
Reifenabrieb als grösste Quelle von Mikroplastik – Massnahmen zur Verminderung

Grundlagenbericht zur Beantwortung des Postulats Po 19.3559



Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (Empa)
Überlandstrasse 129
CH-8600 Dübendorf

Panayotis Dimopoulos Eggenschwiler, Abteilung Fahrzeugantriebssysteme, Empa, Dübendorf
Christoph Hüglin, Abteilung Luftfremdstoffe / Umwelttechnik, Empa, Dübendorf
Bernd Nowack, Abteilung Technologie und Gesellschaft, Empa, St. Gallen
David Mennekes, Abteilung Technologie und Gesellschaft, Empa, St. Gallen

Michele Steiner, wst21


michele steiner

Dübendorf, den 2. September 2022

Dieser Bericht wird unter der CC-Lizenz [CC BY-NC-ND 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/) zur Verfügung gestellt.

Zitiervorschlag:

Reifenabrieb als grösste Quelle von Mikroplastik – Massnahmen zur Verminderung © 2023 by P. Dimopoulos Eggenschwiler, C. Hüglin, B. Nowack, D. Mennekes, M. Steiner. Grundlagenbericht.

Inhalt

Zusammenfassung	5
1. Grundlagen.....	8
1.1 Aufbau von Reifen	8
1.2 Anforderungen an Reifen.....	9
1.3 Gesetzlicher Rahmen	11
1.4 Einflussfaktoren für den Abrieb von Reifen	13
2. Reifenabrieb als Mikroplastik.....	15
2.1 Anteil des Reifenabriebs am gesamten Mikroplastik in der Umwelt.....	16
3. Produktion und Freisetzung von Reifenabrieb	17
3.1 Methoden zur Berechnung des Reifenabriebs	17
3.2 Abschätzungen der Mengen an Reifenabrieb	19
4. Verteilung des Reifenabriebs in der Umwelt	23
4.1 Generelle Betrachtung	23
4.2 Verteilung und Eintrag von Reifenabrieb durch die Luft.....	26
4.3 Verteilung von Reifenabrieb in der Schweiz.....	27
4.3.1 Generelle Betrachtung.....	28
4.3.2 Detaillierte Betrachtung auf Grundlage von Methode 3	29
5. Umweltauswirkungen von Reifenabrieb	33
5.1. Ökotoxikologie von Reifenabrieb	33
5.2. Toxische Effekte der Bestandteile des Reifens	34
5.3. Umweltrisiken von Reifenabrieb	36
6. Massnahmen	38
6.1 Reduktion des Reifenabriebs.....	39
6.1.1 Möglichkeiten der Reifenentwicklung	39
6.1.2 Standardisierte Methode zur Quantifizierung des Reifenabriebs	39
6.1.3 Rückhalt des Reifenabriebs am Fahrzeug	40
6.1.4 Fahrzeugspezifische Massnahmen	40
6.1.5 Fahrspezifische Massnahmen.....	41
6.1.6 Massnahmen bei der Infrastruktur.....	42
6.2 Rückhalt durch Massnahmen bei der Strassenentwässerung	44
6.2.1 Übersicht.....	44

6.2.2	Massnahmen zur Reduktion des Eintrags in Oberflächengewässer.....	46
6.2.3	Ergebnisse und Priorisierung	47
7.	Forschungsbedarf.....	49
8.	Schlussfolgerungen.....	51
9.	Referenzen.....	54
Anhang	62
Anhang A1 Grundlagen Reifenabrieb	63
Anhang A2 zum Kapitel 3.2: Übersicht zu vorhandenen Studien	66
Anhang A3 zum Kapitel 4.2: Atmosphärische Verteilung und Eintrag von Reifenabrieb	70
Anhang A4 Berechnungsgrundlagen zu Modell 3 und Ergebnisse	74

Zusammenfassung

Die Hauptaufgabe von Reifen ist es, die Kraftübertragung zwischen Fahrzeug und Fahrbahn sicherzustellen, welche bei Veränderungen der Bewegung des Fahrzeuges, d.h. beim Beschleunigen, Bremsen und jeglichen Richtungsänderungen (Abbiegen, Kurvenfahren, Ausweichen etc.) wirken.

Beim Kraftschluss zwischen Reifen und Fahrbahn entsteht Reifenabrieb (international als «Tyre wear particles», TWP, bezeichnet), welcher in die Umwelt freigesetzt wird. Reifenabrieb wird als Teil des gesamten Mikroplastiks betrachtet, das heisst Plastikteilchen mit einer Grösse kleiner als 5 mm. Dabei macht Reifenabrieb einen sehr grossen Teil des in die Umwelt freigesetzten Mikroplastiks aus, mit einem Anteil von 93% gemäss einer Abschätzung für die Schweiz. Für den Abrieb und somit der Partikelemissionen sind die Reifeneigenschaften der wichtigste Faktor (zu mehr als 50%). Einen kleineren, aber nicht unwesentlichen Beitrag leisten die Fahrzeugeigenschaften und die Fahrbahnbeschaffenheit.

Die Menge an produziertem und freigesetztem Reifenabrieb wurde in mehreren Studien für verschiedene europäische Länder abgeschätzt. Im Mittel ergaben diese Studien, dass rund 1.4 kg Reifenabrieb pro Einwohner und Jahr entsteht und in die Umwelt gelangt. Die Spannweite der Emissionen von Reifenabrieb betrug in diesen Studien 0.9 bis 2.5 kg pro Einwohner und Jahr.

Berechnungen der Menge freigesetzten Reifenabriebs liegen für verschiedene Länder vor, jedoch basieren alle zugrundeliegenden Modelle auf veralteten Emissionsfaktoren, d.h. veralteten Daten über die Menge von Reifenabrieb, die während der Nutzung pro Kilometer gefahrener Strecke entsteht und freigesetzt wird. Grundsätzlich existieren zwei unterschiedliche Ansätze zur Bestimmung von Emissionsfaktoren. Einerseits kann der Massenverlust von Reifen nach einer definierten Fahrleistung auf einer Strasse oder im Labor bestimmt werden. Andererseits können über Verbrauchsstatistiken und angenommenen Massenverlusten von Reifen während der Nutzung Emissionsfaktoren abgeschätzt werden.

In Materialflussanalysen wurde untersucht, welche Mengen des freigesetzten Reifenabriebs in welche Umweltkompartimente gelangen. Für die Schweiz kann davon ausgegangen werden, dass 24-26% des entstandenen Reifenabriebs in die Entsorgung gelangen (nach Entfernung in ARA oder SABA), 16-39% gelangen in Gewässer und 36-57% in den Strassenrand und in Böden. Zusätzlich stammt ein wesentlicher Teil der Partikelbelastung des Strassenabwassers aus dem Reifenabrieb.

Die ökotoxikologischen Auswirkungen von Reifenabrieb sind durch die Partikel und hauptsächlich durch die Inhaltsstoffe des Reifens bestimmt. Dies führt dazu, dass verschiedene Reifen mit unterschiedlichen Mischungen sehr unterschiedliche Toxizitäten aufweisen. Der Fokus von toxikologischen Untersuchungen lag in den letzten Jahren vor allem auf verschiedenen Zusatzstoffen wie Ozonschutzmitteln, die sich für Wasserlebewesen als sehr toxisch herausgestellt haben. Für eine abschliessende Beurteilung der Umweltauswirkungen und der Umweltrisiken, aber auch der Gesundheitsrisiken für Menschen, fehlen jedoch noch ausreichende Untersuchungen.

Mögliche Massnahmen zur Verminderung der Produktion von Reifenabrieb sind zahlreich und reichen von Massnahmen am Reifen über Massnahmen am Fahrzeug und am Fahrverhalten, bis hin zu generellen Aspekten der Mobilität. Allgemein gilt, dass der Eintrag von Reifenabrieb und der darin enthaltenen Inhaltsstoffe in die Umwelt reduziert werden kann, indem entweder weniger Reifenabrieb auf der Strasse produziert wird, oder der produzierte Reifenabrieb durch die Strassenentwässerung besser zurückgehalten wird.

Zusätzlich zur produzierten Menge kann auch die Toxizität des Reifenabriebs reduziert werden, um negative Effekte des Reifenabriebs auf die Umwelt zu verringern. Lösungen können Reifenmischungen sein, die im Hinblick auf Umweltaspekte optimiert wurden.

Von grosser Wichtigkeit ist die Entwicklung einer standardisierten und international anerkannten Methode zur Quantifizierung des Reifenabriebs von PWs und LWs. Erst dann werden zuverlässige Vergleiche möglich und können Grenzwerte definiert werden. Im Rahmen der UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) sind Diskussionen zu diesem Thema im Gange, in den nächsten 5 Jahren ist sowohl mit einem Testverfahren als auch mit Grenzwerten auf Stufe EU zu rechnen. Eine solche Methode wird den Reifenabrieb bei der Entwicklung von Reifen mehr in den Fokus bringen. Basierend auf Unterschieden beim Abrieb von heute erhältlichen Reifen, kann eine Reduktion des Reifenabriebs von bis zu 35% erwartet werden.

Es gibt erste Ideen, den erzeugten Reifenabrieb bereits am Fahrzeug mittels technischer Lösungen einzufangen und so die Freisetzung von Reifenabrieb in der Umwelt zu verhindern. Die Entwicklung solcher Massnahmen geht derzeit aber nicht über Konzeptstudien hinaus. Es gibt daher keine zuverlässigen Informationen über deren Machbar- und Wirksamkeit.

Geringeres Fahrzeuggewicht, richtiger Reifendruck und korrekt eingestellte Achsgeometrie sind weitere fahrzeugspezifische Massnahmen zur Reduktion des Reifenabriebs.

Möglichst gleichmässiges Fahren wirkt sich am stärksten auf die Reduktion des freigesetzten Reifenabriebs aus. Dies wird bei höherem Verkehrsaufkommen zum Teil auf Nationalstrassen mit dem Einsatz von GHGW (Geschwindigkeitsharmonisierungs- und Gefahrenwarnungs-) Anlagen bereits gefordert, d.h. zu den Zeiten zu denen auch der grösste Teil des Reifenabriebs entsteht, ist aber nicht überall durchsetzbar. Dafür ist eine Reduktion der zulässigen Höchstgeschwindigkeit eine weitere Massnahme. Bei einer gesamtschweizerischen Reduktion der Höchstgeschwindigkeit von 120 km/h auf 100 km/h auf Hochleistungsstrassen, wird die Verminderung des Energieverbrauchs, basierend auf den (HBEFA 4.1) Emissionsfaktoren und unter Berücksichtigung der real gefahrenen Geschwindigkeiten, auf 6% des abgeschätzt. Diese Reduktion kann auch für den Reifenabrieb angenommen werden.

Die Umsetzbarkeit der diskutierten Massnahmen betrifft zahlreiche Akteure und Entscheidungsträger aus unterschiedlichen Bereichen und ist deshalb entsprechend schwierig und dauert unterschiedlich lange. Die Wirkung dieser Massnahmen ist bei heutigem Kenntnisstand schwer zu quantifizieren, weshalb allenfalls grobe Abschätzungen gemacht werden können.

Die Datenlage zur Abschätzung der Wirkung von Massnahmen bezüglich der Strassenentwässerung ist hingegen ausreichend. Massnahmen am Entwässerungssystem von Strassen beinhalten die Sanierung von Direkteinleitungen und Ölabscheidern stark befahrener Strassen mit der Versickerung in die Strassenschulter, den Einsatz von SABA mit Retentionsfilterbecken oder mit Absetzbecken gemäss dem heutigen Stand der Technik. Dabei ist die Sanierung der Strassenentwässerung innerorts schwieriger umzusetzen, als ausserorts, da dort die für SABA notwendigen Flächen begrenzt sind und bereits bestehende Infrastruktur hinderlich ist. Dies gilt sowohl für Hochleistungsstrassen als auch für die übrigen Strassen.

Bei Hochleistungsstrassen werden Massnahmen am Entwässerungssystem bereits umgesetzt und die weitere Sanierung ist im Rahmen der Unterhaltsplanung der Nationalstrassen vorgesehen. Bei den anderen stark befahrenen Strassen erfolgt die Sanierung im Rahmen von Bau- oder Sanierungsprojekten.

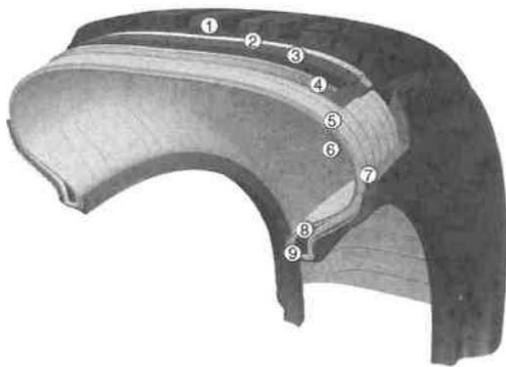
Mit einer weitgehenden Umsetzung von Massnahmen am Entwässerungssystem kann eine Reduktion des Eintrags von Reifenabrieb in Oberflächengewässer im Bereich von 50 % erzielt werden. Dazu ist die Sanierung der Entwässerung der Hochleistungsstrassen und auch der übrigen Strassen wichtig, und zwar innerorts und ausserorts. Damit wird auch die Gewässerbelastung durch andere, im Strassenabwasser enthaltenen Schadstoffe, reduziert.

Für eine höhere Abnahme des Eintrags von Reifenabrieb in Oberflächengewässer sind Massnahmen zur Reduktion der Produktion nötig.

1. Grundlagen

1.1 Aufbau von Reifen

Reifen sind komplexe Verbundkörper aus Materialien unterschiedlichster physikalischer Eigenschaften. Figur 1 zeigt schematisch den Aufbau eines typischen Reifens bestehend aus Laufstreifen bzw. Lauffläche (1), Unterplatte (2), Bandage (3), Stahlkord Gürtellagen (4), Karkasse (5), Innenschicht (6), Seitenwand (7), Kernprofil (8) und Kern bzw. Wulstkern (9) (Braess et al., 2013).



Figur 1: Typischer Aufbau eines modernen Reifens (Braess et al. 2013)

Der Laufstreifen bildet den äusseren Umfang des Reifens und muss die zwischen Fahrzeug und Fahrbahn auftretenden Kräfte übertragen. So werden die Beschleunigung, das Abbremsen und das Kurvenverhalten eines Fahrzeugs massgeblich beeinflusst. Die Gummimischung und die Profilierung des Laufstreifens werden so ausgelegt, dass der Reifen die an ihn gestellten Anforderungen (siehe nächsten Abschnitt) möglichst gut erfüllt. Die abriebfeste Seitenwand schützt die Gewebelagen vor äusseren Einflüssen. Das Profil der Lauffläche kann sehr unterschiedlich gestaltet werden und hängt stark vom vorgesehenen Einsatz ab (siehe Abschnitt 1.2). Für Winterreifen zum Beispiel hat sich in den letzten Jahrzehnten eine deutliche Wandlung vom grobstolligen Klotzprofil hin zum weichen Hochlamellenprofil vollzogen.

Die Materialienmischung der Lauffläche ist bei den verschiedenen Reifenherstellern unterschiedlich. Die Zusammensetzung ist ein gut gehütetes Betriebsgeheimnis eines jeden Herstellers. Zudem werden die effektiv verwendeten Stoffe und insbesondere die Additive nicht offengelegt. Folgende Zusammensetzung kann als typisch erachtet werden (nach Eisentraut et al. 2018, Sommer et al. 2018 und Wagner et al. 2018):

- Wichtigstes Material der Lauffläche (40–50 Massen-%):
 - Natürlicher Kautschuk (polyisoprene $[C_5H_8]_n$)
 - Synthetischer Kautschuk (styrene butadiene SBR oder Butadien BR)
- Füllmaterial (30–35 Massen-%):
 - Russ (C),
 - Siliziumoxid (SiO_2),

- Kreide (CaCO_3)
- Weichmacher (15 Massen-%):
 - Mineralölderivate, Harze
- Vulkanisationsagenten (2–5 Massen-%):
 - Schwefel (S) und Zinkoxid (ZnO)
- Additive (5-10 Massen-%):
 - Schutzmittel (halogenierte Zyklalkane),
 - Oxidationshemmende Mittel (Amine, Phenole),
 - Trocknungsmittel (CaO),
 - Plastifiziermittel (aromatische und aliphatische Ester),
 - Prozessmittel (Mineralölprodukte)

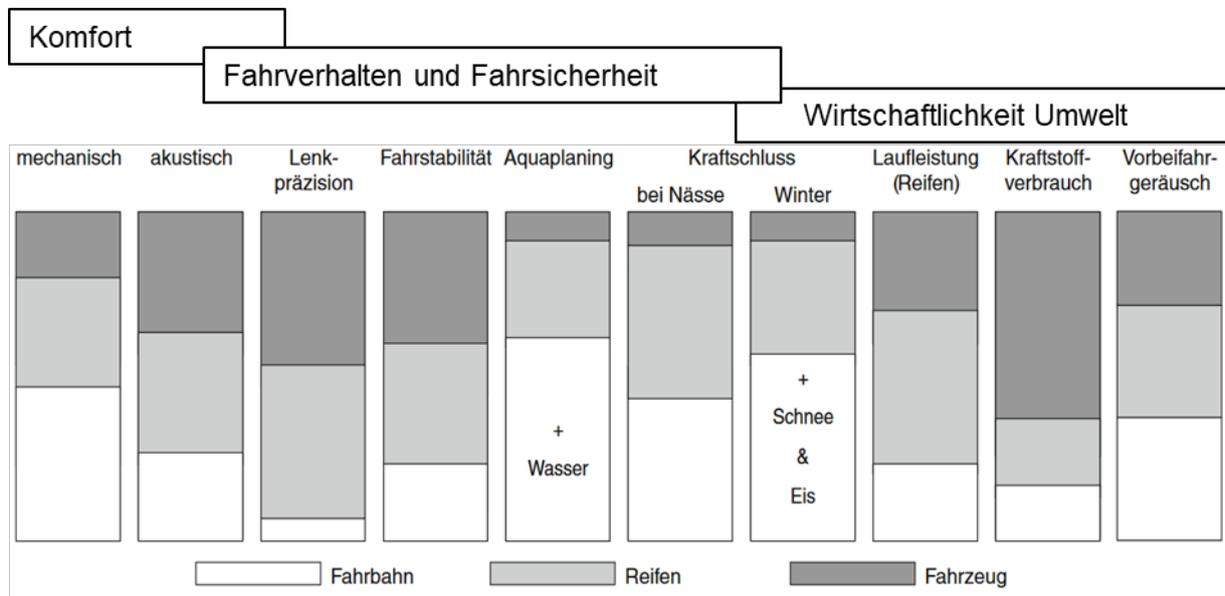
1.2 Anforderungen an Reifen

Die Hauptaufgabe der Reifen ist die Übertragung von Kräften vom Fahrzeug auf die Fahrbahn. Kräfte wirken zwischen dem Fahrzeug und der Fahrbahn, wenn eine Änderung der Bewegung des Fahrzeuges erfolgt, d.h. beim Beschleunigen, Bremsen und bei jeglichen Richtungsänderungen (Abbiegen, Kurvenfahren, Ausweichen etc.). Diese Kraftübertragung müssen die Reifen nicht nur bei den unterschiedlichsten Fahrbahnbelägen (Asphalt, Beton, Pflaster), sondern auch bei allen Witterungsbedingungen und Geschwindigkeiten sicherstellen. Damit ist das Kraftschlussverhalten ein wesentlicher Schwerpunkt bei der Reifenentwicklung. Dieser Kraftschluss zwischen Reifen und Fahrbahn beruht auf Reibung und führt je nach Fahrsituation zu Verformungen des Reifens. Reifenverformungen sind die Grundlage der Kraftübertragung: ohne Verformung, keine Kraftübertragung. Die Reibung und die Verformung stellen einen Widerstand dar, den sog. Rollwiderstand. Zu dessen Überwindung muss Energie aufgewendet werden. Somit beeinflussen die Reifen auch den Energieverbrauch und die CO_2 Emissionen eines Fahrzeugs. Durch die Reibung zwischen Fahrbahn und Reifen und die Verformung des Reifens wird der Reifen abgerieben. Dieser Abrieb ist in Form von kleinen Partikeln, die in die Luft und auf die Strassenoberfläche hinter einem Fahrzeug geschleudert werden.

Die gestiegenen Anforderungen im Automobilbau in den letzten Jahrzehnten hat in Verbindung mit dem Ausbau des Strassennetzes dazu geführt, dass die Anforderungen an PW- und LW-Reifen auch gestiegen sind. So sind nicht nur die Anforderungen bezogen auf die Kraftübertragung gestiegen (stärkere und schwerere Fahrzeuge, gestiegene Fahrverhaltens- und Sicherheitsansprüche) es sind Komfort- und umweltbezogene Ansprüche hinzugekommen. Dieser Anstieg wird an der Anzahl der Gebrauchseigenschaften, die heute im Rahmen technischer Reifenfreigaben geprüft werden müssen, deutlich. Ein typischer Beurteilungskatalog enthält heute mehr als 40 einzelne Beurteilungskriterien, die zu einer Reihe grundsätzlicher Zielkonflikte führen. Diese können im Wesentlichen wie folgt zusammengefasst werden:

- Lenkverhalten (geradeaus, im Proportionalbereich, im Grenzbereich, Lenkpräzision)
- Fahrstabilität (geradeaus, Kurven, Bremsen in Kurven)
- Fahrkomfort (Federung, Geräusch, Laufruhe)
- Kraftschluss (Traktion, Bremsweg, Aquaplaning)
- Wirtschaftlichkeit/Umwelt (Lebenserwartung, Rollwiderstand, Erneuerungsfähigkeit, Geräuschentwicklung)

- Haltbarkeit (Strukturelle Dauerhaltbarkeit, Hochgeschwindigkeitstüchtigkeit, Platzdruck, Durchschlagsfestigkeit)



Figur 2: Einfluss von Fahrbahn, Reifen und Fahrzeug auf Gebrauchseigenschaften des Reifens (nach Braess et al. 2013)

Figur 2 zeigt qualitativ den Einfluss der Fahrbahn, des Reifens und der Fahrzeugauslegung auf die wichtigsten Gebrauchseigenschaften des Reifens. So ist, zum Beispiel, die Lenkpräzision eines

Fahrzeugs zu ungefähr 45% von den Reifeneigenschaften und zu ungefähr 45% von der Fahrzeugauslegung (Lenkgeometrie, Fahrwerk) und lediglich zu ca. 10% von den Fahrbahneigenschaften abhängig (Fig.2 nach Braess et al. 2013).

Die Abriebfestigkeit berücksichtigt die Geschwindigkeit der Laufflächenabnutzung und gibt einen Hinweis auf die Reifenhaltbarkeit bzw. die Laufleistung. Bezüglich der Laufleistung, d.h. des Abriebs und somit der Partikelemissionen sind die Reifeneigenschaften der wichtigste Faktor (zu mehr als 50%) (Fig.2 nach Braess et al. 2013). Einen kleineren, aber nicht unwesentlichen Beitrag leisten die Fahrzeugeigenschaften und die Fahrbahnbeschaffenheit.

Die Wirtschaftlichkeit von Reifen betrifft weniger die Herstellung oder die Verwertung als vielmehr den Betrieb am Fahrzeug. Beim Rollwiderstand steht die Energiemenge im Mittelpunkt, die ein Reifen beim Fahren durch seine Verformung absorbiert und die einen Einfluss auf den Kraftstoffverbrauch hat.

Durch den Rollwiderstand der Reifen muss ständig vom Motor Arbeit zur Überwindung aufgebracht werden. Je weniger Rollwiderstand die Reifen besitzen, desto geringer der Kraftstoffverbrauch. Nach (Braess et al. 2013) senkt eine Reduktion des Reifenrollwiderstandes um 30%, den Kraftstoffverbrauch um ca. 4.8%, was einer Einsparung von ca. 60 l Kraftstoff (oder ca. 150 kg CO₂) pro Reifen während des Reifenlebens entspricht.

Runderneuerte Reifen haben gegenüber Neureifen meist einen bis zu 10% höheren Rollwiderstand. Demzufolge ist die Runderneuerung aus Energiebilanzgründen fraglich, da während des Betriebs meist eine grössere Menge an Kraftstoff verbraucht und somit CO₂ emittiert wird, als bei der Wiederverwendung der Karkasse eingespart wird (Braess et al. 2013). Neuere Ansätze (aktuell in der Konzeptphase) fokussieren auf mehrmalige Runderneuerung abgenutzter Reifen. Dies hat das Potenzial, die Energiebilanz und CO₂ Bilanz der Erneuerung stark zu verbessern.

Unklar ist, inwiefern die verschiedenen Anforderungen an einen Reifen zu Zielkonflikten führen. Es gilt zwar, dass je gedämpfter ein Reifen ist, desto geringer sind die Geräuschemissionen, jedoch sind der Rollwiderstand und somit Abrieb umso grösser. Der ADAC in Deutschland (ADAC 2021) führt seit Jahren detaillierte Untersuchungen zu den Eigenschaften einer Anzahl Reifen verschiedener Hersteller durch. Die wichtigsten Erkenntnisse können wie folgt zusammengefasst werden:

- Es gibt Reifen mit niedrigem Verschleiss bei gleichzeitig guten Eigenschaften auf nasser Fahrbahn.
- Reifen mit geringem Abrieb führen nicht zwangsläufig zu weniger Fahrstabilität und/oder erhöhter Gefahr von Aquaplaning. Die Aquaplaning-Eigenschaften hängen von der Profilgestaltung und –tiefe ab und nicht von der Gummimischung.
- Bei Winterreifen bzw. Ganzjahresreifen sieht man, dass Reifen mit geringem Abrieb tendenziell schlechtere Eigenschaften auf Schnee aufweisen. Es gibt jedoch auch Reifen mit niedrigem Abrieb, die diesen Zielkonflikt dennoch gut lösen.

1.3 Gesetzlicher Rahmen

Im Nationalen Recht der Schweiz (VTS; SR 741.41) wird in den Artikeln 58 und 59 auf einschlägige Erlasse der UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) sowie auf Normen der ETRTO verwiesen, die für Räder, Reifen, Ersatzräder, Noträder und Winterreifen gelten. Innerhalb der UNECE, ist die Working Party on Noise and Tyres (Groupe Rapporteur Bruit et Pneumatique – GRBP) verantwortlich für das Verfassen von Reglementen. Die GRBP tagt offiziell zweimal jährlich und beauftragt Expertengruppen mit spezifischen Problemen aus den Fachgebieten. Aktuellste Beschlüsse sind unter ECE/TRANS/WP.29/GRBP/2022/6 zusammengefasst. Der Bericht zum letzten Treffen (Stand 4/2022) ist unter <https://unece.org/sites/default/files/2022-03/ECE-TRANS-WP29-GRBP-73e.pdf> zu finden.

Seit November 2012 werden in der EU sowie in der Schweiz Reifen im Verkauf mit einem Label gekennzeichnet (Verordnung Nr. 1222/2009). Im Mai 2021 trat eine aktualisierte Reifenkennzeichnungsverordnung (2020/40) mit einem angepassten und erweiterten Label in Kraft. Das Label dient zur Steigerung der Sicherheit sowie der wirtschaftlichen und ökologischen Effizienz im Strassenverkehr. Klassifiziert werden die Eigenschaften Rollwiderstand, Nasshaftung und Rollgeräusch, sowie neu Schnee- und Eisgriffigkeit (Figur 3).

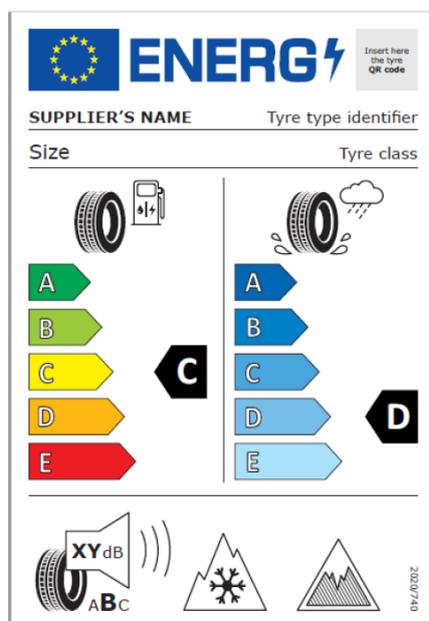
Rollwiderstand: Die Energieeffizienz eines Reifens wird über den Rollwiderstand gemessen und durch den Rollwiderstandsbeiwert klassifiziert. Die Messung erfolgt bei Geradeausfahrt und ohne Sturz. Als Sturz bezeichnet man den Winkel zwischen der Radmittelebene und einer Senkrechten auf die Fahrbahn. Ein negativer Sturz aller Räder (d.h. Oberseite vom Reifen nach innen in Richtung Fahrzeug geneigt; breitbeinig stehen) bewirkt eine höhere maximale Seitenführungskraft in Kurven. Ein leicht negativer Sturz ist bei PWs üblich. Ein Sturzwert bis -2° erhöht den Rollwiderstand nur gering (0-2% bei kleinen

Schräglaufwinkel). Als Option erhältliche Sportfahrwerke, oft höher motorisierter Fahrzeuge, weisen meist einen stärkeren negativen Sturz auf. Bei hohen Fahrgeschwindigkeiten wirkt sich zu grosser negativer Sturz allerdings nachteilig auf den Verschleiss, die Partikelemission und die Tragfähigkeit der Reifen aus.

Nassgriff: Die Nasshaftung wird durch den Vergleich mit einem Referenzreifen auf nasser Strasse ermittelt. Dies ist eine genormte Griffigkeitsmessung.

Geräusch: Die Geräuschangabe auf dem Label bezieht sich auf das Vorbeifahrgeräusch bei 80 km/h. Die Klassifizierung erfolgt in drei Klassen und bezieht sich auf Geräuschgrenzwerte. Man soll bedenken, dass ab ca. 25 km/h das Reifenrollgeräusch bei einem PW das dominante Geräusch bei konstanter Geschwindigkeit sei.

Haftung bei Schnee und Eis: Seit Mai 2021 werden zusätzlich diese zwei Symbole als Bestätigung der Leistungsfähigkeit des Reifens in Bezug auf seine Haftung unter winterlichen Bedingungen aufgeführt. Diese Symbole betreffen vor allem Winterreifen.



Figur 3: EU Label zur Kennzeichnung von Reifen in Bezug auf deren Rollwiderstand (bzw. Kraftstoffeffizienz), Nasshaftung, Rollgeräusch, Nass- und Schneegriffigkeit gemäss Verordnung 2020/740 (Bundesamt für Energie BFE, 2021).

Noch existiert weltweit keine Gesetzgebung, die Nichtabgaspartikel und somit auch Reifenabriebpartikel limitiert. Für die bremsinduzierte Feinstaubentwicklung sei eine gesetzliche Festlegung von Grenzwerten jedoch mittelfristig zu erwarten. An einem allgemein nutzbaren Testverfahren für Bremsstaub arbeitet die Arbeitsgruppe namens "Particle Measurement Programme Informal Working Group" (PMP IWG) im Rahmen der Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen (UNECE). Zuerst muss ein international harmonisiertes Testverfahren entwickelt und genormt werden. Erst danach können Grenzwerte definiert werden. Es ist aber in den nächsten 5 Jahren sowohl mit einem Testverfahren als auch mit Grenzwerten auf Stufe EU zu rechnen. In der am 8.-11. Februar 2022 stattgefundenen 75.

Sitzung der GRBP wurde eine Task Force zum Thema Partikelemissionen von Reifen gegründet. Die Arbeiten werden nun aufgenommen und mit ersten Resultaten darf für 2024 gerechnet werden (siehe auch Informal Document GRBP 75-39).

Die Einführung von internationalen Messmethoden und Grenzwerten ist langwierig. Zunächst muss die Messmethode und die Testumgebung definiert werden. Schon hier sind die Diskussionen komplex, es werden alle Stakeholder (von den Fahrzeugherstellern und Zulieferern bis zu den Instrumentenherstellern und von den Laboratorien und Behörden bis zu den Umweltverbänden) berücksichtigt. Im Anschluss muss in internationalen Laborvergleichen (sog. Round-Robbins) gewährleistet werden, dass eine ausgewählte Instrumentenkombination beim selben Versuchsträger zu ähnlichen Ergebnissen führt. Sollten diese Messergebnisse zu stark von Labor zu Labor variieren wird eine Neuauslegung der Messmethode (oder Teile davon) erforderlich. Weitere Round-Robin Reihen werden dann erforderlich um verschiedene Instrumente am gleichen Versuchsträger zu vergleichen. Parallel dazu läuft die Standardisierung und die Diskussion über Definition der entsprechenden Grenzwerte.

Offen ist auch der Einfluss von neuen Trends in der Mobilität. Grundsätzlich gibt es einen Trend zu schwereren Fahrzeugen mit stets breiteren Reifen. Zudem sind elektrische Fahrzeuge (BEVs) in der Regel schwerer (wegen des erheblichen Batteriegewichtes) und können vom Stand stärker beschleunigen. Dies lässt erhöhten Reifenverschleiss erwarten (Sommer et al. 2018). Die Entwicklung von speziellen Reifen für BEVs kann aber diesem möglichen Trend entgegenwirken. Es ist auch zu erwarten, dass spezielle rollwiderstandarme Reifen für BEVs entwickelt werden, da solche zu einer Erhöhung der Reichweite solcher Fahrzeuge beitragen. Sogenannte ROWI-Reifen werden in einigen Elektrofahrzeugen eingesetzt. Es existieren aber noch keine Daten und/oder Erfahrungswerte bezüglich deren Verschleiss. Aktuell, gibt es eine Reihe von Konzeptstudien die in Richtung umweltfreundlicher Reifen gehen (luftlose Reifen, neue Materialmischungen). Die Möglichkeiten für einen Alltagseinsatz sind sehr schwierig abzuschätzen.

1.4 Einflussfaktoren für den Abrieb von Reifen

Die kurzfristige „Verzahnung“ (sog. Schlupf) von Laufstreifen und Strassenoberfläche löst Partikel ab, die mehrheitlich aus einem Agglomerat aus Strassen- und Reifenmaterial bestehen.

Die wichtigsten Einflüsse auf den Reifenabrieb sind:

- die Reifeneigenschaften,
 - das Reifenmaterial und das Einhalten des optimalen Reifenluftdruckes,
 - sog. sportliche Reifen, die auf weichere Gummimischungen basieren und auch mit grösserer Breite ausgeführt werden haben höhere Abriebraten (TCS, 2021)
- die Fahrzeug-Charakteristik,
 - grössere Fahrzeugmasse und breitere Reifen führen zu mehr Abrieb
 - Radaufhängung: Auf die berechnete spezifische Reibarbeit haben der Spurwinkel und der Spurwinkelgradient einen grossen Einfluss
- die Fahrbahn,
 - Strassen mit rauen Oberflächen führen zu mehr Abrieb (bieten aber auch in der Regel bessere Griffigkeit und somit höhere Sicherheit)
- der Streckenverlauf

- Steigungen, Kreisel, Kurven, etc.
- die zulässige Höchstgeschwindigkeit
- das Fahrverhalten
 - Ungleichmässige Fahrweise mit starken Beschleunigungs- und Bremsvorgängen

Beim Abtrennen der Partikel aus dem Reifen entsteht meistens eine Verbindung mit mineralischem Strassenabrieb. Die kleine Zahl von vorhandenen Studien ist sich uneinig bezüglich den Massenanteilen von Reifen- und Strassenabrieb in diesen gemischten Partikeln. In der Umwelt werden selten reine Reifenabriebpartikel gefunden. Es finden sich praktisch ausschliesslich Agglomerate aus Reifen- und Strassenabrieb, sowie anderen Partikeln (z.B. Bremsabrieb), die auf der Strasse deponiert wurden (Sommer et al. 2018, Eisentraut et al. 2018, Dall'Osto et al. 2014, Grigoratos et al. 2014). Kreider et al. 2009 und 2012 sammelten Partikel am fahrenden Fahrzeug. Sie fanden Mischungen von Reifen- und Strassenabriebpartikel im Grössenbereich 5-265 μm und mit einem Modus der Anzahlverteilung (d.h. die am häufigsten gemessene Partikelgrösse) bei 25 μm . Deren ermittelte Zusammensetzung bestand aus 53% Mineralien, 23% Polymeren, 16% Plastifizierungsmittel und organischem Öl sowie 11% Carbon Black.

Basierend auf diesen Beobachtungen wurden Definitionen von (Baensch-Baltruschat et al. 2020) vorgeschlagen (wurden z.T. schon vorher von anderen Autoren eingeführt), diese werden auch in diesem Bericht verwendet:

- Tyre Tread Particles (TTP) nach Kreider et al. 2012: Reifenmaterial vom Reifen mechanisch abgeschabt.
- Tyre Wear Particles (TWP) nach Panko et al. 2018: Reifenmaterial vom Reifen durch jegliche Abfahrprozesse abgerieben.
- Tyre and road wear particles (TRWP) nach Unice et al. 2018: heterogene Mischungen aus Reifen- und Strassenabrieb und sonstigen Materialien aus der Umwelt. Materialmischung, mit der Reifenabrieb in der Umgebung verfrachtet wird.

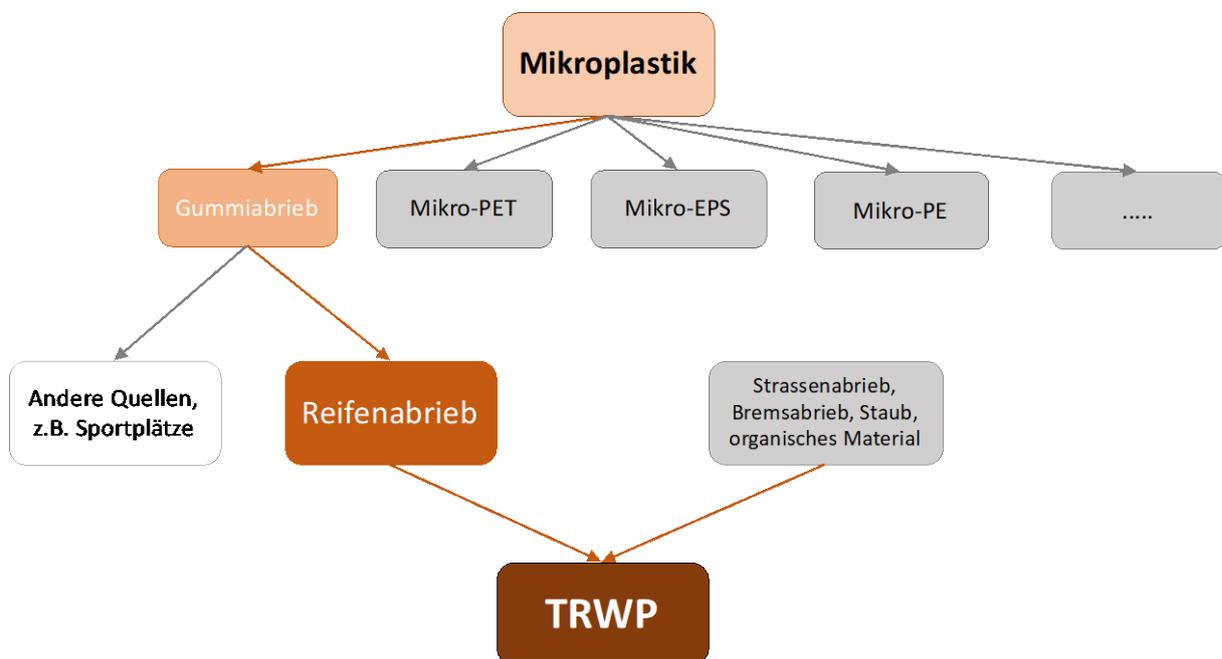
2. Reifenabrieb als Mikroplastik

Der Begriff «Mikroplastik» wurde zuerst 2004 verwendet, um kleine Plastikteilchen zu benennen, welche in der Umwelt gefunden wurden (Hartmann et al., 2019). Auf eine klare Definition wurde dabei nicht geachtet. Im Deutschen gibt es keinen klaren Unterschied zwischen Plastik und Kunststoff, weshalb in diesem Bericht in Anlehnung an das Englische immer von «Plastik» gesprochen wird. In den folgenden Jahren wurde der Begriff «Mikroplastik» immer breiter verwendet und hat auch Eingang in erste Vorschläge für regulatorische Definitionen gefunden. Die für Europa relevante Definition stammt dabei von der ECHA (Committee for Risk Assessment (RAC) and Committee for Socio-economic Analysis (SEAC), 2020):

'microplastic' means a particle containing solid polymer, to which additives or other substances may have been added, and where $\geq 1\%$ w/w of particles have (i) all dimensions $1\text{nm} \leq x \leq 5\text{mm}$, or (ii) a length of $3\text{nm} \leq x \leq 15\text{mm}$ and length to diameter ratio of > 3 . Natural polymers that have not been chemically modified are excluded, as are polymers that are (bio)degradable or have a water solubility $> 2\text{g/L}$.

Der Polymeranteil der Partikel muss dabei nicht 100% betragen:

'particles containing solid polymer' means either (i) a particle of any composition with a continuous solid polymer surface coating of any thickness or (ii) a particle of any composition with a solid polymer content of $\geq 1\%$ w/w.



Figur 4: Übersicht der verschiedenen im Zusammenhang mit Mikroplastik benutzten Begriffe. TRWP steht für Tyre and Road Wear Particles.

Gemäss der REACH-Definition (**R**egistration, **E**valuation, **A**uthorisation and **R**estriction of **C**hemicals) handelt es sich bei Gummi ebenfalls um ein Polymer. Da Reifen zu rund 50% aus Gummi bestehen fällt auch Reifenabrieb unter diese Definition. Es gibt zwar auch Definitionen von Plastik, welche Elastomere

wie Gummi ausschliessen, und gemäss welchen Gummiabrieb daher nicht als Mikroplastik angesehen wird (Hartmann et al., 2019), doch haben diese Definitionen keine regulatorische Anwendung. Auch in der wissenschaftlichen Literatur wird seit vielen Jahren Reifenabrieb als ein Teil der Mikroplastikbelastung der Umwelt behandelt.

Gummiabrieb ist dabei eine Art von Mikroplastik und kann mit anderen spezifischen Mikroplastikarten wie Mikro-PET oder Mikro-EPS verglichen werden. Gummiabrieb hat zwei Hauptquellen: Reifenabrieb und Freisetzung aus allen anderen Gummianwendungen, wobei vor allem die Verluste von Sportplätzen eine wichtige Rolle spielen. Gemäss Sieber et al. (2020) machen aber die Sportplätze nur 3% der totalen Gummiabrieb-Fracht in die Schweizer Umwelt aus.

2.1 Anteil des Reifenabriebs am gesamten Mikroplastik in der Umwelt

In verschiedenen Studien wurde die Menge an Reifenabrieb mit den sonstigen Mikroplastikmengen verglichen (Tabelle 1). Dabei zeigt sich, dass Reifenabrieb einen sehr grossen Anteil des gesamten Mikroplastiks ausmachen kann. Die verschiedenen Studien kommen auf eine grosse Spannweite von 24 bis 93%, was vor allem auf die Abschätzung der Menge der gesamten Mikroplastikemissionen zurückzuführen ist und nicht so sehr auf Unterschiede in der Menge Reifenabrieb. Der höchste Anteil von Reifenabrieb am gesamten Mikroplastik stammt aus der Studie von Sieber et al., (2020), welche den modellierten Reifenabrieb mit den besten zurzeit verfügbaren Mikroplastikemissionen verglichen hat. Sieber verwendet dabei Modellabschätzungen von Mikroplastikemissionen spezifisch für die Schweiz mit einem sehr hohen Detaillierungsgrad (Kawecki und Nowack, 2019). Durch die deutlich kleinere Modellabschätzung von Mikroplastik wird der Anteil von Reifenabrieb entsprechend grösser als in anderen Studien. Trotz der grossen Spannweite der Resultate der verschiedenen Studien zeigt sich aber deutlich, dass der Reifenabrieb auf jeden Fall in Bezug auf Mikroplastik von grosser Relevanz ist, dass es aber wegen einer fehlenden einheitlichen Methodik noch eine grosse Unsicherheit bezüglich des genauen Anteils gibt.

Tabelle 1: Anteil des Reifenabriebs in Prozent der gesamten Mikroplastikemissionen

Anteil Reifenabrieb am gesamten Mikroplastik in %	Region	Referenz
93	Schweiz	Sieber et al. (2020)
61-79	Schweden	Magnusson et al. (2016)
56	Dänemark	Lassen et al. (2015)
54	China	Wang et al. (2019)
53-75	Europa	Hann et al. (2018)
47	Welt	Ryberg et al. (2019)
43	Deutschland	Fraunhofer, (Bertling et al., 2018)
24-30	Deutschland	Baensch-Baltruschat et al. (2021)

3. Produktion und Freisetzung von Reifenabrieb

Um die Verteilung von Reifenabrieb in der Umwelt abzuschätzen, müssen zwei wesentliche Fragen in Betracht gezogen werden:

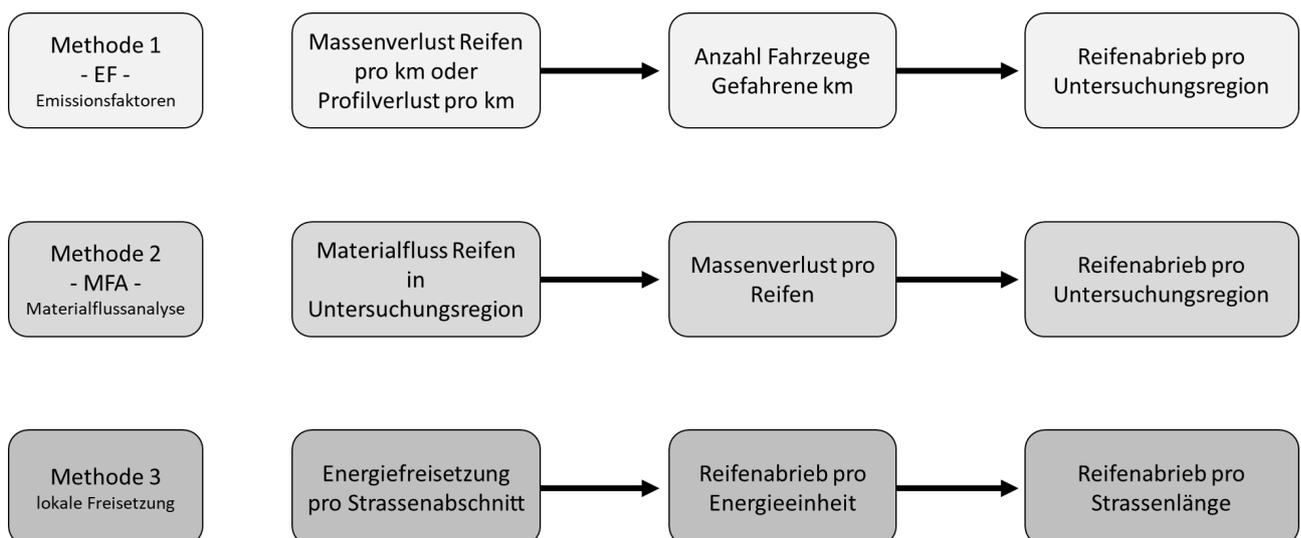
- 1.) Wie viel Reifenabrieb entsteht auf den Strassen?
- 2.) Welche Anteile des gesamten Reifenabriebs werden wohin und wie weit weg von der Strasse transportiert und in der Umwelt verteilt?

Hier soll in Kapitel 3 zunächst Punkt 1.) betrachtet werden inklusive einer Einführung in die Methoden zur Berechnung des Reifenabriebs. In Kapitel 4 wird dann die Verteilung in der Umwelt betrachtet bevor in Kapitel 5 auf die potentiellen toxischen Auswirkungen in der Umwelt eingegangen wird.

3.1 Methoden zur Berechnung des Reifenabriebs

In den vergangenen Jahren wurden für verschiedene europäische Länder vermehrt Berechnungen und Messungen zur Freisetzung von Reifenabrieb unternommen, um die Mengen und möglichen Gefahren abzuschätzen. Auffallend dabei ist, dass sich nach frühen experimentellen Versuchen in den 1970er Jahren zu Reifenabrieb nun vor allem staatliche Behörden und Forschungseinrichtungen der Thematik widmeten. Dementsprechend sind Ergebnisse häufig auch eher in Berichten veröffentlicht als in wissenschaftlichen Publikationen.

Allgemein kann bei der Berechnung des Reifenabriebs zwischen drei unterschiedlichen Herangehensweisen unterschieden werden die in Figur 5 dargestellt sind. Diese drei Methoden werden anschliessend vorgestellt.



Figur 5: Vergleich der drei Methoden zur Bestimmung des Reifenabriebs für eine Untersuchungsregion.

Methode 1: Berechnung basierend auf Emissionsfaktoren

Basierend auf früheren Laborversuchen wurde die Berechnung anhand von Emissionsfaktoren entwickelt, die mit den gefahrenen Strecken multipliziert werden (siehe Figur 5). Somit konnten die ersten Abschätzungen der Problematik des Reifenabriebs gemacht werden. Dabei wird versucht, durch Laborversuche mit Reifen oder im realen Strassenbetrieb die Emissionen von Reifenabriebpartikeln pro gefahrenen km zu quantifizieren. Die Emissionen errechnen sich dabei durch den Masseverlust pro gefahrenen km oder den Verlust der Profiltiefe pro km. Dabei kann der Masseverlust der Reifen sowohl durch den gewogenen Reifenabrieb auf einem Testabschnitt, als auch durch das Wiegen der Reifen vor und nach gefahrener Strecke ermittelt werden. Hierbei sollte jedoch die gefahrene Strecke ausreichend lang sein, um eine ausreichende Genauigkeit zu erreichen.

Emissionen und gefahrene Kilometer können für verschiedene Fahrzeugklassen getrennt betrachtet werden um eine gesamte Emission zu ermitteln. Im Allgemeinen werden in der Literatur Emissionsfaktoren von 1.72 (für Motorräder) bis 1500 mg pro Fahrzeug und km (für Lastwagen) angegeben (DELTA RES und TNO, 2016; Baensch-Baltruschat et al, 2021). Für landesweite Emissionen werden verschiedene Fahrzeugklassen und deren Emissionen laut gefahrenen Kilometern, teilweise auch nach Strassentypen differenziert, aufsummiert (z. B. Sundt et al., 2014; Baensch-Baltruschat et al., 2021). Problematisch bei der Methode ist, dass nur wenige Messungen bestehen (s. Anhang A2) und diese teilweise sehr alt und nicht mehr repräsentativ für heutige Reifen sind. Zudem bestehen Unsicherheiten bei der Ermittlung der genau gefahrenen Kilometer pro Fahrzeugklasse.

Methode 2: Materialflussanalyse

Der zweite Ansatz untersucht den Materialfluss von Reifengummi innerhalb eines geographisch eingegrenzten Gebiets, z. B. eines Landes, um dann Rückschlüsse auf den freigesetzten Reifenabrieb zu ziehen. Hierbei sind die gemessenen Emissionsfaktoren von geringerer Bedeutung und man bedient sich stattdessen der Methode der Materialflussanalyse (MFA). Die Methode ist konzipiert, um Stoffflüsse besser zu verstehen und wird für viele verschiedene Güter angewendet. Der Materialfluss kann dabei durch Reifenimporte, verkauften Stückzahlen oder anfallenden Altreifen abgeschätzt werden (z. B. Sundt et al., 2014; Sieber et al., 2020). Der Reifenabrieb wird anschliessend basierend auf dem Materialfluss, der durchschnittlichen Nutzungsdauer (ca. 4 Jahre) und dem Masseverlust während der Nutzung (meisten werden 10 – 30% angenommen) errechnet. Somit ergibt sich direkt der Reifenabrieb für ein Untersuchungsgebiet.

Es bestehen aber Unsicherheiten bezüglich des Anteils an freigesetztem Reifenabrieb von der importierten Menge, da hierzu genaue Messungen fehlen. Ausserdem bleibt unbekannt, wo der Reifenabrieb freigesetzt wird. Zudem wird mit dieser Methode der Reifenabrieb bedingt durch den Transitverkehr nicht erfasst.

Methode 3: Lokale Berechnung von Produktion, Verteilung und Rückhalt

Zur Beurteilung von Massnahmen zur Reduktion des Eintrags von Reifenabrieb in Böden und Oberflächengewässer ist eine lokale, auf Strassenabschnitte bezogene Betrachtung der Produktion von Reifenabrieb, dessen Verteilung und dessen Rückhalt in der Strassenentwässerung nötig. Im Kontext

dieses Berichts bedeutet dies zu berechnen, von welchem Strassentyp und bezüglich innerorts und ausserorts welche Einträge vom Reifenabrieb erfolgen.

Dies wird mit Modell 3 umgesetzt. Die Berechnung der Produktion auf Strassenabschnitten ist die Ausgangs dieses Modells, welches auch die Verteilung im Entwässerungssystem, den Rückhalt und den Eintrag in Oberflächengewässer lokal beschreibt (Anhang 4).

Zur Berechnung des Reifenabriebs werden zwei Ansätze verwendet und verglichen. Bei beiden werden die Fahrleistungskilometer der Hochleistungsstrassen sowie der übrigen Strassen mit einem durchschnittlichen täglichen Verkehr (DTV) von über 100 Fahrzeugen pro Tag verwendet (Steiner und Hermann, 2022). Bei beiden Ansätzen erfolgt eine Unterscheidung nach Hochleistungsstrassen und übrigen Strassen sowie nach der Lage der Strassen bezüglich innerorts und ausserorts.

Ansatz Energie

Der erste Ansatz basiert auf der Fahrenergie. Dieses koppelt die Produktion von Reifenabrieb mit der auf einen Strassenabschnitt aufsummierten Fahrenergie in Kilowattstunden (kWh), denn Reifenabrieb ist die Folge von der vom Fahrzeug via Reifen auf die Fahrbahn übertragenen Energie. Die Fahrenergie berücksichtigt beispielsweise die Geschwindigkeit, Beschleunigungen und Steigungen und wird anhand der Fahrleistungskilometer eines Strassenabschnitts berechnet.

Dieser Ansatz geht von der Annahme aus, dass die Produktion von Reifenabrieb proportional zum Energieeintrag ist. Die Umrechnung der aufsummierten Fahrenergie zu Reifenabrieb erfolgt über zwei Schritte und ist im Anhang 4 beschrieben. Als Kennwert resultiert ein spezifischer Reifenabrieb von 0.73 g Reifenabrieb pro kWh Fahrenergie (Steiner und Hermann, 2022, Anhang 4.1). Bei LKW wird vom Zehnfachen ausgegangen (abgeschätzt aus Umweltbundesamt, 2019).

Ansatz Fahrleistungskilometer

Der zweite Ansatz zur Berechnung der Produktion von Reifenabrieb auf Strassenabschnitten basiert auf der Verwendung der Fahrleistungskilometer (FLK). Dieser Ansatz dient als Vergleich zum Ansatz mittels der Fahrenergie und auch zu dessen Validierung. Dieser im Vergleich zum Ansatz Energie einfachere Ansatz geht nur von den Fahrleistungskilometern von PW und LKW aus. Bei PW wird pro Fahrleistungskilometer ein spezifischer Abrieb von 117 mg/km (ADAC, 2021) zugrunde gelegt, bei LKW wird wie beim energiebasierten Ansatz vom zehnfachen Abrieb ausgegangen.

3.2 Abschätzungen der Mengen an Reifenabrieb

In den letzten Jahren wurden vermehrt Studien zu Reifenabrieb veröffentlicht. Ziel der Studien war häufig, die Mengen an Reifenabrieb in verschiedenen Ländern oder Regionen abzubilden, vorrangig für europäische Länder. Dabei ist auffallend, dass alle Studien zur Abschätzung von länderbasierten Mengen nicht auf eigenen Messungen beruhen, sondern für ihre Berechnungen i. d. R. andere Quellen referenzieren. Verschiedene länderbasierte Reifenemissionswerte berechnet nach den in Kapitel 3.1. vorgestellten Methoden sind in Tabelle 2 dargestellt. Dabei sind bedingt durch die verschiedenen Berechnungsmethoden verschiedene Mengenangaben für gleiche Länder aufgeführt. Die verschiedenen Angaben können dabei als mögliche Wertebereiche betrachtet werden.

Eine ausführliche und kritische Beschreibung und Evaluation der verwendeten Originalquellen der in Tabelle 2 dargestellten Ergebnisse befindet sich im Anhang A2. Hier sei nur erwähnt, dass alle genannten Studien über 60 andere Studien für die Berechnung des Reifenabriebs referenzieren. Davon haben aber

nur eine sehr geringe Anzahl an Studien (9) tatsächlich Reifenabrieb gemessen, welche ausserdem häufig alt (vor dem Jahr 2000) oder nicht verfügbar sind. Dies bedeutet, dass sämtliche Abschätzungen der Menge an Reifenabrieb in einer spezifischen Region mit Vorsicht zu geniessen sind.

Für die Schweiz wurde Reifenabrieb nach dem Massenfluss-Ansatz (Methode 2 in Kapitel 3.1) und mit Hilfe der Fahrenergie (Methode 3 in Kapitel 3.1) berechnet. Dem Massenfluss-Ansatz folgend, wurde in einer Studie von Sieber et al. (2020) für die Schweiz berechnet, dass $10'600 \pm 3'800$ t Gummi im Reifenabrieb für das Jahr 2018 auf schweizerischen Strassen freigesetzt wurden. Dabei wurde angenommen, dass Reifen aus 40 – 60 % Gummi bestehen, d. h. der gesamte Reifenabrieb (sogenannte TWP) ist für die Schweiz entsprechend höher mit Massen um die $21'200$ t / Jahr, wenn Gummi, Füllmaterial, Stoffe für die Vulkanisation und Weichmacher berücksichtigt werden.

Basierend auf der Methode der Fahrenergie (Methode 3) werden laut Steiner (2020) $13'500$ t / Jahr Reifenabrieb auf schweizerischen Strassen produziert. Wie in Kapitel 3.1 erwähnt werden diese Mengen pro Strassenabschnitt berechnet. Damit werden Verursacher bezüglich Strassentyp und der Ort bezüglich innerorts und ausserorts abgeschätzt. Deshalb wird in Kapitel 6 über die Massnahmen nur diese Methode berücksichtigt.

Ein Vergleich aus unterschiedlichen Ländern und Studien zeigt Emissionen von Reifenabrieb von durchschnittlich 1.4 ± 0.4 kg pro Einwohner und Jahr. Dabei liegt die Studie zur Schweiz von Sieber et al. (2020) mit 2.5 kg / Einwohner und Jahr im Vergleich zu den anderen Studien am oberen Ende. Die Studie von Steiner (2020) für die Schweiz liegt dabei mit 1.6 kg / Einwohner im Durchschnitt aller Studien.

Unterschiede zwischen verschiedenen Ergebnissen können jedoch leicht aufgrund variierender Parameter und Methoden entstehen. So sind die Annahmen bezüglich des Reifenabriebs pro gefahrenen Kilometer unterschiedlich. Für die Berechnungen auf Grundlage des Massenflusses von Gummi sind vor allem die Annahmen zum Massenverlust der Reifen durch Nutzung entscheidend und stark beeinflussend (Sieber et al., 2020). Folglich variieren diesbezüglich die Annahmen für verschiedene Studien zwischen 10 % und 40%, ohne dass die Zahlen gut nachvollziehbar wären (z. B.: Dannis, 1974; Uder, 1995; van den Brink, 1996; Sundt et al., 2014; Sieber et al., 2020). So würde sich die Emission pro Einwohner in der Studie von Sieber et al. (2020) halbieren, wenn 10% Gewichtsverlust anstatt 20% angenommen würden. Einen zusätzlichen Einfluss hat die Höhe des angenommenen Gummianteils von 50%, der ein guter Richtwert ist, jedoch nicht für alle Reifenmodelle gleichfalls gilt. Unter der Annahme, dass der Gummianteil im Reifen 50% beträgt, ist die gesamte Produktion bzw. Freisetzung von Reifenabrieb in der Schweiz $21'200$ t / Jahr, welcher nach derzeitigem Erkenntnisstand als obere Grenze möglicher Werte für das Jahr 2018 bewertet werden kann. Somit würden sich die Zahlen von Sieber et al. (2020) für die Schweiz denen von Steiner (2020) annähern. Diese Betrachtungen zeigen, dass die genaue Menge an Reifenabrieb in einer Region von vielen verschiedenen Parametern abhängt, welche das Schlussresultat beeinflussen und zu Werten von Reifenabrieb führen, welche bis zu einem Faktor von 2 variieren können. Diese Ungenauigkeit hat jedoch keinen Einfluss auf die grundsätzliche Einschätzung der Menge an Reifenabrieb da hierzu die Grössenordnung relevant ist, welche in allen Studien die gleiche ist.

*Tabelle 2: Errechneter Reifenabrieb in verschiedenen europäischen Ländern für Studien nach 2000. Aufgeführt sind Berechnungen basierend auf verschiedenen Methoden, die in Kapitel 3.1 vorgestellt wurden. Unterschiedliche Mengen für ein Land sind bedingt durch verschiedene Methoden. Das Jahr bezieht sich auf das Jahr, auf welchem die Studie basiert. Der Reifenabrieb pro Einwohner wurde mit der Bevölkerung des entsprechenden Jahres berechnet. Der Reifenabrieb markiert mit * bezieht sich nur auf PKWs; +schliesst den luftgetragenen Anteil aus.*

Land	Reifenabrieb t / Jahr	Reifenabrieb pro kg/Jahr Einwohner	Jahr	Berechnungsart	Referenz
Schweiz	21'200	2.5	2018	MFA	Sieber et al. (2020)
Schweiz	13'500	1.6	2020	Energie	Steiner et al. (2020)
Österreich	21'200	2.4	2018	MFA	Prenner et al. (2021)
Deutschland	80'000*	1.0	2019	EF	ADAC (2021)
Deutschland	79'200	1.0	2014	EF	Baensch-Baltruschat et al. (2021)
Deutschland	98'400	1.2	2014	EF	Baensch-Baltruschat et al. (2021)
Deutschland	133'000	1.6	2014	EF	Wagner et al. (2018)
Deutschland	125'188	1.5	2013	EF	Kole et al. (2017)
Deutschland	111'420	1.4	2002	EF	Hillenbrand et al. (2005)
Deutschland	102'076	1.2	2018		Bertling et al. (2018)
Dänemark	7'660	1.3	2014	EF	Lassen et al. (2015)
Dänemark	5'400	1.0	2014	MFA	Lassen et al. (2015)
Norwegen	7'520	1.5	2013	EF	Sundt et al. (2014)
Norwegen	6'560	1.3	2013	EF	Sundt et al. (2014)
Norwegen	9'571	1.9	2013	MFA	Sundt et al. (2014)
Niederlande	15'030	0.9	2012	EF	Kole et al. (2015)
Niederlande	17'300	1.0	2012	EF	Verschoor et al. (2016)
Schweden	13'000	1.4	2012	EF	Magnusson et al. (2016)

Wie oben gezeigt, beziehen sich viele Studien aus Tabelle 2 auf teilweise veralteten Messungen aus den 1970er Jahren. Bezogen auf einen einzelnen Personenwagen (PW) ist nach einer aktuellen Studie des ADAC e.V. zu erwarten, dass der Reifenabrieb im Mittel 117 mg/km beträgt (ADAC 2021). Dabei konnte gezeigt werden, dass der Reifenabrieb stark vom Reifenhersteller abhängt. Zusätzlich nimmt der

Reifenabrieb mit der Reifenbreite zu. Ein Vergleich der Menge Reifenabrieb mit den sicherheitsrelevanten Eigenschaften der getesteten Reifen zeigt, dass Reifenabriebemissionen von unter 100 mg /km ohne Verlust von sicherheitsrelevanten Eigenschaften der Reifen möglich sind. Daraus lässt sich schliessen, dass Reifenhersteller die Vermeidung von Reifenabrieb ohne Abstriche an der Sicherheit in ihre Entwicklungsziele einbeziehen können.

Die aktuellsten Daten des ADAC e.V. (ADAC 2021) sind bis jetzt nur als "Pressemitteilung" veröffentlicht und beinhalten, wie fast alle anderen Studien, keine Daten zu Lastwagen. Dabei stehen Lastwagen im Verdacht, deutlich höhere Abriebmengen zu produzieren als Personenwagen. Die Ergebnisse dieser Studie sind ein erster, sehr guter Ansatz aber nicht ausreichend. Die Messungen werden an einem Fahrzeugtyp, in einer Zeitperiode und bei einem mittleren Fahrstil durchgeführt. Es ist nicht klar, ob die Ergebnisse auf andere Fahrzeuge, andere Umgebungsbedingungen und andere Fahrer übertragbar sind. Hier herrscht somit grosser Forschungsbedarf.

4. Verteilung des Reifenabriebs in der Umwelt

4.1 Generelle Betrachtung

Reifenabrieb wird nach der Produktion auf der Fahrbahn in der Umwelt verteilt. Bei Trockenwetter verbleibt der Reifenabrieb je nach Fahrgeschwindigkeit und Partikelgrösse auf der Fahrbahn, oder wird durch den Fahrtwind auf strassennahen Oberflächen abgelagert. Bei windigen Bedingungen erfolgt die Verlagerung diffus und grossräumiger auch über weite Distanzen. Hierbei können Lärmschutzwände auf Autobahnen die weiträumige Verwehung begrenzen.

Bei Regen wird Reifenabrieb von den Oberflächen abgewaschen und gelangt je nach Entwässerungsart entweder in die Strassenschulter oder in ein Entwässerungssystem. Ein Teil des Reifenabriebs gelangt via Spritzwasser auf strassennahe Oberflächen. Ein Entwässerungssystem leitet Strassenabwasser beispielsweise zu einer SABA innerorts teilweise zu einer kommunalen Kläranlage.

Ein Überblick über die Verteilung des Reifenabriebs basierend auf verschiedenen Studien ist in Tabelle 3 dargestellt. Grundsätzlich können die Zahlen in Tabelle 3 als Anhaltspunkt gelten um Tendenzen abzubilden. Generell gibt es allerdings einen Bedarf für genauere Forschung zur Verteilung des Reifenabriebs in der Umwelt.

Verschiedene Studien schätzen den Anteil des Reifenabriebs, der in die Luft gelangt auf 5% der gesamten Menge des gebildeten Reifenabriebs. Diese Abschätzung beruht nicht auf belastbaren Daten, sondern auf der typischen Grössenverteilung der Reifenabriebpartikel und der Annahme, dass grössere Partikel nicht lange genug in der Luft verweilen, um aus dem strassennahen Raum verteilt werden zu können. Diese Abschätzung ist daher entsprechend unsicher (siehe Abschnitt 4.2). Ausserdem ist klar, dass die Luft nicht als dauerhafte Senke von Reifenabrieb zu betrachten ist, da luftgetragener Reifenabrieb durch die Schwerkraft wieder auf die Erdoberfläche fällt. Eine genauere Betrachtung der Verteilung und Eigenschaften des Reifenabriebs in der Luft ist in Kapitel 4.2 aufgeführt.

Für die anderen Umweltkompartimente (Oberflächengewässer, Böden) gehen die Schätzungen der Verteilung des Reifenabriebs teilweise stark auseinander (Tabelle 3). Dabei gilt allerdings, dass nicht alle berücksichtigten Studien alle möglichen Austragspfade gleich stark berücksichtigen. Auch werden nicht immer alle Strassentypen in Betracht gezogen, z. B. wurden in Wagner et al. (2018) nur Autobahnen berücksichtigt. Gründe hierfür sind die unterschiedlichen Herangehensweisen der Studien sowie länderspezifische Unterschiede in der Strassenabwasserbehandlung.

Aus Tabelle 3 wird deutlich, dass für die beiden Studien von Baensch-Baltrusch et al. (2021) und Sieber et al. (2020) der größte Anteil an Reifenabrieb an den Strassenrändern abgelagert wird. Gleiches gilt auch für Steiner (2020), auch wenn hier der Boden nicht explizit auf den Strassenrand bezogen ist. Generell hat der Reifenabrieb im Boden eine geringe Wahrscheinlichkeit sich in der Umwelt weiter zu verbreiten, da er im Boden nicht transportiert wird und vor Ort verbleibt. So wurde Reifenabrieb vor allem innerhalb von 30 m Entfernung von der Strasse und konzentriert auf die obersten cm Boden nachgewiesen (Saito, 1989, Fauser et al., 1999).

Reifenabrieb als grösste Quelle von Mikroplastik – Massnahmen zur Verminderung

Land	Strassen- typen	Strasse	Strassen- rand (Boden)	Boden (weiträu- miger Eintrag)	Boden (unspe- zifisch)	Oberflä- chen- gewässer	Klär- anlage/ SABA	Klärschlamm	Luft	EoL	Referenz
CH	Alle		57	1		16	20			26	Sieber et al. (2020)
CH	Alle				40	26	34				Steiner et al. (2020)
NL	Alle	43			36	3	8	6	5		Verschoor et al. (2016)
NL	Autob.	95									Verschoor et al. (2016)
NL	Stadtgeb.				40		60				DELTAIRES und TNO (2016)
NL	Ausser- städtisch				90	10					DELTAIRES und TNO (2016)
NL	NA				67	6	15		12		Kole et al. (2015)
D	Alle		72	2		14	23	7	5	5	Baentsch-Baltruschat et al. (2021)
D	Autob.		45 bis 77			7 bis 23	7 bis 23		7		Wagner et al. (2018)
D	NA								1-7 (für PM10)		Kocher et al. (2010)
DK	NA						12				Lassen et al. (2015)
F / B	Alle		49			18	49*		2		Unice et al. (2019)

* Direkter Strassenabfluss, der in bewohnten Gebieten zu 75% in Kläranlagen eingeleitet wird

Tabelle 3 (vorherige Seite): Prozentuale Verteilung des emittierten Reifenabriebs in der Umwelt nach verschiedenen Veröffentlichungen. Achtung: die Prozentzahlen ergeben in der Summe nicht immer 100% da z. B. Kläranlageneinfluss nach der Reinigung auch den Oberflächengewässern zugeleitet wird, wodurch diese eine weitere Verschmutzung erfahren können. Die Luft ist ein temporärer Aufenthaltsort für Partikel, aufgrund der Gravitation und durch Auswaschung werden Partikel wieder aus der Luft entfernt. In der Studie von Sieber et al. (2020) wird dies berücksichtigt und der über die Luft verteilte Anteil des Reifenabriebs wird auf Boden und Gewässer verteilt, wohin der Reifenabrieb aus der Luft eingetragen werden. EoL: End of Life (Verbrennung etc; Quellen sind Strassen- und Abwasserreinigung

Aufgrund der höheren Dichte als Wasser ($1.7\text{-}2.1\text{ g/cm}^3$ (Kayhanian et al 2008)) breitet sich Reifenabrieb nach heutigem Erkenntnisstand nicht über grosse Distanzen in Gewässern aus (Unice et al., 2019, Gossmann et al., 2021). Hier kann unter normalem Abfluss von einer Sedimentation nahe der Emissionsquellen ausgegangen werden (Mani et al., 2019, Gossmann et al., 2021). Aufgrund von analytischen Schwierigkeiten, insbesondere in der Abgrenzung zu anderen Mikroplastikquellen und Partikeln, bestehen bezüglich der Verteilung von Reifenabrieb in Gewässern aber noch grosse Unsicherheiten, da nur wenige Studien dazu vorhanden sind.

In der Praxis zeigt sich, dass Partikel im Strassenabwasser, wovon Reifenabrieb einen wesentlichen Anteil ausmacht, auch mit Durchmessern von weniger als einem Mikrometer und auch mit geringerer Dichte als oben erwähnt vorliegen, weshalb sie mittels Sedimentation, beispielsweise in Absetzbecken oder Schlammsammlern, nur teilweise entfernt werden können (VSS/ASTRA 2021).

Bezüglich Fragmentierung und Zerfall von Reifenabrieb in der Umwelt liegen nach heutigem Stand des Wissens nur sehr unzureichende Informationen vor, wie auch Baensch-Baltruschat et al. (2020) oder Wagner et al. (2018) zeigen. Eine häufig erwähnte Studie bezüglich Reifenpartikelabbau in der Umwelt stammt von Cadle und Williams (1980). Allerdings ist diese Studie unserer Meinung nach mit erheblichen Unsicherheiten behaftet aufgrund der Methodik und des sehr hohen Alters der Studie.

Verschiedene Übersichtsartikel haben die verfügbaren Messungen von Reifenabrieb in der Umwelt gesammelt und besprochen. So wurden beispielweise für Strassenabfluss laut eines Übersichtsartikels von Wik und Dave (2009) 0.3 bis 197 mg Reifenabrieb pro Liter gefunden. In Flüssen werden im gleichen Artikel dagegen nur maximal 3.9 mg / l gefunden (Wik und Dave, 2009). Für Staub- und Bodenproben, insbesondere auf der Strasse selbst aber auch in unmittelbarer Strassennähe, wurden Werte bis 210'000 mg Reifenabrieb / kg bzw. 117'000 mg Reifenabrieb / kg gefunden. Auch in Flusssedimenten reichert sich Reifenabrieb an. So konnte eine Studie von Unice et al. (2013) in verschiedenen Flüssen um Metropolregionen in Frankreich, den USA und Japan bis zu 2250 mg Reifenabrieb / kg (Trockengewicht) finden. Auch in Sedimenten von Fliessgewässern in der Schweiz ist eine Sedimentbelastung mit Schadstoffen aus der Einleitung von Strassenabwasser nachweisbar (Casado et al. 2021). Diese Übersicht zu vorhandenen Messungen zeigt, dass Reifenabrieb tatsächlich in Umweltproben gefunden werden kann und dass je nach Probe grosse Unterschiede in den Konzentrationen vorliegen. Die zur Verfügung stehenden Messungen sind jedoch Einzelmessungen und Einzelsituationen und erlauben keine generellen Rückschlüsse auf die Menge an Reifenabrieb in der Umwelt.

4.2 Verteilung und Eintrag von Reifenabrieb durch die Luft

Die grosse Mehrheit der Studien zu Reifenabrieb in der Atmosphäre befasst sich mit der Bedeutung von luftgetragenen Reifenabrieb als Luftschadstoff. Entsprechend beschäftigen sich die Studien vornehmlich mit dem Reifenabrieb in den lufthygienisch relevanten Feinstaubfraktionen PM_{2.5} und PM₁₀ (Massenkonzentration aller Partikel mit aerodynamischem Durchmesser kleiner 2.5 µm bzw. 10 µm). Wie in Kapitel 3 beschrieben, verteilt sich der grösste Massenanteilteil des Reifenabriebs jedoch auf Partikel grösser als zehn Mikrometer (Kreider et al. 2010). Die Konzentration des gesamten luftgetragenen Reifenabriebs, bzw. der atmosphärische Eintrag des gesamten Reifenabriebs wurde bisher experimentell nur wenig untersucht (siehe Anhang A2).

Strassenstaub einschliesslich auf Strassen deponierter Reifenabrieb kann durch Wind bzw. den Fahrtwind von Fahrzeugen mobilisiert und über die Luft verteilt werden. Die Verweilzeit von Reifenabrieb in der

Luft hängt von dessen Eigenschaften wie Grösse und Masse sowie den Wetterverhältnissen (insbesondere Wind bzw. Turbulenz und Niederschlag) ab.

In einer Reihe von Studien wurde der Anteil Reifenabrieb im Feinstaub (PM_{2.5} und PM₁₀) untersucht. Beispielsweise wurde in einer aktuellen Studie aus der Schweiz am städtischen Standort Zürich-Kaserne ein mittlerer jährlicher Anteil von Reifenabrieb (inklusive Anteil Strassenabrieb; TRWP) in PM₁₀ von 1.8% (bzw. 0.28 µg/m³) gefunden (Rausch et al., 2022). Am städtischen und verkehrsbelasteten Standort Bern-Bollwerk betrug der mittlere Anteil von Reifenabrieb an PM₁₀ 10.5% (bzw. 2.24 µg/m³). Die Massenanteile von Reifenabrieb in der feineren Feinstaubfraktion PM_{2.5} sind noch geringer. Die meisten verfügbaren Untersuchungen ergaben Massenanteile im PM_{2.5} von kleiner als einem Prozent. Aus lufthygienischer Sicht kann zusammengefasst werden, dass Reifenabrieb zum Feinstaub beiträgt. Ausser an direkt verkehrsbelasteten Standorten ist der Anteil von Reifenabrieb am Feinstaub jedoch klein.

Reifenabrieb kann nicht nur im Grössenbereich des lufthygienisch relevanten Feinstaubes, sondern auch in Form von grösseren Partikeln durch die Luft über grosse Distanzen verteilt werden. Untersuchungen zur atmosphärischen Verteilung von solch grösseren Reifenabriebpartikeln fehlen heute praktisch vollständig. Der atmosphärische Transport von grossen Partikeln (> 10 Mikrometer) ist am besten für Mineralstaub wie z.B. Saharastaub untersucht. Neuere Studien zur atmosphärischen Deposition von Mikroplastik in abgeschiedenen Gebieten belegen ebenfalls die grossräumige Transmission von grossen Partikeln durch die Luft (Allen et al. 2019). Für Reifenabrieb bedeutet dies, dass die atmosphärische Verteilung heute unvollständig untersucht und verstanden ist. Hier besteht eindeutiger Forschungsbedarf (siehe Kapitel 8).

Die Atmosphäre ist keine permanente Senke für Reifenabrieb. Der luftgetragene Reifenabrieb wird mit dem Wind verfrachtet und durch Niederschlag (nasse Deposition) und aufgrund der Gravitation (trockene Deposition) in die Umwelt eingetragen. Der atmosphärische Eintrag von Reifenabrieb in die Umwelt wurde nur in wenigen Studien experimentell untersucht (Knight et al. 2020). Die meisten der verfügbaren Studien untersuchen den Eintrag von Reifenabrieb im strassennahen Raum, gezielte Untersuchungen zum Eintrag von Reifenabrieb entfernt von stark befahrenen Strassen fehlen weitgehend. Im Anhang A3 finden sich eine ausführlichere Diskussion sowie Abschätzungen zum atmosphärischen Eintrag von Reifenabrieb in der Schweiz, welche auf vorhandenen Messungen beruhen.

4.3 Verteilung von Reifenabrieb in der Schweiz

In den vorherigen Kapiteln wurde ein Überblick zum internationalen Stand des Wissens gegeben und aufgezeigt, was über die Produktion und die Verteilung von Reifenabrieb bekannt ist. In diesem Kapitel wird basierend auf zwei Studien, welche die Situation in der Schweiz beschreiben, die Verteilung von Reifenabrieb in der Schweizer Umwelt beschrieben. Für die Schweiz liegen bezüglich der Verteilung die Studien von Sieber et al. (2020) und Steiner (2020) vor. Dabei beschreibt Sieber et al. (2020) mit Methode 2 (s. Kapitel 3.1) bedingt durch die Methodik eher eine generelle Verteilung basierend auf Parametern wie Anteil verschiedener Strassentypen, Anteil von Strassen innerorts. Jedoch wurden die Inputdaten (Import von Reifen in die Schweiz) für einen Zeitraum von 1988 bis 2018 in das Modell einbezogen. Dadurch können akkumulierte Mengen an Reifenabrieb in den Umweltkompartimenten abgeschätzt werden.

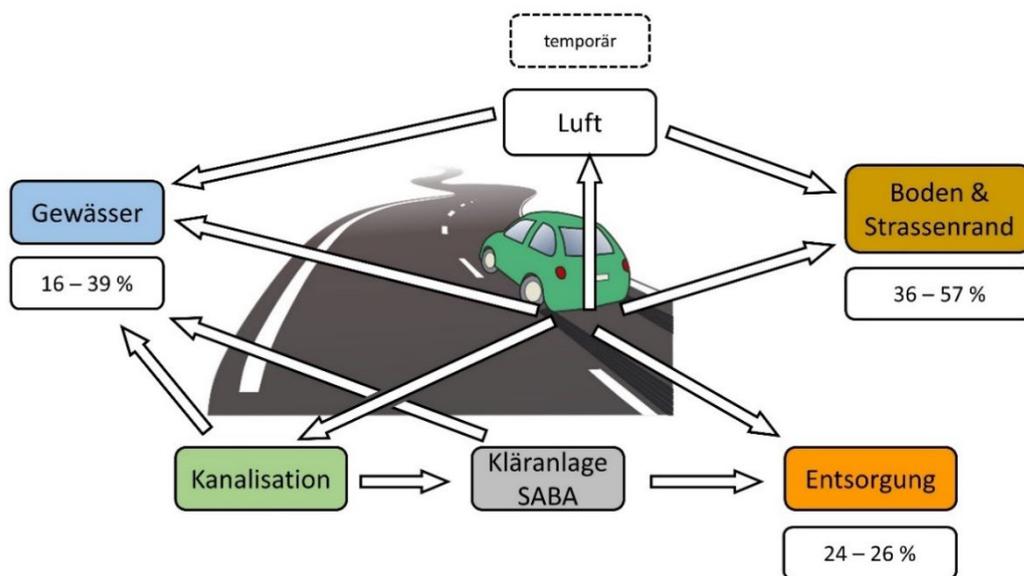
Mit Methode 3 (s. Kapitel 3.1) dagegen werden die Produktion, die Verteilung und der Rückhalt des Reifenabriebs jedes Strassenabschnittes basierend auf GIS-Daten betrachtet (Steiner et al., 2020). Dem Modell liegen unterschiedliche Varianten zur Berechnung der Produktion von Reifenabrieb zugrunde,

dazu Daten zur Verteilung des produzierten Reifenabriebs innerorts und ausserorts, zur Entwässerungsart und zum Rückhalt abhängig der Entwässerungsart (Anhang 4.2, 4.3).

Damit kann berechnet werden, wie gross der Anteil des Strassenabwassers ist, welches überhaupt in ein Entwässerungssystem und schliesslich in ein Oberflächengewässer gelangt. Insbesondere Daten zur Entwässerungsart pro Strassenabschnitt gemäss Methode 3 (s. Kapitel 3.1) sind wichtig, da die Entwässerungsart und die Behandlung einen Einfluss auf den Rückhalt von Reifenabrieb haben. So bewirken beispielsweise direkte Einleitungen des Strassenabflusses in Oberflächengewässer, wie sie innerorts und ausserorts zahlreich vorhanden sind, einen Rückhalt von Reifenabrieb von nur ca. 15%. SABA mit Retentionsfilterbecken hingegen ermöglichen einen Rückhalt von mehr als 90 %.

Durch die Verknüpfung der Prozesse von der Produktion von Reifenabrieb auf der Fahrbahn über die Verteilung bis zum Rückhalt abhängig nach Entwässerungssystem kann die Wirkung potentieller Massnahmen abgeleitet werden, die später in Kapitel 6 aufgeführt werden.

Eine Abschätzung der Verteilung des Reifenabriebs in Prozent für die Schweiz ist in Figur 6 dargestellt. Die Zahlen basieren auf den Modellen von Sieber et al. (2020) und Steiner (2020), wobei die Kategorien vereinfacht wurden um die Modelle vergleichbar zu machen. Ein Vergleich dieser Zahlen zu den in Tabelle 3 erwähnten Zahlen ist nicht direkt möglich, da die verschiedenen Modelle unterschiedliche Kompartimente definieren und berücksichtigen. Grundsätzlich stimmen die Verteilungsprozesse überein und beruhen zum Teil auch auf den gleichen vereinfachten Annahmen.



Figur 6: Verteilung des Reifenabriebs in der Umwelt bezogen auf die Schweiz. Berücksichtigt werden die Modelle von Sieber et al. (2020) und Steiner (2020).

4.3.1 Generelle Betrachtung

Bezogen auf die Schweiz können laut Sieber et al. (2020) die in Tabelle 3 gezeigten Verteilungen der Flüsse von Reifenabrieb in die Umwelt erwartet werden. Ähnlich zu anderen Studien kann der grösste

Anteil der Emission von Reifenabrieb in den Böden des Strassenrandes erwartet werden, mit ca. 12'000 t pro Jahr (Figur 6). Wobei der Strassenrand generell den Strassenabfluss bei keiner vorhandenen Kanalisation beschreibt. Dies wurde für Siebert et al. (2020) vor allem für Strassen ausserorts angenommen. Über einen Zeitraum von 30 Jahren (1988 bis 2018) belaufen sich die abgelagerten Mengen von Reifenabrieb an den Strassenrändern auf 167'600 ±17'800 t (Sieber et al., 2020). Die vergleichsweise hohen Mengen von Reifenabrieb, die entsorgt werden, stammen zu 75 % aus SABAs und Kläranlagen, dessen Klärschlamm, im Vergleich zu anderen Ländern, in der Schweiz nicht mehr für die Düngung von Agrarflächen genutzt werden darf. Jedoch ist davon auszugehen, dass bis 2006 deutlich höhere Mengen an Reifenabrieb durch den Klärschlammaustrag auf Agrarflächen gelangt sind. Dadurch muss auch mit entsprechenden Altlasten durch Reifenabrieb gerechnet werden.

Für die Gewässer werden im Jahr 2018 laut Sieber et al. (2020) bedingt durch Entlastungsabfluss der Kläranlagen und direkte Einleitungen der Strassen 2040 t / Jahr Reifenabrieb berechnet. Ein kleiner Anteil des Eintrages in die Böden und Gewässer stammt aus der weiträumigen Verwehung des Reifenabriebs der über die Luft verfrachtet wird. Laut Sieber et al. (2020) gelangen 63 t / Jahr an Reifenabrieb in die Luft, in der sich Reifenabrieb jedoch nur temporär aufhält.

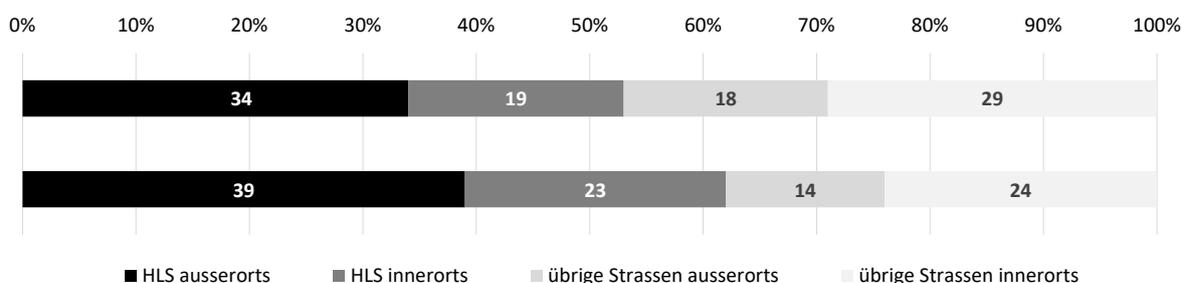
Insgesamt konnten Sieber et al. 2020 zeigen, dass sich die Emission von Reifenabrieb in 30 Jahren von rund 10,000 t/Jahr im Jahr 1988 auf etwas über 20,000 t/Jahr im Jahr 2018 verdoppelt hat. Dabei ist mit einem zukünftigen Anstieg an Reifenabrieb zu rechnen, wenn weiterhin der Verbrauch an Reifen zunehmen sollte. Beide Berechnungsarten, mit Methode 2 und Methode 3 (s. Kapitel 3.1), zeigen für die gesamte Schweiz in etwa ähnliche Grössenordnungen der Verteilung.

4.3.2 Detaillierte Betrachtung auf Grundlage von Methode 3

Mit Modell 3 (s. Kapitel 3.1) werden die Produktion von Reifenabrieb, dessen Verteilung und der Eintrag in Oberflächengewässer dem Strassentyp und der Lage der Strasse bezüglich innerorts und ausserorts zugeordnet (s. Kapitel 3.1). Damit werden, falls vorhanden, Belastungsschwerpunkte erkennbar, welche prioritär zu sanieren wären. Die Strassentypen werden nach Hochleistungsstrassen (HLS, Strassen 1. und 2. Kategorie) und den übrigen Strassen unterschieden.

Produktion nach Strassentyp, innerorts und ausserorts

Die Anteile der Produktion von Reifenabrieb aufgeteilt nach Strassentyp und der Lage der Strassen bezüglich innerorts und ausserorts wurden mit beiden Ansätzen (FLK und Energie) berechnet. Die Ergebnisse sind in Figur 7 dargestellt und verglichen.



Figur 7: Produktion von Reifenabrieb aufgeteilt nach Strassentyp und bezüglich innerorts und ausserorts. HLS=Hochleistungsstrassen. FLK=Berechnung der Produktion mittels Fahrleistungskilometer.

Der Anteil der Hochleistungsstrassen beträgt zwischen 53 % und 62 %, derjenige der übrigen Strassen zwischen 38 % und 47 %. Ausserorts werden zwischen 52 % und 53 % des Reifenabriebs produziert, innerorts zwischen 47 % und 48 %.

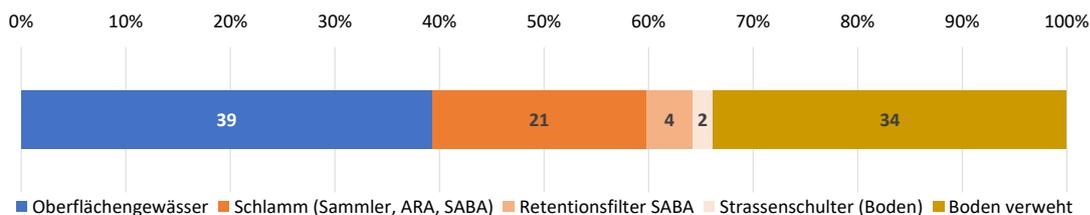
Bei den HLS ist der Anteil der Produktion ausserorts mit knapp zwei Dritteln höher als innerorts. Bei den übrigen Strassen ist das Verhältnis umgekehrt, indem innerorts zwei Drittel des Reifenabriebs produziert werden. Unabhängig vom verwendeten Ansatz erfolgt die grösste Produktion auf Hochleistungsstrassen ausserorts, gefolgt von den übrigen Strassen innerorts, den Hochleistungsstrassen innerorts und den übrigen Strassen ausserorts. Die entsprechenden Bereiche sind wie folgt beschrieben:

- HLS ausserorts 34-39%
- übrige Strassen innerorts 24-29%
- HLS innerorts 19-23%
- übrige Strassen ausserorts 14-18%

Eintrag in die Umwelt

Die Anteile der Einträge in die Umwelt sind praktisch unabhängig vom verwendeten Ansatz zur Berechnung der Produktion von Reifenabrieb. Der Eintrag in Oberflächengewässer ist mit 39 % am höchsten, gefolgt mit geringem Abstand von Eintrag in Böden mit 34 %. Der Eintrag in Schlämme beträgt 21 %, derjenige in Retentionsfilterbecken von SABA 4 % und derjenige in Strassenschultern 2 % (Figur 8).

Somit sind die Einträge in Oberflächengewässer und in Böden am höchsten, weshalb diese näher betrachtet werden. Zu den Schlämmen zählen Schlämme von Schlammsammlern, Schlämme von Absetzbecken und Ölabscheider sowie die Anteile des Strassenschlammes in von kommunalen Kläranlagen.

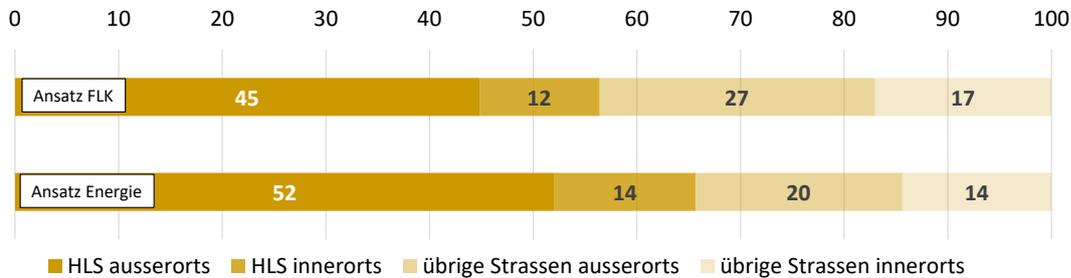


Figur 8: Anteile der Einträge des produzierten Reifenabriebs in die Umwelt.

Herkunft der Einträge in Böden nach Verursacher

Die Herkunft der Einträge in Böden ist prozentual bezüglich des Anteils an der Gesamtproduktion von 34 % in Figur 9 aufgeschlüsselt. Die Anteile aus Hochleistungsstrassen betragen zwischen 57 % und 66 %, diejenigen der übrigen Strassen liegen entsprechend zwischen 34 % und 43 %. Die Anteile bezüglich ausserorts und innerorts sind bei beiden Ansätzen vergleichbar mit 72 % ausserorts und 28 % innerorts. Damit unterscheiden sich beide Ansätze nicht wesentlich voneinander.

Für den Eintrags in Böden sind also mehrheitlich die Strassen ausserorts massgebend. Massnahmen zur Verringerung dieses diffusen Eintrags betreffen hauptsächlich die Produktion von Reifenabrieb. Änderungen der Strassenentwässerung bringen diesbezüglich keinen massgeblichen Effekt.



Figur 9: Anteile der Einträge in Böden nach Entwässerungsart, Strassentyp und der Lage der Strasse bezüglich innerorts und ausserorts. FLK=Ansatz mit Fahrleistungskilometer.

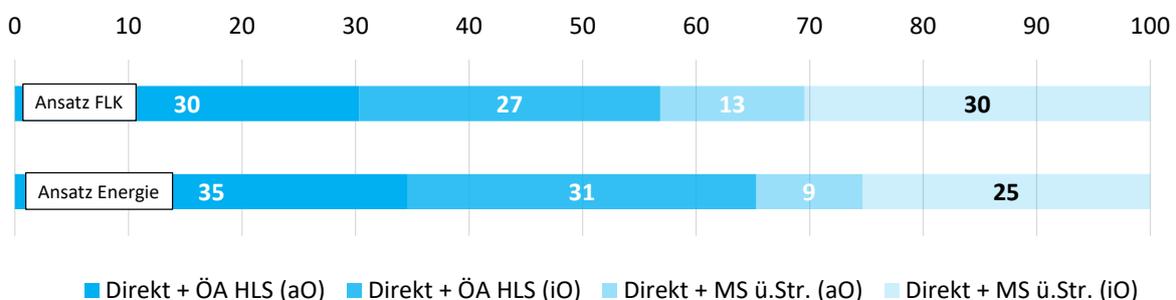
Herkunft der Einträge in Oberflächengewässer nach Verursacher

Im ersten Schritt sind die Einträge in Oberflächengewässer nach Entwässerungsart aufgeschlüsselt. Die Ergebnisse beider Berechnungsansätze sind vergleichbar und zeigen folgende Anteile der Entwässerungsarten:

- 60 % aus Direkteinleitungen
- 39 % Ölabscheider / Mischwasserkanalisation (übrige Strassen)
- 1 % aus behandeltem Strassenabwasser (SABA mit RFB)

Direkteinleitungen sind somit mehrheitlich für die Einträge verantwortlich, gefolgt von Einträgen von Ölabscheidern und dem System der Mischwasserkanalisation. Dies zeigt bereits die Prioritäten für Massnahmen bezüglich des zu sanierenden Entwässerungstyps.

Schliesslich erfolgt die weitere Aufteilung der Einträge in Oberflächengewässer nach Strassentyp und nach der Lage der Strassen bezüglich innerorts und ausserorts. Die Ergebnisse sind in Figur 10 bezüglich des Eintrags von 39 % des insgesamt produzierten Reifenabriebs dargestellt (Figur 8).



Figur 10: Anteile der Einträge in Oberflächengewässer nach Entwässerungsart, Strassentyp und der bezüglich innerorts und ausserorts. FLK=Ansatz mit Fahrleistungskilometer. ÖA=Ölabscheider, MS=Mischsystem, HLS=Hochleistungsstrassen, ü.Str.=übrige Strassen, iO=innerorts, aO=ausserorts.

Der Anteil der Hochleistungsstrassen liegt im Mittel bei rund 60 % (57 % - 65 %), derjenige der übrigen Strassen bei rund 40 % (35 % - 43 %). Von Strassen ausserorts werden 43 % - 44 % eingetragen, von Strassen innerorts 56 % - 57 %. In absteigender Reihenfolge ergeben sich folgende Anteile:

- HLS ausserorts 30-35% (Direkteinleitungen, Ölabscheider)
- HLS innerorts 27-31% (Direkteinleitungen, Ölabscheider)
- übrige Strassen innerorts 25-30% (Direkteinleitungen, Mischwasserkanalisation)
- übrige Strassen ausserorts 9-13% (Direkteinleitungen, Mischwasserkanalisation)

Damit tragen Hochleistungsstrassen ausserorts via Direkteinleitungen und der Entwässerung über Ölabscheider mit rund einem Drittel zum Eintrag von Reifenabrieb in Oberflächengewässer bei. Der Eintrag von Hochleistungsstrassen innerorts ist im Mittel um 4 % geringer und erfolgt ebenfalls aus Direkteinleitungen und Ölscheidern, wobei die jeweiligen Anteile, wie auch ausserorts, vergleichbar sind. Detailangaben sind im Anhang 4.5 dargestellt.

Der Eintrag der übrigen Strassen innerorts folgt an dritter Stelle, beträgt etwas mehr als ein Viertel (27 %) und ist vergleichbar mit dem Eintrag der Hochleistungsstrassen innerorts. Davon stammen zwei Drittel aus Direkteinleitungen und ein Drittel aus dem Entwässerungstyp Mischwassersystem. Der Anteil der übrigen Strassen ausserorts ist mit 9 % bis 13 % geringer. Dabei überwiegen Direkteinleitungen mit einem Anteil von über 90 %. Dies ist plausibel, da Mischwasserkanalisationen ausserorts nur selten vorkommen.

Zusammengefasst wird deutlich, dass Massnahmen in erster Linie bei den Hochleistungsstrassen sowie den übrigen Strassen innerorts ergriffen werden sollten, um den Eintrag von Reifenabrieb in Oberflächengewässer zu reduzieren. Dennoch tragen auch die übrigen Strassen ausserorts zur Belastung bei. Bei der Wahl der zu sanierenden Entwässerungsarten sind Direkteinleitungen prioritär, gefolgt von Ölabscheidern an zweiter und Einleitungen in das Mischsystem an dritter Stelle.

Zur Priorisierung von Massnahmen bei konkreten Projekten sind auch Aspekte des Oberflächengewässers sowie der Siedlungsentwässerung im betrachteten Abschnitt zu berücksichtigen.

5. **Umweltauswirkungen von Reifenabrieb**

5.1. Ökotoxikologie von Reifenabrieb

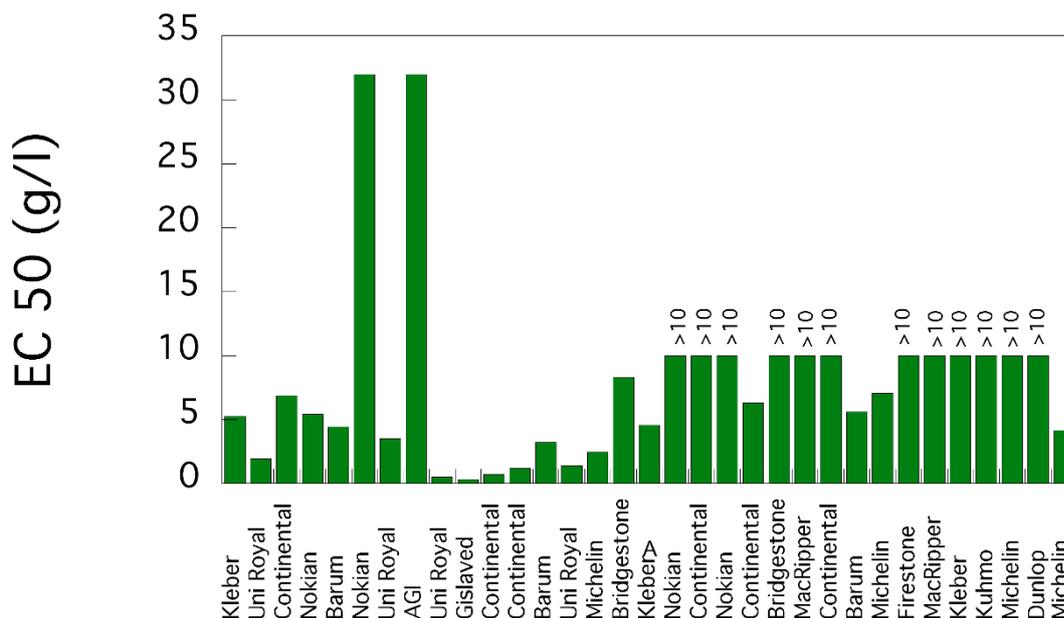
Die ökotoxikologische Betrachtung von Reifenabrieb soll sich im vorliegenden Bericht in erster Linie auf die Gefahren beziehen, die durch Stoffe aus den Reifen entstehen können. Das schliesst somit explizit Brems Scheibenabrieb oder Strassenabrieb aus, obwohl Reifenabrieb sich häufig mit ebendiesen Partikeln agglomerieren. Auch gilt es zu beachten, dass Experimente meistens mit händisch abgeschabten Reifenpartikeln durchgeführt wurden. Es konnte jedoch gezeigt werden, dass diese andere physikalische (z. B. Form, Grösse) und chemische Eigenschaften haben als Reifenpartikel, die beim Fahren generiert werden. Bezüglich der untersuchten Umweltkompartimente beschränken sich fast alle Studien auf die aquatische Umwelt, der Boden wurde viel weniger untersucht.

In Pflanzenexperimenten konnte gezeigt werden, dass sich Reifenpartikel oder Gummi hemmend auf das Pflanzenwachstum auswirken (z. B. Schulz, 1987, Newman et al., 1997 oder Leifheit et al., 2021). Allerdings sind nur sehr wenige Studien verfügbar und für aquatische Organismen bilden die experimentellen Bedingungen fast nie zu erwartende Umweltkonzentrationen ab, sondern benutzen deutlich höhere Reifenpartikelkonzentrationen (Newman et al., 1997; Baensch-Baltruschat et al., 2020).

Für die aquatische Umwelt konnte generell in Versuchen gezeigt werden, dass sich Reifenabrieb toxisch auf Lebewesen auswirken, wenn diese mit Reifenabrieb kontaminiertem Wasser ausgesetzt sind (z.B. Gualtieri et al., 2005; Wik und Dave, 2005; Wik und Dave, 2006; Wik et al., 2008; Capolupo et al., 2021 und viele mehr). Abschätzungen der Toxizität auf Wasserlebewesen werden dabei häufig in Laborversuchen mit Standardorganismen wie *Daphnia magna* (Grosser Wasserfloh) bestimmt. Typische Kenngrössen sind dabei die EC_{50} , die eine errechnete Konzentration beschreibt, bei der die Hälfte der Population einen Effekt bedingt durch die getestete Substanz (z. B. Immobilität) zeigt. Je nach untersuchtem Reifentyp und –hersteller wurden dabei für *Daphnia magna* EC_{50} Werte nach 24 h von 0.29 g/l bis >10.0 g/l Reifenabrieb beobachtet (Wik und Dave, 2005, 2006). Hierfür wurden die Organismen der ungefilterten Flüssigkeit hinzugegeben, in der abgeriebenes Reifenmaterial vorher für 72 h gelöst wurden. Die unterschiedlichen EC_{50} Werte, für die in verschiedenen Studien verwendeten Reifen in Wik und Dave (2005, 2006) sind in Figur 11 dargestellt. Dabei gilt, dass je höher der EC_{50} Wert ist, desto geringer ist die Toxizität für *Daphnia*. Es konnte zudem gezeigt werden, dass die toxische Wirkung mit längerer Expositionszeit verstärkt wird. Allerdings können diese Studien nur eine Tendenz zeigen, da sie nicht mit Reifenpartikeln von der Strasse durchgeführt wurden und somit die reale Umwelttoxizität falsch beurteilt werden könnte (s. o. und Baensch-Baltruschat et al., 2020). Zudem werden durch die relativ kurzen Experimente chronische Effekte nur unzureichend erforscht. Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass insbesondere chronische Expositionen giftig für Lebewesen sind. Auch braucht es Studien zu Organismen von anderen trophischen Ebenen, wie Primärproduzenten oder Wirbeltiere. Ebenfalls wurden Effekte auf Bodentiere bis jetzt praktisch nicht untersucht, was in Anbetracht der Wichtigkeit von Böden als Senke für TWP ein grosses Manko darstellt.

Zusätzlich gilt, dass bei realem Reifenabrieb von der Strasse Effekte sich überlagern können (z. B. Toxizität durch andere Stoffe auf der Strasse, siehe auch Wik et al., 2008). Dadurch können Toxizitäten schlecht voneinander getrennt werden, um schlussendlich nur die Toxizität des Reifenmaterials bestimmen zu können. Bei den Studien gilt es auch zu unterscheiden, ob der gesamte Reifenabrieb oder nur die gelösten Stoffe untersucht wurden. In einer kürzlich veröffentlichten Studie von Chibwe et al. (2021) wurden nur die gelösten Stoffe untersucht. Es konnte dabei gezeigt werden, dass vor allem Benzothiazole und aryl-Amine für die Gesamtoxizität des Filtrates verantwortlich waren. Ein Vergleich

von filtriertem und unfiltriertem TWP zeigt aber, dass in Gegenwart der Partikel stärkere Effekte auftreten.



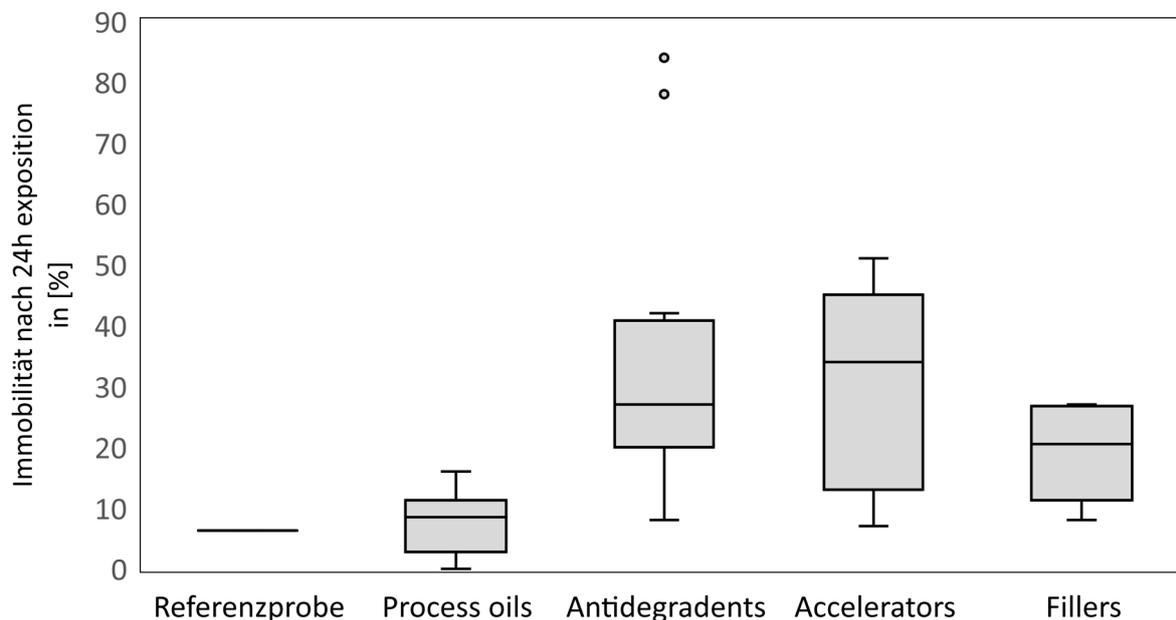
Figur 11: Toxizität von Reifenabrieb von verschiedenen Reifen. Gezeigt ist die Konzentration, welche einen 50% Effekt auf die Organismen hatte. Ein tiefer Wert kennzeichnet daher eine höhere Toxizität. Daten übernommen aus Wik und Dave (2005, 2006), wobei Replikationsmessungen gemittelt wurden. Wenn nur eine Messung ">10" war, wurde dies als Mittelwert übernommen.

5.2. Toxische Effekte der Bestandteile des Reifens

Eine weitere Methode, die Toxizität von Reifenabrieb zu bestimmen ist es, die Bestandteile der Reifen unabhängig zu untersuchen und die ökotoxikologischen Effekte abzuschätzen. Für die Hauptbestandteile des Reifens (Gummi, Füllstoffe, Weichmacher) gilt vor allem der als Füllstoff verwendete Russ als problematisch. Dieser gilt laut Internationaler Agentur für Krebsforschung (IARC) für Menschen als möglicherweise krebserregend (Gruppe 2B).

Deutlich toxischer sind jedoch die in geringen Mengen vorkommenden Zusatzstoffe und Vulkanisationsbeschleuniger (insgesamt < 5% des Reifengewichts). So konnte in Versuchen mit verschiedenen (funktionalen) Zusatzstoffen eine stark variierende Toxizität nachgewiesen werden, wobei einzelne Stabilisatoren bzw. Ozonschutzmittel aber auch Vulkanisationsbeschleuniger teilweise stark toxisch wirkten (Wik, 2007). Einen Überblick der Ergebnisse der Studie von Wik (2007), in welcher eine Standardreifenmischung mit verschiedenen Zusatzstoffen versehen wurde, gibt Figur 12. Die verschiedenen getesteten Stoffe wurden nachträglich kontrolliert zu der Referenzprobe hinzugefügt, um die einzelnen Stoffe zu testen. Dabei deckt der Versuch natürlich nur eine Auswahl an möglichen Stoffen ab. Weitere Informationen sind den Artikeln von Wik und Dave zu entnehmen (Wik and Dave, 2005, 2006; Wik 2007). Allgemein kann davon ausgegangen werden, dass verschiedene organische Substanzen

mitverantwortlich für die Toxizität der Reifen sind, wohingegen die Referenzprobe eine geringere Toxizität für Daphnien zeigte (Wik, 2007).



Figur 12: Toxizität für verschiedene Reifenbestandteile auf *Daphnia* ausgedrückt im prozentuellen Anteil immobilier Individuen nach 24 Stunden. Eine höhere Zahl bedeutet also eine höhere Toxizität. Der Referenzprobe wurden keine Zusatzstoffe beigefügt, wohingegen für die anderen Ergebnisse der Referenzprobe die entsprechenden Stoffe hinzugefügt wurden. Die Daten sind Teil der Studie von Wik 2007.

Unter UV-Strahlung besteht zudem die Möglichkeit, dass sich aus Reifenpartikel Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs) und andere Stoffe lösen, welche die Toxizität verstärken (Wik and Dave, 2006). Die Gefahr durch sich lösende PAKs unter normalen Umweltbedingungen ist aber noch nicht abschließend geklärt (s. u. a. Kreider et al., 2010; Wagner et al., 2018). Nichtsdestotrotz wurde in Experimenten eine steigende Toxizität beobachtet je kleiner die Partikel sind (zusammengefasst im Review durch Wik und Dave (2009)). Dies wurde auf die grössere Freisetzung von Inhaltsstoffen zurückgeführt, die mit einer grösseren Oberfläche einhergehen kann.

Allgemein wird deutlich, dass je nach Reifenmodell und somit unterschiedlichen Inhaltsstoffen, eine sehr verschiedene Toxizität erwartet werden dürfte. Dies ist vor allem auf die verschiedenen Zusatzstoffe der verschiedenen Hersteller zurückzuführen (z. B. Wik and Dave, 2005, 2006; Chibwe et al., 2021). Zudem können verschiedene Zusatzstoffe sehr spezifisch für einzelne Spezies giftig sein, wie eine Analyse für Coho Lachs in den USA, sowie Bachsaibling und Regenbogenforellen zeigen konnten (Tian et al., 2021; Brinkmann et al., 2022). Allerdings zeigt das gleiche getestet Antiozonmittel (6PPD) bei anderen Tierarten (u. a. Daphnien, weissen Stören oder Seesaibling) eine deutlich geringere bis keine Toxizität (Hiki et al., 2021, Brinkmann et al., 2022). Dieses Beispiel zeigt deutlich, dass für viele Inhaltsstoffe der Reifen noch eine gesamtökologische Betrachtung fehlt, die auch verschiedene Lebewesen und Nahrungsketten einschliesst.

5.3. Umweltrisiken von Reifenabrieb

Für eine abschliessende Beurteilung der Umweltauswirkungen und der Umweltrisiken fehlen noch ausreichend Experimente, die reale ökotoxikologische Bedingungen und Konzentrationen abbilden, wie auch im Review von Baensch-Baltruschat et al. (2020) erläutert wird. Tendenziell zeigen die bis jetzt veröffentlichten Studien jedoch, dass mit Gefahren für die aquatische und terrestrische Umwelt und ihre Organismen gerechnet werden kann. Für eine abschliessende Bewertung fehlen vor allem Experimente, die unter realen Bedingungen die Toxizität bestimmen. Ein verlässlicher PNEC Wert (predicted no effect concentration), der in der Ökotoxizität häufig verwendet wird, wird in der Literatur nicht aufgeführt. Es ist jedoch damit zu rechnen, dass in Zukunft PNEC-Werte verfügbar sein werden, da in letzter Zeit vermehrt Studien zur Reifentoxizität veröffentlicht wurden (z. B. Chibwe et al., 2021; Leifheit et al., 2021; Tian et al., 2021). Zusätzlich gilt zu beachten, dass Reifenpartikel auch indirekt eine umweltschädliche Wirkung haben können, wenn sie als Kolloide deutlich toxischere Stoffe transportieren.

Um das letztendliche Risiko für Organismen in der Umwelt zu bewerten, müssen auch Umweltkonzentrationen in Betracht gezogen werden. Hier scheinen Studien zeigen zu können, dass in der Umwelt teilweise Konzentrationen gemessen werden, die theoretisch eine toxische Wirkung auf Lebewesen haben könnten. Wegen der bis anhin fehlenden PNEC-Werte für Reifenabrieb in verschiedenen Umweltkompartimenten können aber noch keine quantitativen Umweltrisikoausschätzungen gemacht werden.

Aus Sicht des Gesetzgebers und der Gewässerschutzverordnung fehlen vor allem für ökologisch relevante Arten noch Angaben zu Dosis-Wirkungsbeziehung um Schwellenwerte abzuleiten. Dies gilt insbesondere auch für einzelne Inhaltsstoffe von Reifenabrieb, da diese aus den Abriebpartikeln herausgewaschen werden können. Hierfür müsste jedoch wiederum die Zusammensetzung der Reifen, insbesondere der sehr variablen Zusatzstoffe, genauer bekannt sein.

Bezüglich der Gefahren für Menschen gilt analog, dass Studien i. d. R. den Effekt von künstlich generierten Reifenpartikeln betrachten, wodurch die bereits beschriebenen Problematiken auftreten können (vgl. Baensch-Baltruschat et al., 2020). Zudem wird ausschliesslich die Aufnahme über die Atemwege in der Literatur betrachtet, womit eine Selektion der Partikelgrössen einhergeht hin zu kleinen Partikelgrössen. Zur Aufnahme über die Nahrungskette liegen nach heutigem Stand des Wissens (Studien berücksichtigt bis Sommer 2022) keine Studien vor. Hierfür können allenfalls Studien zu Plastikpartikeln in der Nahrungskette hinzugezogen werden.

Für die allgemeine Gefahrenabschätzung kann auf die Studie von Kreider et al. (2012) verwiesen werden, die eine Risikoabschätzung für Effekte auf Menschen durchführten. Allerdings gilt zu beachten, dass Kreider et al. (2012) ebenfalls auf die Ungenauigkeiten verweisen, die durch die wenigen vorhandenen Studien entstehen. Insgesamt erwarten Kreider et al. (2020) aber eine geringe Gefahr, die von Reifen- und Strassenpartikeln (TRWP) ausgeht. Die Autoren haben einen NOAEC (no observed adverse effect concentration, erwartete Konzentration ohne Effekt) von $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ errechnet, der die tägliche Belastung durch TRWP für den Menschen im Durchschnitt um das 400 bis 700-fache übersteigt. Dies gilt für entwickelte Industrieländer und kann lokal stark variieren. Es ist wichtig zu erwähnen, dass TRWP betrachtet werden, die eine höhere Toxizität als reine Reifenpartikel haben (Lindbom et al., 2006).

Experimentelle Studien mit Reifenpartikeln mit *in vitro* Zelltests, u. a. für Lungenzellen (z. B. Lindbom et al., 2006; Karlsson et al., 2011) oder *in vivo* (z. B. Kreider et al., 2012) zeigen teilweise unterschiedliche toxische Reaktionen gegenüber Reifenpartikeln. Allerdings sind diese Ergebnisse nur schwer auf den Menschen als Ganzen und die spezifische zu erwartende Exposition zu übertragen.

Auch neuere Untersuchungen zeigen, dass im Strassenabwasser einige ökotoxikologisch problematische organische Mikroverunreinigungen vorhanden sind. Diese können jedoch grösstenteils von Strassenabwasser-Behandlungsanlagen mit bewachsenen Retentionsfilterbecken aus dem Strassenabwasser entfernt werden (Dröge et al, 2019). Von SABAs bestehend aus nur einem Absetzbecken ist der Rückhalt nur teilweise möglich. Insofern betrachtet ist die ökotoxikologische Relevanz von Reifenabrieb und dessen Inhaltsstoffen für Oberflächengewässer auch vom Entwässerungssystem und der Behandlung abhängig.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Toxizität von Reifenabrieb wohl eher klein ist, dass aber gewisse Zusatzstoffe problematisch sein können. Die möglichen Effekte und die Risiken von Reifenabrieb in der Umwelt hängen von vielen Faktoren ab, welche noch nicht untersucht worden sind. Es findet jedoch im Moment international sehr viel Forschung auf diesem Gebiet statt, so dass unser Wissen sehr schnell zunimmt.

6. Massnahmen

Die von Reifenabrieb ausgehende Gefahr für die Umwelt kann im Moment nicht abschliessend beurteilt werden. Gemäss dem Vorsorgeprinzip sowie in Anbetracht der möglichen Umweltrisiken und der Anreicherung von Reifenabrieb in der Umwelt sind Massnahmen zur Reduktion der Produktion und Freisetzung von Reifenabrieb angebracht. Das Ziel dieses Kapitels ist es deshalb, einen Überblick über mögliche Massnahmen zur Verminderung der Produktion von Reifenabrieb und dessen Eintrag in die Umwelt zu geben.

Tabelle 4: Überblick zu Massnahmen, welche in internationalen Berichten erwähnt werden.

Autor	Titel des Berichtes	Massnahmen
OECD (2021)	Policies to Reduce Microplastics Pollution in Water: FOCUS ON TEXTILES AND TYRES	Optimierung der Reifenzusammensetzung
		Optimierung von Strassendesign und Strassenoberflächen
		Reduktion des Fahrzeuggewichtes
		Optimierung des Fahrzeugunterhaltes
		Eco-driving
		Reduktion des Verkehrsvolumens
Nordic Council of Ministers (2020)	Reducing the release of microplastic from tire wear: Nordic efforts	Widerstandsfähigkeit des Reifens erhöhen
		Optimierung des Fahrzeugunterhaltes
		Tempobeschränkungen
		Eco-driving
		Reduktion des Verkehrsvolumens
		Strassenunterhalt
		Auffangen der freigesetzten TWP
		- Strassenreinigung
		- Winterdienst
		- Bindung von Staub
		- Sedimentationsfallen
		- Strassengraben
		- Strassenabwasserreinigung
		- Abwasserreinigung
SOENECS (2021)	Invisible ocean pollutants from our roads	Optimierung der Reifenzusammensetzung
		Design des Fahrzeuges
		Strassendesign – und management
		Eco-driving
		Verbesserter Rückhalt an der Quelle

Von verschiedenen Gremien und Institutionen sind in den letzten Jahren Berichte publiziert worden, welche neben einem Überblick über den Reifenabrieb Massnahmen zur Reduzierung vorschlagen. Drei Beispiele für solche Berichte sind zusammen mit den darin vorgeschlagenen Massnahmen in Tabelle 4 aufgelistet.

6.1 Reduktion des Reifenabriebs

Bei der Entwicklung von Reifen muss auf optimierte Abriebeigenschaften vermehrt geachtet werden. Gemeinsame Studien von ADAC und TCS zeigen, dass heute Reifen erhältlich sind, welche sich bei der Menge Abrieb TWP pro gefahrenem Kilometer deutlich unterscheiden. Dabei weisen einige der abriebärmeren Reifen bei den übrigen (sicherheitsrelevanten) Anforderungen (z.B. Verhalten bei nasser Fahrbahn) gleich gute Eigenschaften auf (ADAC, 2021). Somit kann erwartet werden, dass durch Optimierung der Reifenmaterialien abriebärmere Reifen entwickelt werden können. Allerdings können solche technologischen Entwicklungen nur auf internationaler Ebene abgestimmt und gefordert werden.

Heute wird der mittlere Reifenabrieb eines Personenwagens bei 117 mg/km (ADAC, 2021) abgeschätzt. Wie bereits gezeigt, ist eine Abriebrate von unter 100 mg/km durchaus möglich. Die Reifen, die in der Untersuchung von ADAC und TCS die besten Eigenschaften bezüglich Abrieb und Sicherheit aufwiesen, hatten eine Reifenabriebrate von 76 mg/km. Die Differenz zum heutigen mittleren Reifenabrieb beträgt bei diesen Reifen damit 41 mg/km oder 35 %. Würden heute alle PWs mit solch abriebarmen Reifen ausgerüstet werden, dann wäre für PW eine entsprechende Reduktion der Produktion von Reifenabrieb erreichbar. Für LW sind heute theoretisch mögliche Reduktionen nicht bekannt. LW sind massgeblich an den Fahrleistungskilometern und am Abrieb beteiligt, weshalb abriebärmere Reifen nur bei PW einen Teilnutzen liefern.

6.1.1 Möglichkeiten der Reifenentwicklung

Wie im vorherigen Abschnitt erwähnt, kann durch die Wahl von abriebarmen Reifen die Produktion von Reifenabrieb bereits heute gesenkt werden kann, so dass Werte unter 100 mg/km pro Fahrzeug erreichbar sind. Die tiefsten Werte erreichen zur Zeit Reifen für Kleinwagen (z. B. VW Golf) mit nur 59 mg/km pro Fahrzeug (ADAC, 2021).

Weiter wäre es wichtig neben der Reduktion des Abriebs auch die möglichen Auswirkungen in der Umwelt einzubeziehen, also die Reifenmaterialmischung so anzupassen, dass weniger toxische Stoffe darin enthalten sind. Wie in Kapitel 5 gezeigt wurde, bestehen grosse Unterschiede in der Toxizität von Reifenabrieb, was ein grosses Potenzial zur Reduktion der Auswirkungen ergibt. Sollten belastbare toxikologische Daten in der Entwicklung von Reifen stark berücksichtigt werden, kann die Umweltauswirkung des Reifenabriebs deutlich reduziert werden.

6.1.2 Standardisierte Methode zur Quantifizierung des Reifenabriebs

Die Bewertung von Massnahmen zur Reduktion vom Reifenabrieb bedingen reproduzierbare Quantifizierungsmethoden. Wie schon im Abschnitt 1 erwähnt, existiert noch keine standardisierte Messmethode zur Bestimmung der Menge des Abriebs von Reifen. Durch das Fehlen von standardisierten Methoden gibt es bis anhin nur wenige, schwer vergleichbare Messungen. Unser Wissen über die Bildung und Freisetzung von Reifenabrieb ist daher begrenzt. Es ist unklar, welche Faktoren in

welchem Masse die Produktion von Reifenabrieb beeinflussen. Das vorhandene Wissen beschränkt sich praktisch ausschliesslich auf wenige Untersuchungen an Reifen für Personenwagen. Reifen anderer Fahrzeuge (z.B. Lastwagen oder Busse) wurden bisher nicht experimentell untersucht.

Messungen von ADAC und TCS (ADAC 2021, TCS 2021) haben eine kleine Anzahl von PW Reifenmodellen charakterisieren können. Die Messmethoden sind sehr aufwändig, basieren auf gleichen Fahrzeugen welche mit verschiedenen Reifentypen bestückt sind und hintereinander (damit alle die gleichen Strecken und Tempi fahren) eine Strecke von 15'000 km absolvieren. Der Gewichtsunterschied der getesteten Reifen vor und nach den Fahrten ergab die Menge des Abriebs. Die Testergebnisse sind nur bedingt reproduzierbar. Der grosse Aufwand lässt die Messung von nur einer beschränkten Anzahl von Reifenmodellen und Reifendimensionen zu. Die Fahreigenschaften dieser Reifen wurden auch erfasst. Die interessanteste Erkenntnis dieser Untersuchungen war, dass es Reifenmodelle gibt, die sowohl gute Fahreigenschaften als auch geringen Reifenabrieb aufwiesen.

Die Entwicklung eines standardisierten Testverfahrens mit eindeutigen und vergleichbaren Resultaten zur Charakterisierung des entstehenden Reifenabriebs ist von grosser Bedeutung. Ein solches Testverfahren sollte auch auf Nutzfahrzeugreifen angewendet werden können. Ergebnisse werden sowohl für die Konsumenten als auch für die Produzenten gewisse Signalwirkung ausüben. Die standardisierte Quantifizierungsmethode für den Reifenabrieb wird neue Impulse für die Reifenentwicklung haben, zumal in einem zweiten Schritt Grenzwerte definiert und eingeführt werden könnten, welche anschliessend eingehalten werden müssten.

6.1.3 Rückhalt des Reifenabriebs am Fahrzeug

Es gibt erste Ideen, den erzeugten Reifenabrieb bereits am Fahrzeug mittels technischer Lösungen einzufangen und so die Freisetzung von Reifenabrieb in der Umwelt zu verhindern. Die technische Gestaltung ist nicht sonderlich komplex. Der Auftreffort eines grossen Teils der TRWP auf der Fahrzeugkarosserie (Radkasten und Unterboden) kann ermittelt werden. An diesen Stellen könnten die TRWP abgesaugt und zurückgehalten werden. In periodischen Abständen wäre dieser Filter auszutauschen.

Die Entwicklung solcher Massnahmen geht derzeit aber nicht über Konzeptstudien hinaus. Es gibt daher keine zuverlässigen Informationen über deren Machbarkeit und Wirksamkeit. Zudem muss die Wirksamkeit unter verschiedenen Witterungsbedingungen erforscht werden. Solche Massnahmen könnten aber sehr interessant sein, da sie das Potential haben, die Emissionen an der Quelle direkt zu reduzieren und vermutlich einfach umgesetzt werden könnten. Der bedeutende Vorteil einer solchen Massnahme wäre, dass bei guter Funktionstüchtigkeit, die Wirkung verlässlich und unabhängig von politischen Willensäusserungen ist. Den Autoren dieses Berichtes ist aus persönlichen Kontakten bekannt, dass gegenwärtig eine Dissertation auf diesem Gebiet an einer deutschen Universität in Zusammenarbeit mit einem Fahrzeughersteller stattfindet. Details sind noch nicht der Öffentlichkeit zugänglich.

6.1.4 Fahrzeugspezifische Massnahmen

Um den tatsächlichen im Alltag entstehenden Reifenabrieb nicht zusätzlich zu erhöhen ist der korrekte Reifendruck und die korrekte Einstellung der Achsgeometrie von grosser Bedeutung. Ein falscher

Reifendruck verändert die Reibeigenschaften der Reifen. Sowohl zu hohe, als auch zu niedrige Drücke resultieren in stärkerer Abrollreibung und in verstärktem Abrieb (und Energieverbrauch). Der einmal eingestellte Reifendruck nimmt mit der Zeit langsam ab. So ist zu tiefer Reifendruck eher der häufigere Fall. In den letzten Jahren sind Reifendrucksensoren in Fahrzeugen ab Kompaktklasse als Sonderausstattung inbegriffen. Es ist zu erwarten, dass in der nahen Zukunft Reifendrucksensoren bei allen Fahrzeugen serienmässig eingesetzt werden.

Eine verstellte Achsgeometrie führt auch zu erhöhtem Reifenabrieb und Verschleiss. Typisch dafür ist eine einseitige Reifenabnutzung. Nach unserem Wissen gibt es dafür keine Sensorik. Lediglich der schlechtere Geradeauslauf des Fahrzeuges weist auf eine falsche Achsgeometrie hin. In den periodischen Fahrzeugkontrollen kann bei Feststellung von einseitig abgefahrenen Reifen eine Überprüfung der Achsgeometrie angeordnet werden.

Weiterhin haben die Ausführungen in den vorangegangenen Abschnitten gezeigt, dass geringeres Fahrzeuggewicht und geringere Leistung (kleineres Beschleunigungsvermögen) den Reifenabrieb reduzieren. Ein höheres Fahrzeuggewicht erfordert mehr Fahrenergie und führt sowohl während den Beschleunigungen als auch den Bremsphasen zu höheren Kräften zwischen Reifen und Fahrbahn. Höhere Motorleistungen resultieren in ein stärkeres Beschleunigungsvermögen des Fahrzeuges. Werden hohe Motorleistungen beim Fahren genutzt, dann sind grössere Kräfte zwischen Reifen und Fahrbahn und erhöhter Reifenabrieb die Folge. Massnahmen, um die Nachfrage nach schweren und leistungsstarken Fahrzeugen zu reduzieren, sind sozialer und politischer Natur und nicht Gegenstand des vorliegenden Berichtes.

6.1.5 Fahrspezifische Massnahmen

Massnahmen, die in defensiveren und gleichmässigeren Fahrweisen resultieren, reduzieren die Produktion von Reifenabrieb. Zudem wirkt jede Massnahme, die die Fahrenergie reduziert, vermindern auf den Reifenabrieb.

Ecodrive

Ecodrive beinhaltet umfassende Massnahmen zu energiesparendem Fahren (ecodrive.ch), wozu auch die Reduktion von Beschleunigung gehört. Eine Reduktion von Beschleunigen und Bremsen kann beispielsweise durch vorausschauendes Fahren erzielt werden, was im Rahmen von Fahrschulen analog zum Verhalten für verbrauchsarmes Fahren geschult werden kann. Bei gezielten Ausbildungskursen, aber auch am Fahrzeug selbst, können Informationen zum Fahrstil zur Verfügung gestellt werden, wenn die Fahrweise zu erhöhtem Energieverbrauch und Reifenabrieb führt. Damit kann der Fahrstil angepasst werden.

Geschwindigkeitsreduktion

Weiterhin wirken sich Geschwindigkeitsbeschränkungen, die in den letzten Jahren vermehrt, vornehmlich wegen anderen Gründen, eingeführt worden sind (30er Zonen in den Städten, Beschränkungen auf Fernstrassen und Autobahnen) reduzierend auf dem Reifenabrieb. Solche Massnahmen sind in ein breiteres Verkehrskonzept zu integrieren.

Möglichst gleichmässiges Fahren wirkt sich am stärksten auf die Reduktion des freigesetzten Reifenabriebs aus. Dies wird heute bei höherem Verkehrsaufkommen durch den vermehrten Einsatz von GH/GW Anlagen stark gefördert. Darüber hinaus ist eine Reduktion der zulässigen Höchstgeschwindigkeit eine weitere Massnahme. Bei tieferen Geschwindigkeiten ist der Energiebedarf geringer, da die Luftwiderstandsleistung mit der 3. Potenz der Geschwindigkeit abnimmt. Entsprechend muss bei höheren Geschwindigkeiten eine höhere Leistung aufgewendet und auf die Fahrbahn übertragen werden, was den Reifenabrieb pro Kilometer Fahrstrecke erhöht.

Die Abschätzung des Einflusses von Geschwindigkeitsreduktionen auf den freigesetzten Reifenabrieb ist nicht einfach. Experimentelle Untersuchungen zum Thema sind nicht bekannt. Zudem müsste man die tatsächlich gefahrenen Geschwindigkeiten zu den Zeiten, zu denen der meiste Abrieb freigesetzt wird, also zu Zeiten hoher Verkehrsdichte, berücksichtigen.

Die Reduktion der zulässigen Höchstgeschwindigkeit innerorts (z.B. von 50 km/h auf 30 km/h) wird zu eher geringen Reduktionen beim Reifenabrieb führen. Bestimmend für den Energieverbrauch ist hier die Trägheit des Fahrzeuges (Beschleunigung und Bremsen), der Luftwiderstand bei diesen Geschwindigkeiten ist gering. Somit ist hier gleichmässiges Fahren am wichtigsten.

Auf Hochleistungsstrassen wird die Verminderung des Energieverbrauchs bei einer gesamtschweizerischen Reduktion der Höchstgeschwindigkeit ausserorts von 120 km/h auf 100 km/h vom BAFU (Jenk, 2022), basierend auf den (HBEFA 4.1) Emissionsfaktoren und unter Berücksichtigung der real gefahrenen Geschwindigkeiten auf 6% des Energieverbrauchs auf den Nationalstrassen abgeschätzt. Diese Reduktion kann auch für den Reifenabrieb angenommen werden, was aber entweder mit Messungen oder mit Simulationen verifiziert werden sollte.

Die von solchen Massnahmen resultierenden Reise- und Transportzeitverlängerungen haben aber wesentliche volkswirtschaftliche Kosten (die erst kürzlich das Bundesgericht dazu bewogen haben, geforderte Geschwindigkeitsreduktionen als Lärmschutzmassnahmen abzuweisen), die berücksichtigt werden sollten.

Verkehrsreduktion

Grundsätzlich wirkt sich eine Reduktion der gefahrenen Fahrzeug-Kilometer direkt auf den in die Umwelt freigesetzten Reifenabrieb aus. Massnahmen, die auf eine Verkehrsreduktion abzielen, werden teilweise schon für andere Ziele erprobt und eingesetzt (Siedlungsplanung, Luftreinhaltung, CO₂- und Lärmreduktion). Reduzierend auf die Menge von freigesetztem Reifenabrieb wären die stärkere Verlagerung des Güterverkehrs von der Strasse auf die Schiene, die stärkere Verlagerung vom Individualverkehr auf den öffentlichen Verkehr, sowie ein höherer Anteil von Carsharing.

6.1.6 Massnahmen bei der Infrastruktur

Als mögliche Massnahme im Bereich Infrastruktur sind optimierte Strassenbeläge zu nennen. Wie im Kapitel 1.4 erwähnt, gelangt nicht blosser Reifenabrieb in die Umwelt, sondern eine Mischung von Reifen- und Belagsabrieb (TRWP). Also theoretisch könnte man auf die Seite des Belags auch nach Massnahmen suchen. Diese hätten das Potential gleichzeitig den Energieverbrauch und die Lärmemission der Fahrzeuge zu reduzieren. Allerdings könnten solche Oberflächen geringere Griffigkeit haben und vom Sicherheitsaspekt her nachteilig sein.

Es muss berücksichtigt werden, dass die Änderung von Strassenbelägen aufwendig und langwierig sind. Neue Entwicklungen im Reifenmaterial können ihre Wirkung deutlich schneller entfalten. Das Risiko besteht zudem, dass die grossflächige Einführung eines optimierten Strassenbelags einen Zeitraum erfordern kann, während dessen die Weiterentwicklung der Reifen einen anderen Strassenbelag erfordert.

Reifenabrieb mit Bremsabrieb vermischt, kann erhebliche magnetische Eigenschaften aufweisen. Ein aktueller Ansatz, Innosuisse Projekt 2022 der FH Ost, erforscht die Möglichkeit den Reifenabrieb mittels Magnetstreifen am Strassenrand zurückzuhalten.

Tabelle 5: Übersicht von Massnahmen zur Reduktion des Reifenabriebs, geschätzte Unsicherheiten aufgrund des derzeitigen Stand des Wissens

Massnahmen		Stand des Wissens/technische Machbarkeit/Kommentar
Standardisierte Quantifizierung vom Reifenabrieb		gut/gut/Basis für Grenzwerte und Vergleiche
Möglichkeiten der Reifenentwicklung	Optimierte Abriebeigenschaften	Einiges unbekannt/erhebliches Potenzial
	Vermeidung toxischer Stoffe in den Reifenmaterialien	Einiges unbekannt/Unsicher ob toxische durch weniger toxische Stoffe ersetzt werden können
Rückhalt am Fahrzeug		Systeme in Konzeptphase/Effizienz und Kosten unbekannt
Fahrzeug	Reifendruck	gut/gut/viele Fahrzeuge heute mit Sensoren ausgestattet
	Achsgeometrie	gut/Überprüfung möglich/aufwendig
	Geringeres Fahrzeuggewicht	gut/gut/Akzeptanz?
	Geringere Fahrzeugleistung	gut/gut/Akzeptanz?
	Schmalere Reifen	gut/gut/
Fahren	Ecodrive	gut/gut
	Reduktion der zulässigen Höchstgeschwindigkeit, Autobahn	gut/gut/mässiger Ertrag

	Reduktion der zulässigen Höchstgeschwindigkeit ausserorts	gut/gut/geringerer Ertrag
	Reduktion der zulässigen Höchstgeschwindigkeit innerorts	gut/gut/geringer Ertrag
Infrastruktur, Strassenbeläge		unsicher/schwer/aufwendig

6.2 Rückhalt durch Massnahmen bei der Strassenentwässerung

6.2.1 Übersicht

Die vorhandene Literatur ist sich darin einig, dass sich der überwiegende Massenanteil des Reifenabriebs auf Partikel mit einem Durchmesser grösser als 10 µm verteilt. Daraus kann geschlossen werden, dass der überwiegende Anteil des Reifenabriebs aufgrund der grossen Sinkgeschwindigkeit innerhalb kurzer Zeit und in kurzer Distanz vom Entstehungsort auf die Strassenoberfläche oder den strassennahen Boden gelangt. Bei entsprechenden meteorologischen Bedingungen, insbesondere bei turbulenten Bedingungen, können auch Partikel mit der für Reifenabrieb typischen Grösse über längere Zeiten luftgetragen bleiben und so über grössere Distanzen verfrachtet werden. Dies trifft für frisch produzierten Reifenabrieb sowie für Reifenabrieb zu, der bereits auf versiegelten Oberflächen deponiert wurde und durch Wind, auch Fahrtwind von Fahrzeugen, wieder aufgewirbelt wird und von der Fahrbahn weggetragen wird.

Diese Prozesse sind, zusammen mit dem sich bei Regen bildenden Spritzwasser dafür verantwortlich, dass erstens nur ein Teil des Strassenabwassers mit einem Entwässerungssystem gefasst werden kann und zweitens, dass unabhängig davon ob über die Strassenschulter versickert wird oder nicht, die Strassenschultern belastet werden (Siehe Anhang 4.2 zur Verteilung).

Mehrheitlich ist die Strassenentwässerung mit einem Entwässerungssystem realisiert. Abhängig von der Art des Entwässerungssystems werden die im Strassenabwasser enthaltenen Schadstoffe unterschiedlich gut zurückgehalten. Beispielsweise ist der Rückhalt bei Direkteinleitungen im Bereich von 10 % bis 20 % und über 90 % bei SABA die mit Retentionsfilterbecken (Anhang A4.4).

Strassenabwasser muss heute vor der Versickerung in den Untergrund oder der Einleitung in Oberflächengewässer je nach Verkehrsbelastung und weiteren Kriterien gemäss unterschiedlichen Anforderungen behandelt werden. Zusammengefasst betreffen Massnahmen am Entwässerungssystem die Behandlungsart oder das Entwässerungssystem selbst wie beispielsweise die das Aufheben des Trennsystems hin zur Entwässerung über die Schulter (Tabelle 6). Zusätzlich möglich sind Massnahmen beim Unterhalt, wobei deren Wirkung unterschiedlich bewertet wird.

Tabelle 6: Übersicht von Massnahmen am Entwässerungssystem.

Massnahmen am Entwässerungssystem	Behandlungsart, Entwässerungssystem	Direkteinleitungen mit SABA ersetzen (Absetzbecken, bewachsene Sandfilter)
		Direkteinleitung ändern zur Versickerung über die Schulter
		Direkteinleitungen aufheben, Einleitung ins Mischsystem
		Mischsystem ändern in Trennsystem mit Behandlung
		Absetzbecken oder Ölabscheider mit bewachsenen Sandfiltern ersetzen
		Dezentrale Behandlung bei übrigen Strassen innerorts
	Unterhalt	Reinigung von Schlamm-sammlern erhöhen
		Strassenreinigung erhöhen

Sanierung der Strassenentwässerung

Massnahmen an der Strassenentwässerung sind bei einer Sanierung eines Strassenabschnitts möglich. Ausserorts sind Massnahmen einfacher umsetzbar als innerorts, da einerseits mehr Fläche zur Verfügung steht und andererseits weniger Infrastruktur vorhanden ist. So ist die Aufhebung von Direkteinleitungen zugunsten der Versickerung in der Strassenschulter oder der Behandlung in einer SABA einfacher umsetzbar als innerorts. Da Strassenschultern ohnehin durch Spritzwasser und Deposition von Partikeln belastet sind, ergeben sich keine zusätzlich belasteten Flächen (Trocmé et al. 2013). Eine zusätzliche Versickerung erhöht diese Belastung zwar, was hinsichtlich der Entsorgung von belastetem Material von Strassenschultern jedoch keine Änderung bewirkt. Da die Versickerung in Strassenschultern im Vergleich zu SABA zudem einen geringeren Unterhaltsaufwand bedingt, hat diese Entwässerungsart erste Priorität.

Innerorts ist eher die Sanierung einer Direkteinleitungen mit einer Behandlung mit einem Absetzbecken, der Einleitung ins Mischsystem oder mit einer dezentralen Behandlung möglich. Die Einleitung ins Mischsystem ist nur bei ausreichender Kapazität der Kanalisation und der ARA sinnvoll. Ansonsten nehmen die Mischwasserentlastungen zu, was die Wirkung des Gesamtsystems schmälert.

Bei Überlastung kann allenfalls das Mischsystems in ein Trennsystem umgewandelt werden. In diesem Fall sollte die Behandlung des Strassenabwassers mindestens mit einem Absetzbecken erfolgen, damit im Vergleich zum Mischsystem keine Verschlechterung des Rückhalts erfolgt. Bei solchen und auch bei den weitem in Tabelle 6 beschriebenen Massnahmen ist immer die gesamte örtliche Siedlungsentwässerung zu berücksichtigen, um verhältnismässige Lösungen zu finden.

Strassenabwasserbehandlung

Mit der Behandlung von Strassenabwasser gemäss dem Stand der Technik wird der Rückhalt von Schadstoffen im Strassenabwasser inklusive Reifenabrieb erhöht. Dazu werden bei der Sanierung der Entwässerung Direkteinleitungen oder Ölabscheider mit einem Absetzbecken oder mit einer SABA mit einem Retentionsfilterbecken ersetzt. Die dezentrale Behandlung mit schachtbasierten Systemen erhöht den Rückhalt etwa vergleichbar mit einem Absetzbecken. Schachtbasierte dezentrale Systeme benötigen einen sehr hohen Unterhaltsaufwand, sind daher sehr teuer und ermöglichen nur einen begrenzten

Rückhalt. Sie werden deshalb bei nicht HLS-Strassen eingesetzt, falls keine anderen Massnahmen verhältnismässig sind (Steiner et al. 2021).

Intensivierung des Unterhalts

Die Strassenreinigung kann Reifenabrieb von der Fahrbahn teilweise entfernen, was den Eintrag in das Entwässerungssystem herabsetzt (Barjenbruch et al. 2018). Dazu gibt es allerdings erst wenige Untersuchungen. Es wurden einige Studien zur Wirkung von Strassenreinigung auf die Aufwirbelung von feinem Strassenstaub (PM10) durchgeführt (Querol et al. 2018). Diese zeigen keine einheitlichen Resultate, aber die Abhängigkeiten von verschiedenen Faktoren wie klimatische Verhältnisse sowie Beschaffenheit des Strassenbelags. Vermutlich gelten vergleichbare Abhängigkeiten auch für Reifenabrieb.

6.2.2 Massnahmen zur Reduktion des Eintrags in Oberflächengewässer

Zur Abschätzung des potenziell möglichen Rückhalts von Reifenabrieb mit Massnahmen an der Strassenentwässerung werden drei Massnahmen in Betracht gezogen, welche in ihrer Summe einer weitgehenden Sanierung der Strassenentwässerung entsprechen (Tabelle 7). Diese Massnahmen sind anschliessend beschrieben. Die Details zur Reduktion befinden sich im Anhang 4.5.

Tabelle 7: Massnahmen zur Verminderung des Eintrags von Reifenabrieb in Gewässer. iO=innerorts, aO=ausserorts. RFB=Retentionsfilterbecken. HLS=Hochleistungsstrassen, ÖA=Ölabscheider. Änderungen in % zu heutigen Einträgen. Die Summe des produzierten Reifenabriebs beträgt 13'500 t pro Jahr.

Beschreibung der Massnahmen	HLS		übrige Strassen		Reduktion des Eintrags in Oberflächengewässer	
	aO	iO	aO	iO	Massnahme einzeln	Massnahme kumuliert
R1 Direkteinleitung sanieren mit Versickerung in Strassenschulter (aO)	10 %	0	10 %	0	6	6
R2 Innerorts Direkteinleitung sanieren mit Absetzbecken, alle ÖA mit Absetzbecken sanieren (HLS)	0	25 %	0	35 %	24	30
R3 ÖA sanieren zu Absetzbecken und SABA mit Retentionsfilter (aO, HLS) Direkteinleitungen sanieren mit SABA mit Retentionsfilter (aO, übrige Strassen)	30 % 22 %	25 %	100 %	35 %	31	61

R1 - Direkteinleitung sanieren mit Versickerung in der Strassenschulter

Die Entwässerung in die Strassenschulter hat zwar erste Priorität bei der Sanierung der Strassenentwässerung, kann jedoch aus diversen Gründen nicht überall umgesetzt werden. Schweizweit

liegt das theoretische Potential bei HLS bei etwa 30 % (Boivin et al. 2015). Das praktische Potential ist jedoch tiefer. Bei den übrigen Strassen ist dieser Anteil ausserorts möglicherweise höher.

Diese Massnahme sieht vor, ausserorts bei HLS und den übrigen Strassen 10 % der Direkteinleitungen mit der Versickerung in der Strassenschulter zu ersetzen (Tabelle 7).

- Diese Massnahme reduziert den Gesamteintrag in Oberflächengewässer um 6 %.

R2 - Direkteinleitung und Ölabscheider sanieren mit Absetzbecken

Diese Massnahme beschreibt zusätzliche Massnahmen innerorts. Dort ist der Bau von SABA mit Retentionsfilterbecken wegen fehlender Fläche nur begrenzt möglich. Deshalb sieht diese Massnahme vor, in Städten und Agglomerationen bei den nicht HLS-Strassen 35 % der Direkteinleitungen mit Absetzbecken zu sanieren, denn Absetzbecken können unterirdisch gebaut werden. Dies ist zwar kostenintensiv, entschärft aber den Konflikt mit dem Flächenbedarf, da die Fläche über unterirdischen Absetzbecken genutzt werden kann.

Bei Hochleistungsstrassen werden innerorts 25 % der Direkteinleitung zugunsten der Behandlung mit Absetzbecken aufgehoben. Ebenso werden alle Ölabscheider zu Absetzbecken gemäss dem Stand der Technik umgebaut.

- Diese Massnahme reduziert den Gesamteintrag um 24 % auf insgesamt 30 %.

R3 - Vermehrter Einsatz von SABA

Diese Massnahme fokussiert auf Massnahmen ausserorts. Bei Hochleistungsstrassen werden 22 % der Direkteinleitungen neu mit SABA behandelt, wodurch der Anteil Direkteinleitungen auf 5 % sinkt. Zusätzlich werden alle Ölabscheider zu Absetzbecken umgebaut, wovon 30 % mit einem bewachsenen Sandfilter ergänzt werden. Bei den übrigen Strassen werden ausserorts alle Direkteinleitungen aufgehoben und ebenfalls mit SABA mit bewachsenem Sandfilter behandelt. Zusammen mit den Massnahmen R1 und R2 wird mit dieser Massnahme ein weitgehender Ausbau der Entwässerungsnetze von Hochleistungsstrassen und der übrigen Strassen innerorts und ausserorts erreicht. Damit wird bezüglich Rückhalt von Reifenabrieb ein möglicher Endzustand beschrieben.

- Dieser Massnahme reduziert den Eintrag um 31 % und damit in der Summe mit R1 und R2 auf 61 %.

Als Massnahme alleine betrachtet erzielt R3 die höchste Wirkung, jedoch unter den gemachten weitreichenden Annahmen zur Sanierung der Strassenentwässerung ausserorts bei HLS und den übrigen Strassen.

6.2.3 Ergebnisse und Priorisierung

Mit den beschriebenen unterschiedlichen Massnahmen an der Strassenentwässerung könnte der Eintrag von Reifenabrieb in Oberflächengewässer bis zu 60 % reduziert werden. Die genannten Massnahmen bewegen sich jedoch im oberen Bereich des technisch Machbaren, indem beispielsweise das Potenzial der Versickerung über das Bankett in der Strassenschulter weitgehend ausgeschöpft oder Direkteinleitung zugunsten von Absetzbecken stark reduziert wurden.

Es ist deshalb realistisch, wenn von einer Gesamtreduktion des Eintrags von Reifenabrieb in Oberflächengewässer von maximal 50 % ausgegangen wird, denn Massnahmen an der Strassenentwässerung sind Grenzen gesetzt, sei es durch Flächenmangel oder durch begrenzte Möglichkeiten in dicht bebauten Siedlungen, wo bestehende Infrastruktur und Werkleitungen hindernd sind.

Ausserorts ist die Anpassung der Strassenentwässerung einfacher als innerorts, denn dort ist die Versickerung über die Schulter oder eine SABA mit Retentionsfilterbecken infolge der eher vorhandenen Fläche eher umsetzbar. Innerorts ist die Behandlung mit unterirdischen Absetzbecken oder mit der bezüglich Unterhalt kostenintensiven dezentralen Behandlung Fläche oft die einzige Alternative, jedoch mit begrenzter Rückhaltewirkung.

Zusammenfassend sind Massnahmen an der Strassenentwässerung hinsichtlich des Strassentyps wie folgt priorisiert:

1. Hochleistungsstrassen ausserorts vor Hochleistungsstrassen innerorts
2. Übrige Strassen innerorts vor übrigen Strassen ausserorts

Hinsichtlich der Anpassung der Entwässerung sind in erster Linie Direkteinleitungen und Ölabscheider aufzuheben und mit folgenden Entwässerungsarten beziehungsweise Behandlungstypen zu ersetzen. Dabei lauten die Prioritäten wie folgt:

1. Entwässerung über die Schulter
2. SABA mit Retentionsfilterbecken gemäss Stand der Technik
3. Absetzbecken gemäss Stand der Technik
4. Übrigen Strassen: Dezentrale Behandlung

Bei Hochleistungsstrassen ist die Sanierung der Entwässerung im Rahmen der UPlaNS vorgesehen. Bei den übrigen Strassen erfolgt die Sanierung im Rahmen von Bauprojekten. Bei konkreten Projekten sind zusätzlich zu diesen Priorisierungen die gesamte Entwässerungssituation inklusive der Oberflächengewässer und die Anforderungen an die Behandlung zu berücksichtigen. Innerorts sind es zusätzlich noch die Schnittstellen mit der Siedlungsentwässerung.

Mit Massnahmen an der Strassenentwässerung wird hauptsächlich der Eintrag von Reifenabrieb in die Oberflächengewässer reduziert. Nur mit Massnahmen, welche die Produktion von Reifenabrieb verringern, kann auch der Eintrag in Böden und eine weitergehende Reduktion des Eintrags in Oberflächengewässer erreicht werden.

7. Forschungsbedarf

Die erheblichen Wissenslücken und offene Punkte erschweren die Entwicklung effizienter Massnahmenpläne. Auf der einer Seite ist es notwendig das Umweltrisiko besser zu verstehen, welches von Reifenabrieb ausgeht. Auf der anderen Seite ist die Effizienz gewisser Massnahmen gründlich zu untersuchen, bevor sie umgesetzt werden sollten.

Eine hohe Priorität hat eine zuverlässige und international abgestützte und standardisierte Messmethode zur Quantifizierung von Reifenabrieb. Eine solche Messmethode soll überschaubaren Aufwand haben und gleichzeitig repräsentative Resultate für den Abrieb bei "typischen" Fahrbedingungen liefern. Ausserdem ist es notwendig, dass eine Methode zur Gewinnung von repräsentativem und reproduzierbarem Reifenabrieb für weitere Untersuchungen zur Verfügung steht. Erst damit können exakte Erkenntnisse bezüglich folgender Punkte gewonnen werden:

- Morphologie, Struktur und Zusammensetzung der Reifenpartikel
- Anzahl- und Grössenverteilungen der Reifenpartikel
- Unterschiede zwischen verschiedenen Reifenmodellen und Fabrikaten

Diese Punkte können in Abhängigkeit von verschiedenen Fahr- und Umgebungsparametern dargestellt werden. Im Anschluss sollte basierend auf dieser Messmethode die Bildung von Reifenabriebpartikeln untersucht und besser verstanden werden. Von grosser Bedeutung wären Korrelationen des freigesetzten Reifenabriebs mit den Fahr- und Umgebungsparametern. Erst dann könnten verlässlich Simulationen aufgebaut werden, die in der Lage wären, den Einfluss der in diesem Bericht diskutierten Massnahmen besser zu quantifizieren.

Ein Grund für fehlende experimentelle Untersuchungen zu den Stoffflüssen von Reifenabrieb in der Umwelt sind analytische Schwierigkeiten. Es gibt derzeit keine standardisierten Messverfahren zur Bestimmung von Reifenabrieb in Umweltproben. Die heute in der Wissenschaft angewendeten Messverfahren basieren zu einem grossen Teil auf der Bestimmung von charakteristischen Tracer-Verbindungen im Reifenabrieb. Allerdings fehlen Referenzmaterialien für Reifenabrieb, welche für eine Kalibration der Messverfahren notwendig wären. Dadurch weisen die vorhandenen Messverfahren erhebliche Messunsicherheiten auf, zudem ist die Vergleichbarkeit von Messungen aus verschiedenen Labors nicht gewährleistet. Bei der Erarbeitung und Standardisierung von Messverfahren von Reifenabrieb in Umweltproben, sowie bei der Herstellung von zugehörigen Referenzmaterialien besteht daher ein grosser Forschungsbedarf.

Im Bereich der Ökotoxikologie von Reifenabrieb besteht Forschungsbedarf darin, dass für viele Inhaltsstoffe von Reifen keine Daten verfügbar sind, bzw. dass die chemische Zusammensetzung des Reifenmaterials proprietär ist und daher unbekannt ist, welche Stoffe tatsächlich und in welchen Mengen in den Reifen enthalten sind. Ein wichtiger Punkt ist auch die Unterscheidung zwischen der Toxizität der Partikel und der daraus gelösten Stoffe (Leachate). Ausserdem fehlen noch ausreichend Experimente, die reale ökotoxikologische Bedingungen und Konzentrationen abbilden und zur Berechnung des PNEC, der predicted no effect concentration, verwendet werden können.

Das quantitative Verständnis der Verteilung des produzierten Reifenabriebs und dessen Eintrag in die Umwelt ist heute unvollständig. Beispielsweise ist die Menge Reifenabrieb, die über die Luft verteilt und

in die Umwelt eingetragen wird, bis heute kaum untersucht. Es gibt keine auf Messungen basierenden Abschätzungen des gesamten Eintrags von Reifenabrieb in die Umwelt fernab von Strassen. Die heutigen Abschätzungen, wie sie auch in diesem Bericht beschrieben werden, basieren aufgrund von fehlenden experimentellen Daten weitgehend auf vereinfachten und nicht überprüfbaren Annahmen. Damit fehlen heute wichtige Grundlagen für die Beurteilung möglicher Risiken von Reifenabrieb in der Umwelt.

Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht in Systemen, die in der Lage sind, direkt am Fahrzeug den Reifenabrieb zurückzuhalten. Wie im Abschnitt 6.1 erläutert, sind solche Systeme erst in der Konzeptphase. Sie haben aber ein starkes Potential eine sehr effektive und kostengünstige Lösung zu sein. Die Partikel-behaftete Strömung im Nachlauf der Reifen ist zunächst zu simulieren um besser die Verwirbelung und die Trajektorien von Reifenabrieb zu verstehen. Sollte ein erheblicher Anteil von ihnen zuerst auf der Fahrzeugkarosserie (Radkasten, Unterboden) auftreffen, so erscheint die Konzipierung einer Absaug- und Filtereinrichtung als machbar. Denkbar ist auch eine geeignete Luftführung vor dem Rad, so dass der Abrieb in einer gewünschten Richtung gelenkt und leichter aufgefangen werden kann. Zudem sollte hierfür der Einfluss von diversen fahrzeug-, fahrt- und umgebungsspezifischen Parametern berücksichtigt werden.

8. Schlussfolgerungen

Das Postulat [Po. Schneider Schüttel \(19.3559\)](#) «Reifenabrieb als grösste Quelle von Mikroplastik. Massnahmen zur Verminderung» beauftragt den Bundesrat «*Bericht zu erstatten, mit welchen Massnahmen und Mitteln der Eintrag von Reifenabrieb in Strassenbankette oder in Gewässer vermindert bzw. der Rückhalt von dieser Mikroplastik erhöht werden kann. Welche Studien und Abklärungen sind dazu gegebenfalls noch notwendig?*»

Zur Erstellung dieses Berichtes wurde die aktuelle wissenschaftliche Literatur zum Thema Reifenabrieb berücksichtigt. Auffallend ist, dass nur eine sehr begrenzte Anzahl von Studien zur Produktion und Freisetzung von Reifenabrieb auf eigenen experimentellen Daten basiert. Die wenigen Studien mit experimentellen Daten zum Abrieb von Reifen sind vorwiegend aus den 1970er bis 1990er Jahren. Experimentelle Daten zum Abriebverhalten von aktuellen Reifentypen sind in der wissenschaftlichen Literatur nicht verfügbar. Die neueren Studien zu Emissionsabschätzungen sowie die Materialflussanalysen von Reifenabrieb beziehen sich daher immer noch auf die Resultate dieser älteren Studien und sind mit entsprechend grossen Unsicherheiten behaftet.

Die Erkenntnisse aus der Literaturstudie und den vorangegangenen Abschnitten werden im Folgenden zusammengefasst.

Exposition:

- Die in die Umwelt freigesetzte Menge von Reifenabrieb ist sehr gross, in der Grössenordnung von rund 10'000 t / Jahr oder im Mittel 1.4 ± 0.4 kg pro Einwohner und Jahr (in CH)
- Reifenabrieb macht den grössten Anteil des in die Umwelt freigesetzten Mikroplastiks aus
- der grösste Teil des Reifenabriebs wird auf Böden im Bereich bis etwa 30 m Entfernung von Strassen abgelagert
- ein Teil des Reifenabriebs gelangt in die Gewässer
- Reifenabrieb kann wie anderer Mikroplastik in Umweltproben von entlegenen Standorten nachgewiesen werden. Dies weist auf grossräumigen atmosphärischen Transport hin, der Anteil des über die Luft in strassenferne Gebiete transportierten Reifenabriebs ist heute praktisch nicht untersucht und weitgehend unbekannt.
- Reifenabrieb ist ein Bestandteil von lungengängigem Feinstaub (PM10), der Anteil an PM10 ist jedoch klein (ca. 5% an verkehrsbelasteten und ca. 1% an nicht direkt verkehrsbelasteten Standorten).
- der dominierende Massenanteil von Reifenabrieb verteilt sich auf Partikel die zu gross sind, um tief in die Atemwege gelangen zu können.
- Hochleistungsstrassen machen den grössten Anteil an der Produktion von Reifenabrieb (in der Grössenordnung von 60 %) aus.

Trotz dieser Feststellungen bleiben viele Aspekte des Transportes von Reifenabrieb in die Umwelt unklar.

Effekte:

- Der toxische Effekt von Reifenabrieb auf Umweltorganismen hängt hauptsächlich von der Reifenzusammensetzung ab
- der als Füllstoff verwendete Russ kann toxikologisch problematisch sein
- Deutlich toxischer als die Partikel an sich sind die in geringen Mengen vorkommenden Zusatzstoffe und Vulkanisationsbeschleuniger (insgesamt < 5% des Reifengewichts)
- Zur Aufnahme über die Nahrungskette liegen nach heutigem Stand des Wissens keine Studien vor

Umweltrisiken:

Die bis jetzt veröffentlichten Studien lassen noch keine eindeutigen Schlüsse zu, ob mit Gefahren für die aquatische und terrestrische Umwelt und ihre Organismen gerechnet werden muss. Für eine abschliessende Bewertung fehlen vor allem Experimente, die unter realen Bedingungen die Toxizität bestimmen.

Reduktion von Reifenabrieb:

Gemäss dem Vorsorgeprinzip sowie in Anbetracht der möglichen Umweltrisiken und der Anreicherung von Reifenabrieb in der Umwelt sind Massnahmen zur Reduktion der Produktion und Freisetzung von Reifenabrieb angebracht.

Bildung von Reifenabrieb:

Grundsätzlich gilt für Fahrzeuge, dass

- geringeres Fahrzeuggewicht,
- geringere Leistung und
- schmalere Reifen (aus den für ein Fahrzeug zugelassenen Dimensionen),

die Bildung von Reifenabrieb reduzieren. Zudem sind der richtige Reifendruck und die richtige Einstellung der Achsgeometrie von grosser Bedeutung.

Damit eine Verminderung der Bildung und Freisetzung von Reifenabrieb erzielt werden kann braucht es auf internationaler Ebene folgende Schritte:

Standardisierte Messmethode zur reproduzierbaren Quantifizierung von Reifenabrieb

Es gibt derzeit keine standardisierte Messmethode zur Quantifizierung der Produktion und Freisetzung von Reifenabrieb. Hier braucht es international anerkannte und normierte Methoden, sowohl im realen Verkehr als auch in Labortests. Erst mit einer standardisierten Messmethode können zuverlässige Vergleiche zwischen verschiedenen Produkten durchgeführt, Grenzwerte definiert und die Wirkung von Massnahmen beurteilt werden.

Entwicklung von abriebärmeren Reifen

Die Einführung von Grenzwerten für die maximale produzierte Menge von Reifenabrieb pro zurückgelegter Strecke würde zu Produkten mit verbesserten Abriebeigenschaften führen. In diesem Bereich ist einiger Fortschritt zu erwarten, da bis heute keine einheitliche Quantifizierung möglich war.

Rückhalt des Reifenabriebs am Fahrzeug

Gezieltes absaugen der Luft hinter den Reifen hätte das Potenzial einen grossen Anteil des Reifenabriebs in geeigneten Filtermodulen zurückzuhalten. Erste Konzepte sind im akademischen Bereich in Diskussion. Eine serienreife Lösung ist eher mittelfristig zu erwarten.

Diese Entwicklungen müssen international koordiniert werden. Eine Einführung nur für den relativ kleinen Schweizer Markt würde sehr teuer ausfallen.

Kurzfristig können in der Schweiz fahrspezifische Massnahmen eine Reduktion der Freisetzung von Reifenabrieb bewirken. Die Wirksamkeit folgender Massnahmen wäre genauer zu überprüfen:

- Eco-drive
- Reduktion der zulässigen Höchstgeschwindigkeit.

Rückhalt durch die Sanierung der Strassenentwässerung

Die Sanierung der Entwässerungen von Hochleistungsstrassen erfolgt im Rahmen der UPlanNS, also nur bei grössere Instandstellungsarbeiten. Bei Hochleistungsstrassen ist es innerorts infolge der beschränkt zu Verfügung stehenden Fläche wichtig, Direkteinleitungen mindestens mit Absetzbecken gemäss dem Stand der Technik zu sanieren. Ausserorts sind Direkteinleitungen und Ölabscheider prioritär mit der Entwässerung über der Schulter, dem Einsatz von SABA mit Retentionsfilterbecken oder mit Absetzbecken zu sanieren.

Auch bei den übrigen Strassen sind Massnahmen am Entwässerungssystem im Rahmen von Bauprojekten umsetzbar. Ausserorts sollte wie bei den HLS das Strassenabwasser über die Schulter entwässert oder mit SABA mit Retentionsfilterbecken behandelt werden. Innerorts wird dies, wie bei HLS, durch die begrenzte Fläche oft verunmöglicht, weshalb nur Absetzbecken gemäss dem Stand der Technik eingesetzt werden können. Bei nicht HLS-Strassen kann das Strassenabwasser dezentral behandelt werden, was jedoch nur einen begrenzten Rückhalt bei sehr hohen Unterhaltskosten bewirkt.

Gesamthaft betrachtet ist mit unterschiedlichen Massnahmen an der Strassenentwässerung eine Reduktion des Eintrags von Reifenabrieb in Oberflächengewässer von höchstens 50 % realistisch. Dazu notwendig ist die Sanierung der Entwässerung der Hochleistungsstrassen ausserorts und innerorts und der übrigen Strassen, vor allem innerorts. Die Sanierung der Strassenentwässerung ist seit einigen Jahren im Gang und kann entsprechend fortgesetzt werden. Gleichzeitig wird dadurch die Gewässerbelastung durch andere, im Strassenabwasser enthaltene Schadstoffe, reduziert.

9. Referenzen

ADAC, 2021. Tire wear particles in the environment. ADAC e.V. Munich, Germany. URL: https://assets.adac.de/image/upload/v1639663105/ADAC-eV/KOR/Text/PDF/Tyre_wear_particles_in_the_environment_zkmd3a.pdf

Allen S, Allen D, Phoenix VR, Le Roux G, Durántez Jiménez P, Simonneau A, et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience* 2019; 12: 339-344. doi: 10.1038/s41561-019-0335-5.

ASTRA, 2021. VERKEHRSENTWICKLUNG UND VERKEHRSFUSS 2020. Ausgabe 2020, V1.02.

Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Kochleus, C., Stock, F., Reifferscheid, G., 2021. Tyre and road wear particles - A calculation of generation, transport and release to water and soil with special regard to German roads. *Sci. Total Environ.* 752, 141939. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141939.

Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Stock, F., Reifferscheid, G., 2020. Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. *Sci. Total Environ.* 733, 137823. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137823.

BAFU. Die unsichtbare Gefahr - Der Einsatz für saubere und gesunde Luft ist eine Daueraufgabe. die umwelt. 01/2021. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, 2021a.

BAFU. Nationales Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe NABEL. Messergebnisse 2020. Bundesamt für Umwelt BAFU und Empa, Bern, 2021b.

Barjenbruch M., Venghaus D., 2018. Reifenabrieb in der Umwelt (RAU). Schlusspräsentation 2018.

Bertling, J., Bertling, R., Hamann, L., 2018. Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie. Technical Report June. Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik. Oberhausen, Germany. URL: <https://www.umsicht.fraunhofer.de/content/dam/umsicht/de/dokumente/publikationen/2018/kunststoffe-id-umwelt-konsortialstudie-mikroplastik.pdf>, doi: 10.24406/UMSICHT-N-497117.

Blättler R 2017. Entwicklung der PKW-Reifen-Lärm-Emissionen bei abgefahrenen Sommer-, und Winterreifen (15'000 km), Touring Club Schweiz im Auftrag vom Bundesamt für Umwelt BAFU.

Boivin P., Duboi A., Gondret K., 2015, Versickerungspotenzial für das Strassenabwasser entlang der Böschungen der Nationalstrassen, Dokumentation ASTRA 88011 V1.20.

Bundesamt für Energie BFE. Brancheninfo 05/2021 – Neue Reifenetikette. <https://www.bfe.admin.ch/bfe/de/home/effizienz/mobilitaet/reifen.html>. 2021.

Braess H.-H., Seiffert U. Vieweg Handbuch Kraftfahrzeugtechnik, 7. Auflage 2013.

van den Brink, R.M.M., 1996. Deeltjesemissie door wegverkeer - emissiefactoren, deeltjesgrootteverdeling en chemische samenstelling. Technical Report. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Bilthoven, the Netherlands. Cadle, S.H., Williams, R.L., 1980. Environmental Degradation of Tire-Wear Particles. *Rubber Chem. Technol.* 53, 903–914. doi: 10.5254/1.3535066.

Brinkmann, M., Montgomery, D., Selinger, S., Miller, J., Stock, E., Alcaraz, A. J., Challis, J., Weber, L., Janz, D., Hecker, M., Wiseman, S., 2022. Acute Toxicity of the Tire Rubber-Derived Chemical 6PPD-quinone to Four Fishes of Commercial, Cultural, and Ecological Importance. *Environmental Science and Technology Letters* 9, 333-338. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.2c00050>

Dall'Osto M, Beddows DCS, Gietl JK, Olatunbosun OA, Yang X, Harrison RM. Characteristics of tyre dust in polluted air: Studies by single particle mass spectrometry (ATOFMS). *Atmospheric Environment* 2014; 94: 224-230. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.026>.

Capolupo, M., Gunaalan, K., Booth, A.M., Sørensen, L., Valbonesi, P., Fabbri, E., 2021. The sub-lethal impact of plastic and tire rubber leachates on the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Environ. Pollut.* 283, 117081. doi: 10.1016/j.envpol.2021.117081.

Cascado, C., Wildi, M., Ferrari, Benoit J.D., Werner, I. 2021. Strategie zur Bewertung der Sedimentqualität in der Schweiz. Studie im Auftrag des BAFU, Oekotoxzentrum Dezember 2021.

Chibwe, L., Parrott, J.L., Shires, K., Khan, H., Clarence, S., Lavalley, C., Sullivan, C., O'Brien, A.M., De Silva, A.O., Muir, D.C., Rochman, C.M., 2021. A Deep Dive into the Complex Chemical Mixture and Toxicity of Tire Wear Particle Leachate in Fathead Minnow. *Environ. Toxicol. Chem.* pp 1-10. doi: 10.1002/etc.5140.

Committee for Risk Assessment (RAC), Committee for Socioeconomic Analysis (SEAC), 2020. Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on intentionally-added microplastics. Technical Report June. ECHA/RAC/RES-O-0000006790-71-01/F 11. URL: [https://echa.europa.eu/documents/10162/fa20d0e0-83fc-489a-9ee9-01a68383e3c0%0Afile:///C:/Users/gonzalos/Documents/Literature/ECHA-2018-CommitteeforRiskAssessment\(RAC\)CommitteeforSocio-economicAnalysis\(SEAC\)Backgrounddocument.pdf](https://echa.europa.eu/documents/10162/fa20d0e0-83fc-489a-9ee9-01a68383e3c0%0Afile:///C:/Users/gonzalos/Documents/Literature/ECHA-2018-CommitteeforRiskAssessment(RAC)CommitteeforSocio-economicAnalysis(SEAC)Backgrounddocument.pdf).

Dannis, M.L., 1974. Rubber dust from the normal wear of tires. *Rubber Chem. Technol.* 47, 1011– 037.

DELTA RES, TNO, 2016. Emissieschattingen Diffuse Bronnen Emissieregistratie - Bandenslijtage wegverkeer. Technical Report. DELTA RES and TNO. Netherland. URL: <http://www.emissieregistratie.nl/ERPUBLIEK/documenten/Water/Factsheets/Nederlands/Bandenslijtage wegverkeer.pdf>.

Dröge, R. et al. 2019. MICROPROOF - Micropollutants in Road RunOff, Final Report: Sources, fate and treatment of microplastics and organic micropollutants from road transport, CEDR Call 2016.

Eisentraut, P., Dümichen, E., Ruhl, A.S., Jekel, M., Albrecht, M., Gehde, M., et al., 2018. Two birds with one stone—fast and simultaneous analysis of microplastics: microparticles derived from thermoplastics and tire wear. *Environm. Sci. Tech. Let.* 5, 608–613.

Evans, J.J., 1997. Rubber Tire Leachates in the Aquatic Environment, in: Ware, G.W. (Ed.), *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* vol 151 Ed.. Springer, New York, USA, pp. 67–116. doi: 10.1007/978-1-4612-1958-3_3.

Fausser, P., Tjell, J.C., Mosbaek, H., Pilegaard, K., 1999. Quantification of Tire-Tread Particles Using Extractable Organic Zinc as Tracer. *Rubber Chem. Technol.* 72, 969–977. doi: 10.5254/1.3538846.

Federal Statistical Office Switzerland, 2021. Fahrzeuge und Transportmittelbestände des Personenverkehrs. URL: <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/mobilitaet-verkehr/verkehrsinfrastrukturfahrzeuge/fahrzeuge.assetdetail.15384930.html>.

Gebbe, Hartung, Berthold, 1997. Quantifizierung des Reifenabriebs von Kraftfahrzeugen in Berlin - Teil II: Endbericht. Technical Report. Institut für Straßen- und Schienenverkehr ISS - Fahrzeugtechnik, Technische Universität Berlin. Berlin, Germany.

Goßmann, I., Halbach, M., Scholz-Böttcher, B.M., 2021. Car and truck tire wear particles in complex environmental samples – A quantitative comparison with “traditional” microplastic polymer mass loads. *Sci. Total Environ.* 773, 145667. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145667.

Grigoratos, T., Martini, G., 2014. Brake wear particle Emissions: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 2491-2504

Gualtieri, M., Andrioletti, M., Mantecca, P., Vismara, C., Camatini, M., 2005. Impact of tire debris on in vitro and in vivo systems. *Part. Fibre Toxicol.* 2005 21 2, 1–14. doi: 10.1186/1743-8977-2-1.

Gustafsson M, Blomqvist G, Gudmundsson A, Dahl A, Swietlicki E, Bohgard M, et al. Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. *Science of The Total Environment* 2008; 393: 226-240. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.12.030>.

Gewässerschutzverordnung (GSchV), Stand 1. Juni 2018. SR 814.201

Hann, S., Kershaw, P., Sherrington, C., Bapasola, A., Jamieson, O., Cole, G., Molly Hickman, 2018. Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products. Technical Report. DG Environment of the European Commission. London.

Hartmann, N.B., Hüffer, T., Thompson, R.C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A.E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M.P., Hess, M.C., Ivleva, N.P., Lusher, A.L., Wagner, M., 2019. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environ. Sci. Technol.* 53, 1039– 1047. doi: 10.1021/acs.est.8b05297.

Harrison RM, Allan J, Carruthers D, Heal MR, Lewis AC, Marner B, et al. Non-exhaust vehicle emissions of particulate matter and VOC from road traffic: A review. *Atmospheric Environment* 2021; 262: 118592. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118592>.

HBEFA 4.2 Handbook Emission Factors for Road Transport, [HBEFA - Handbook Emission Factors for Road Transport](#), 2022

Hiki, K., Asahina, K., Kato, K., Yamagishi, T., Omagari, R., Iwasaki, Y., Watanabe, H., Yamamoto, H., 2021. Acute Toxicity of a Tire Rubber-Derived Chemical, 6PPD Quinone, to Freshwater Fish and Crustacean Species. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 8, 779-784. doi: 10.1021/acs.estlett.1c00453.

Hillenbrand, T., Toussaint, D., Böhm, E., Fuchs, S., Scherer, U., Rudolphi, A., Hoffmann, M., KreiBig, J., Kotz, C., 2005. Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Technical Report. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung. Karlsruhe, Germany. URL: <https://www.osti.gov/etdweb/servlets/purl/21097529>.

Intervista, 2021. Mobilitäts-Monitoring COVID-19. Im Auftrag von: Statistisches Amt des Kantons Zürich, Swiss National COVID-19 Science Task Force, KOF Konjunkturforschungsstelle der ETH Zürich. Bericht 6.7.2021.

Jenk, H., BAFU, personal communication, 2022

Karlsson, H., Lindbom, J., Ghafouri, B., Lindahl, M., Tagesson, C., Gustafsson, M., Ljungman, A.G., 2011. Wear Particles from Studded Tires and Granite Pavement Induce Pro-inflammatory Alterations in Human Monocyte-Derived Macrophages: A Proteomic Study. *Chem. Res. Toxicol.* 24, 45–53. doi: 10.1021/tx100281f.

Kawecki, D., Nowack, B., 2019. Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics. *Environ. Sci. Technol.* 53, 9664–9676. doi: 10.1021/acs.est.9b02900.

Kayhanian, M., Stransky, C., Bay, S., Lau, S.L., Stenstrom, M.K., 2008. Toxicity of urban highway runoff with respect to storm duration. *Sci. Total Environ.* 389, 386–406. doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2007.08.052.

Klockner, 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* 222, 714–721. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.01.176.

Knight LJ, Parker-Jurd FNF, Al-Sid-Cheikh M, Thompson RC. Tyre wear particles: an abundant yet widely unreported microplastic? *Environmental Science and Pollution Research* 2020; 27: 18345-18354. doi: 10.1007/s11356-020-08187-4.

Kocher, B., Brose, S., Feix, J., Görg, C., Peters, A., Schenker, K., 2010. Stoffeinträge in den Straßenseitenraum – Reifenabrieb. Technical Report. Bundesanstalt für Straßenwesen. Bergisch Gladbach, Germany.

Kole, P.J., Löhr, A., Ragas, A., 2015. Autobandenslijtstof: een verwaarloosde bron van microplastics? *Tijdschr. Milieu - Doss.* 5, 39–41.

Kole, P.J., Löhr, A.J., Van Belleghem, F., Ragas, A., 2017. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14, 1265. doi: 10.3390/ijerph14101265.

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. *Inhal. Toxicol.* 24, 907–917. doi: 10.3109/08958378.2012.730071.

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. *Sci. Total Environ.* 408, 652–659. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.10.016.

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. Technical Report. The Danish Environmental Protection Agency. Copenhagen.

Leifheit, E.F., Kissener, H.L., Faltin, E., Ryo, M., Rillig, M.C., 2021. Tire abrasion particles negatively affect plant growth even at low concentrations and alter soil biogeochemical cycling. *Soil Ecol. Lett.* , pp 1–7. doi: 10.1007/s42832-021-0114-2.

Lindbom, J., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Dahl, A., Gudmundsson, A., Swietlicki, E., Ljungman, A.G., 2006. Exposure to Wear Particles Generated from Studded Tires and Pavement Induces Inflammatory Cytokine Release from Human Macrophages. *Chem. Res. Toxicol.* 19, 521–530. doi: 10.1021/tx0503101.

Luhana, L., Sokhi, R., Warner, L., Mao, H., Boulter, P., McCrae, I., Wright, J., Osborn, D., 2004. Measurement of non-exhaust particulate matter. Technical Report. European Commission. UK.

Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hulten, J., Olshammar, M., Stadmark, J., Voisin, A., 2016. Swedish source and pathways for microplastics to the marine environment - A review of existing data. Technical Report. Swedish Environmental Research Institute. Stockholm, Sweden. arXiv:arXiv:1011.1669v3.

Mani, T., Primpke, S., Lorenz, C., Gerdt, G., Burkhardt-Holm, P., 2019. Microplastic Pollution in Benthic Midstream Sediments of the Rhine River. *Environ. Sci. Technol.* 53, 6053–6062. doi: 10.1021/acs.est.9b01363.

Mennekes, D. und Nowack, B., 2022. Tire wear particle emissions: Measurement data where are you?. *Science of The Total Environment* 830, 154655, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.154655

Newman, S.E., Panter, K.L., Roll, M.J., Miller, R.O., 1997. Growth and Nutrition of Geraniums Grown in Media Developed From Waste Tire Components. *HortScience* 32, 674–676. doi: 10.21273/HORTSCI.32.4.674.

Reducing the Release of Microplastic from Tire Wear: Nordic Efforts. SSN 2311-0562 <http://dx.doi.org/10.6027/NA2020-909>.

OECD (2021), Policies to Reduce Microplastics Pollution in Water: Focus on Textiles and Tyres, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/7ec7e5ef-en>.

Panko J, Kreider M, Unice K. Chapter 7 - Review of Tire Wear Emissions: A Review of Tire Emission Measurement Studies: Identification of Gaps and Future Needs. In: Amato F, editor. *Non-Exhaust Emissions*. Academic Press, 2018, pp. 147-160.

Panko JM, Chu J, Kreider ML, Unice KM. Measurement of airborne concentrations of tire and road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States. *Atmospheric Environment* 2013; 72: 192-199. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.040>.

Panko JM, Hitchcock KM, Fuller GW, Green D. Evaluation of Tire Wear Contribution to PM2.5 in Urban Environments. *Atmosphere*. 10, 2019, pp. 99.

Parker-Jurd FNF, Napper IE, Abbott GD, Hann S, Thompson RC. Quantifying the release of tyre wear particles to the marine environment via multiple pathways. *Marine Pollution Bulletin* 2021; 172: 112897. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112897>.

Prenner, S., Allesch, A., Staudner, M., Rexeis, M., Schwingshackl, M., Huber-Humer, M., Part, F., 2021. Static modelling of the material flows of micro- and nanoplastic particles caused by the use of vehicle tyres. *Environ. Pollut.* 290, 118102. doi: 10.1016/j.envpol.2021.118102.

Querol X, Amato F., Robusté F., Holman C., Harrison R.M. Chapter 11 – Non-technical Measures on Road Traffic to Abate Urban Air Pollution. In: Amato F, editor. Non-Exhaust Emissions. Academic Press, 2018, pp. 229-260.

Rausch J, Jaramillo-Vogel D, Perseguers S, Schnidrig N, Grobéty B, Yajan P. Automated identification and quantification of tire wear particles (TWP) in airborne dust: SEM/EDX single particle analysis coupled to a machine learning classifier. *Science of The Total Environment* 2022; 803: 149832. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149832>.

Ryberg, M.W., Hauschild, M.Z., Wang, F., Averous-Monnelly, S., Laurent, A., 2019. Global environmental losses of plastics across their value chains. *Resour. Conserv. Recycl.* 151, 104459. doi: 10.1016/j.resconrec.2019.104459.

Saito, T., 1989. Determination of styrene-butadiene and isoprene tire tread rubbers in piled particulate matter. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 15, 227–235. doi: 10.1016/0165-2370(89)85036-3.

Schulz, M., 1987. Wirkung von Gummimehl auf *Phaseolus vulgaris*. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenk.* 150, 37–41. doi: 10.1002/jpln.19871500108.

Seinfeld JH, Pandis SN. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. New York: John Wiley & Sons, 2006.

Sieber, R., Kawecki, D., Nowack, B., 2020. Dynamic probabilistic material flow analysis of rubber release from tires into the environment. *Environ. Pollut.* 258, 113573. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113573.

Steiner, M., Langbein, S. und Boller, M. 2006. Untersuchung der Versickerung von Strassenabwasser über Strassenrandstreifen an einer bestehenden Strasse. Bericht, eawag, BFH, GSA, BAFU und ASTRA.

Steiner, M., Hermann, F., und Brodmann, R. 2020. Mikroplastik: Eintrag von Reifenabrieb in Oberflächengewässer. Schlussbericht, im Auftrag des BAFU, Version 1.1.

Steiner, M., Burch, P., Goosse, P., Osterwalder, W., Brodmann, R., Scheiwiller, E., Fischer, P. 2021. Strassenabwasser – Behandlungsverfahren: Stand der Technik. Dokumentation ASTRA 88002, ASTRA und BAFU, Version 2.0.

Steiner, M. und Hermann, F. 2022. Priorisierung von Massnahmen zur Reduktion des Eintrags von Reifenabrieb in Oberflächengewässer. Im Auftrag des BAFU (in preparation).

SOENECS (2021) Invisible ocean pollutants from our roads. <https://www.suez.co.uk/en-gb/news/press-releases/-/media/8eafa3fb5cf3446aa34f6e5d8f88ed2b.ashx>

Sommer F, Dietze V, Baum A, Sauer J, Gilge S, Maschowski C, et al. Tire Abrasion as a Major Source of Microplastics in the Environment. *Aerosol and Air Quality Research* 2018; 18: 2014-2028. 10.4209/aaqr.2018.03.0099.

Sundt, P., Schultze, P.E., Syversen, F., 2014. Sources of microplastic- pollution to the marine environment. Technical Report. mepex. Norway.

TCS, 2021, TCS_Präsentation_Expertenworkshop_Reifenabrieb_4.11.2021

Tian, Z., Zhao, H., Peter, K.T., Gonzalez, M., Wetzels, J., Wu, C., Hu, X., Prat, J., Mudrock, E., Hettinger, R., Cortina, A.E., Biswas, R.G., Kock, F.V.C., Soong, R., Jenne, A., Du, B., Hou, F., He, H., Lundeen, R., Gilbreath, A., Sutton, R., Scholz, N.L., Davis, J.W., Dodd, M.C., Simpson, A., McIntyre, J.K., Kolodziej, E.P., 2021. A ubiquitous tire rubber-derived chemical induces acute mortality in coho salmon. *Science* (80-). 371, 185–189. doi: 10.1126/science.abd6951.

Trocmé, M., Brodmann, R., Gutmann, M., Boivin, P., Kaufmann, P. 2013. Strassenabwasserbehandlung an Nationalstrassen. Richtlinie ASTRA 18005, V1.3.

Uder, H.P., 1995. Altgummi-Verwertung. *KGK Kautschuk Gummi Kunststoffe* 48, 909–912.

Umweltbundesamt, 2019. Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden. Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmassnahmen. Texte Umweltbundesamt, 19/05.

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. *Environ. Sci. Technol.* 47, 8138–8147. doi: 10.1021/es400871j.

Unice, K.M., Weeber, M.P., Abramson, M.M., Reid, R.C., van Gils, J.A., Markus, A.A., Vethaak, A.D., Panko, J.M., 2019. 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. *Sci. Total Environ.* 646, 1639–1649. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.368.

United Nations Economic Commission for Europe, 2014. Particulate Matter Emissions by Tyres. Technical Report. Informal Document GRPE-65-20. URL: <https://unece.org/fileadmin/DAM/trans/doc/2013/wp29grpe/GRPE-65-20e.pdf>.

van der Does M, Knippertz P, Zschenderlein P, Giles Harrison R, Stuut J-BW. The mysterious long-range transport of giant mineral dust particles. *Science Advances* 2018; 4: eaau2768. 10.1126/sciadv.aau2768.

van der Does M, Korte LF, Munday CI, Brummer GJA, Stuut JBW. Particle size traces modern Saharan dust transport and deposition across the equatorial North Atlantic. *Atmos. Chem. Phys.* 2016; 16: 13697-13710. 10.5194/acp-16-13697-2016.

VSS/ASTRA. 2021. Optimierung einer Nachrüsteinheit für Strassenabläufe (Schlammsammler). Forschungsprojekt VSS 2017/225 auf Antrag des Verbands der Strassen- und Verkehrsfachleute (VSS).

Verschuur, A., de Poorter, L., Dröge, R., Kuenen, J., de Valk, E., 2016. Emission of microplastics and potential mitigation measures. Technical Report. National Institute for Public Health and the Environment. Bilthoven, the Netherlands.

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 Res.* 139, 83–100. doi: 10.1016/j.watres.2018.03.051.

Wang, T., Li, B., Zou, X., Wang, Y., Li, Y., Xu, Y., Mao, L., Zhang, C., Yu, W., 2019. Emission of primary microplastics in mainland China: Invisible but not negligible. *Water Res.* 162, 214–224. doi: 10.1016/j.watres.2019.06.042.

Wik, A., 2007. Toxic components leaching from tire rubber. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 79, 114–119. doi: 10.1007/s00128-007-9145-3.

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. doi: 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. doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.12.045.

Wik, A., Dave, G., 2009. Occurrence and effects of tire wear particles in the environment – A critical review and an initial risk assessment. *Environ. Pollut.* 157, 1–11. doi: 10.1016/j.envpol.2008.09.028.

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. Soil Pollut.* 194, 301–314. doi: 10.1007/s11270-008-9718-8.

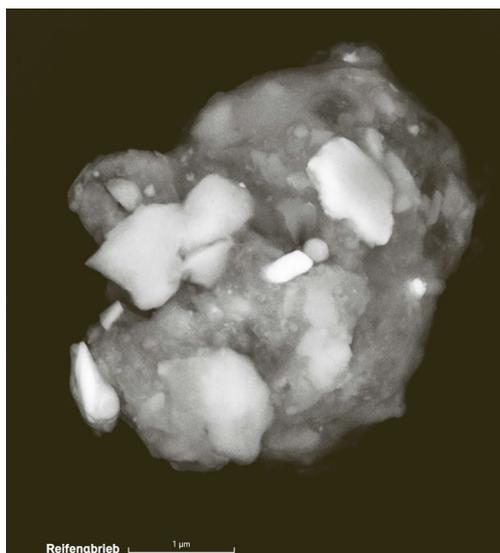
Anhang

Anhang A1 Grundlagen Reifenabrieb

Physikalische Eigenschaften von Reifenabrieb

Reifen- und Strassenabriebpartikel (TRWP) sind in der Regel längliche Partikel aus Reifenmaterial mit Einlagerungen bzw. einer Kruste aus mineralischen Komponenten durch Fahrbahnabrieb, Strassenstaub oder Bremsabrieb. Figur A1.1 zeigt eine elektronenmikroskopische Aufnahme eines Reifen- und Strassenabriebpartikels.

Die Angaben zur typischen Grösse von TRWP sind in der Literatur nicht ganz einheitlich und teilweise schwierig zu vergleichen. Dies kann daran liegen, dass analytische Methoden eingesetzt werden, welche unterschiedliche Grössenbereiche abdecken, oder unter Laborbedingungen mit Strassensimulatoren hergestellte Reifenabriebpartikel untersucht werden (Gustafsson et al. 2008, Dall'Osto et al. 2014). Zudem muss beachtet werden, ob Partikelanzahlverteilungen oder Partikelvolumenverteilungen¹ betrachtet werden.



Figur A1.1: Elektronenmikroskopische Aufnahme eines Reifen- und Strassenabriebpartikels. Das Partikel wurde in Proben gefunden, die an der NABEL-Station Bern-Bollwerk gesammelt wurden. Es besteht aus einer Mischung aus Reifengummi und mineralischen Komponenten aus Strassenabrieb, Strassenstaub oder Bremsabrieb. Die Aufnahme wurde dem Umweltmagazin die Umwelt des BAFU entnommen (BAFU 2021) und wurde von der Firma Particle Vision erstellt.

In der Studie von Kreider et al. (2010) wurden mittels Laser-Diffraktion und Lichtmikroskopie Grössenverteilungen von TRWP bestimmt. Es wurden Partikel in einem Grössenbereich von etwa 5-220

¹ Volumenverteilungen geben an, wie Partikel einer bestimmten Grösse zum Volumen und somit auch zur Masse der TRWP beitragen. Da das Volumen mit der dritten Potenz des Partikeldurchmessers skaliert, unterscheiden sich Anzahlverteilungen und Volumenverteilungen normalerweise deutlich. So kann eine relativ grosse Anzahl kleiner Partikel vernachlässigbar zum Volumen bzw. zur Masse der gesamten Partikel beitragen.

µm mit einem Maximum der Volumenverteilung bei 75 µm festgestellt. Weniger als 1% des gesamten Partikelvolumens entfiel dabei auf TRWP mit einem Durchmesser kleiner als 10 µm. Die Anzahlgrössenverteilung hatte ein Maximum bei etwa 20 µm, ungefähr 10% der Partikel war kleiner als 10 µm (genauer Anteil wird in der Publikation nicht genannt). Die in Kreider et al. (2010) ermittelten Anzahlverteilungen unterschätzen die Anzahl kleiner TRWP, da die eingesetzten analytischen Methoden Partikel mit Durchmessern von wenigen Mikrometern und kleiner unvollständig oder nicht nachweisen können.

In der Studie von Rausch et al. (2022) entfielen am städtischen, direkt an einer stark befahrenen Strasse gelegenen, Standort Bern-Bollwerk im jährlichen Mittel 83% der Massenkonzentration der TRWP auf den Grössenbereich von 10-80 µm und 17% auf den Grössenbereich von 1-10 µm. Am städtischen, in einer parkähnlichen Umgebung gelegenen Standort Zürich-Kaserne, war die Aufteilung der Massenkonzentration der TRWP sehr ähnlich, 79% der TRWP entfielen auf den Grössenbereich von 10-80 µm und 21% auf den Grössenbereich von 1-10 µm. An beiden Standorten war die Form der Anzahlgrössenverteilung ebenfalls sehr ähnlich, ca. 20% der TRWP hatten einen Durchmesser kleiner als 10 µm.

Im Übersichtsartikel von Harrison et al. (2021) werden weitere Studien zur Grösse von Reifenabriebpartikel diskutiert. In Übereinstimmung mit den beiden oben genannten Publikationen (Kreider et al. 2010, Rausch et al. 2022) kommen diese zur Schlussfolgerung, dass der überwiegende Massenanteil von Reifenabriebpartikel auf die grössere Partikelfraktion (> 10 µm) entfällt.

Chemische Eigenschaften von Reifenabrieb

Die genaue chemische Zusammensetzung von reinem Reifenmaterial variiert je nach Einsatzbereich (z.B. Personenwagen oder Lastwagen) und Hersteller (Harrison et al. 2021). Die bezüglich Masse wichtigsten Inhaltstoffe von reinem Reifenmaterial sowie von Reifen- und Strassenabriebpartikel (TRWP) sind in Tabelle TA1.1 aufgeführt.

In Kreider et al. (2010) findet sich neben der chemischen Zusammensetzung von Reifenmaterial auch eine Gegenüberstellung der chemischen Zusammensetzung von TRWP (siehe Tabelle TA3.1). Obwohl nicht explizit genannt, lässt sich aus dem gegenüber reinem Reifenmaterial höheren Massenanteil von Mineralien (61% in TRWP gegenüber 16% im reinen Reifenmaterial) ableiten, dass ungefähr 50 Massenprozent der TRWP aus Reifenmaterial und die zweiten 50 Massenprozent der TRWP aus den vorwiegend mineralischen Verbindungen von Strassenabrieb, Strassenstaub oder Bremsabrieb bestehen (siehe auch Panko et al. (2013) und Unice et al. (2013)).

Basierend auf der chemischen Zusammensetzung von TRWP im Grössenbereich von 1-80 Mikrometern wurde in Rausch et al. (2022) der Massenanteil von Gummi plus Weichmacher an den beiden Standorten Bern-Bollwerk (städtisch, verkehrsbelastet) und Zürich-Kaserne (städtisch) in der Schweiz abgeschätzt. An beiden Stationen wurde ein mittlerer Anteil Reifengummi (inkl. Weichmacher) in TRWP von 47% +/- 5% ermittelt. In der Studie von Sommer et al. (2018) wurden luftgetragene TRWP (10-80 Mikrometer) am Rand von stark befahrenen Strassen untersucht. Es wurden je nach Strassentyp stark unterschiedliche Anteile von mineralischem Staub gefunden, der in den Reifenabriebpartikeln eingelagert war. Am Rand einer Autobahn fanden die Autoren einen Massenanteil mineralischer Komponenten in den TRWP von 10%, an einer stark befahrenen städtischen Strasse betrug der Massenanteil mineralischer Komponenten dagegen 80%. Die Autoren vermuten, dass der Verkehrsfluss und die Geschwindigkeit hierbei wichtige

erklärende Faktoren sind und ein langsamerer Verkehr zu einem höheren Anteil an mineralischen Komponenten führt.

Für Studien, welche basierend auf der Bestimmung von TRWP in der Umwelt quantitative Aussagen zu Reifenmaterial treffen, muss die chemische Zusammensetzung der TRWP berücksichtigt werden. Aufgrund der vorhandenen Literatur erscheint die Annahme eines 50% Massenanteils von Reifenmaterial in TRWP gerechtfertigt.

Tabelle TA1.1: Anteil der wichtigsten Inhaltstoffe von Reifenmaterial sowie von Reifen- und Strassenabriebpartikel (TRWP). Angaben in Massenprozenten.

Funktion in Reifen	Komponenten	Sommer et al. (2018) Kreider et al. (2010)		
		Reifenmaterial	Reifenmaterial	TRWP
Grundmaterial	Natürlicher und synthetischer Gummi	40-50	46	16
Füllstoffe	Carbon Black	30-35	19	13
	Mineralien		16	61
Weichmacher	Öle und Harze	15		
Vulkanisationsmittel:	Schwefelverbindungen, Metalloxide wie ZnO	2-5	19	10

Anhang A2 zum Kapitel 3.2: Übersicht zu vorhandenen Studien

Hier soll ein kurzer Überblick über die vorhandenen Studien zur Berechnung der Menge Reifenabrieb in einem Land oder Region gegeben, sowie die damit einhergehenden Problematiken diskutiert werden. Eine umfangreiche Übersicht ist in Form einer Publikation (Mennekes und Nowack, 2022) veröffentlicht. Wie im Text erwähnt, ist die Problematik, dass alle aufgeführten Studien in Tabelle 2 im Text sich auf andere Referenzen beziehen, anstatt eigene Messungen durchzuführen. Daraus folgte für uns eine Recherchearbeit um ebendiese Studien und originalen Messungen zu finden. Zum Auffinden der Literatur wurden verschiedene Internetsuchmaschinen, sowie das Bibliothekssystem (lib4ri) des ETH-Bereichs benutzt. Das Bibliothekssystem war insbesondere hilfreich für die ältere Literatur, die teilweise nur in anderen Partnerbibliotheken in teilweise anderen Ländern als Papierversion verfügbar war. Zusätzlich wurden einzelne Personen per E-Mail angeschrieben, falls eine Adresse auffindbar war.

Das Ergebnis ist in Figur A1.1 dargestellt, wobei deutlich wird, dass die verschiedenen Studien, repräsentiert durch die farblichen Boxen, stark miteinander verflochten sind. Von unten nach oben gelesen zeigen die Verbindungsstriche, die eine Box oben verlassen, auf diejenigen Studien, aus welchen die Informationen und Daten entnommen wurden, um den Reifenabrieb quantifizieren zu können. Die Studien, welche eine Summe an Reifenabrieb innerhalb eines geographisch abgrenzbaren Gebietes bestimmten, wie aufgelistet in Tabelle 2, sind in dem unteren grauen Balken platziert und mit den Buchstaben A bis M gekennzeichnet.

Die Studien "A" berechnen die TWP Emissionen in der Schweiz. Die weiteren Studien der untersten Reihe "B" bis "M" berechnen die Emissionen für verschiedene Länder, z. B. Deutschland, Schweden, Niederlande, wohingegen Studie "N" eine globale Abschätzung der TWP Emission darstellt, weshalb diese Studie auf verschiedenen länderbasierten Studien aufbaut. Zum Nachvollziehen der Buchstaben der Emissionsstudien siehe Tabelle TA1.1 in Kombination mit Figur A1.1.

Die blauen Boxen können als Reviews in weiterem Sinne gesehen werden, die Informationen aus verschiedenen Referenzen zusammenführen und gegebenenfalls daraus neue Zahlen ableiten. Gestrichelte Boxen dagegen zeigen Referenzen an, die nicht auffindbar sind wobei diese teilweise aufgrund von Titel, Autoren oder Hintergrundwissen noch Reviews oder Messungen zugeordnet werden konnten. Studien, die nicht zugeordnet werden konnten sind durch rote Boxen dargestellt. Referenzen, die neue Daten generieren, z. B. durch Experimente oder Berechnungen, sind im oberen hellgrünen Balken platziert. Dabei wurden nur bei den grünen Boxen auch wirklich TWP Emissionen gemessen, wohingegen die gelben Boxen Abschätzungen, Rechnungen oder Messungen zu anderen Parametern, wie z. B. Luftqualität mit Verweis auf TWP Anteil darstellen. Diese Daten werden jedoch teilweise von Review-Studien in TWP Emissionen umgerechnet, allerdings ohne Angaben der Rechenwege. Graue gestrichelte Linien verbinden zwei Studien, die entweder die gleichen Studien sind, oder im Falle von unbekanntem Studien, sehr wahrscheinlich die gleichen Studien sind, aufgrund von Hinweisen in Texten oder weil die Autoren und das Jahr identisch sind.

Zusammenfassend wird sichtbar, dass die Literatur grösstenteils auf nicht nachvollziehbaren Quellen beruht und es dringenden Nachholbedarf an guten Studien gibt. Zwei häufiger verwendete Studien, die sich auf verhältnismässig neuere Reifen und Fahrzeuge beziehen (1996 bzw. 2001) sind die Studien von Gebbe et al. (1997) und Luhana et al. (2004), markiert mit 1 und 2 in Figur A1.1. Jedoch sind auch diese Studien schon über 20 Jahre alt und decken somit Trends hin zu schwereren Autos (SUV, E-Mobilität) nicht hinreichend ab. Von den anderen grün markierten Studien stammen vier Studien aus den 1970er Jahren und sind somit nochmals deutlich älter. Eine aktuelle Studie mit neuen Reifen und grossem

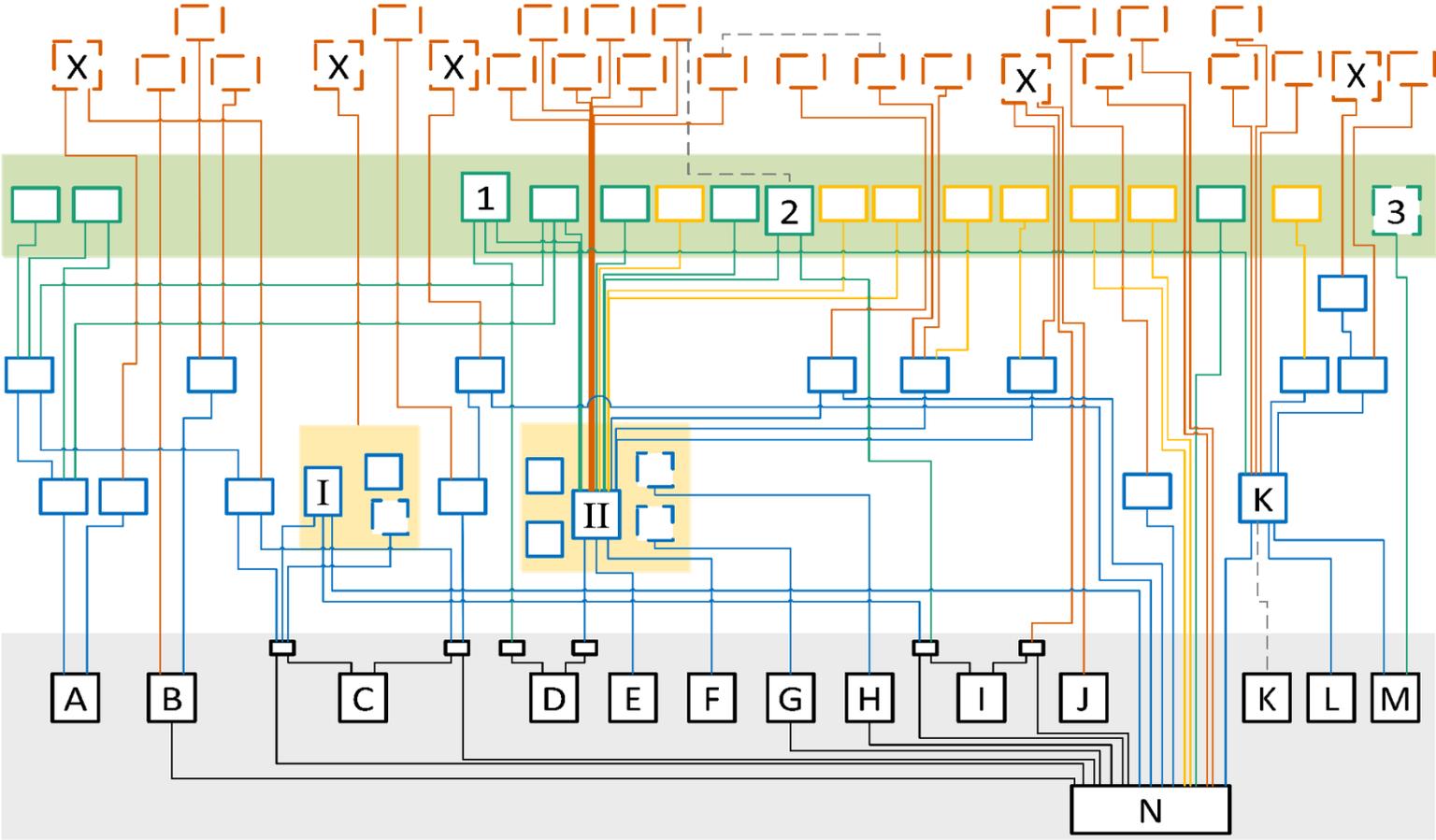
Aufwand und Umfang wird jedes Jahr vom Allgemeinen Deutschen Automobil-Club e. V. (ADAC) durchgeführt, um Reifen auf Abrieb und Sicherheitsfunktionen zu testen (Studie 3 in Figur A1.1). So wurden über die letzten Jahre über 100 Reifen in verschiedenen Grössen durch kontrollierte Konvoifahrten getestet (ADAC, 2021). Nach heutigem Wissenstand kann die Studie des ADAC e.V. als die beste verfügbare Studie bezeichnet werden, allerdings wurden genauere Details zu den Ergebnissen erst sehr aktuell in einer Pressemitteilung auf der Internetseite des ADAC e.V. veröffentlicht (Dezember 2021). Es fehlen leider nach wie vor genauere Details zum Studienaufbau und Daten zu den Rahmenbedingungen, z. B. genau gefahrene Kilometer, Autotypen etc.

Häufig wird in der Literatur in Zusammenhang mit Emissionsfaktoren auf die Studien römisch 1 (United Nations Economic Commission for Europe (UNECE), 2014), russische Expertenmeinung) und römisch 2 (Studie von DELTARES und TNO, 2016) bzw. die verschiedenen Versionen dieser Studien (platziert in den gelben Kästen) Bezug genommen. Hier konnten wir jedoch zeigen, dass viele Referenzen nicht nachvollziehbar oder auffindbar sind. Der United Nations Economic Commission for Europe (2014) Bericht beruht sogar nur auf mündlichem Expertenwissen, sodass die Zahlen nicht nachvollziehbar sind und es auch keine auffindbaren Informationen über das Experiment gibt. Der Text lässt vermuten, dass ein Experiment in Moskau stattfand.

Zusammenfassend würden wir empfehlen, dass für PKW ein Reifenabrieb von 120 g/km pro Fahrzeug (ADAC, 2019) angenommen werden sollte. Dieser Wert ist zur Zeit, aufgrund von neueren Messungen deutlich gegenüber den häufig angenommenen 100 g/km pro Fahrzeug zu bevorzugen. Dabei werden für den zweiten Wert häufig die als oben kritisch bewerteten Studien von Deltares und TNO (2016) bzw. UNECE (2014) angeführt. Wie im Haupttext erwähnt, sollten weitere Studien folgen um Fragen des zukünftigen Eintrags von Reifenabrieb durch Lastkraftwagen näher zu erläutern.

Figur A2.1 (folgende Seite): Analyse der Publikationslandschaft von Studien zur Berechnung der Menge Reifenabrieb in einem Land oder Region (schwarze Boxen, Buchstaben A-N bezieht sich auf die Studien in Tabelle 2). Blaue Boxen sind Review Artikel. Gelbe und grüne Boxen kennzeichnen experimentelle Studien, welche Reifenabrieb gemessen haben und gestrichelte Boxen kennzeichnen Studien, die nicht gefunden wurden. Rote Boxen konnten weder Reviews noch Messungen zugeordnet werden, da sie nicht Auffindbar waren. Mit einem «X» bezeichnete Studien kennzeichnen TWP Emissionen oder Informationen in einer Studie, die keiner Referenz zugeordnet werden konnten, aber offensichtlich nicht der Studie selbst entstammen. Die Referenzen der Buchstaben "A" bis "N" finden sich in Tabelle TA2.1.

Reifenabrieb als grösste Quelle von Mikroplastik – Massnahmen zur Verminderung



*Tabelle TA2.1: Errechneter Reifenabrieb in verschiedenen europäischen Ländern für Studien nach 2000. Das Jahr bezieht sich auf das Jahr, auf welchem die Studie basiert. Der Reifenabrieb pro Einwohner wurde mit der Bevölkerung des entsprechenden Jahres berechnet. Der Reifenabrieb markiert mit * bezieht sich nur auf PKWs+schliesst den luftgetragenen Anteil aus.*

Land	Reifenabrieb t / Jahr	Reifenabrieb pro kg / Jahr Einwohner	Jahr	Berechnungsart	Referenz
Schweiz	21'200	2.5	2018	MFA	Sieber et al. (2020)
Österreich	21'200	2.4	2018	MFA	Prenner et al. (2021)
Deutschland	80'000*	1.0	2019	EF	ADAC (2021)
Deutschland	79'200	1.0	2014	EF	Baensch-Baltruschat et al. (2021)
Deutschland	98'400+	1.2	2014	EF	Baensch-Baltruschat et al. (2021)
Deutschland	133'000	1.6	2014	EF	Wagner et al. (2018)
Deutschland	125'188	1.5	2013	EF	Kole et al. (2017)
Deutschland	111'420	1.4	2002	EF	Hillenbrand et al. (2005)
Deutschland	102'076	1.2	2018		Bertling et al. (2018)
Dänemark	7'660	1.3	2014	EF	Lassen et al. (2015)
Dänemark	5'400	1.0	2014	MFA	Lassen et al. (2015)
Norwegen	7'520	1.5	2013	EF	Sundt et al. (2014)
Norwegen	6'560	1.3	2013	EF	Sundt et al. (2014)
Norwegen	9'571	1.9	2013	MFA	Sundt et al. (2014)
Niederlande	15'030	0.9	2012	EF	Kole et al. (2015)
Niederlande	17'300	1.0	2012	EF	Verschoor et al. (2016)
Schweden	13'000	1.4	2012	EF	Magnusson et al. (2016)

Anhang A3 zum Kapitel 4.2: Atmosphärische Verteilung und Eintrag von Reifenabrieb

Reifenabrieb in der Atmosphäre

Die grosse Mehrheit der Studien zu Reifenabrieb in der Atmosphäre befasst sich mit der Bedeutung von luftgetragenen Reifenabrieb als Luftschadstoff. Entsprechend beschäftigen sich die Studien vornehmlich mit dem Reifenabrieb in den lufthygienisch relevanten Feinstaubfraktionen PM_{2.5} und PM₁₀ (Massenkonzentration aller Partikel mit aerodynamischem Durchmesser kleiner 2.5 µm bzw. 10 µm). Die Konzentration des gesamten luftgetragenen Reifenabriebs, bzw. der atmosphärische Eintrag des gesamten Reifenabriebs wurde bisher experimentell nur wenig untersucht (siehe Kapitel 6).

Der Anteil Reifenabrieb im Feinstaub (PM_{2.5} und PM₁₀) ist recht gut bekannt. Der Übersichtsartikel von Baensch-Baltrusch et al. (2020) enthält eine umfassende Zusammenstellung der beobachteten Anteile von Reifenabrieb im Feinstaub, in Panko et al. (2019) finden sich Messungen zu TRWP in PM_{2.5}. Zusammengefasst kommen die Studien zum Schluss, dass Reifenabrieb mit einem Anteil von wenigen Prozenten zu PM₁₀ beitragen. An städtischen, stark verkehrsbelasteten Standorten kann der Anteil bis gegen 10% ansteigen. In guter Übereinstimmung mit der vorhandenen Literatur sind die Werte einer aktuellen Studie aus der Schweiz. Rausch et al. (2022) fanden am städtischen Standort Zürich-Kaserne einen mittleren jährlichen Anteil von Reifenabrieb (TRWP) in PM₁₀ von 1.8% (bzw. 0.28 µg/m³), am städtischen und verkehrsbelasteten Standort Bern-Bollwerk betrug der mittlere Anteil von TRWP an PM₁₀ 10.5% (bzw. 2.24 µg/m³). Die Massenanteile von TRWP in der feineren Feinstaubfraktion PM_{2.5} sind noch geringer, die meisten verfügbaren Untersuchungen ergaben Massenanteile von kleiner als einem Prozent. Aus lufthygienischer Sicht kann zusammengefasst werden, dass Reifenabrieb zum Feinstaub beiträgt. Ausser an direkt verkehrsbelasteten Standorten ist der Anteil von Reifenabrieb am Feinstaub jedoch klein.

Wie in Kapitel 3 beschrieben verteilt sich der grösste Massenanteilteil des Reifenabriebs jedoch auf Partikel (TRWP) grösser als zehn Mikrometer (Kreider et al. 2010). Die typischen Massenkonzentrationen der gesamten luftgetragenen Reifenabriebpartikel wurden bisher in nur wenigen Studien untersucht. Zu den wenigen experimentellen Studien zu Reifenabriebpartikel grösser als 10 Mikrometer gehören die Arbeiten von Sommer et al. (2018) und Rausch et al. (2022). In Sommer et al. (2018) wurde die Anzahl und das Volumen verschiedener Typen von Partikeln im Grössenbereich von 10 bis 80 Mikrometern (PM₁₀₋₈₀) an drei stark befahrenen Standorten in Deutschland bestimmt. Dabei hatten Reifenabriebpartikel (TRWP) mit 54% den grössten Volumenanteil aller Partikelarten in diesem Grössenbereich. Mit sehr ähnlichen analytischen Methoden wie Sommer et al. (2018) wurde von Rausch et al. (2022) die Massenkonzentration von TRWP im Grössenbereich von 10 bis 80 Mikrometern an den beiden Standorten Bern-Bollwerk und Zürich-Kaserne bestimmt. Am städtischen und verkehrsbelasteten Standort Bern-Bollwerk hatten TRWP einen mittleren jährlichen Massenanteil an PM₁₀₋₈₀ von 48% (Konzentration von TRWP in PM₁₀₋₈₀ betrug 11.23 µg/m³). Am städtischen Hintergrundstandort Zürich-Kaserne betrug der Massenanteil von TRWP an PM₁₀₋₈₀ 18% (mittlere Konzentration von TRWP in PM₁₀₋₈₀ von 1.22 µg/m³) und war damit deutlich tiefer als am Standort Bern-Bollwerk, der sich direkt am Strassenrand einer stark befahrenen innerstädtischen Strasse (ca. 17'500 Fahrzeuge pro Tag) befindet. Dennoch, die am Standort Zürich-Kaserne gemessenen Konzentrationen von TRWP im PM₁₀₋₈₀ sind bemerkenswert, da der Standort in einer parkähnlichen Umgebung durch eine durchgehende Bebauung abgeschirmt von den umliegenden Quartierstrassen liegt und so nicht direkt verkehrsbelastet ist.

Transmission von Reifenabrieb in der Atmosphäre

Strassenstaub einschliesslich auf Strassen deponierter Reifenabrieb (TRWP) kann durch Wind bzw. den Fahrtwind von Fahrzeugen mobilisiert und über die Luft verteilt werden. Die Verweilzeit der TRWP in der Luft hängt von deren Eigenschaften wie Grösse und Masse, sowie den Wetterverhältnissen (insbesondere Wind bzw. Turbulenz und Niederschlag) ab. Feinere Partikel (Durchmesser kleiner 10 Mikrometer) verhalten sich ähnlich wie ein Gas, haben Verweilzeiten in der Atmosphäre von einigen Tagen und werden hauptsächlich mit dem Niederschlag aus der Luft entfernt. Bei grösseren Partikeln ist die Verweilzeit in der Atmosphäre dagegen durch deren Sinkgeschwindigkeit aufgrund der Erdbeschleunigung bestimmt, diese nimmt quadratisch mit dem Durchmesser zu. Kugelförmige Partikel mit Einheitsdichte (1 g/cm^3) und einem Durchmesser von 50 Mikrometer haben in ruhender Luft eine Sinkgeschwindigkeit von etwa 8 cm/s bzw. knapp 300 m/h (Seinfeld and Pandis 2006). Entsprechend kann erwartet werden, dass die Verweilzeit in der Atmosphäre und damit auch die Reichweite der atmosphärischen Verteilung für solch grosse Partikel gering ist. Der dominierende Massenanteil des Reifenabriebs verteilt sich auf solch grosse Partikel und es wird daher vielfach angenommen, dass die groben TRWP nur sehr eingeschränkt durch die Luft verteilt werden und praktisch ausschliesslich im strassennahen Raum deponiert werden (Baensch-Baltruschat et al. 2020).

Allerdings zeigen eine Reihe von Studien, dass auch grosse Partikel durch die Luft über grosse Distanzen verfrachtet werden können. Am besten untersucht ist dabei der atmosphärische Transport von Mineralstaub wie z.B. Saharastaub. In der Studie von van der Does et al. (2016) wurde festgestellt, dass die mittlere Grösse der Staubpartikel mit zunehmender Distanz zum Quellgebiet abnahm, jedoch auch Partikel grösser als 100 Mikrometer in mehr als 4000 Kilometer Entfernung nachgewiesen werden können. Die zugrunde liegenden Transportprozesse sind noch nicht genau verstanden und die Transmission von grossen Partikeln wird daher in den atmosphärischen Ausbreitungsmodellen ausgeklammert (van der Does et al. 2018). Neuere Studien zur atmosphärischen Deposition von Mikroplastik in abgeschiedenen Gebieten belegen ebenfalls die grossräumige Transmission von grossen Partikel durch die Luft (Allen et al. 2019). Für TRWP bedeutet dies, dass die atmosphärische Verteilung von Reifenabrieb heute unvollständig verstanden ist.

Atmosphärischer Eintrag von Reifenabrieb in die Umwelt

Der atmosphärische Eintrag des gesamten Reifenabriebs in die Umwelt wurde nur in wenigen Studien experimentell untersucht (Knight et al. 2020). Die meisten der verfügbaren Studien untersuchen den Eintrag von Reifenabrieb im strassennahen Raum, gezielte Untersuchungen zum Eintrag von Reifenabrieb entfernt von stark befahrenen Strassen fehlen weitgehend. Ein Grund hierfür liegt möglicherweise an der Einschätzung, dass grobe Reifenabriebpartikel aufgrund ihrer hohen Sinkgeschwindigkeit nur in geringen Mengen über die Luft an strassenferne Orte transportiert werden (siehe Abschnitt 5).

Zudem ist die quantitative Bestimmung von Reifenabriebpartikel sehr anspruchsvoll und standardisierte Analysemethoden fehlen (Parker-Jurd et al. 2021). Die Bestimmung von Reifenabrieb erfolgt meistens basierend auf dem Nachweis typischer Inhaltsstoffe von Reifen, sogenannten Markern. Als Marker für Reifenabrieb in der Umwelt werden organische Verbindungen wie Styrol-Butadien-Kautschuk oder Benzothiazole verwendet (Wik and Dave 2009), allerdings ist die Bestimmung von Reifenabrieb in Umweltproben mit Hilfe dieser organischen Marker schwierig (Wagner et al. 2018). Das Element Zink wird ebenfalls als Marker zur Bestimmung von Reifenabrieb in Umweltproben verwendet. Zinkoxid (ZnO) wird bei der Reifenherstellung als Vulkanisationsmittel eingesetzt, in der Literatur wird der typische Massenanteil von Zink in Reifen mit 0.9 Gewichtsprozent angegeben (Panko et al. 2018). Allerdings gibt es neben dem Reifenabrieb weitere Emissionsquellen von Zink, so dass Zink keinen spezifischen Marker darstellt (Wagner et al. 2018). Um die Spezifität zu erhöhen, wurde vorgeschlagen, nicht das gesamte Zink, sondern nur das

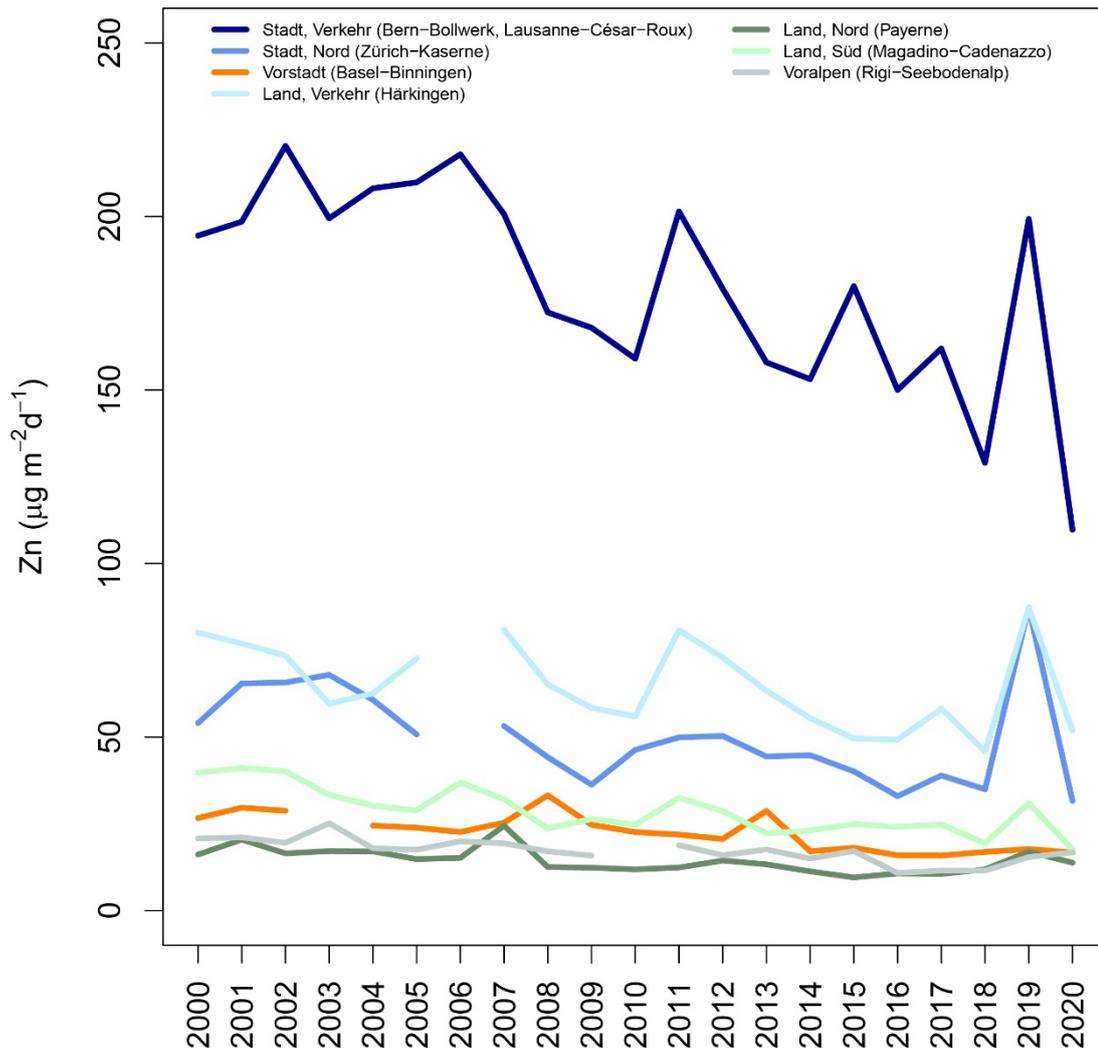
organisch gebundene Zink als Marker für Reifenmaterial zu verwenden (Fauser et al. 1999). In einer Studie von Klöckner et al. (2019) wurde Zink als Marker nach einer vorherigen Dichteseperation genutzt

Der Nachweis von individuellen Reifenabriebpartikel (TRWP) ist mit elektronenmikroskopischen Methoden möglich, wenn die Proben in geeigneter Form vorliegen, z.B. abgeschieden auf einer Oberfläche wie einem Membranfilter. Beispiele für die Bestimmung von TRWP mittels Mikroskopie sind Sommer et al. (2018) und Rausch et al. (2022). In Rausch et al. (2022) wurde wie in Abschnitt 4 erwähnt am städtischen Standort Zürich-Kaserne eine mittlere jährliche Konzentration von TRWP in PM10-80 von $1.22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Der Anteil von Reifenmaterial in PM10-80 (TWP) betrug dabei $0.57 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Aus diesen Konzentrationswerten, die 1.5m über Boden erhoben wurden, kann unter Berücksichtigung der in Abschnitt 5 diskutierten Depositionsgeschwindigkeiten für luftgetragene Partikel die trockene Deposition von Reifenabrieb an diesem Standort leicht abgeschätzt werden. Werden ein mittlerer Durchmesser dieser Partikel von $50 \mu\text{m}$ (Dichte $1\text{g}/\text{cm}^3$) sowie eine Depositionsgeschwindigkeit von $8 \text{cm}/\text{s}$ angenommen, so ergibt sich ein Eintrag von TWP von $1.5 \text{Gramm pro Quadratmeter und Jahr (g}/\text{m}^2\text{-a)}$.

Grobe Abschätzungen des Eintrags von Reifenabrieb (TWP) in der Schweiz können auch auf der Grundlage von Messungen der Gesamtdosition von Zink vorgenommen werden. Im Rahmen des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe NABEL wird der gesamte Eintrag von Zink (Niederschlag und trockene Deposition) an unterschiedlichen Standorttypen bestimmt (BAFU 2021). Abbildung 3 zeigt die langjährigen Messwerte getrennt nach Standorttyp.

Das Centre on Emissions Inventories and Projection (CEIP) koordiniert die Emissionsinventare europäischer Länder für das Europäische Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). Die Länder können hierbei auf freiwilliger Basis auch jährliche Emissionsinventare für Zink einreichen (<https://www.ceip.at/data-viewer>). Für die Schweiz liegen keine Angaben vor, in Deutschland waren gemäss dem Emissionsinventar von 2019 47% der gesamten Zinkemissionen auf Reifenabrieb (plus Bremsabrieb) des Strassenverkehrs zurückzuführen. Wird angenommen, dass dieser Anteil auch für die Schweiz anwendbar ist, dann kann unter Vernachlässigung des Anteils von Zink durch Bremsabrieb der Eintrag von Reifenabrieb (TWP) abgeschätzt werden (zusätzliche Annahme eines Massenanteils von Zink im Reifenmaterial von 0.9 % gemäss Kreider et al. (2010)). Aus dieser groben Abschätzung resultieren für 2020 für den ländlichen und vorstädtischen Raum in der Schweiz Einträge von Reifenabrieb (TWP) von etwa $0.3 \text{g}/\text{m}^2\text{-a}$, im städtischen Raum $0.6 \text{g}/\text{m}^2\text{-a}$ und an städtischen verkehrsbelasteten Standorten $2.1 \text{g}/\text{m}^2\text{-a}$. An einem ländlichen verkehrsbelasteten Standort (Härkingen etwa 20 Meter Abstand zur Autobahn A1) beträgt der für 2020 so ermittelte Eintrag von TWP $1.0 \text{g}/\text{m}^2\text{-a}$. Die für den städtischen Raum abgeschätzten Einträge von Reifenabrieb beruhen auf Messungen am Standort Zürich-Kaserne und sind etwas tiefer als die in Rausch et al. (2022) am gleichen Standort gefundenen Werte.

Wird ein mittlerer Eintrag von TWP von $0.3 \text{g}/\text{m}^2\text{-a}$ als repräsentativ für Siedlungsflächen, Landwirtschaftsflächen und Wälder in der Schweiz angenommen (insgesamt $30'930 \text{km}^2$, siehe Arealstatistik 2013/18 des Bundesamtes für Statistik BfS, <https://www.bfs.admin.ch/>), so ergeben sich in der Schweiz ausserhalb der strassennahen Räume jährliche atmosphärische Gesamteinträge von Reifenabrieb von ungefähr 10'000 Tonnen.



Figur A3.1: Zeitreihe der mittleren jährlichen Deposition von Zink (in Mikrogramm pro Quadratmeter und Tag) an NABEL-Stationen. Die Proben zur Bestimmung der Deposition von Zink wurden mit der Bergerhoff-Methode gesammelt. Der Grund für die erhöhten Zinkdepositionen im Jahr 2019 ist nicht bekannt.

Diese Abschätzungen der atmosphärischen Einträge von TWP basierend auf den gemessenen Depositionen von Zink sind zweifellos sehr unsicher und mit grosser Vorsicht zu interpretieren. Aufgrund fehlender experimenteller Daten ist derzeit jedoch kaum eine zuverlässigere Bestimmung des atmosphärischen Eintrags von Reifenabrieb möglich. Die mit dieser Abschätzung resultierenden Einträge von TRWP kontrastieren stark mit dem Ergebnis der Materialflussanalyse von Sieber et al. (2020), bei der von einem jährlichen atmosphärischen Eintrag von Reifengummi von 63 Tonnen pro Jahr ausgegangen wird, was bei einem Gummianteil der Reifen von 46% (Kreider et al. 2010) etwa 137 Tonnen TWP pro Jahr entspricht. Der Vergleich der Ergebnisse aus einer neueren Massenflussanalyse für die Schweiz und der Abschätzung basierend auf aktuellen Messungen der Gesamteinträge von Zink verdeutlicht die grossen Unsicherheiten, die bezüglich der über die Luft in die Umwelt eingetragenen Menge Reifenabrieb heute bestehen.

Anhang A4 Berechnungsgrundlagen zu Modell 3 und Ergebnisse

A4.1 Produktion von Reifenabrieb

Zur Berechnung des Eintrags von Reifenabrieb in die Umwelt und damit zur Erkennung von Belastungsschwerpunkten ist die Produktion von Reifenabrieb, neben der Verteilung nach der Produktion und im Entwässerungssystem sowie dem Rückhalt im Entwässerungssystem, die zentrale Eingangsgrösse.

Das Ziel ist es somit, die auf jedem Strassenabschnitt produzierte Menge Reifenabrieb zu berechnen und zwar abhängig von der Geschwindigkeit, von Beschleunigungen, den Fahrleistungskilometern, der Verkehrszusammensetzung der Steigung und weiterer Parameter.

Heute ist die Produktion von Reifenabrieb in Abhängigkeit solcher Parameter nicht bekannt. Zwei Sachverhalte sind jedoch gesichert: Der Reifenabrieb nimmt mit zunehmender Kraftübertragung zu und die mittlere Abriebrate von Reifenabrieb für PW beträgt gemäss Kapitel 3.2 117 mg pro Fahrleistungskilometer.

Zur Berechnung der Produktion von Reifenabrieb werden deshalb unterschiedliche Ansätze genutzt um die Spannweite der Produktion einzugrenzen und die Sensitivität zu beschreiben (Steiner und Hermann, 2022).

Ansatz Energie

Der zweite Ansatz geht von der Annahme aus, dass der Reifenabrieb proportional zur der auf die Fahrbahn übertragenen Kraft ist. Ist diese Kraft und die damit berechnete Leistung bekannt, kann daraus wiederum mittels Fahrleistungskilometern für PW und LKW die auf jedem Strassenabschnitt produzierte Menge Reifenabrieb berechnet werden.

Zur Berechnung wird die Fahrenergie verwendet. Dazu wird der pro Kilometer produzierte Reifenabrieb mit der dafür benötigten Fahrenergie in Beziehung gesetzt, und zwar mit der Einheit Milligramm Reifenabrieb pro Kilowattstunde eingesetzte Fahrarbeit. Ausgegangen wird von einem Abrieb von PW von 117 mg/km oder 11.7 g /100 km und einem Energiebedarf von 16 kWh für 100 km, was umgerechnet für einen Personenwagen eine Produktion von Reifenabrieb von 0.73 g / kWh ergibt. Für Lastwagen wird wie bei Ansatz 1 das Zehnfache angenommen. Mit diesem Zusammenhang wird die vom Reifen auf die Strasse übertragene Arbeit für jeden Strassenabschnitt quantifiziert, wobei folgende Faktoren berücksichtigt werden:

- Fahrleistungskilometer für PW und LKW
- Fahrgeschwindigkeit als Mass für den Luftwiderstand
- Beschleunigungen und Bremsen vor Lichtsignalanlagen als Möglichkeit, denn Innerortsverkehr besser abzubilden.

Steigungen wurden in einem weiterentwickelten, für diesen Bericht nicht verwendeten Ansatz implementiert, was aber aufgrund der zahlreichen beeinflussenden Aspekte eher theoretischen Charakter hat und erlaubt, den Einfluss von Steigungen abzuschätzen. Nicht berücksichtigt wird der Abrieb bedingt durch die Fliehkraft in den Kurven.

Folgendes Beispiel zeigt den Einfluss der Geschwindigkeit auf den Energiebedarf eines Personenkraftwagen bei freier Fahrt in der Ebene. Bei einer Geschwindigkeit von 50 km/h wird eine Leistung von etwa 5 kW. Diese Leistung nimmt auf 27 kW zu, wenn die Geschwindigkeit 120 km/h beträgt. Massgebend ist jedoch die Energie pro Strecke. Bei 50 km/h sind dies 10 kWh pro 100 km, bei 120 km/h sind es 22.5 kWh pro 100 km.

Ansatz Fahrleistungskilometer (FLK)

Die Berechnung der Produktion von Reifenabrieb beruht auf Fahrleistungskilometern von PW und LKW. Für die Produktion von Reifenabrieb wird für PW der in Kapitel 3.2 beschriebenen Mittelwert von 117 mg/km verwendet (ADAC, 2021). Für LKW wird das zehnfache dieses Werts verwendet. Dieser Ansatz vernachlässigt alle weitere Faktoren, welche einen Einfluss auf die vom Reifen auf die Fahrbahn übertragenen Kraft und damit auf die Produktion von Reifenabrieb haben.

A4.2 Verteilung von Reifenabrieb

Zusätzlich zu den bereits im Kapitel 4.1 erwähnten Prozessen ist die weiträumige Verteilung von örtlichen Bedingungen abhängig. Ausserorts ist sie ausgeprägter als in innerorts. Dies ist der Fall, da in innerorts Häuser und in Städten Strassenschluchten, ähnliche wie Lärmschutzwände, die weiträumige Verteilung begrenzen. Entsprechend lagern sich auf versiegelten Flächen innerorts mehr Partikel auf Oberflächen ab, welche bei Regen abgewaschen werden und in die Entwässerung gelangen. Somit ist innerorts der Anteil des in die Entwässerung gelangenden Reifenabriebs höher als ausserhalb. Ebenso ist der Spritzwasseranteil, der in innerorts auf versiegelte Flächen fällt und in ein Entwässerungssystem gelangt höher als ausserorts. Die Verteilungen basieren auf den in Grundlagen aus Steiner et al, 2006 und sind in Tabelle TA4.1 beschrieben.

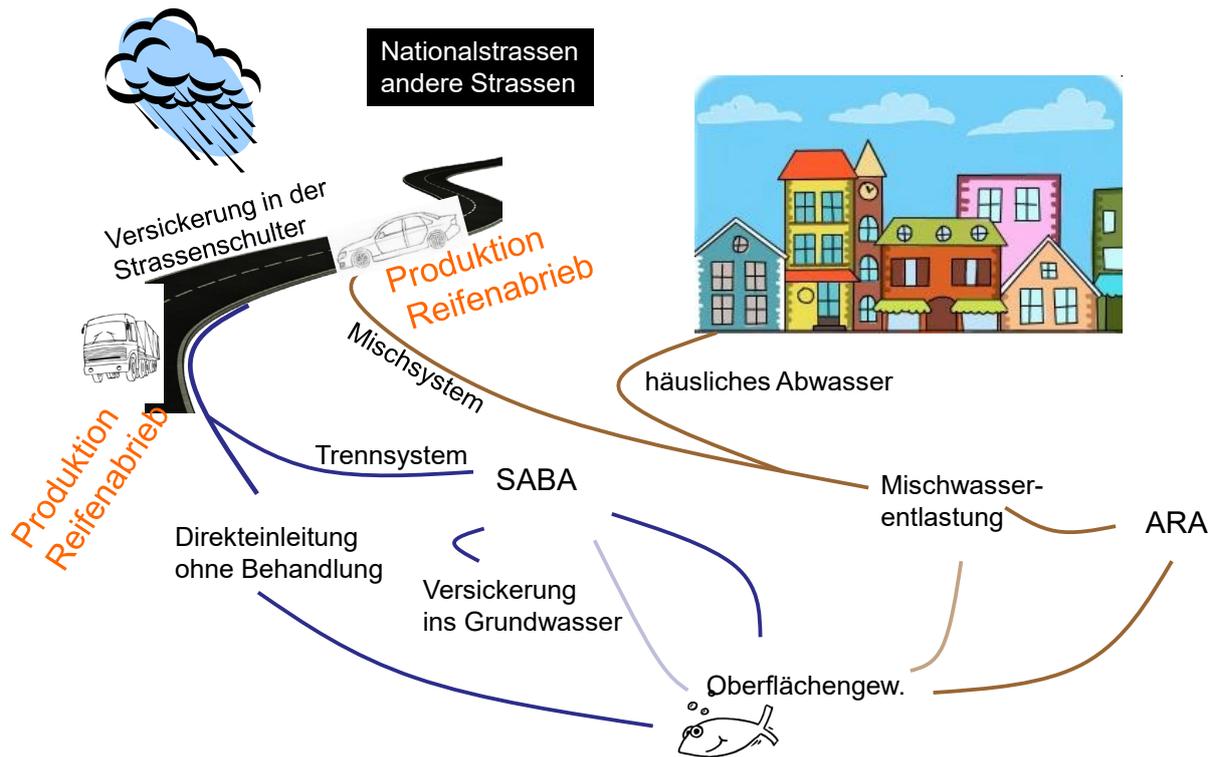
Tabelle TA4.1: Verteilung des Reifenabriebs bei Vorhandensein eines Entwässerungssystems.

Verteilung	Hochleistungsstrassen		übrige Strassen	
	ausserorts	innerorts	ausserorts	innerorts
Ins Entwässerungssystem	55	80	50	80
In Böden via Verwehung	45	20	50	20
Summe	100	100	100	100

A4.3 Anteile der Strassenentwässerung

Die Entwässerungsarten sind in Figur A4.1 dargestellt. Grundsätzlich wird unterschieden zwischen der Entwässerung über die Strassenschulter, dem Trennsystem mit und ohne Behandlung und der Einleitung von Strassenabwasser in das Mischsystem der kommunalen Entwässerung.

Die Entwässerungsart ist vom Strassentyp und davon abhängig, ob sich eine Strasse innerhalb oder ausserorts befindet. Dies ist der Fall, da die Strassenentwässerung innerorts historisch bedingt teilweise im Mischsystem erfolgt, Strassenabwasser also vermischt mit häuslichem Abwasser zur Kläranlage geleitet wird (Abbildung A4.1). Die Kläranlage hat nur eine beschränkte Behandlungskapazität, weshalb ein Teil des Mischwassers bei stärkeren Regen unbehandelt in ein Oberflächengewässer entlastet. In ein Mischsystem eingeleitetes Strassenabwasser wird also nur teilweise behandelt. In der ARA selbst wird Reifenabrieb wirksam entfernt (Steiner et al. 2020).



Figur A4.1: Entwässerungstypen der Strassen- und Siedlungsentwässerung.

In Siedlungsgebieten ist die Entwässerung mehrheitlich fertiggestellt und kann nur mit grossem Aufwand geändert werden. Gründe dafür sind fehlende Flächen, Werkleitungen oder Gefälle. Ausnahmen sind Neubaugebiete, welche eher im Trennsystem entwässert werden und einen grösseren Spielraum zulassen.

Ausserhalb von Siedlungsgebieten erfolgt die Entwässerung, ebenfalls historisch bedingt, häufig via Direkteinleitung in ein Oberflächengewässer oder mittels Versickerung in der Strassenschulter. Ausserorts ist, anders in Siedlungsgebieten, mehr Fläche für den Bau von SABA vorhanden. Im Vergleich zu Siedlungsgebieten ist die Anpassung des Entwässerungssystems deshalb einfacher möglich.

Die anhand des in Steiner und Hermann (2022) beschriebenen Vorgehens ermittelten Anteile der Entwässerungsarten sind aufgeteilt nach Strassentyp und bezüglich der Lage innerorts und ausserorts in Tabelle TA4.2 beschrieben.

Tabelle TA4.2: Anteile der Entwässerungstypen nach Strassentyp und bezüglich innerorts / ausserorts. HLS=Hochleistungsstrassen.

Entwässerungstyp	Hochleistungsstrassen		übrige Strassen	
	ausserorts	innerorts	ausserorts	innerorts
Direkteinleitung	37	39.7	60	40
Strassenschulter	2.8	0.1	17	1
Ölabscheider (HLS) / Mischsystem (übrige Strassen)	44.4	44.4	10	55

Behandlung in SABA	15.8	15.8	13	4
Summe	100	100	100	100

A4.4 Rückhalt von Reifenabrieb

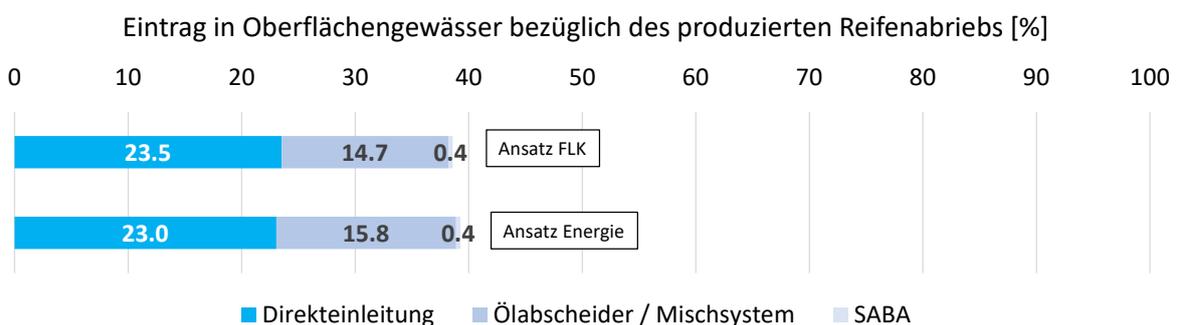
Der Rückhalt von Reifenabrieb ist, je nach Entwässerungssystem und Behandlung, in Tabelle TA4.3 zusammengefasst (Steiner et al. 2020, adaptiert). Bei den heute bekannten organischen Mikroverunreinigungen im Strassenabwasser, die teilweise aus Reifenabrieb stammen, kann davon ausgegangen werden, dass sie von SABA mit bewachsenen Retentionsfilterbecken zurückgehalten werden (Dröge et al. 2019). Ob dies auch auf künftige Stoffe zutrifft, bleibt zu prüfen.

Tabelle TA4.3: Rückhalt von Entwässerungssystemen und Behandlungen.

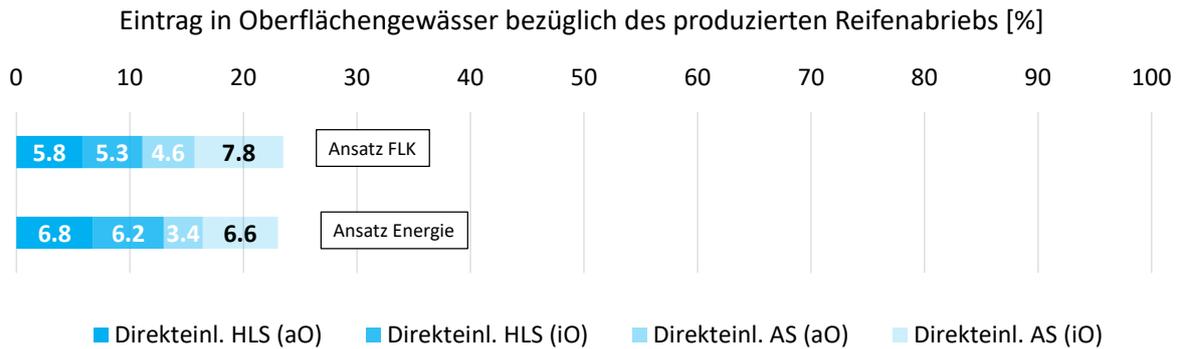
Typ	Beschreibung	Rückhalt
Entwässerungssystem	Direkteinleitung	15 %
	Versickerung in der Strassenschulter	100 %
	Mischsystem inkl. ARA und Entlastungen	50 - 70 - 80 %
Behandlung	Ölabscheider	30 %
	Retentionsfilter mit bewachsenem Sandfilter	95 %
	Absetzbecken / Dezentrale Behandlung	70 %

A4.5 Ergebnisse im Detail

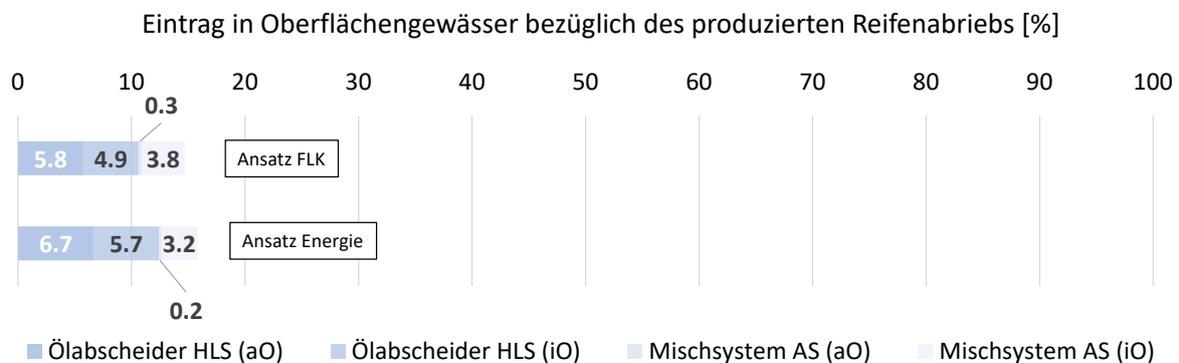
Figur A4.2. Diffuser Eintrag von Reifenabrieb in Böden nach Strassentyp und innerorts / ausserorts. HLS=Hochleistungsstrassen, FLK=Ansatz zur Berechnung der Produktion mit Fahrleistungskilometern.



Figur A4.3: Eintrag von Reifenabrieb in Oberflächengewässer aufgeteilt nach Strassentyp und bezüglich innerorts und ausserorts. HLS=Hochleistungsstrassen, FLK=Ansatz zur Berechnung der Produktion mit Fahrleistungskilometern.



Figur A4.4: Eintrag von Reifenabrieb in Oberflächengewässer aus Direkteinleitungen aufgeteilt nach Strassentyp und bezüglich innerorts und ausserorts. HLS=Hochleistungsstrassen, FLK=Ansatz zur Berechnung der Produktion mit Fahrleistungskilometern. aO=ausserorts, iO=innerorts.



Figur A4.5: Eintrag von Reifenabrieb in Oberflächengewässer aus Ölabscheidern und aus dem Mischsystem aufgeteilt nach Strassentyp und bezüglich innerorts und ausserorts. HLS=Hochleistungsstrassen, FLK=Ansatz zur Berechnung der Produktion mit Fahrleistungskilometern. aO=ausserorts, iO=innerorts.

Tabelle TA4.4 Reduktion der Einträge in Oberflächengewässer. Änderungen in % zu heutigen Einträgen. iO=innerorts, aO=ausserorts. ASB=Absetzbecken, ÖA=Ölabscheider. Die Gesamtsumme des produzierten Reifenabriebs beträgt 13'500 t pro Jahr.

Nr.	Szenario	Reduktion Abrieb	Reduktion des Eintrags in Oberflächengewässer					
			Hochleistungsstrassen		übrige Strassen		Reduktion	Reduktion kumuliert
			aO	iO	aO	iO		
R1	Direkteinl. zu Strassenschulter	0	13	0	16	6	6	6
R2	Direkteinl. / ÖA sanieren mit Absetzbecken (iO)	0	13	48	16	30	24	30
R3	ÖA zu SABA (aO) Direkteinleitung zu SABA (aO)	0	81	48	89	61	35	61
Rückhalt R1 bis R3 entspricht (R3)		0	81	48	89	38	-	61

