att hantera förorenat dagvatten. En mindre del (några få procent) av dagvattnet går i Sverige till avloppsreningsverk. Avloppsreningsverk har visat i sig kunna vara mycket effektiva på att avskilja mikroplast från avloppsvattnet med en avskiljningsgrad på 70–100 procent. Den lägre arskiljningsgraden har i en svensk studie identifierats för partiklar som samlades på 20 µm-filter där avskiljningsgraden var 70–90 procent. Avskiljningsgraden för partiklar som samlats på 300 µm-filter var i samma studie större än 99 procent och i en studie av ytterligare ett avloppsreningsverk var avskiljningsgraden större än 99 procent för partiklar i storleksordningen 10–500 µm. Det finns dock inga specifika studier av mikroplast från vägtrafiken.

Exempel på dagvattenanläggningar är våta och torra dammar, infiltrationsbassänger, diken och konstruerade våtmarker. Det finns också olika filtersystem. Av vägdagvattenanläggningar i Sverige är

cirka 80 procent dammar. Dammarna är konstruerade för att sedimentera partiklar i storleksordning från 10 µm till 5 mm. Dagvattendammar kan därmed vara effektiva på att avskilja mikroplastpartiklar i detta storleksintervall. Effektiviteten för avskiljning av däck- och vägslitagepartiklar har dock inte studerats specifikt. Dammar har visat sig kunna avskilja 90–100 procent av mikroplastpartiklar större än 20 µm.

Vad som är det lämpligaste styrmedlet för att få till stånd olika åtgärder beror på vilken åtgärd som är aktuell men alla typer av styrmedel kan användas beroende på sammanhang, dvs. såväl ekonomiska och juridiska styrmedel som information och mer kunskap genom forskning.

10. Forsknings-, utvecklings- och utredningsbehov

Som framgår av föregående kapitel är kunskapsbristen stor eller mycket stor inom alla de områden som behandlas i denna rapport om mikroplastpartiklar från vägtrafiken. Det är således inom många områden som kunskapen behöver ökas och det är svårt att lyfta fram inom vilka specifika områden som kunskapsbristen är viktigast att avhjälpa. Om vi utgår ifrån vilka frågor som är viktigast att besvara och vilken kunskap som behövs för att besvara dessa frågor kan man dock ringa in några viktiga områden där kunskapsbristen är särskilt viktig att avhjälpa.

De två kanske mest grundläggande frågorna som behöver besvaras ur ett policyperspektiv är:

1. Utgör människors och miljöns nuvarande och eventuella framtida exponering för mikroplastpartiklar från vägtrafiken ett påtagligt miljö- eller hälsoproblem? Om så är fallet hur stort är detta problem?
2. Vad finns det för åtgärder som på ett kostnadseffektivt sätt kan minska miljö- eller hälsopåverkan från mikroplast från vägtrafiken?

För att besvara den första frågan behöver det bl.a. göras effektstudier i laboratoriemiljö då man undersöker hur olika organismer i olika media påverkas av olika halter av olika typer mikroplaster från vägtrafiken under kortare och längre tid. Vi behöver också veta vilka halter av olika mikroplaster från vägtrafiken som förekommer i olika media i miljön för att kunna bedöma vilken exponering som olika organismer utsätts för. Utifrån laboratoriestudierna och kunskap om halter och exponering i miljön kan man sedan bedöma miljöpåverkan.

Det saknas standarder för att t.ex. samla in, bereda och analysera prov av mikroplast. Det gör det svårt och ibland omöjligt att jämföra olika resultat. Det är ett stort problem eftersom det finns förhållandevis få studier och de analys och provberedningsmetoder som finns är tidsödande och dyra att genomföra. Om det hade funnits standarder på nämnda områden så skulle vi snabbare och till en lägre kostnad kunna få den kunskap vi behöver för att t.ex. bedöma vilka risker mikroplastpartiklar från vägtrafiken utgör för människor och miljö.

Den andra frågan handlar om att minska exponeringen för mikroplaster från vägtrafiken och att t.ex. minska partiklarnas miljö- och hälsofarlighet genom att t.ex. ändra den kemiska sammansättningen i däck. Exponeringen kan reduceras genom att vidta åtgärder som minskar emissionerna av mikroplast men också genom att minska spridningen av dem. Att minska exponeringen för mikroplast som redan finns i miljön är betydligt svårare. Då handlar det om att sanera miljöer vilket man ibland gör när det gäller miljögifter i förorenad mark. Det är dock knappast aktuellt i dagsläget för mikroplast från vägtrafiken. Människor kan minska exponeringen genom att de t.ex. får information om på vilket sätt de exponeras. Med den kunskap som finns i dag om risker och exponering finns det dock inte någon anledning att gå ut med sådan information.

Nedan följer några specificerade exempel på kunskapsbehov:

- Det behövs mer kunskap om hur miljö- och hälsofarliga olika typer och storlekar av mikroplastpartiklar från vägtrafiken är för olika organismer samt vilken exponering som olika organismer utsätts för i olika miljöer.
- Det behövs såväl studier i laboratoriemiljö (t.ex. mätning av sorbtion, desorption, densitets- och storleksförändringar i tid under olika förhållanden och nedbrytningstest) som fältstudier (t.ex. mätning av halter, storleksfördelning, fördelning av olika typer av mikroplastpartiklar m.m. i olika miljöer) och utveckling av modeller (t.ex. beräkning av förväntade spridningsvägar, halter och exponering i olika miljöer).
- Validerade, snabbare och mer automatiserade samt standardiserade metoder för provtagning, beredning och analys av mikroplastpartiklar från vägtrafiken behöver utvecklas för

bestämning av partiklarnas form, storlek, antal, kemiska innehåll och massa. Detta behövs bl.a. för att kunna jämföra resultat från olika studier, öka kunskapen om förekomst och spridning och för att bättre kunna bedöma riskerna.

- Ofta analyseras endast partiklar inom ett begränsat storleks- och densitetsintervall vilket också bidrar till att studierna inte är jämförbara. Även storleken och densiteten på de partiklar som analyseras behöver därför standardiseras för att olika studier ska kunna vara jämförbara med varandra och för att öka förståelsen för partiklarnas spridning och förekomst i olika medier (vatten, sediment, mark och luft). Att mäta partiklar med ett större storleks- och densitetsintervall är betydelsefullt för att kunna bedöma den totala förekomsten liksom för att kunna modellera spridning och förekomst i olika medier.
- Olika åtgärder för att minska uppkomst och spridning av mikroplastpartiklar från vägtrafiken behöver identifieras och utvärderas. Det behövs t.ex. studier som ger kunskap om effektsamband mellan emissioner och körbeteende, däcktyper, vägbeläggning, däcktryck, hjulinställning, vägytans textur m.m.
- Det finns stora osäkerheter i de beräkningsmetoder och modeller som används för att bedöma hur stort bidraget av däck- och vägslitagepartiklar är samt hur det varierar mellan olika typer av däck, vägunderlag, körbeteenden, årstider, däckens lufttryck m.m. Dessa metoder och modeller behöver därför utvecklas och valideras.
- För att bedöma det däckslitage som sker i trafikmiljön och hur detta påverkar bildningen av mikropartiklar från däckslitage behöver mätningar göras i såväl kontrollerade körsimuleringsstudier som i fält på olika typer av vägar, vägbeläggningar och under olika väderleksförhållanden samt för olika typer av däck.
- Det behövs kunskap om vilka styrmedel och vilka typer av styrmedel som är lämpligast för att få till stånd olika åtgärder under olika förutsättningar. I vissa falla kan ekonomiska eller juridiska styrmedel vara lämpligast i andra fall kanske det är information och mer kunskap genom forskning som är lämpligast. I ytterligare fall kan det vara en kombination av styrmedel som är lämpligast.

Referenser

3M. (2019). 3M™ Stamark™ Pavement Marking Tape. Series 380. Flyer. https://multimedia.3m.com/mws/media/849277O/3m-stamark-pavement-marking-tape-series-380-flyer.pdf (2019-09-19)

Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Delshab, H., Soltani, N. & Sorooshian, A. (2017). Investigation of microrubbers, microplastics and heavy metals in street dust: a study in Bushehr city, Iran. *Environmental Earth Sciences 76*(23). https://doi.org/10.1007/s12665-017-7137-0

Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Kelly, F. J., Dominguez, A. O. & Jaafarzadeh, N. (2019). Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. *Environ Pollut 244: 153-164.* https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.039

Abdel-Wahab, M. M., Wang, C., Vanegas-Useche, L. V. & Parker, G. A. (2011). Experimental determination of optimum gutter brush parameters and road sweeping criteria for different types of waste. *Waste Management 31*(6): *1109-1120.* https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.12.014

Akrochem. (2019). Antioxidants and antiozonants. Part II. Technical papers. https://www.akrochem.com/pdf/technical_papers/antiox_antioz_part2.pdf.

Allan, I. J., O'Connell, S. G., Meland, S., Bæk, K., Grung, M., Anderson, K. A. & Ranneklev, S. B. (2016). PAH Accessibility in Particulate Matter from Road-Impacted Environments. *Environmental Science & Technology 50*(15): *7964-7972.* https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00504

Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S. & Galop, D. (2019). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*. https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5

Amato, F., Pandolfi, M., Viana, M., Querol, X., Alastuey, A. & Moreno, T. (2009). Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment. *Atmospheric Environment 43*(9): *1650-1659.* https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.12.009

Amato, F., Querol, X., Johansson, C., Nagl, C. & Alastuey, A. (2010). A review on the effectiveness of street sweeping, washing and dust suppressants as urban PM control methods. *Science of The Total Environment 408*(16): *3070-3084.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.04.025

Amato, F. (2018). Non-Exhaust Emissions. An Urban Air Quality Problem for Public Health. Impact and Mitigation Measures. Academic Press.

Amodio, M., Catino, S., Dambruoso, P. R., De Gennaro, G., Di Gilio, A., Giungato, P., Laiola, E., Marzocca, A., Mazzone, A., Sardaro, A. & Tutino, M. (2014). Atmospheric deposition: Sampling procedures, analytical methods, and main recent findings from the scientific literature. *Advances in Meteorology 2014*. https://doi.org/10.1155/2014/161730

Andersson, J., Mácsik, J., van der Nat, D., Norström, A., Albinsson, M., Åkerman, S., Hernefeldt, P. C. & Jönsson, R. (2018). *Reducing Highway Runoff Pollution (REHIRUP). Sustainable design and maintenance of stormwater treatment facilities.*, (2018:155). Trafikverket. https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/47197/Ineko.Product.RelatedFiles/2018-_155_reducing_highway_runoff_pollution_sustainable_design_and_maintenance_of_stormwater_treatment.pdf

Anger, P. M., von der Esch, E., Baumann, T., Elsner, M., Niessner, R. & Ivleva, N. P. (2018). Raman microspectroscopy as a tool for microplastic particle analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry 109: 214-226.* https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.010

Anthoine, G., Ignatz-Hoover, F. & To, B. H. (2005). Migration of additives in rubber. *International Polymer Science and Technology 32*(11): *1–13.* http://www.polymerjournals.com/pdfdownload/958903.pdf

Araujo, C. F., Nolasco, M. M., Ribeiro, A. M. P. & Ribeiro-Claro, P. J. A. (2018). Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Research 142: 426–440.* https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.060

Aronsson, M., Galfi, H., Magnusson, K., Polukarova, M., Strömwall, A.-M. & Gustafsson, K. (2018). *Förekomst och spridning av mikroplast, gummi och asfaltspartiklar från vägtrafik.* Trafikkontoret, Göteborgs stad. https://goteborg.se/wps/wcm/connect/2879cbaa-9911-418a-a97d-8c8bc1eb41bb/Fo%CC%88rekomst+och+spridning+av+mikroplast+gummi-+och+asfaltspartiklar+fra%CC%8An+va%CC%88gtrafik.pdf?MOD=AJPERES

Asheim, J., Vike-Jonas, K., Gonzalez, S. V., Lierhagen, S., Venkatraman, V., Veivåg, I.-L. S., Snilsberg, B., Flaten, T. P. & Asimakopoulos, A. G. (2019). 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 649: 703–711.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.299

Ašmonaté, G. & Carney Almroth, B. (2019). *Effects of microplastics on organisms and impacts on the environment: Balancing the known and unknown.* Göteborgs universitet. Scientific report prepared for the Swedish EPA. https://bioenv.gu.se/digitalAssets/1717/1717688_effects-of-microplastics-on-organisms-bethanie.pdf

Atech Group 2001. A national approach to waste tyres. *In:* ENVIRONMENT, C. D. O. (ed.).

Atkins Limited. (2015). *Durability of White Thermoplastic Road Markings Phase 1: Literature Review and Consultation Final Report.* Scottish Road Research Board. https://www.transport.gov.scot/media/2639/durability-of-thermoplastic-road-markings-final.pdf

Babić, D., Burghardt, T. E. & Babić, D. (2015). Application and Characteristics of Waterborne Road Marking Paint. *International Journal for Traffic and Transport Engineering 5*(2)*: 150-169.* http://dx.doi.org/10.7708/ijtte.2015.5(2).06

Banerjee, B., (2019). Chapter 1. Rubbers, compounding ingredients and their criterion in tyre retreading. In: Banerjee, B. (Ed.). Tire Retreading. Second edition. Walter de Gruyter GmbH, Berlin/Boston. ISBN 978-3-11-064090-8

BEC Materials. (2019). Global Styrenic Block Copolymers (SBC) Market to Grow at 5.53 % CAGR by 2023. http://www.becmaterials.com/news/183-global_sbc_market_forecast_2017_2023.

Beckingham, B. & Ghosh, U. (2017). Differential bioavailability of polychlorinated biphenyls associated with environmental particles: Microplastic in comparison to wood, coal and biochar. *Environmental Pollution 220: 150-158.* https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.033

Bejgarn, S., MacLeod, M., Bogdal, C. & Breitholtz, M. (2015). Toxicity of leachate from weathering plastics: An exploratory screening study with Nitocra spinipes. *Chemosphere 132: 114-119.* https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.010

Beretta, E., Gualtieri, M., Botto, L., Palestini, P., Miserocchi, G. & Camatini, M. (2007). Organic extract of tire debris causes localized damage in the plasma membrane of human lung epithelial cells. *Toxicology Letters 173*(3)*: 191-200.* https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2007.07.012

Berthomieu, C. & Hienerwadel, R. (2009). Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy. *Photosynthesis Research 101*(2)*: 157-170.* https://doi.org/10.1007/s11120-009-9439-x

Besseling, E., Redondo-Hasselerharm, P., Foekema, E. M. & Koelmans, A. A. (2019). Quantifying ecological risks of aquatic micro- and nanoplastic. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology 49*(1)*: 32–80.* https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1531688

Betongindustri (2019) Tekniska egenskaper. https://www.betongindustri.se/sv/tekniska-egenskaper (2019-11-01)

Björklund, K., Strömvall, A.-M. & Malmqvist, P.-A. (2011). Screening of organic contaminants in urban snow. *Water Science and Technology 64*(1): *206–213.* https://doi.org/10.2166/wst.2011.642

Blecken, G. W. (2016). *Kunskapssammanställning – Dagvattenrening.* (Rapport Nr 2016-05.). http://www.svensktvatten.se/contentassets/979b8e35d47147ff87ef80a1a3c0b999/svu-rapport_2016-05.pdf

Bläsing, M. & Amelung, W. (2018). Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of The Total Environment 612: 422–435.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086

Borg Olesen, K., Stephansen, D., van Alst, N., Simon, M., Vianello, A., Liu, F. & Vollertsen, J. 2017. Microplastic in Water, Sediment, Invertebrates, and Fish of a Stormwater Retention Pond. *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC).*

Boulter, P. G., Thorpe, A., Harrison, R. & Allen, A. (2006). *Road vehicle non-exhaust particulate matter: final report on emission modelling – Published project report PPR110.* https://trl.co.uk/sites/default/files/PPR110.pdf

Braun, U., Jekel, M., Gerdts, G., Ivleva, N. & Reiber, J. (2018). Microplastics Analytics *Sampling, Preparation and Detection Methods*. https://bmbf-plastik.de/sites/default/files/2018-12/Discussion%20Paper%20Mikroplastics%20Analytics%20Nov%202018.pdf

Brodie, I. & Porter, M. 2004. Use of Passive Stormwater Samplers in Water Sensitive Urban Design. *International Conference on Water Sensitive Urban Design.* Adelaide, South Australia.

Brouwer, P. (2006). Theory of XRF : getting acquainted with the principles, PANalytical B.V.

Brydson J.A. (1999). Plastic materials. 7th ed. Butterworth-Heinemann, Oxford

Burns, E. E. & Boxall, A. B. A. (2018). Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental Toxicology and Chemistry 37*(11)*: 2776–2796.* https://doi.org/10.1002/etc.4268

Cabernard, L., Roscher, L., Lorenz, C., Gerdts, G. & Primpke, S. (2018). Comparison of Raman and Fourier Transform Infrared Spectroscopy for the Quantification of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology 52*(22): *13279–13288.* https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03438

Cadle, S. H. & Williams, R. L. (1979). Gas and Particle Emissions from Automobile Tires in Laboratory and Field Studies. *Rubber Chemistry and Technology 52*(1): *146–158.* https://doi.org/10.5254/1.3535198

Cadle, S. H. & Williams, R. L. (1980). Environmental Degradation of Tire-Wear Particles. *Rubber Chemistry and Technology 53*(4)*: 903-914.* https://doi.org/10.5254/1.3535066

Cai, L., Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Zhan, Z., Tan, X. & Chen, Q. (2017). Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. *Environmental Science and Pollution Research 24*(32): *24928–24935.* https://doi.org/10.1007/s11356-017-0116-x

Camatini, M., Crosta, G. F., Dolukhanyan, T., Sung, C., Giuliani, G., Corbetta, G. M., Cencetti, S. & Regazzoni, C. (2001). Microcharacterization and identification of tire debris in heterogeneous laboratory and environmental specimens. *Materials Characterization 46*(4): *271-283.* https://doi.org/10.1016/S1044-5803(00)00098-X

Camponelli, K. M., Casey, R. E., Snodgrass, J. W., Lev, S. M. & Landa, E. R. (2009). Impacts of weathered tire debris on the development of Rana sylvatica larvae. *Chemosphere 74*(5): *717-722.* https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.056

CEDR. (2016). *Management of contaminated runoff water: current practice and future research needs.* (Report 2016/01). https://www.cedr.eu/download/Publications/2016/CEDR2016-1-Management-of-contaminated-runoff-water.pdf

Chen, Z. & Prathaban, S. (2013). *Modeling of Tyre Parameters' Influence on Transport Productivity for Heavy Trucks*. Göteborg, Sweden: Department of Applied Mechanics, Chalmers University of Technology.

Cho, Y. S., Hong, S. C., Choi, J. & Jung, J. H. (2019). Development of an automated wet-cyclone system for rapid, continuous and enriched bioaerosol sampling and its application to real-time detection. *Sensors and Actuators, B: Chemical: 525–533.* https://doi.org/10.1016/j.snb.2018.12.155

Chu, H.-M. (2019). Thermoplastic Pavement Marking Technology: TPM-Advanced. 4th edition.

Continental. (2019). Tire mixture. https://www.continental-tires.com/car/tire-knowledge/tire-basics/tire-mixture. (2019-09-20)

Conley, K., Clum, A., Deepe, J., Lane, H., & Beckingham, B. (2019). Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over one year. *Water Research X, 3*, 100030. https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100030

de Sá, L. C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T. L. & Futter, M. N. (2018). Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? *Science of The Total Environment 645: 1029–1039.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207

Dehghani, S., Moore, F. & Akhbarizadeh, R. (2017). Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran. *Environmental Science and Pollution Research 24*(25)*: 20360-20371*. https://doi.org/10.1007/s11356-017-9674-1

Dietze, V., Fricker, M., Goltzsche, M. & Schultz, E. (2006). Air quality measurement in German health resorts - Part 1: Methodology and verification. *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft 66*(1-2)*: 45-53.*

dos Santos, É. J., Herrmann, A. B., Prado, S. K., Fantin, E. B., dos Santos, V. W., de Oliveira, A. V. M. & Curtius, A. J. (2013). Determination of toxic elements in glass beads used for pavement marking by ICP OES. *Microchemical Journal 108: 233–238.* https://doi.org/10.1016/j.microc.2012.11.003

Dümichen, E., Eisentraut, P., Celina, M. & Braun, U. (2019). Automated thermal extraction-desorption gas chromatography mass spectrometry: A multifunctional tool for comprehensive characterization of polymers and their degradation products. *Journal of Chromatography A.* https://doi.org/10.1016/j.chroma.2019.01.033

Däckrazzia. (2018). *Resultat från däckundersökning genomförd i samband med däckrazzior 2017.* https://mb.cision.com/Public/4132/2599661/9d6d39f4b6526d86.pdf

ECHA (2019a). Registration dossier, Asphalt CAS number 8052-42-4. Physical & chemical properties. https://echa.europa.eu/sv/registration-dossier/-/registered-dossier/15585/4/5

ECHA (2019b). Registration dossier. Pentaerytritol rosin ester (CAS-nummer 65997-12-8). https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/12329/4/5/?documentUUID=b134db53-7a3d-45e3-9ad1-c7f1e29573fc

Ebere, C. E., Wirnkor, V. A. & Ngozi, V. E. (2019). Uptake of microplastics by plant: a reason to worry or to be happy. *World Scientific News 131: 256–267.* http://www.worldscientificnews.com/wp-content/uploads/2019/06/WSN-131-2019-256-267.pdf

Eckart, K., McPhee, Z. & Bolisetti, T. (2017). Performance and implementation of low impact development – A review. *Science of The Total Environment 607-608: 413–432.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.254

Eisenblaetter, J., Walsh, S. J. & Krylov, V. V. (2010). Air-related mechanisms of noise generation by solid rubber tyres with cavities. *Applied Acoustics 71*(9): *854–860.* https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2010.05.002

Eisentraut, P., Dümichen, E., Ruhl, A. S., Jekel, M., Albrecht, M., Gehde, M. & Braun, U. (2018). Two Birds with One Stone—Fast and Simultaneous Analysis of Microplastics: Microparticles Derived from Thermoplastics and Tire Wear. *Environmental Science & Technology Letters 5*(10): *608-613.* https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00446

Elert, A. M., Becker, R., Duemichen, E., Eisentraut, P., Falkenhagen, J., Sturm, H. & Braun, U. (2017). Comparison of different methods for MP detection: What can we learn from them, and why asking the right question before measurements matters? *Environmental Pollution 231: 1256-1264.* https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.074

Ellis, G., Hendra, P. J., Jones, C. H., Jackson, D. O. & Loadman, M. J. R. (1990). Fourier Transform Raman Spectroscopy in the Analysis of Elastiomers. *Kautschuk, Gummi, Kunststoffe 43*(2)*: 118.*

Erickson, A. J., Weiss, P. T. & Gulliver, J. S. (2013). Stormwater Treatment Practices. *In:* ERICKSON, A. J., WEISS, P. T. & GULLIVER, J. S. (eds.) *Optimizing Stormwater Treatment Practices: A Handbook of Assessment and Maintenance.* New York, NY: Springer New York.

Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Hafner, J., Zellers, A. & Rifman, S. (2013). Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin 68*(1)*: 71-76.* https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.021

Estahbanati, S. & Fahrenfeld, N. L. (2016). Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere 162: 277–284.* https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.083

Etyemezian, V., Kuhns, H., Gillies, J., Green, M., Pitchford, M. & Watson, J. (2003). Vehicle-based road dust emission measurement: I - Methods and calibration. *Atmospheric Environment 37*(32): *4559–4571.* https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00528-4

Europeiska kommissionen. (2019). *Environmental and Health Risks of Microplastic Pollution.* Directorate-General for Research and Innovation. Unit RTD.DDG1.02 – Scientific Advice Mechanism.https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/research_and_innovation/groups/sam/ec_rtd_sam-mnp-opinion_042019.pdf

Everaert, G., Van Cauwenberghe, L., De Rijcke, M., Koelmans, A. A., Mees, J., Vandegehuchte, M. & Janssen, C. R. (2018). Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution 242: 1930–1938.* https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.069

Fernández-Berridi, M. J., González, N., Mugica, A. & Bernicot, C. (2006). Pyrolysis-FTIR and TGA techniques as tools in the characterization of blends of natural rubber and SBR. *Thermochimica Acta 444*(1)*: 65–70.* https://doi.org/10.1016/j.tca.2006.02.027

Fisher, J.D. (2010). Chapter 17. Alkyl phenol resins in adhesive and rubber applications. In: Pilato, L. (Ed.). Phenolic Resins: A century of progress. Springer Verlag, Berlin Heidelberg. ISBN 978-3-642-04713-8

Fischer, M. & Scholz-Böttcher, B. M. (2017). Simultaneous Trace Identification and Quantification of Common Types of Microplastics in Environmental Samples by Pyrolysis-Gas Chromatography–Mass Spectrometry. *Environmental Science & Technology 51*(9)*: 5052-5060.* https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06362

Foitzik, M.-J., Unrau, H.-J., Gauterin, F., Dörnhöfer, J. & Koch, T. (2018). Investigation of ultra fine particulate matter emission of rubber tires. *Wear 394-395: 87–95.* https://doi.org/10.1016/j.wear.2017.09.023

Fries, E., Dekiff, J. H., Willmeyer, J., Nuelle, M. T., Ebert, M. & Remy, D. (2013). Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environmental Sciences: Processes and Impacts 15*(10)*: 1949-1956.* https://doi.org/10.1039/c3em00214d

Funai, J. T. & Kupec, P. (2017). Exploring Planting and Filter Media in Stormwater Bioremediating Landscapes: a Review. *Water, Air, & Soil Pollution 228*(9): *340.* https://doi.org/10.1007/s11270-017-3524-0

GESAMP. (2016). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment.* . Kershaw, P.J. &Rochman, C.M. (red.), p. 220. http://www.gesamp.org/site/assets/files/1275/sources-fate-and-effects-of-microplastics-in-the-marine-environment-part-2-of-a-global-assessment-en.pdf

GESAMP. (2019). *Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean.* (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 99, 130p. http://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean

Geveco Markings, (2019a). Hot applied thermoplastics. https://www.geveko-markings.com-/products/hot-applied-thermoplastics/ (2019-09-20)

Geveco Markings, (2019b). Preformed Thermoplastics. https://www.geveko-markings.com/-products/preformed-thermoplastic/ (2019-09-20)

Gomiero, A. 2018). *RE: The use of thermal degradation methods for the characterization of microplastics in environmental matrices.*

Gomiero, A., Øysæd, K. B., Agustsson, T., van Hoytema, N., van Thiel, T. & Grati, F. (2019). First record of characterization, concentration and distribution of microplastics in coastal sediments of an urban fjord in south west Norway using a thermal degradation method. *Chemosphere 227: 705–714.* https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.096

Grand View Research (2016a). Traffic Road Marking Coating Market Size Was 1,200 kilo tons in 2014 And Is Expected To Grow At A CAGR Of 4.7% From 2015 To 2022: Grand View Research, Inc. https://www.globenewswire.com/news-release/2016/06/09/847286-/0/en/Traffic-Road-Marking-Coating-Market-Size-Was-1-200-kilo-tons-in-2014-And-Is-Expected-To-Grow-At-A-CAGR-Of-4-7-From-2015-To-2022-Grand-View-Research-Inc.html (2019-09-23)

Grand View Research (2016b). Polymer modified bitumen market worth $13.34Bn by 2022. https://www.grandviewresearch.com/press-release/global-polymer-modified-bitumen-market (2019-09-23)

Grand View Research (2019a). Traffic Road Marking Coatings. Market estimates & forecasts to 2025. Grand View Research, Inc., USA

Grand View Research (2019b). Traffic Road Marking Coatings Market Size, Share & Trends Analysis Report By Product (Paint, Thermoplastic, Preformed Polymer Tape, Epoxy), By Region (Asia Pacific, North America, Europe, MEA), And Segment Forecasts, 2019–2025. Report Summary. https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/traffic-road-marking-coatings-market

Grigoratos, T., & Martini, G., 2014. Non-exhaust traffic related emissions. Brake and tyre wear PM. JRC, Scientific and Policy Reports. http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository-/bitstream/JRC89231/jrc89231-online%20final%20version%202.pdf.

Grigoratos, T., Gustafsson, M., Eriksson, O. & Martini, G. (2018). Experimental investigation of tread wear and particle emission from tyres with different treadwear marking. *Atmospheric Environment 182: 200-212.* https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.049

Gualtieri, M., Andrioletti, M., Vismara, C., Milani, M. & Camatini, M. (2005a). Toxicity of tire debris leachates. *Environment International 31*(5): *723–730.* https://doi.org/10.1016/-j.envint.2005.02.001

Gualtieri, M., Rigamonti, L., Galeotti, V. & Camatini, M. (2005b). Toxicity of tire debris extracts on human lung cell line A549. *Toxicology in Vitro 19*(7): *1001–1008.* https://doi.org/10.1016/-j.tiv.2005.06.038

Gualtieri, M., Mantecca, P., Cetta, F. & Camatini, M. (2008). Organic compounds in tire particle induce reactive oxygen species and heat-shock proteins in the human alveolar cell line A549. *Environment International 34*(4): *437-442.* https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.010

Guilizzoni, P. (2012). PALAEOLIMNOLOGY: AN INTRODUCTION. *In:* UNESCO, D. U. T. A. O. T. (ed.) *Encyclopedia of Life Support System.* Eolss Publishers, Oxford, UK.

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.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.12.030

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Brorström-Lundén, E., Dahl, A., Gudmundsson, A., Johansson, C., Jonsson, P. & Swietlicki, E. (2009). *NanoWear - nanopartiklar från däck- och vägbaneslitage.* (660). VTI. https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:675394/FULLTEXT01.pdf

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Jonsson, P. & Ferm, M. (2010). *Effekter av dammbindning av belagda vägar.* Statens väg- och transportforskningsinstitut. http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:-nbn:se:vti:diva-6527

Gustafsson, M., Bennet, C., Blomqvist, G., Johansson, C., Norman, M. & Sjövall, B. (2011a). *Utvärdering av städmaskiners förmåga att minska PM10-halter.* (707). VTI. http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:670595/FULLTEXT01.pdf

Gustafsson, M., Blomqvist, G. & Jonsson, P. (2011b). *Damningsminimerad vinter- och barmarksdrift : mått, medel och strategier.* (701). Statens väg- och transportforskningsinstitut. http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:670575/FULLTEXT01.pdf

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Janhäll, S., Norman, M. & Johansson, C. (2016). *Driftåtgärder mot PM10 i Stockholm : utvärdering av vintersäsongen 2014–2015.* (897). Statens väg- och transportforskningsinstitut. http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:937274-/FULLTEXT02.pdf

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Elmgren, M., Johansson, C., Järlskog, I., Lundberg, J., Norman, M. & Silvergren, S. (2018). *Driftåtgärder mot PM10 i Stockholm : utvärdering av vintersäsongen 2016–2017.* (928). Statens väg- och transportforskningsinstitut. http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:1111887/FULLTEXT01.pdf

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Elmgren, M., Johansson, C., Järlskog, I., Lundberg, J., Norman, M. & Silvergren, S. (2019a). *Driftåtgärder mot PM10 i Stockholm : utvärdering av vintersäsongen 2017–2018.* VTI Rapport 1000. Statens väg- och transportforskningsinstitut. http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:1287718/FULLTEXT01.pdf

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Järlskog, I., Lundberg, J., Niska, A., Janhäll, S., Norman, M., Eneroth, K. & Johansson, C. (2019b). *Optidrift : optimerad vinter- och barmarksdrift för bättre*

luftkvalitet. (1004). Statens väg- och transportforskningsinstitut. http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:1296413/FULLTEXT02.pdf

Haig, C. W., Mackay, W. G., Walker, J. T. & Williams, C. (2016). Bioaerosol sampling: Sampling mechanisms, bioefficiency and field studies. *Journal of Hospital Infection 93*(3)*: 242-255.* https://doi.org/10.1016/j.jhin.2016.03.017

Hamlin, H. J., Marciano, K. & Downs, C. A. (2015). Migration of nonylphenol from food-grade plastic is toxic to the coral reef fish species Pseudochromis fridmani. *Chemosphere 139: 223-228.* https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.032

Hann, S., Sherrington, C., Jamieson, O., Hickman, M., Kershaw, P., Bapasola, A. & Cole, G. (2018). *Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products.*, (Final report). ICF and Eunomia Research & Consulting Ltd. http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/microplastics_final_report_v5_full.pdf

Harper, C.A., Petrie, E.M. (2003). Plastic Materials and Processes. A Concise Encyclopedia. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken.

Harrison, R. M., Jones, A. M., Gietl, J., Yin, J. & Green, D. C. (2012). Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements. *Environmental Science and Technology 46*(12): *6523–6529.* https://doi.org/10.1021/es300894r

Hassellöv, M., Karlsson, T., Mattsson, K., Magnusson, K., Strand, J., Lenz, R., Bavel, B. & Pettersen Eidsvoll, D. (2018). Progress towards monitoring of microlitter in Scandinavian marine environments: State of knowledge and challenges, TemaNord 2018:551, Copenhagen: Nordiska Ministerrådet. http://dx.doi.org/10.6027/TN2018-551

Havs- och vattenmyndigheten. (2018). Vägledning om dumpning av snö i hav, sjöar eller vattendrag. https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/provning-och-tillsyn/dumpning/dumpning-och-hantering-av-sno---fragor-och-svar.html.

Hermabessiere, L., Dehaut, A., Paul-Pont, I., Lacroix, C., Jezequel, R., Soudant, P. & Duflos, G. (2017). Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review. *Chemosphere 182: 781–793.* https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.096

Hexion (2019). Phenolic Resins and Versatic™ Acids for Tire Cord and Rubber. Hämtad 2019-09-24 från: https://www.hexion.com/en-us/applications/adhesives/rubber

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C. & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology 46*(6): *3060–3075.* https://doi.org/10.1021/es2031505

Holmsten, I. (2014). *Vägdagvattenanläggningar. Inventering.* Trafikverket.

Honarmand, M., Tanzadeh, J., Beiranvand, M. (2019). Bitumen and its modifier for use in pavement engineering. In S. Hemeda (red.), *Sustainable construction and building materials*: IntechOpen. https://www.intechopen.com/books/sustainable-construction-and-building-materials/bitumen-and-its-modifier-for-use-in-pavement-engineering

Horton, A. A., Svendsen, C., Williams, R. J., Spurgeon, D. J. & Lahive, E. (2017a). 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.* https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.004

Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E. & Svendsen, C. (2017b). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment 586: 127-141.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190

Hussein, T., Johansson, C., Karlsson, H. & Hansson, H.-C. (2008). Factors affecting non-tailpipe aerosol particle emissions from paved roads: On-road measurements in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment 42*(4): *688–702.* https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.064

IARC, International Agency on Research on Cancer (2013). Bitumens and Bitumen Emissions, and some N- and S-Heterocyclic Aromatic Hydrocarbons. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 103. http://publications.iarc.fr/127

IEA, International Energy Agency (2019). *World Energy Outlook 2019.* https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2019 Imhof, H. K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N. P. & Laforsch, C. (2012). A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods 10*(7): *524–537.* 10.4319/lom.2012.10.524

Jancsek-Turóczi, B., Hoffer, A., Nyírő-Kósa, I. & Gelencsér, A. (2013). Sampling and characterization of resuspended and respirable road dust. *Journal of Aerosol Science 65: 69–76.* https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2013.07.006

Janhäll, S., Gustafsson, M., Andersson, K., Järlskog, I. & Lindström, T. (2016). *Utvärdering av städmaskiners förmåga att reducera vägdammsförrådet i gatu- och tunnelmiljöer i Trondheim.* (03476030 (ISSN)). Statens väg- och transportforskningsinstitut. http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:vti:diva-8292

Jannö, A. (2016). *Förekomst av mikroplast i dagvatten från väg och trafik i Göteborg. Provtagning och analysering*. Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs universitet.

Japanese MHLW/MOE, Ministry of Health, Labour and Welfare/Ministry of the Environment (2014) GHS Classifications results. CAS No. 8052-42-4, Asphalt (straight asphalt). https://www.nite.go.jp/chem/english/ghs/15-mhlw-0018e.html

Jekel, M. (2019). *Scientific Report on Tyre and Road Wear Particles, TRWP, in the aquatic environment.* ETRMA. https://www.tyreandroadwear.com/wp-content/uploads/2019/10/FINAL-Scientific-Report-on-Tyre-and-Road-Wear-Particles.pdf

Jiang, J. Q. (2018). Occurrence of microplastics and its pollution in the environment: A review. *Sustainable Production and Consumption 13: 16–23.* https://doi.org/10.1016/-j.spc.2017.11.003

Johansen, T. C. & Fors, C. (2018). *Method description – assessment of road marking materials used in contracts : Nordic certification system for road marking materials.* Statens väg- och transportforskningsinstitut. http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:vti:diva-12873

Järlskog, I., Blomqvist, G., Gustafsson, M. & Janhäll, S. (2017). *Utvärdering av städmaskiners förmåga att reducera vägdammsförrådet i gatu- och tunnelmiljöer : En fältstudie i Trondheim 2016.* (03476030 (ISSN). Statens väg- och transportforskningsinstitut. http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:vti:diva-12559

Järlskog, I. (2018). *Vägdamm och mikroplast från Sveriges vägtransportsektor- Kan städning av vägbanan vara en möjlig åtgärd för reduktion av partiklar?* (Examensarbete för magisterexamen i miljövetenskap (30 hp)). Fakulteten för hälso- och livsvetenskap, Linnéuniversitetet.

Jönsson, R. (2016). *Mikroplast i dagvatten och spillvatten.* Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet.

Kalman, B., Hakim, H., Said, S. & Waldemarsson, A. (2005). *Beständighet hos asfaltbeläggningar : utmattning av asfaltlager som utsätts för upprepade belastningar i närvaro av vatten.* Statens väg- och transportforskningsinstitut. VTI notat 9-2005. http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:vti:diva-1536

Karlsson, T., M, Ekstrand, E., Threapleton, M., Mattsson, K., Nordberg, K. & Hassellöv, M. (2019). *Undersökning av mikroskräp längs bohuslänska stränder och i sediment.* Göteborgs

universitet, Institutionen för marina vetenskaper. http://urn.kb.se/resolve?-urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-8102

Kemikalieinspektionen (2019). The Court of Justice of the European Union supports Sweden in the verdict regarding lead chromates. https://www.kemi.se/en/news-from-the-swedish-chemicals-agency/2019/the-court-of-justice-of-the-european-union-supports-sweden-in-the-verdict-regarding-lead-chromates/ (2019-09-20)

Khan, F., Halle, L. & Palmquist, A. (2019). Acute and long-term toxicity of micronized car tire wear particles to Hyalella Azteca. *Aquatic Toxicity 213*. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.-2019.05.018

Khan, R. K. & Strand, M. A. (2018). Road dust and its effect on human health: a literature review. *Epidemiol Health 40: e2018013.* https://doi.org/10.4178/epih.e2018013

Klein, M. R.(2013). *Passive stormwater samplers for sampling highway runoff from BMPs: feasibility studies*. University of Nebraska.

Klein, M., & Fischer, E. K. (2019). Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Science of the Total Environment, 685*, 96–103. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405

Klöckner, P., Reemtsma, T., Eisentraut, P., Braun, U., Ruhl, A. S. & Wagner, S. (2019). Tire and road wear particles in road environment – Quantification and assessment of particle dynamics by Zn determination after density separation. *Chemosphere*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.176

Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A. & Janssen, C. R. (2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environmental Science & Technology 50*(7): *3315–3326.* https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069

Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. A. J. & Ragas, A. M. J. (2017). Wear and tear of tyres: A stealthy source of microplastics in the environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health 14*(10). https://doi.org/10.3390/ijerph14101265

Koucheki, B. (2003). *Våta vägmarkeringars funktion 1998-2003.* Statens väg- och transportforskningsinstitut., VTI notat 43-2003. http://urn.kb.se/resolve-?urn=urn:nbn:se:vti:diva-1449

Kovač Viršek, M., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P. & Kržan, A. (2016). Protocol for Microplastics Sampling on the Sea Surface and Sample Analysis. *J. Vis. Exp. 118*(e55161). https://doi.org/10.3791/55161

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.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.016

Kreider, M. L., Doyle-Eisele, M., Russell, R. G., McDonald, J. D., & Panko, J. M. (2012). Evaluation of potential for toxicity from subacute inhalation of tire and road wear particles in rats. *Inhalation Toxicology, 24*(13), 907–917. https://doi.org/10.3109/08958378.2012.730071

Kreider, M. L., Unice, K. M., & Panko, J. M. (2019). Human health risk assessment of Tire and Road Wear Particles (TRWP) in air. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1-19. doi: https://doi.org/10.1080/10807039.2019.1674633

Kwak, J. H., Kim, H., Lee, J. & Lee, S. (2013). Characterization of non-exhaust coarse and fine particles from on-road driving and laboratory measurements. *Science of the Total Environment 458–460: 273–282.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.040

Käppler, A., Fischer, M., Scholz-Böttcher, B. M., Oberbeckmann, S., Labrenz, M., Fischer, D., Eichhorn, K.-J. & Voit, B. (2018). Comparison of μ-ATR-FTIR spectroscopy and py-GCMS as identification tools for microplastic particles and fibers isolated from river sediments. *Analytical and Bioanalytical Chemistry 410*(21): *5313-5327.* https://doi.org/10.1007/s00216-018-1185-5

Lassen, C., Hansen, S. F., Magnusson, K., Norén, F., Hartmann, N. I. B., Jensen, P. R., Nielsen, T. G. & Brinch, A. 2015. Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. Environmental project Nr. 1793. *I:* AGENCY, D. M. O. T. E. E. P. (red.).

Laurinavičius, A., Skerys, K., Jasiuniene, V., Pakalnis, A. & Starevičius, M. (2009). Analysis and evaluation of the effect of studded tyres on road pavement and environment (I). *Baltic Journal of Road and Bridge Engineering 4*(3).

Law, K. L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J. & Reddy, C. M. (2010). Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science 329*(5996)*: 1185–1188.* https://doi.org/10.1126/science.1192321

Leads, R. R. & Weinstein, J. E. (2019). Occurrence of tire wear particles and other microplastics within the tributaries of the Charleston Harbor Estuary, South Carolina, USA. *Marine Pollution Bulletin 145: 569–582.* https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.061

Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M. & Schludermann, E. (2014). The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution 188: 177–181.* https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006

Lee, S., Kwak, J., Kim, H. & Lee, J. (2013). Properties of roadway particles from interaction between the tire and road pavement. *International Journal of Automotive Technology 14*(1)*: 163-173.* https://doi.org/10.1007/s12239-013-0018-y

Lenz, R. & Labrenz, M. (2018). Small Microplastic Sampling in Water: Development of an Encapsulated Filtration Device. *Water 10*(1055).

Li, C., Busquets, R., Campos, L.C. (2019). Assessment of microplastic in freshwater systems: a review. The Science of the total environment. 707, 135578. https://www.10.1016/j.scitotenv.2019.135578 (Epub)

Li, H.-X., Getzinger, G. J., Ferguson, P. L., Orihuela, B., Zhu, M. & Rittschof, D. (2016). Effects of Toxic Leachate from Commercial Plastics on Larval Survival and Settlement of the Barnacle Amphibalanus amphitrite. *Environmental Science & Technology 50*(2): *924–931.* https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02781

Li, P., Ding, Z., Zou, P. & Sun, A. (2017). Analysis of physico-chemical properties for crumb rubber in process of asphalt modification. *Construction and Building Materials 138: 418–426.* https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.01.107

Li, Y., Zuo, S., Lei, L., Yang, X. & Wu, X. (2011). Analysis of impact factors of tire wear. *Journal of Vibration and Control 18*(6): *833–840.*

Lithner, D., Damberg, J., Dave, G. & Larsson, Å. (2009). Leachates from plastic consumer products – Screening for toxicity with Daphnia magna. *Chemosphere 74*(9): *1195–1200.* https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.022

Lithner, D., Nordensvan, I. & Dave, G. (2012). Comparative acute toxicity of leachates from plastic products made of polypropylene, polyethylene, PVC, acrylonitrile–butadiene–styrene, and epoxy to Daphnia magna. *Environmental Science and Pollution Research 19*(5): *1763–1772.* https://doi.org/10.1007/s11356-011-0663-5

Liu, F., Olesen, K. B., Borregaard, A. R. & Vollertsen, J. (2019). Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. *Science of The Total Environment 671: 992–1000.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.416

Ljung, E., Borg Olesen, K., Andersson, P.-G., Fältström, E., Viollertsen, J., Wittgren, H. B. & Hagman, M. (2018). *Mikroplast i kretsloppet* (2018-13). Svenskt Vatten Utveckling AB. https://www.svensktvatten.se/contentassets/7be8e202754e4011a400bcff4ed89b1c/mikSVu-rap-8-13.pdf

Lloyd, L. N., Fitch, G. M., Singh, T. S. & Smith, J. A. (2019). Characterization of Environmental Pollutants in Sediment Collected during Street Sweeping Operations to Evaluate its Potential for Reuse. *Journal of Environmental Engineering 145*(2): *04018141.* https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001493

Lopez, C., (2004). Pavement Marking Handbook. Texas Department of Transportation. Manual Notice: 2004-1 https://t2.unh.edu/sites/t2.unh.edu/files/documents/publications/pmh.pdf

Magnusson, K. & Norén, F. (2014). *Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant.* (C55). IVL Svenska Miljöinstitutet. http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:773505/FULLTEXT01.pdf

Magnusson, K. & Wahlberg, C. (2014). *Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk.* (Nr B2208). IVL Svenska Miljöinstitutet. https://www.ivl.se/download/18.343–dc99d14e8bb0f58b51a3/1443173318867/B2208-+Mikroskopiska+skr%C3%A4ppartiklar+i+vatten+fr%C3%A5n+avloppsreningsverk.pdf

Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J. & Voisin, A. (2016). *Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment - A review of existing data.* IVL Svenska Miljöinstitutet. https://www.naturvardsverket.se/-upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2016/mikroplaster-/swedish-sources-and-pathways-for-microplastics-to-marine%20environment-ivl-c183.pdf

Magnusson, K., Aronsson, M., Galfi, H., Gustavsson, K., Polukarova, M. & Strömvall, A.-M. (2019). *Förekomst och spridning av mikroplast, gummi och asfaltspartiklar från vägtrafik.*, (Dnr 2172/18.). Göteborgs stad. https://www.ivl.se/download/18.20b707b7169f355daa74f2f/-1559053023525/B2345.pdf

Mai, L., Bao, L. J., Shi, L., Wong, C. S. & Zeng, E. Y. (2018). A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environ Sci Pollut Res Int 25*(12): *11319–11332.* https://doi.org/10.1007/s11356-018-1692-0

Manohar, N., Jayaramudu, J., Suchismita, S., Rajkumar, K., Babul Reddy, A., Sadiku, E. R., Priti, R. & Maurya, D. J. (2017). A unique application of the second order derivative of FTIR–ATR spectra for compositional analyses of natural rubber and polychloroprene rubber and their blends. *Polymer Testing 62: 447–453.* https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2017.07.030

Mantecca, P., Sancini, G., Moschini, E., Farina, F., Gualtieri, M., Rohr, A., Miserocchi, G., Palestini, P. & Camatini, M. (2009). Lung toxicity induced by intratracheal instillation of size-fractionated tire particles. *Toxicology Letters 189*(3): *206–214.* https://doi.org/10.1016/-j.toxlet.2009.05.023

Mantecca, P., Farina, F., Moschini, E., Gallinotti, D., Gualtieri, M., Rohr, A., Sancini, G., Palestini, P. & Camatini, M. (2010). Comparative acute lung inflammation induced by atmospheric PM and size-fractionated tire particles. *Toxicology Letters 198*(2): *244–254.* https://doi.org/-10.1016/j.toxlet.2010.07.002

Marwood, C., McAtee, B., Kreider, M., Ogle, R. S., Finley, B., Sweet, L. & Panko, J. (2011). Acute aquatic toxicity of tire and road wear particles to alga, daphnid, and fish. *Ecotoxicology 20*(8): *2079.* https://doi.org/10.1007/s10646-011-0750-x

Mathissen, M., Scheer, V., Kirchner, U., Vogt, R. & Benter, T. (2012). Non-exhaust PM emission measurements of a light duty vehicle with a mobile trailer. *Atmospheric Environment 59: 232–242.* https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.05.020

Mellon, F. A. (2003). MASS SPECTROMETRY | Principles and Instrumentation. *I:* CABALLERO, B. (red.) *Encyclopedia of Food Sciences and Nutrition (Second Edition).* Oxford: Academic Press.

Miguel, A. G., Cass, G. R., Weiss, J. & Glovsky, M. M. (1996). Latex allergens in tire dust and airborne particles. *Environ Health Perspect 104*(11): *1180-6.*

Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G. J., Primpke, S. & Gerdts, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research 108: 365–372.* https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015

Moghadas, S., Paus, K. H., Muthanna, T. M., Herrmann, I., Marsalek, J. & Viklander, M. (2015). Accumulation of Traffic-Related Trace Metals in Urban Winter-Long Roadside Snowbanks. *Water, Air, & Soil Pollution 226*(12): *404.* https://doi.org/10.1007/s11270-015-2660-7

Mohammadi, M. & Ngeno, R.(2015). *Analysis oft yre wear using the expanded brush tyre model* (Studentuppsats).

Moore, C. J., Moore, S. L., Leecaster, M. K. & Weisberg, S. B. (2001). A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin 42*(12): *1297–1300.* https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00114-X

Männikkö, J.-P., Niemi, J., Ritola, R., Kupiainen, K., Pirjola, L., Väkevä, O. & Virtanen, T. (2014). REDUST: Best practices in winter maintenance to reduce respirable street dust.

Naturvårdsverket. (2012). *Handledning för miljöövervakning, Metaller i sediment 1:1.* https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/miljoovervakning/-handledning/Manualer/met-sedm-2012-kontakt-datavard-uppdaterad-20160628-ersatt-2017.pdf

Naturvårdsverket. (2016). *Rening av avloppsvatten i Sverige 2016.* Naturvårdsverket. https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-8808-8.pdf?pid=22472

Naturvårdsverket (2017). *Mikroplaster- Redovisning av regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige.* https://www.naturvardsverket.se/-Documents/publikationer6400/978-91-620-6772-4.pdf?pid=20662

Nguyen, B., Claveau-Mallet, D., Hernandez, L. M., Xu, E. G., Farner, J. M. & Tufenkji, N. (2019). Separation and Analysis of Microplastics and Nanoplastics in Complex Environmental Samples. *Accounts of Chemical Research 52*(4): *858–866.* https://doi.org/10.1021/acs.accounts.8b00602

Nielsen, K., Mørch-Madsen, A., Mikkelsen, S. P. & Eriksson, E. (2015). Effect of Disc Filtration with and without Addition of Flocculent on Nano- and Micro-Particles and Their Associated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Stormwater. *Water 7*(3). https://doi.org/10.3390/w7031306

NILU 2019. The NILU Particulate Fallout Collector/Precipitation Collector. *I:* NILU (red.).

Norrman, J., Back, P.-E., Engelke, F., Sego, L. & Wik, O. (2009). Naturvårdsverket rapport nr. 5888. http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5888-3.pdf

Novotrade Invest AS, (2019). Tires & Rubber compounds. http://www.vnk.ee/index.php/-en/markets/tires-rubber-m (2019-09-19)

OECD, 2019. OECD Definition of polymer. https://www.oecd.org/env/ehs/-oecddefinitionofpolymer.htm (2019-12-20)

Ojeda, T. (2013). Polymers and the Environment. Open access peer-reviewed chapter. Intech Open http://dx.doi.org/10.5772/51057

Oliveira, M. & Almeida, M. (2019). The why and how of micro(nano)plastic research. *TrAC Trends in Analytical Chemistry 114: 196–201*. https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.02.023

Panko, J., Kreider, M. & Unice, K. (2018). Review of Tire Wear Emissions, A Review of Tire Emission Measurement Studies: Identification of Gaps and Future Needs. *I:* AMATO, F. (red.) *Non-Exhaust Emissions: An Urban Air Quality Problem for Public Health.* San Diego: Academic Press.

Panko, J. M., Chu, J. A., Kreider, M. L., McAtee, B. L. & Unice, K. M. (2012). Quantification of tire and road wear particles in the environment. WIT Transactions on The Built Environment, 2012, 59–70.

Panko, J. M., Kreider, M. L., McAtee, B. L. & Marwood, C. (2013). Chronic toxicity of tire and road wear particles to water- and sediment-dwelling organisms. *Ecotoxicology (London, England) 22*(1): *13–21*. https://doi.org/10.1007/s10646-012-0998-9

Park, I., Kim, H. & Lee, S. (2018). Characteristics of tire wear particles generated in a laboratory simulation of tire/road contact conditions. *Journal of Aerosol Science 124: 30–40.* https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2018.07.005

PEAB (2019) PMA – Polymermodifierad asfaltmassa. https://peabasfalt.se/Asfaltprodukter/produkter-inom-asfalt/produkter-asfalt/pma---polymermodifierad-asfaltmassa/ (2020-01-15)

Perkins, A. N., Inayat-Hussain, S. H., Deziel, N. C., Johnson, C. H., Ferguson, S. S., Garcia-Milian, R., Thompson, D. C. & Vasiliou, V. (2019). Evaluation of potential carcinogenicity of organic chemicals in synthetic turf crumb rubber. *Environmental Research 169: 163–172.* https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.10.018

Peter, K. T., Tian, Z., Wu, C., Lin, P., White, S., Du, B., McIntyre, J. K., Scholz, N. L. & Kolodziej, E. P. (2018). Using High-Resolution Mass Spectrometry to Identify Organic Contaminants Linked to Urban Stormwater Mortality Syndrome in Coho Salmon. *Environmental Science & Technology 52*(18)*: 10317–10327*. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03287

Pico, Y., Alfarhan, A. & Barcelo, D. (2019). Nano- and microplastic analysis: Focus on their occurrence in freshwater ecosystems and remediation technologies. *TrAC Trends in Analytical Chemistry 113: 409–425.* https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.08.022

Pirjola, L., Kupiainen, K. J., Perhoniemi, P., Tervahattu, H. & Vesala, H. (2009). Non-exhaust emission measurement system of the mobile laboratory SNIFFER. *Atmospheric Environment 43*(31): *4703–4713*. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.08.024

PlasticRoad (2019). Plastic Road. A revolution in building roads. https://www.plasticroad.eu/en/#1476610247043-1982359f-d929136d-4c53 (2019-09-19)

PlasticsEurope (2019). What are plastics. https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics (2019-09-19)

Pochron, S., Nikakis, J., Illuzzi, K., Baatz, A., Demirciyan, L., Dhillon, A., Gaylor, T., Manganaro, A., Maritato, N., Moawad, M., Singh, R., Tucker, C. & Vaughan, D. (2018). Exposure to aged crumb rubber reduces survival time during a stress test in earthworms (Eisenia fetida). *Environmental Science and Pollution Research 25*(12): *11376–11383.* https://doi.org/10.1007/s11356-018-1433-4

Pochron, S. T., Fiorenza, A., Sperl, C., Ledda, B., Lawrence Patterson, C., Tucker, C. C., Tucker, W., Ho, Y. L. & Panico, N. (2017). The response of earthworms (Eisenia fetida) and soil microbes to the crumb rubber material used in artificial turf fields. *Chemosphere 173: 557–562.* https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.091

Pohrt, R. (2019). Tire wear particle hot spots – Review of influencing factors. *Facta Universitatis, Series: Mechanical Engineering 17*(1): *17–27.* https://doi.org/10.22190/FUME190104013P

Polukarova, M., Markiewicz, A., Björklund, K., Strömvall, A.-M., Galfi, H., Andersson Skölda, Y., Gustafsson, M., Järlskog, I. & Aronsson, M. (2020). Organic pollutants, nano- and microparticles in street sweeping road dust and washwater *Enviromental International 135*. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105337

Polymerdatabase.com (2018) Epoxy or phenoxy resin. https://polymerdatabase.com/polymers/-bisphenol-adiglycidyletherepoxyresin.html (2019-12-20)

Porto, M., Caputo, P., Loise, V., Eskandarsefat, S., Teltayev, B. & Oliviero Rossi, C. (2019). Bitumen and Bitumen Modification: A Review on Latest Advances. *Applied Sciences 9*(4): *742.* https://doi.org/10.3390/app9040742

Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C. & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry 110: 150–159.* https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029

Primpke, S., A. Dias, P. & Gerdts, G. (2019). Automated identification and quantification of microfibres and microplastics. *Analytical Methods 11*(16): *2138–2147.* https://doi.org/10.1039/C9AY00126C

Princi, E. (2019). Rubber: Science and Technology. Walter de Gruyter GmbH & Co KG, Berlin/Boston.

Pyshyev, S., Gunka, V., Grytsenko, Y. & Bratychak, M. (2016). Polymer modified bitumen: Review. *Chemistry & Chemical Technology 10: 631–636.* https://doi.org/10.23939/chcht10.04si.631

Rausch, J., Vogel, D. J. & Purghart, B. G. 2019. How much tyre wear (microplastic) is effectively contributing to PM10? Insights from automated SEM/EDX single particle analysis. *23rd Transport and Air Pollution.* Thessaloniki.

Redondo-Hasselerharm, P. E., De Ruijter, V. N., Mintenig, S. M., Verschoor, A. & Koelmans, A. A. (2018). Ingestion and Chronic Effects of Car Tire Tread Particles on Freshwater Benthic Macroinvertebrates. *Environmental Science and Technology 52*(23): *13986–13994.* https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05035

Renner, G., Schmidt, T. C. & Schram, J. (2017). Chapter 4 - Characterization and Quantification of Microplastics by Infrared Spectroscopy. *I:* ROCHA-SANTOS, T. A. P. & DUARTE, A. C. (red.) *Comprehensive Analytical Chemistry.* Elsevier.

Renner, G., Schmidt, T. C. & Schram, J. (2018). Analytical methodologies for monitoring micro(nano)plastics: Which are fit for purpose? *Current Opinion in Environmental Science & Health 1: 55–61*. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.11.001

Rhodes, E. P., Ren, Z. & Mays, D. C. (2012). Zinc Leaching from Tire Crumb Rubber. *Environmental Science & Technology 46*(23): *12856–12863.* https://doi.org/10.1021/es3024379

RIVM, National Institute for Public Health and the Environment (2016). Evaluation of health risks of playing sports on synthetic turf pitches with rubber granulate. Scientific background document. RIVM Report 2017-0017. https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2017-0017.pdf

Sadiktsis, I., Bergvall, C., Johansson, C. & Westerholm, R. (2012). Automobile tires-A potential source of highly carcinogenic dibenzopyrenes to the environment. *Environmental Science and Technology 46*(6): *3326–3334.* https://doi.org/10.1021/es204257d

Salminen, H.(2014). *Parametrizing tyre wear using a brush tyre model* (Studentuppsats). Kungliga Tekniska Högskolan (KTH), Stockholm.

SAPEA, Science Advice for Policy by European Academies. (2019). A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society. Berlin: SAPEA. https://doi.org/10.26356/microplastics www.sapea.info/microplastics

Sarma, A. D., Le, H. H., Das, A., Wießner, S., Stöckelhuber, K. W., Bhowmick, A. K. & Heinrich, G. (2018). Determination of phase specific localization of carbon black in ternary rubber blends: A macroscopic approach by fourier transform infrared spectroscopy (FTIR). *Polymer 150: 64–71*. https://doi.org/10.1016/j.polymer.2018.07.013

Sasidharan, M., Torbaghan, M.E., Burrow, M. (2019). Using waste plastics in road construction. Helpdesk Report. KD4. Knowledge, evidence and learning for development. Institute of Development Studies. https://assets.publishing.service.gov.uk/media/-5d41b34040f0b60a86a5e5dc/595_Use_of_Waste_Plastics_in_Road_Construction.pdf

Sastri, V.R. (2010). Plastics in Medical Devices. Properties, Requirements, and Applications. PLD Handbook series. https://www.sciencedirect.com/topics/materials-science/thermoplastics

Sastri, V.R. (2014). Plastics in Medical Devices. Properties, Requirements, and Applications. PLD Handbook series. (Second edition) https://www.sciencedirect.com/topics/materials-science/elastomer

SCB, Statistiska centralbyrån (2018). Utsläpp till vatten och slamproduktion 2016. Kommunala reningsverk, massa- och pappersindustri samt viss övrig industri. Sveriges officiella statistik statistiska meddelanden MI 22 SM 1801. https://www.scb.se/contentassets/4d4d22ee07cf4baa9f47e5bab805c00c/mi0106_2016a01_sm_mi22sm1801.pdf

Schwabl, P., Koppel, S., Konigshofer, P., Bucsics, T., Trauner, M., Reiberger, T., & Liebmann, B. (2019). Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. *Ann Intern Med*. https://doi.org/10.7326/m19-0618

Scientific Polymer Products Inc. (2019). Density of polymers. https://scientificpolymer.com/density-of-polymers-by-density/ (2019-11-01)

Sheftel V. O. (2000). Indirect food additives and polymers. Migration and toxicology. Lewis Publishers, CRC, Press LLL, Boca Ranton.

Sherrington, C., Darrah, C., Hann, S., Cole, G. & Corbin, M. (2016). *Study to support the development of measures to combat a range of marine litter sources.* https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/study-to-support-the-development-of-measures-to-combat-a-range-of-marine-litter-sources/

Siegfried, M., Koelmans, A. A., Besseling, E. & Kroeze, C. (2017). Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water Research 127: 249-257.* https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.011

Simon, M., van Alst, N. & Vollertsen, J. (2018). Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research 142: 1-9.* https://doi.org/10.1016/-j.watres.2018.05.019

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet (2019). Kvarts. https://www.slu.se/miljoanalys/statistik-och-miljodata/miljodata/webbtjanster-miljoanalys/markinfo/markinfo/markprofil/mineral/kvarts/ (2019-11-01)

Smithers (2019). The Future of Tire Manufacturing to 2024. https://www.smithers.com/-services/market-reports/transportation/the-future-of-tire-manufacturing-to-2024 (2019-11-01)

Snilsberg, B. (2008). *Pavement wear and airborne dust pollution in Norway; characterization of the physical and chemical properties of dust particles. Doctoral Thesis 2008:133*. Trondheim: Dept. of Geology and Mineral Resources Engineering, NTNU.

Snilsberg, B. & Gryteselv, D. (2017). Renholdsforsøk 2016 - Strindheimtunnelen og Haakon VII gate i Trondheim & Stordalstunnelen i Møre og Romsdal. *Statens vegvesen rapport nr. 432*

Snilsberg, B., Gryteselv, D., Sætermo Veivåg, I.-L., Lamo Hauan, T. & Dalseth Austigard, Å. (2018). *Renholdsforsøk 2017.* (Nr. 534). Norwegian Public Roads Administration. https://www.vegvesen.no/fag/publikasjoner/publikasjoner/Statens+vegvesens+rapporter

Sommer, F., Dietze, V., Baum, A., Sauer, J., Gilge, S., Maschowski, C. & Gieré, R. (2018). Tire Abrasion as a Major Source of Microplastics in the Environment. *Aerosol and Air Quality Research 18*(8): *2014–2028.* https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.03.0099

SOU 2013:84 (2013a). *Fossilfrihet på väg, Del 1.* Statens Offentliga Utredningar. https://www.regeringen.se/49bbab/contentassets/7bb237f0adf546daa36aaf044922f473/-fossilfrihet-pa-vag-sou-201384-del-12

SOU 2013:84 (2013b). *Fossilfrihet på väg, Del 2.* Statens Offentliga Utredningar. https://www.regeringen.se/49bbab/contentassets/7bb237f0adf546daa36aaf044922f473/-fossilfrihet-pa-vag-sou-201384-del-22

Spångberg, K. (2013). Hantering av sopsand. En översyn av miljöaspekter kring hantering av sopsand. En rapport från miljöförvaltningen. Stockholms stad. https://insynsverige.se/-documentHandler.ashx?did=1713116

Stahre, P. (2004). *En långsiktigt hållbar dagvattenhantering.* Svenskt vatten. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/en-langsiktigt-hallbar-dagvattenhantering/

Statens vegvesen. (2010). *FoU prosjekt Evaluering av forsterket kantoppmerking. Nedfrest longflex og rumbleflex i Hedmark og Oppland.* https://nmfv.dk/wp-content/uploads/2012/03/Evaluering_av_forsterket_kantoppmerking.pdf

Stockholms stad (2019) Stockholms stads handlingsplan för minskad spridning av mikroplast 2019–2021. Remissversion 2019-03-29.

Stolte, A., Forster, S., Gerdts, G. & Schubert, H. (2015). Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast.

Sundt, P., Schulze, P.-E. & Syversen, F. (2014). *Sources of microplastic pollution to the marine environment.* Mepes för Norska Miljödirektoratet. https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M321/M321.pdf

Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M., & Ni, B.-J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research, 152*, 21–37. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050

Sutton, R., Franz, A., Gilbreath, A., Lin, D., Miller, L., Sedlak, M., Wong, A., Box, C., Holleman, R., Munno, K., Zhu, X. (2019) Understanding microplastic levels, pathways, and transport in the San Francisco Bay region. San Fransisco Estuary Institute, SFEI-ASC Publication # 950. October 2019. https://www.sfei.org/sites/default/files/biblio_files/Microplastic-%20Levels%20in%20SF%20Bay%20-%20Final%20Report.pdf

Techniche Universität Berlin. (2019). Tire abrasion in the environment. https://www.rau.tu-berlin.-de/menue/wp_2_use_phase_in_life_cycle_of_tyres_emission/parameter/en/. (2019-11-13)

Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Branchu, P., Kovacs, Y. & Gromaire, M.-C. (2016). Spatial distribution of heavy metals in the surface soil of source-control stormwater infiltration devices – Inter-site comparison. *Science of The Total Environment 579*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.226

Teegarden, D.M. (2004). Polymer Chemistry: Introduction to an Indispensable Science. NSTA press. Arlington. ISBN 0-87355-221-0

The Guardian (2019). Plastic roads: India's radical plan to bury its garbage beneath the streets. Newspaper article published 30 June 2016. https://www.theguardian.com/sustainable-business/2016/jun/30/plastic-road-india-tar-plastic-transport-environment-pollution-waste

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D. & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science 304*(5672): *838–838.* https://doi.org/10.1126/science.1094559

Tian, Z., Dietze, V., Sommer, F., Baum, A., Kaminski, U., Sauer, J., Maschowski, C., Stille, P., Cen, K. & Gieré, R. (2017). Coarse-particle passive-sampler measurements and single-particle analysis by transmitted light microscopy at highly frequented motorways. *Aerosol and Air Quality Research 17*(8): *1939–1953.* https://doi.org/10.4209/aaqr.2017.02.0064

Timmers, V. R. J. H. & Achten, P. A. J. (2016). Non-exhaust PM emissions from electric vehicles. *Atmospheric Environment 134: 10–17.* https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.017

Trafikverket (2005). Kapitel H Vägmarkeringar. I ATB Väg 2005 Publ. 2005:112. https://www.trafikverket.se/contentassets/c19c23215b0f477a8e179c8aa4082c98/kapitel_h_vagmarkeringar.pdf

Trafikverket (2014). *Val av beläggning.* (Rapport 2014:173). https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/12329/RelatedFiles/2014_173_val_av_belaggning.pdf

Trafikverket (2016). *Åtgärder för att minska transportsektorns utsläpp av växthusgaser – ett regeringsuppdrag.* (2016:111). Trafikverket. https://www.trafikverket.se/contentassets-/35a7ce71b5fb4e83b1de8990aedbb2c0/rapport-2016-111-160630.pdf

Trafikverket (2018). *Prognos för persontrafiken 2040 - Trafikverkets Basprognoser 2018-04-01.* (2018:089). https://www.trafikverket.se/contentassets/7e1063efbcfd4b34a4591b0d4e00f855/-2018/prognos_for_persontrafiken_2040_trafikverkets_basprognoser_180401.pdf

Transportstyrelsen (2014). Däcktrycksövervakningssystem. https://www.transportstyrelsen.se/sv/vagtrafik/Fordon/Fordonsregler/allmant-for-vagfordon/Dacktrycksovervakningssystem/.

Triebskorn, R., Braunbeck, T., Grummt, T., Hanslik, L., Huppertsberg, S., Jekel, M., Knepper, T. P., Krais, S., Müller, Y. K., Pittroff, M., Ruhl, A. S., Schmieg, H., Schür, C., Strobel, C., Wagner, M., Zumbülte, N. & Köhler, H.-R. (2019). Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry 110: 375–392.* https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.023

Turner, A. & Rice, L. (2010). Toxicity of tire wear particle leachate to the marine macroalga, Ulva lactuca. *Environmental Pollution 158*(12)*: 3650-3654.* https://doi.org/10.1016/-j.envpol.2010.08.001

Unice, K. M., Kreider, M. L. & Panko, J. M. (2012). Use of a Deuterated Internal Standard with Pyrolysis-GC/MS Dimeric Marker Analysis to Quantify Tire Tread Particles in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health 9*(11). https://doi.org/10.3390/ijerph9114033

Unice, K. M., Kreider, M. L. & Panko, J. M. (2013). Comparison of Tire and Road Wear Particle Concentrations in Sediment for Watersheds in France, Japan, and the United States by Quantitative Pyrolysis GC/MS Analysis. *Environmental Science & Technology 47*(15)*: 8138–8147.* https://doi.org/10.1021/es400871j

Unice, K. M., Weeber, M. P., Abramsona, M. M., Reida, R. C. D., van Gils, J. A. G., Markus, J. A. G., Vethaak, A. D. & Panko, J. M. (2019a). Characterizing export of land-based microplastics to the estuary – Part II: Sensitivity analysis of an integrated geospatial microplastic transport modeling assessment of tire and road wear particles. *Science of the Total Environment 646: 1650–1659.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.301

Unice, K. M., Weeber, M. P., Abramsona, M. M., Reida, R. C. D., van Gils, J. A. G., Markus, J. A. G., Vethaak, A. D. & Panko, J. M. (2019b). Characterizing export of land-based microplastics to the estuary - Part I: Application of integrated geospatial microplastic transport models to assess tire and road wear particles in the Seine watershed. *Science of the Total Environment 646: 1639–1649.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.368

US EPA (2019). Synthetic Turf Field Recycled Tire Crumb Rubber Research Under the Federal Research Action Plan. Final report Part 1 – Tire crumb rubber characterisation volume 1. EPA/600/R-19/051.1. https://www.epa.gov/chemical-research/federal-research-recycled-tire-crumb-used-playing-fields

U.S. Tire Manufacturers Association, (2019). What´s in a tire. https://www.ustires.org/whats-tire-0 (2019-09-19)

van Alst, N. (2018-10-23 2018). *RE: Sample Preparation for Microplastic Analysis.*

Vanegas-Useche, L. V., Abdel-Wahab, M. M. & Parker, G. A. (2015). Effectiveness of oscillatory gutter brushes in removing street sweeping waste. *Waste Management 43: 28–36.* https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.014

Vaze, J. & Chiew, F. H. S. (2002). Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface. *Urban Water 4*(4)*: 379-389.* https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00027-4

Venghaus, D., Barjenbruch, M. & Lau, P. (2017). Optimized materials and processes for the separation of microplastic in road runoff. *IWA Microplastic Conference.*

Verschoor, A. J. & Valk, E. d. (2018). *Potential measures against microplastic emissions to water.* (RIVM Report 2017-0193). National Institute for Public Health and the Environment. https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2017-0193.pdf

Villena, O. C., Terry, I., Iwata, K., Landa, E. R., LaDeau, S. L., & Leisnham, P. T. (2017). Effects of tire leachate on the invasive mosquito Aedes albopictus and the native congener Aedes triseriatus. *Peerj, 5.* https://doi.org/10.7717/peerj.3756

Viman, L., Brons, H. (2013) Hålrumshalt hos asfaltborrkärnor. Utvärdering av provningsmetoder för bestämning av skrymdensitet VTI notat 14-2013. https://www.diva-portal.org/smash/get/-diva2:669309/FULLTEXT01.pdf

Vogelsang, C., Lusher, A., E Dadkhah, M., Sundvor, I., Umar, M., B Ranneklev, S., Pettersen Eidsvoll, D. & Meland, S. (2018, reviderad 2019). Microplastics in road dust - characteristics, pathways and measures, Norwegian Institute for Water Research (NIVA). https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2493537

Vreeker, J. (2018). *Exploration of economic effects caused by tyre wear measures (microplastics).* (Rapport 079777536 C).

VTI, Statens väg- och transportforskningsinstitut (2019). Bindemedel. https://www.vti.se/sv/-Forskningsomraden/Bindemedel/ (2019-09-19)

Vägmarkeringar AB (2019). Tjänster. http://www.vagmarkering.se/vara-tjanster/ (2019-11-16)

Wagner, S., Hüffer, T., Klöckner, P., Wehrhahn, M., Hofmann, T. & Reemtsma, T. (2018). Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. *Water Research 139: 83–100.* https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.051

Wang, Z.-M., Wagner, J., Ghosal, S., Bedi, G. & Wall, S. (2017). SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. *Science of The Total Environment 603-604: 616–626.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.047

WHO (2004 corr. 2005). Concise International Chemical Assessment Document 59 – Asphalt (bitumen). Corrigenda published by 12 April 2005 have been incorporated in this file. https://www.who.int/ipcs/publications/cicad/cicad59_rev_1.pdf

WHO (2019). Microplastics in drinking water. ISBN 978-92-4-151619-8. https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/326499/9789241516198-eng.pdf?ua=1

Wijesiri, B., Egodawatta, P., McGree, J. & Goonetilleke, A. (2016). Understanding the uncertainty associated with particle-bound pollutant build-up and wash-off: A critical review. *Water Research 101: 582–596.* https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.013

Wik, A. & Dave, G. (2005). Environmental labeling of car tires-toxicity to Daphnia magna can be used as a screening method. *Chemosphere* (58): *645–651.* https://doi.org/10.1016/-j.chemosphere.2004.08.103

Wik, A. & Dave, G. (2006). Acute toxicity of leachates of tire wear material to Daphnia Magna-Variability and toxic components. *Chemosphere* (64): *1777–1784.* https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.12.045

Wik, A. (2007). Toxic components leaching from tire rubber. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 79*(1): *114–119.* https://doi.org/10.1007/s00128-007-9145-3

Wik, A., Lycken, J. & Dave, G. (2008). Sediment Quality Assessment of Road Runoff Detention Systems in Sweden and the Potential Contribution of Tire Wear. *Water, Air, and Soil Pollution 194*(1): *301–314.* https://doi.org/10.1007/s11270-008-9718-8

Wik, A. & Dave, G. (2009). Occurrence and effects of tire wear particles in the environment – A critical review and an initial risk assessment. *Environmental Pollution 157*(1): *1–11.* https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.08.034

Willén, A., Junestedt, C., Rodhe, L., Pell, M. & Jönsson, H. (2016). Sewage sludge as fertiliser – environmental assessment of storage and land application options. *Water Science and Technology 75*(5): *1034–1050.* https://doi.org/10.2166/wst.2016.584

Yang, R. (2018). Analytical Methods for Polymer Characterization, CRC Press.

Zhu, J., Birgisson, B. & Kringos, N. (2014). Polymer modification of bitumen: Advances and challenges. *European Polymer Journal 54: 18–38.* https://doi.org/10.1016/-j.eurpolymj.2014.02.005

Bilaga A. Sammanställning av akvatiska toxicitetstest på däckpartiklar

Tabell A. Studier om akvatisk toxicitet av däckslitbanepartiklar och däck- och vägslitagepartiklar som genomförts 2005–2019

Beskrivning av försök	Testorganism	Resultat / toxicitet	Referens
Akut och kronisk toxicitet testad på däckslitbanepartiklar från ett nytt däck. Partiklarna genererades med en stålborste mot ett roterande däck (partikelstorlek 10–80 µm) och lakades med skakning i vatten i 24 h vid pH 3. Toxicitet testades på lakvatten utan partiklar närvarande i två spädningsserier (50 g/l respektive 100 g/l). Ytterligare laktest genomfördes för att studera effekten av pH i en serie från pH 3 – 7 samt hur aggregering av partiklarna påverkade zink-utlakningen från däckslitbanepartiklar.	Grönalg: *Raphidocelis subcapitata* (encellig sötvattenskransalg) Kräftdjur: *Daphnia magna* (vattenloppa) Groddjur (embryon): *Xenopus laevis* (afrikansk klogroda)	Resultat för spädningsserien 50 g/l (utan partiklar): • 72-h EC50 (tillväxtinhibering) för *R. subcapitata*: 0,47 g/l (omräknat från 93 % av 50 g/l) • 48-h LC50 (immobilitet) för *D. magna*: 26,75 g/l. • Vid kronisk exponering dog samtliga *D. magna* efter 5 dagar vid 5 g/l. • 50 g/l gav upphov till kraftiga fosterskadande effekter för *X. laevis* och orsakade död hos 80,2 % av testorganismerna. • 120-h EC50 (missbildade larver) för *X. laevis*: 19,2 g/l (omräknat från 38,3 % av 50 g/l) • Utlakning av zink ökade med minskande pH: 1,2 mg zink/l vid pH 7 jämfört med 44,7 mg zink/l vid pH 3. Zink och organiska ämnen identifierades orsaka toxiciteten. Aggregering av gummipartiklar minskade utlakningen av zink. Vid kolumntest där partiklarna inte var aggregerade var zinkutlakningen större än motsvarande lakning med aggregerade partiklar. Även toxiciteten var mindre för lakvatten som producerats från 100 g/l jämfört med 50 g/l. Aggregering som minskade ytan som var tillgänglig för lakning bedömdes vara en sannolik orsak till detta.	Gualtieri m.fl., 2005a

Beskrivning av försök	Testorganism	Resultat / toxicitet	Referens
Akut toxicitet testad på däckslitbanepartiklar från 12 olika nya däck. Partiklarna genererades med en rasp och lakades i vatten (hårdhet 250 mg/l som CaCO3 och pH 8.0) under 72 h vid 20 ± 2 °C före toxicitetstest. Partiklarna var med under toxicitetstestet.	Kräftdjur: *Daphnia magna* (vattenloppa)	De olika däcken uppvisade varierande toxicitet: • 24-h EC50: 0,29 till 32 g/l • 48-h EC50: 0,0625 till 2,41 g/l. Toxiciteten ökade för alla däck med ökad exponeringstid. UV-exponering av lakvatten med *D. magna* närvarande ökade toxiciteten med 1–39 gånger vilket kan ha orsakats av organiska ämnen som uppvisar fototoxicitet (dvs. förändras och blir giftigare vid UV-exponering) t.ex. PAH.	Wik m.fl., 2005
Akut toxicitet testad på däckslitbanepartiklar från 25 olika nya däck. Partiklarna genererades med en rasp och lakades i vatten (hårdhet 250 mg/l som CaCO3 och pH 8.0) under 72 h vid 44 °C. Lakningstemperaturen valdes för att simulera ett värsta fall-scenario (vägtemperatur en varm dag). Partiklarna avlägsnades med filter före toxicitetstest (vid 20 ± 2 °C). Zinkkoncentrationer mättes. Toxicitetsidentifieringsutvärdering genomfördes med sex manipuleringar av lakvattnen (C18-extraktion, jonbytestest, EDTA-tillsats och STS-tillsats och MILLEX-filtrering).	Kräftdjur: *Daphnia magna* (vattenloppa)	De olika däcken uppvisade varierande toxicitet: • 24-h EC50 (immobilitet): 1,4 till > 10,0 g/l. • 48-h EC50 (immobilitet): 0,5 till >10,0 g/l. Zinkjoner (Zn^{2+}) fanns i alla lakvatten i koncentrationer från 110 till 590 µg/l. Av manipuleringarna var det bara C18-extraktionen som reducerade giftigheten signifikant, vilket indikerade att icke polära föreningar orsakade huvuddelen av toxiciteten.	Wik m.fl., 2006

Beskrivning av försök	Testorganism	Resultat / toxicitet	Referens
Akut toxicitet testad på däckslitbanepartiklar från nytt däckmaterial med olika tillsatskemikalier. Proverna hade tillverkats av en däcktillverkare specifikt för testet. Ett referensprov tillverkades som skulle representera sammansättningen hos slitbanan hos ett typiskt sommardäck med den minsta mängd ingredienser (inklusive zink) som behövdes för att tillverka vulkaniserat gummi. Från detta basgummiprov (referensprov) tillverkades 21 olika prov med kända tillsatser av additiv. Dessa additiv var olika process- och extenderoljor (5 prov), antidegradenter (antioxidanter och antiozonanter) (6 prov), acceleratorer för vulkanisering (6 prov) och olika fyllmedel och förstärkningsmedel (4 prov). Däcksproverna delades i 2 x 2 x 2 mm bitar och lakades i vatten (hårdhet 250 mg/l som CaCO3 och pH 8,0) under 72 h. Toxicitetstesten genomfördes med partiklar närvarande.	Kräftdjur: *Daphnia magna* (vattenloppa)	Toxiciteten varierade kraftigt mellan prov med olika additiv: • 24-h EC50 (immobilitet): 0,5 g/l till > 10 g/l (varierade mer än 20 gånger). • 48-h EC50 (immobilitet): < 0,31 g/l till 7,0 g/l (varierade mer än 22 gånger). De två mest giftiga proven innehöll para-fenylendiamin antidegradenter (som det är meningen att de ska migrera till ytan). Näst giftigast var tre prov som innehöll bensotiazol-acceleratorer. Sex av proverna var mer giftiga än referensprovet som innehöll zinkoxid och också var lite giftigt. För vissa prov ökade UV-exponeringen toxiciteten (i synnerhet för provet med diaryl-p fenylenediamin [DTPD]). Detta antydde om innehåll av substanser som uppvisar fototoxicitet. Resultaten visade att val av additiv påverkade toxiciteten i stor utsträckning.	Wik m.fl., 2007

Beskrivning av försök	Testorganism	Resultat / toxicitet	Referens
Akut och kronisk toxicitet testad på däckslitbanepartiklar från tre olika använda däck. Partiklarna genererades med en rasp och lakades i avjoniserat vatten i sex lakningssekvenser. Längden på lakningstiden mellan lakningssekvenserna varierade (5, 9, 20, 7, 5, och 11 dagar). Efter varje lakningssekvens filtrerades lakvatten och partiklar och nytt avjonserat vatten fylldes på. Toxicitetstester utfördes efter varje lakningssekvens utan partiklar närvarande. Zinkkoncentrationer mättes och toxicitetsidentifieringsutvärdering genomfördes.	Grönalg: *Raphidocelis subcapitata* (encellig sötvattenskransalg) Kräftdjur (hinnkräftor): - *Daphnia magna* - *Ceriodaphnia dubia* Fisk (ägg): *Danio rerio* (zebrafisk)	Påverkan på reproduktion hos *C. dubia* var det effektmått som var mest känsligt. EC50 (reproduktion): 0,01 g/l för det giftigaste däcket som också var nyast. Toxiciteten hos alla däck minskade efter lakningssekvenserna. Efter den sjätte lakningen var EC50 > 0,1 g/l för alla effektmått. • 72 h-EC50 (tillväxtinhibering) hos *P. subcapitata*: 0,05–0,77 g/L (1:a lakningen); 1,01–2,84 g/l (6:e lakningen). • 48 h-EC50 (immobilitet) hos *D. magna*: 0,67–1,15 g/l (1:a lakningen); 5,50–7,70 g/l (6:e lakningen) • 48 h-EC50 (immobilitet) hos *C. dubia*: 0,55–0,84 (1:a lakningen); 0,55–5,00 g/L (6:e lakningen) • 48 h-LC50 (dödlighet) hos *D. rerio* påvisades bara för det mest toxiska däcket vid 0,55 g/L (1:a lakningen). Toxicitetsidentifieringsutvärderingen indikerade att toxiciteten orsakades av zink och organiska ämnen. Det fanns också ett koncentrationsberoende förhållande mellan giftighet och uppmätta zinkkoncentrationer.	Wik m.fl., 2009
Kronisk toxicitet testad på däckpartiklar från malt däck *(< 0,59 mm).* Partiklar lakades i avjoniserat vatten och skakades i en vecka vid 19–22 °C. Toxicitetstest utfördes på filtrerat lakvatten utan partiklar.	Mygga (larv): - *Aedes albopictus* (asiatisk tigermygga) - *Aedes triseriatus* (amerikansk trädhålsmygga)	*A. triseriatus* var mest känslig av de två mygglarvsarterna. Överlevnaden minskade • hos *A. triseriatus* från 0,1 g/l och de fanns ingen eller mycket låg överlevad mellan 0,1 och 100 g/l. • hos *A. albopictus* från 10 g/l och det fanns ingen överlevnad vid 100 g/l. Zinkkoncentrationerna i den högsta testkoncentrationen (100 g/l) var 89 mg/l.	Villena m.fl., 2017

Beskrivning av försök	Testorganism	Resultat / toxicitet	Referens
Akut och kronisk toxicitet samt intag av däckslitbanepartiklar testad på ett begagnat däck *(som kört 10 000 km).* Partiklarna (< 500 µm) genererades med hjälp av en roterande slipsten och siktades. Antal partiklar per viktenhet bestämdes (0,29 g motsvarade 1 miljon partiklar). Olika toxicitetstest utfördes: • Tillsats av däckslitagepartiklar 1 dag till vatten för att studera intag (förtäring) • Akut toxicitet på lakvatten från däckslitagepartiklar som lakats i 48 h vid 25 °C testad med partiklar (0–15 000 partiklar/ml = 0 – 4,35 g/l) och utan partiklar (0–12 5000 partiklar/ml = 36,25 g/l) • Kronisk toxicitet med däckpartiklar närvarande (0–2000 partiklar/ml = 0,58 g /l) under 21 dagars exponering. Vattnet förnyades varje vecka.	Kräftdjur (märlkräfta): *Hyalella azteca*	*H. Azteca* åt utan urskillning däckslitbanepartiklar (< 500 µm) som tillsatts till sötvattenmedium. Partiklar sågs i mag-tarmkanalen redan efter en timme och fyllde hela mag-tarmkanalen efter 24 timmar. Efter överflyttning till rent vatten utsöndrade *H. Azteca* partiklarna inom 48 timmar, vilket antydde en uppehållstid i tarmen på 24–48 timmar. De akuta toxicitetstesten visade • 48 h-LC50 (dödlighet): 1 g/l för lakvatten med partiklar närvarande. • 50 % dödlighet inom ett intervall på cirka 1–4 g/l (4 000–15 000 partiklar/ml, avläst ur ett diagram) för lakvatten utan partiklar. LC50 kunde dock inte bestämmas. Dödlighet, reproduktion och tillväxt påverkades signifikant efter 21-dagars exponering vid högre koncentrationer. • Vid 0,58 g/l dog testorganismerna (92,5 ± 6,9 %). • Vid 0,29 g/l reducerades reproduktionen till 2,4 ± 4,3 jämfört med 18,9 ±5,3 i kontrollerna. • Vid 0,145 g/l reducerades tillväxten från 18 % till 6,7 %.	Khan m.fl., 2019
Akut toxicitet testad på däckslitbanepartiklar från 20 uttjänta bildäck. Partiklarna genererades med stålfil, siktades till < 500 µm och lakades i filtrerat havsvatten (0,5 g/l). Prov togs ut vid olika intervall under en 120-timmarsperiod och filtrerades före toxicitetstest.	Marin makroalg: *Ulva lactuca* (havssallat)	Ökande koncentrationer av lakvatten medförde en icke-linjär minskning i fotokemisk energiomvandling i makroalgen (*U. lactuca*). Ökande koncentrationer av zink från däckslitbanepartiklarna ökade upptaget av zink i makroalgen. Resultaten indikerade uppmätbar toxicitet vid så låga koncentrationer som 0,025 g däckslitbanepartiklar/l. Zinkkoncentrationerna i proverna uppmättes till 3,98–12,53 mg/l. Frisättningen av zink ökade med ökande lakningstid.	Turner and Rice, 2010

Beskrivning av försök	Testorganism	Resultat / toxicitet	Referens
Kronisk toxicitet av däckpartiklar från uttjänta däck som tillsatts till konstruerat sediment. Däckpartiklarna var < 590 µm och stålbältesfragment hade avlägsnats före tillsättning. Jord hämtades från en plats vid sidan om en fördröjningsdamm för vägdagvatten. I den ena behandlingen tillsattes 83,8 g däckpartiklar/kg jord och i den andra tillsattes zinkklorid motsvarande 10 g zink^{2+}/kg jord vilket motsvarade den högsta zinkhalt som uppmätts i dammen. Dessa blandades med kranvatten och fick stå i 8 månader. Testet genomfördes under hela metamorfosen.	Groddjur (ägg och larver): *Rana sylvatica* (skogsgroda)	Tillsats av däckpartiklar respektive zinkklorid ökade tiden för metamorfos med 7 dagar jämfört med kontrollen. Zinkkoncentrationen i vävnaden hos *R. sylvatica* var signifikant högre vid exponering för sediment som behandlats med däckpartiklar (212 mg/kg torrvikt groda) respektive zinkklorid (324 mg/kg torrvikt groda) jämfört med kontrollen (81,7 mg/kg torrvikt groda).	Camponelli et al., 2009
Akut toxicitet testad på däck- och vägslitagepartiklar från tre olika däck sammanslagna till ett samlingsprov. Partiklarna genererades i vägsimulator innehållande asfaltkasetter och siktades till < 150 µm för att få bort stora vägslitagebitar. Test gjordes på • eluat (vattenfas, centrifugerad) från rent sediment som blandats med syntetiskt vatten (pH 7,4–7,8; hårdhet 80–100 mg/l som $CaCO_3$) och däck- och vägslitagepartiklar i koncentrationerna 0,1–10 g däck- och vägslitagepartiklar/l vid 22 ± 2 °C i 24 h. • lakvatten från däck- och vägslitagepartiklar (10 g/l) som lakats i syntetiskt vatten (pH 7,4–7,8; hårdhet 80–100 mg/l som $CaCO_3$) i 72 h vid 44 °C i ljus respektive vid 21 °C i mörker. • eluat av lakvatten (framställda enligt ovan) som blandats med rent sötvattensediment och vatten motsvarande koncentrationerna 0,625–5 g däck- och vägslitagepartiklar/l.	Kräftdjur: *Daphnia magna* (vattenloppa) Grönalg: *Raphidocelis subcapitata* (encellig sötvattenkransalg) Fisk: *Pimephales promelas* (knölskallelöja)	Lakvatten från däck- och vägslitagepartiklar som lakats vid 44 °C var akut giftigt för *D. magna*: • Test utan sediment: EC50 (immobilitet) 4,36 g/l och NOAEC 1,25 g/l. • Test på eluat från sediment som blandats med lakvatten: EC50 (immobilitet) 5,08 g/l och ett NOAEC på 2,5 g/l. Ingen effekt (immobilitet) hos *D. magna* påvisades för lakvatten som lakats vid 22°C eller för eluat från lakvatten som blandats med sediment. Ingen effekt avseende immobilitet för *D. magna*, tillväxt för *P. subcapitata* överlevnad för *P. promelas* påvisades vid exponering för eluat från sediment som blandats med däck- och vägslitagepartiklar (22 ± 2 °C). EC50 och LC50 > 10 g däck- och vägslitagepartiklar/l. Toxicitetsidentifieringsutvärdering (fas 1) visade förekomst av katjoner och polära organiska ämnen som interagerade antagonsitiskt (i motsatt riktning).	Marwood et al, 2011 [1)]

Beskrivning av försök	Testorganism	Resultat / toxicitet	Referens
Kronisk toxicitet av däckslitbanepartiklar från fem använda däck som blandats med sediment. Partiklarna genererades genom rivning, frysning i flytande kväve och därefter malning (10−586 µm) och slogs ihop till ett samlingsprov. Detta blandades med sediment i koncentrationerna 0−100 g/kg torrvikt (0-10 % torrvikt). Olika organismer och toxicitetseffektmått studerades under 28 dagars exponering. Även intag av partiklar studerades. Sediment analyserades för tungmetaller och PAH.	Bentiska sötvattenmakroevertebrater: - *Gammarus pulex* (märlkräfta) - *Asellus aquaticus* (sötvattengråsugga) - *Tubifex spp* (ringmask) - *Lumbriculus variegatus* (ringmask)	Vid den högsta testkoncentrationen 100 g/kg torrvikt av däckslitbanepartiklar i sediment sågs inga negativa effekter på • överlevnad, tillväxt och födointag hos *G. pulex* och *A. aquaticus* • överlevnad och tillväxt hos *Tubifex spp*. • antalet maskar och tillväxt hos *L. variegatus.* Zinkkoncentrationen i däckslitbanepartikelblandningen var 5,65 g/kg. PAH-koncentrationen ökade inte med ökad däckkoncentration i sedimentet. För *G. pulex* påvisades i genomsnitt 2,5 and 4 däckslitbanepartiklar (14 to 272 µm) i kroppar och avföring efter 28 dagars exponering.	Redondo-Hasselerharm m.fl., 2018
Kronisk toxicitet av däck- och vägslitagepartiklar från tre däck som blandats med sediment. Partiklarna genererades i en vägsimulator med asfaltskasetter och siktades till 150 µm storlek. Partiklarna tillsattes till sötvattensediment i koncentrationer upp till 10 g/kg, mixades i 15 min och lämnades för jämviktning i 48 h vid 4 °C. Sedimenttoxicitetstest gjordes på *C. dilutus* (35 dagar) och *H. azteca* (28 dagar), och eluat från sediment testades på *C. dubia* (7 dagar) and *P. promelas* embryon (32 dagar).	Mygga (larv): *Chironomus dilutes* (fjädermygga) Kräftdjur: - *Hyalella Azteca* (märlkräfta) - *Ceriodaphnia dubia* Fisk: *Pimephales promelas* (knölskallelöja)	Exponering för sediment med däck- och vägslitagepartiklar tillsatta orsakade svag tillväxthämning (20 %) hos *C. dilutus*, men inga negativa effekter på tillväxt eller reproduktion hos *H. azteca.* Exponering för eluat från sediment med däck- och vägslitagepartiklar tillsatta orsakade en något (men inte signifikant) minskad överlevnad hos *P. promelas* larver, men inga negativa effekter på tillväxt eller reproduktion hos *C. dubia*.	Panko et al., 2013 [1)]

1) Finansierad av *the Tire Industry Project*, ett internationellt konsortium av 11 däcktillverkare.

Förklaring av förkortningar som förekommer i tabell A.1

$CaCO_3$ = kalciumkarbonat

C18-extraktion = en kolonn som innehåller octadecylsilan (molekyl med 18 kolatomer) används för att absorbera icke polära föreningar.

EC50 = *Effective concentration 50*. Den koncentration då 50 % av testorganismerna uppvisar effekt

EDTA = Etylendiamintetraättiksyra. Används som komplexbindare.

Eluat = vattenfasen efter omblandning (uppslammning) av sediment i vatten.

h = timme/timmar

LC50 = *Lethal concentration 50*. Den koncentration då 50 % av tesorganismerna dör.

MILLEX = ett filter

NOAEC = *No Observed Adverse Effect Concentration*. Den högsta koncentration som inte ger förgiftningseffekter.

PAH = polycykliska aromatiska kolväten

STS = *Sodium thiosulphate*. Natriumtiosulfat.

UV = ultraviolett

OM VTI

VTI, Statens väg- och transportforskningsinstitut, är ett oberoende och internationellt framstående forskningsinstitut inom transportsektorn. Vår huvuduppgift är att bedriva forskning och utveckling kring infrastruktur, trafik och transporter. Vi arbetar för att kunskapen om transportsektorn kontinuerligt ska förbättras och är på så sätt med och bidrar till att uppnå Sveriges transportpolitiska mål.

Verksamheten omfattar samtliga transportslag och områdena väg- och banteknik, drift och underhåll, fordonsteknik, trafiksäkerhet, trafikanalys, människan i transportsystemet, miljö, planerings- och beslutsprocesser, transportekonomi samt transportsystem. Kunskapen från institutet ger beslutsunderlag till aktörer inom transportsektorn och får i många fall direkta tillämpningar i såväl nationell som internationell transportpolitik.

VTI utför forskning på uppdrag i en tvärvetenskaplig organisation. Medarbetarna arbetar också med utredning, rådgivning och utför olika typer av tjänster inom mätning och provning. På institutet finns tekniskt avancerad forskningsutrustning av olika slag och körsimulatorer i världsklass. Dessutom finns ett laboratorium för vägmaterial och ett krocksäkerhetslaboratorium.

I Sverige samverkar VTI med universitet och högskolor som bedriver närliggande forskning och utbildning. Vi medverkar även kontinuerligt i internationella forskningsprojekt, framförallt i Europa, och deltar aktivt i internationella nätverk och allianser.

VTI är en uppdragsmyndighet som lyder under regeringen och hör till Infrastrukturdepartementets verksamhets-/ansvarsområde. Vårt kvalitetsledningssystem är certifierat enligt ISO 9001 och vårt miljöledningssystem är certifierat enligt ISO 14001. Vissa provningsmetoder vid våra laboratorier för krocksäkerhetsprovning och vägmaterialprovning är dessutom ackrediterade av Swedac.

Statens väg- och transportforskningsinstitut • www.vti.se • vti@vti.se • +46 (0)13–20 40 00