

Modellierung von Mikroplastikeinträgen und Migrationspfaden im Einzugsgebiet der Weser MOMENTUM – Weser

Elke Brandes, Martin Henseler, Peter Kreins, Gholamreza Shiravani,
Björn Tetzlaff, Frank Wendland, Andreas Wurpts

Thünen Report 102

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikationen in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek (German National Library) lists this publication in the German National Bibliography; detailed bibliographic data is available on the Internet at www.dnb.de

Bereits in dieser Reihe erschienene Bände finden Sie im Internet unter www.thuenen.de

Volumes already published in this series are available on the Internet at www.thuenen.de

Zitationsvorschlag – Suggested source citation:

Brandes E, Henseler M, Kreins P, Shiravani G, Tetzlaff B, Wendland F, Wurpts A (2023) Modellierung von Mikroplastikeinträgen und Migrationspfaden im Einzugsgebiet der Weser : MOMENTUM – Weser. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 96 p, Thünen Rep 102, DOI:10.3220/REP1680763791000

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are responsible for the content of their publications.



THÜNEN

Thünen Report 102

Herausgeber/Redaktionsanschrift – Editor/address

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-report@thuenen.de
www.thuenen.de

ISSN 2196-2324

ISBN 978-3-86576-255-9

DOI:10.3220/REP1680763791000

urn:nbn:de:gbv:253-202212-dn065745-5

Modellierung von Mikroplastikeinträgen und Migrationspfaden im Einzugsgebiet der Weser

MOMENTUM – Weser

Elke Brandes, Martin Henseler, Peter Kreins, Gholamreza Shiravani,
Björn Tetzlaff, Frank Wendland, Andreas Wurpts

Thünen Report 102

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 03F0789G gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autor*innen.

Elke Brandes, Peter Kreins (bis 12/2022), Martin Henseler (bis 8/2020)

Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Telefon: 0531 596 5255

E-Mail: elke.brandes@thuenen.de

Björn Tetzlaff, Frank Wendland

Forschungszentrum Jülich

Gholamreza Shiravani, Andreas Wurpts

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Johann Heinrich von Thünen-Institut

Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei

Bundesallee 64

D-38116 Braunschweig

Thünen Report 102

Braunschweig/Germany, April 2023

Zusammenfassung

Die Relevanz der unterschiedlichen landseitigen Mikroplastikeinträge für die Verschmutzung der Meere ist bisher noch weitgehend unklar. Trotzdem hat die Kontamination der terrestrischen Umwelt erhebliches öffentliches Interesse erlangt. Besonders die deutliche Medienpräsenz dieses Umweltthemas verursachte in jüngster Zeit Forderungen nach politischer Regulation der Mikroplastikeinträge in die Umwelt. In der öffentlichen Wahrnehmung spielt die Landwirtschaft als Verursacherin eine übergeordnete Rolle. Um jedoch eine Sachbasis zu schaffen, ist es notwendig, in einer systemübergreifenden Betrachtung sämtliche Quellen und Eintragspfade sowie deren mengenmäßige Relevanz für die Verschmutzung mit Mikroplastik zu erfassen.

Mit dem Ziel einer ökosystemübergreifenden Quantifizierung der Mikroplastikeinträge und -migrationspfade vom Land bis ins Randmeer wurde im Rahmen des Projektes PLAWES (Mikroplastikkontamination im Modellsystem Weser – Nationalpark Wattenmeer) der Modellverbund MOMENTUM entwickelt. Durch die Verknüpfung dreier unabhängiger, für Mikroplastik angepasster Modelle – RAUMIS-MP, mGROWA+TeMBa und FSK-MPTP – wurde ein Modellsystem-Prototyp entwickelt, der erstmalig relevante Quellen und Migrationspfade in einem Flusseinzugsgebiet und dem Mündungsbereich modellhaft abbildet. Berücksichtigt wurden dabei Emissionen auf landwirtschaftliche Flächen und der diffuse Austrag von diesen in Oberflächengewässer, atmosphärische Deposition auf die terrestrische Umwelt, Einträge aus Punktquellen in das Flusssystem und Ästuar sowie dreidimensionale Partikelbewegungen und deren Wechselwirkung mit Mikroorganismen und Feinsediment im Küstenbereich.

Die Ergebnisse der Modellierung sind in weiten Teilen als exemplarisch anzusehen, da sie, bedingt durch noch sehr lückenhafte Eingangsdatensätze, mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Dennoch belegt die Anwendung des MOMENTUM-Modellsystems im Flusssystem Weser die Funktionstüchtigkeit des Modellsystems zur Abschätzung des gesamten Mikroplastikmassenflusses im Einzugsgebiet und Ästuar. Die Modellkette wurde zudem so konzipiert, dass sie leicht auf andere Regionen übertragbar ist und neue Datengrundlagen integriert werden können. Durch erste Abschätzungen der Mikroplastikeinträge und Stoffflüsse unterstützen die Modelle die zielgerichtete Datenerhebung, was besonders in Anbetracht der aufwendigen Analytik wichtig ist. Die Möglichkeit der flächendeckenden Einbeziehung sämtlicher Eintragsquellen, -pfade und Prozesse trägt – komplementär zur Probenanalytik – zur Verbesserung des Gesamtsystemverständnisses bei und bildet die Grundlage für Politikberatung und Maßnahmenentwicklung.

Schlüsselwörter: Plastikbelastung, Stoffbilanz, Plastikemissionen, Polymere, Landwirtschaft, Plastiktransport, Ästuar, Flusssystem

JEL-Codes: C21, Q15, Q25, Q53

Summary

The relevance of different land-based microplastic inputs to marine pollution is still largely unclear. Nevertheless, the contamination of the terrestrial environment has gained considerable public interest. In particular, the high media presence of this environmental issue reinforces calls for policy regulation of microplastic inputs to the environment. In the public perception, agriculture plays a predominant role as a polluter. However, in order to create a factual basis, it is necessary to record all sources and input pathways as well as their quantitative relevance for microplastic pollution in a system-overarching view.

With the aim of an ecosystem-wide quantification of microplastic inputs and migration pathways from the land to the marginal sea, the model network MOMENTUM was developed within the PLAWES project. By linking three independent models adapted for microplastics, RAUMIS-MP, mGROWA+TeMBa, and FSK-MPTP, a model system prototype was developed, which for the first time models relevant sources and migration pathways in a river basin and the estuary. Emissions to agricultural land and diffuse discharge to surface waters, atmospheric deposition to land surfaces, point source inputs to the river system and estuary, and three-dimensional particle movement and their interaction with microorganisms and fine sediment in the coastal zone were considered.

The results of the modeling are to be considered exemplary in large parts, since they are subject to large uncertainties due to still very incomplete input data sets. Nevertheless, the application of the MOMENTUM model system in the Weser river system proves the functional capability of the model to estimate the total microplastic mass flux in the catchment and estuary.

The model chain was designed to be easily transferable to other regions and to integrate new data sets. By providing initial estimates of microplastic inputs and mass fluxes, the models support targeted data collection, which is highly relevant, especially given the complexity of microplastics analytics. The possibility to include all input sources, pathways and processes over a wide spatial extent contributes – complementary to sample analysis – to the improvement of the overall system understanding and forms the basis for policy advice and development of mitigation measures.

Keywords: Plastic pollution, mass balance, plastics emissions, polymers, agriculture, plastic transport, estuary, river system

JEL-Codes: C21, Q15, Q25, Q53

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	i
Summary	ii
Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	V
Abkürzungsverzeichnis	VI
1 Einleitung	1
1.1 Mikroplastikproblematik	1
1.2 Zielsetzung und Vorgehensweise	2
2 Eintrags- und Transportpfade von Mikroplastik in Flusssystemen	3
3 Methodik und Datengrundlagen	6
3.1 Mikroplastikeinträge in landwirtschaftlich genutzte Böden	7
3.1.1 Kurzbeschreibung des RAUMIS-Modells	7
3.1.2 Datengrundlagen der regionalen Verteilung von Klärschlamm- und Kompostdüngung sowie Unterfolienanbau	8
3.1.3 Modellierung der räumlich differenzierten Mikroplastikeintragsmengen	8
3.1.4 Datenübergabe an die hydrologische Modellierung	14
3.2 Mikroplastikeinträge in Oberflächengewässer	15
3.2.1 Grundlegende Methodik der MOMENTUM-Modellkomponente mGROWA+TeMBa	15
3.2.2 mGROWA zur Simulation der Migrationsauslöser und Migrationspfade für Mikroplastik	16
3.2.3 Berechnung der Partikelmasse im TeMBa-Modell	19
3.2.4 Datengrundlagen für die Modellierung der Migrationspfade	20
3.3 Mikroplastikeinträge und -transport im Ästuar	21
3.3.1 Modellkonzept des FSK-Mikroplastiktransport-Modells (FSK-MPTM)	21
3.3.2 Hydrodynamisches Modell	24
3.3.3 Morphodynamisches Modell	24
3.3.4 Mikroplastiktransport-Formulierung	26
3.3.5 Datengrundlage für die Mikroplastiktransport-Modellierung	27
4 Untersuchungsregion	31
5 Ergebnisse und Diskussion	36
5.1 Mikroplastikeinträge in landwirtschaftliche Böden (RAUMIS-MP)	36
5.1.1 Eintragsquelle Klärschlamm	36
5.1.2 Eintragsquelle Kompost	38
5.1.3 Eintragsquelle Folienkulturen	40
5.1.4 Gegenüberstellung der Eintragsquellen	43
5.2 Mikroplastikeinträge in Oberflächengewässer (mGROWA+TeMBa)	44
5.2.1 mGROWA-Modellergebnisse	44
5.2.2 Ergebnisse der Erosionsmodellierung	47

5.2.3	Flächendaten mit Mikroplastikaufbringung auf landwirtschaftliche Flächen	49
5.2.4	Extrapolierte Mikroplastikmassenflüsse zur Kalibrierung des TeMBa-Modells	50
5.2.5	Testlauf des TeMBa-Modells	54
5.2.6	„Realdaten“-Simulation mit TeMBa	56
5.3	Mikroplastikeinträge in das Ästuar (FSK-MPTM)	58
5.3.1	Modellanpassung und -anwendung für das Weser-Ästuar	58
5.3.2	Randbedingungen für das MPTM	60
5.3.3	Modellergebnisse	62
5.3.4	Validierung des Modells für den Ästuarbereich	65
6	Schlussfolgerungen	69
6.1	Erreichte Ziele	69
6.2	Limitationen in der Datengrundlage	69
6.3	Möglichkeiten der Weiterentwicklung	70
6.4	Fazit	72
	Literaturverzeichnis	73

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Quellen, Einträge und Transportpfade von Mikroplastik in einem Flusssystem und dem angrenzenden Küstenbereich	4
Abbildung 2:	Schema der Eintrags- und Transportpfade von Mikroplastik, die im Abbildungsbereich der Modellkette RAUMIS (Thünen-Institut) – mGROWA+TeMBa (Forschungszentrum Jülich) – FSK-MPTM (NLWKN) liegen	6
Abbildung 3:	Übersicht der Modellkette im MOMENTUM-Modellverbund: RAUMIS-Mikroplastik – mGROWA+TeMBa – FSK-MPTM	7
Abbildung 4:	Exponentielles Modell, das die globale Polyesterproduktion von 1975 bis 2015 beschreibt	11
Abbildung 5:	Jährliche landwirtschaftlich verwertete Klärschlammengen in Deutschland von 1983 bis 2016	11
Abbildung 6:	Jährlich produzierte, in der Landwirtschaft eingesetzte Kompostmengen in Deutschland	13
Abbildung 7:	Die einzelnen Verfahrensschritte in der Modellkette mGROWA+TeMBa	16
Abbildung 8:	Modellkonzept des Wasserhaushaltsmodells mGROWA	17
Abbildung 9:	Modellkonzept des FSK-MPTM	22
Abbildung 10:	Exemplarische Darstellung des diskreten dreidimensionalen Rechengitters	23
Abbildung 11:	Prozentuale Verteilung des Feinsediments im Modellgebiet Tideweser	25
Abbildung 12:	Schematische Darstellung der Wechselwirkungen zwischen Mikroplastik und Feinsediment	26
Abbildung 13:	Modellkaskade (Nesting)	29
Abbildung 14:	Topografie im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser	32
Abbildung 15:	Landnutzung im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser	34
Abbildung 16:	Gezeitenbeeinflusster Bereich der Weser	35
Abbildung 17:	Kumulative Mikroplastikeinträge aus Klärschlamm im Wesereinzugsgebiet im Zeitraum 1983–2016	37
Abbildung 18:	Landwirtschaftlich verwerteter Kompost in Deutschland in 2016	39
Abbildung 19:	Kumulative Mikroplastikeinträge aus Kompost im Wesereinzugsgebiet im Zeitraum 1990–2016	40
Abbildung 20:	Ergebnis der erhobenen und zugeschätzten Anbauumfänge der relevanten Gemüsearten (Spargel, Erdbeeren, Gurkengewächse und Salate 2012, Gesamtgemüse + Erdbeeren 2012 und Frühkartoffeln 2010)	41
Abbildung 21:	Kumulative Mikroplastikeinträge aus Agrarfolien im Wesereinzugsgebiet im Zeitraum von 1960 bis 2016	42
Abbildung 22:	Jährliche bundesweite Mikroplastikeinträge in landwirtschaftliche Böden aus den drei untersuchten Eintragsquellen Kompost seit 1990, Klärschlamm seit 1983 und Agrarfolien seit 1960	43

Abbildung 23:	Durchschnittliche Mikroplastikeinträge pro ha Gesamtfläche des Wesereinzugsgebietes	43
Abbildung 24:	mGROWA-Simulationsergebnis zum Gesamtabfluss	45
Abbildung 25:	mGROWA-Simulationsergebnisse zum Direktabfluss aus Siedlungsflächen	46
Abbildung 26:	mGROWA-Simulationsergebnisse zum Oberflächenabfluss	47
Abbildung 27:	Simulationsergebnis zum potenziellen Bodenabtrag nach ABAG	48
Abbildung 28:	Potenzielle Sedimentliefergebiete nach ABAG mit direkter Gewässeranbindung	49
Abbildung 29:	Extrapolierte Mikroplastikmassenflüsse (für die Fraktion < 500 µm) an drei Pegeln im Einzugsgebiet der Weser	53
Abbildung 30:	Ergebnis des TeMBa-Testlaufs für die drei Teileinzugsgebiete der Weser (Letzter Heller, Müsse und Intschede)	55
Abbildung 31:	Für Intschede mit TeMBa in der „Realdaten“-Simulation im hydrologischen Jahr 2018 bilanzierte Mikroplastikmengen (Mikroplastikpartikel < 500 µm)	57
Abbildung 32:	Modell des Gezeitenbereichs mit topografischer Darstellung der Höheninformationen (m unter NHN)	59
Abbildung 33:	Diffuse Mikroplastikquellen berücksichtigen die lokale Windstatistik zur Abschätzung des Mikroplastikeintrags aus der Luft	61
Abbildung 34:	Abgeschätzte Mikroplastikkonzentrationen aus Kläranlagen (KA) als punktuelle Quelle von Mikroplastik in der Vorflut der Kläranlagen; (rechts) Mikroplastikfraktionen > 500 µm und (links) Mikroplastikfraktionen < 500 µm	62
Abbildung 35:	Flächendeckende Mikroplastikkonzentration für verschiedene in der Berechnung berücksichtigte Polymerarten (Größenfraktion < 500µm); Zeitgemittelte Darstellung der Werte an der Wasseroberfläche	63
Abbildung 36:	Längsschnittsprofil für PE-(< 500µm)-Konzentration in einem (links) Hochwasser- und (rechts) Niedrigwasser-Zeitpunkt in der Fahrrinne (0 ist 40 m vom Pegel Große-Weserbrücke (WSV) entfernt)	65
Abbildung 37:	Validierung des hydrodynamischen Modells durch Vergleich gemessener Werte (blau) mit Berechnungsergebnissen (rot) für den Pegel Bremerhaven	66
Abbildung 38:	Abgleich der Modellergebnisse (blau) mit den gemessenen Mikroplastikkonzentrationen (rot) aus der Pyrolyse GC/MS für Mikroplastik < 500 µm an der Wasseroberfläche	67
Abbildung 39:	Mögliche Weiterentwicklung des Modellsystems MOMENTUM	71

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Mikroplastikgehalte in Kompost und Klärschlamm aus der Literatur	9
Tabelle 2:	Koeffizienten zur Berechnung der Mikroplastikeinträge durch Agrarfolien	14
Tabelle 3:	Für die Modellierung im Projekt PLAWES berücksichtigtes Polymervolumen	20
Tabelle 4:	Für die Modellierung im Projekt PLAWES berücksichtigte Polymerdichten und entsprechende in Tabelle 8 verwendete Abkürzungen	20
Tabelle 5:	Datengrundlagen für die mGROWA-Modellierung im Einzugsgebiet der Weser	21
Tabelle 6:	Datengrundlage für FSK-MPTM im Einzugsgebiet der Tideweser	28
Tabelle 7:	Flächenanteile des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser in den weseranrainenden Bundesländern	31
Tabelle 8:	Bei Probennahmen an den Pegeln identifizierte Mikroplastikpartikel in Wasserproben sowie die daraus modellierte jährliche Fracht	51
Tabelle 9:	Für den TeMBa-Testlauf und die Eintragspfade verwendete Partikel-ID, Polymertyp, Masse, Form und Durchmesser	54

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
A	
ABAG	Allgemeinde Bodenabtragsgleichung zur Schätzung des Bodenabtrags durch Wassererosion
ABS	Acrylonitrile butadiene styrene
ATKIS-DLM	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem – Digitales Landschaftsmodell
AufMod	Aufbau integrierter Modellsysteme zur Analyse der langfristigen Morphodynamik in der Deutschen Bucht
B	
BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V.
BMJ	Bundesministerium der Justiz
C	
CDC	Climate Data Center
CORINE	Coordination of information on the environment
CSM	Continental Shelf Modell
D	
DBM	Deutsche Bucht-Modell
DGM25	Digitales Geländemodell, Gitterweite 25 m
DWD	Deutscher Wetterdienst
DWD-ICON	ICOsahedral Nonhydrostatic (Globales Wettermodell)
F	
FSK-MPTM	Forschungsstelle Küste – Mikroplastiktransportmodell
FT-IR	Fourier-Transform-Infrarotspektrometer
FZJ	Forschungszentrum Jülich
G	
g	Gramm
GKL	Gesellschaft für Kunststoffe
H	
ha	Hektar
HÜK200	Hydrogeologische Übersichtskarte von Deutschland im Maßstab 1 : 200.000
I	
IVC	Industrievereinigung Chemiefaser
J	
JWM	Jade-Weser-Modell
K	
kg	Kilogramm
L	
LDPE	Light Density Polyethylen
M	
mg	Milligramm
mGROWA+TeMBa	großräumiges Wasserhaushaltsmodell + Terrestrial Microplastics Balance
MOMENTUM	Modellierung von Mikroplastikeinträgen und Migrationspfaden im Einzugsgebiet der Weser
MP	Mikroplastik

Abkürzung	Bedeutung
N	
NUTS	Nomenclature des unités territoriales statistiques (räumliche Bezugseinheiten der EU)
P	
PC	Polycarbonate
PET	Polyethylene terephthalate
PLAWES	Mikroplastikkontamination im Modellsystem Weser – Nationalpark Wattenmeer
PLE	Pressurized liquid extraction
PMMA	Polymethylmethacrylat
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PUR	Polyurethane
PVC	Polyvinylchloride
Pyr-GC/MS	pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry
R	
RAUMIS	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland
RAUMIS-MP	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland – Mikroplastik
T	
TeMBa	Terrestrial Microplastic Balance Modell
TG	Trockengewicht
TI	Thünen-Institut
TI-LV	Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen
W	
WSV	Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung
...	
µm	Mikrometer

1 Einleitung

1.1 Mikroplastikproblematik

Während die Mikroplastikverschmutzung der Meere seit mehr als zwei Jahrzehnten intensiv untersucht wird (Andrady, 2011), ist das Thema der landseitigen Einflüsse auf die Meeresbelastung erst kürzlich in den wissenschaftlichen Fokus getreten (Jambeck et al., 2015). Seither lässt sich durch zunehmende Berichte über Mikroplastikfunde in den unterschiedlichsten, auch entlegenen Ökosystemen nicht mehr bestreiten, dass Mikroplastik einen ubiquitären Bestandteil in der Umwelt darstellt (Bergmann et al., 2019; Büks und Kaupenjohann, 2020; Piehl et al., 2018). Bislang blieb weitgehend ungeklärt, in welchem Maße die unterschiedlichen landseitigen Mikroplastikeinträge für die Belastung der Flüsse und schlussendlich auch der Meere verantwortlich sind. Trotz der dünnen Datenlage hat die Belastung der terrestrischen Umwelt mit Plastik in der öffentlichen Wahrnehmung stark an Bedeutung gewonnen. Insbesondere wurden landwirtschaftliche Aktivitäten wie der Gebrauch von Agrarfolie und die Aufbringung von belastetem Klärschlamm und Kompost mit Mikroplastikkontamination der Böden in Zusammenhang gebracht. Unter anderem bedingt durch die starke mediale Aufmerksamkeit ist der Wunsch nach Regulation der Mikroplastikeinträge in der Öffentlichkeit weit verbreitet. Um effektive Handlungsoptionen zu entwickeln, muss neben der Umsetzung des Vorsorgeprinzips auch mehr Wissen über die aktuelle und zukünftig erwartete Belastung geschaffen werden. Dies schließt eine modellgestützte Abschätzung der Einträge und Gehalte von Mikroplastik in den unterschiedlichen Umweltkompartimenten (Luft, Boden, Wasser) ein. Die Tatsache, dass Mikroplastik ein heterogenes Gemisch aus einer Vielzahl von Polymeren darstellt, die sich in Größe, Alter und Form unterscheiden, stellt nicht nur die quantitative Analytik, sondern auch die systemübergreifende Modellierung vor große Herausforderungen.

Als Mikroplastik werden üblicherweise Plastikpartikel im Größenspektrum zwischen 1 und 5.000 μm (0,001 und 5 mm) definiert. Man unterscheidet primäres Mikroplastik, das als solches produziert wird (z. B. Microbeads in Kosmetika, Farben), von sekundärem Mikroplastik, das unbeabsichtigt durch Abrieb und Fragmentierung von größeren Plastikteilen (Meso- und Makroplastik) entsteht (Hartmann et al., 2019). Da durch unterschiedliche Umwelteinwirkungen ein fortlaufender Fragmentierungsprozess von Plastikpartikeln angenommen werden kann, besteht ein enger Zusammenhang zwischen den Größenkategorien von Makro- bis hin zu Nanoplastik (Partikel unter 100 nm = 0,1 μm)¹. Über die Zerfallsraten und entsprechenden Einflussfaktoren weiß man aktuell jedoch noch sehr wenig (Song et al., 2017).

Mikroplastik kann auf zahlreichen Wegen in der Umwelt transportiert werden. Beispielsweise entsteht Mikroplastik in Waschmaschinen als Abrieb von synthetischen Kleidungsstücken und gelangt über das Abwasser in Kläranlagen, wo es dann zum größten Teil mit dem Klärschlamm abgetrennt wird. Etwa 16 % des Klärschlammes werden in Deutschland als Wirtschaftsdünger auf Ackerflächen aufgebracht. Dort kann das im Klärschlamm befindliche Mikroplastik über viele Jahren verweilen, bevor es durch ein starkes Niederschlagsereignis und die dann stattfindende Erosion in ein Oberflächengewässer eingetragen wird. Über die Oberflächengewässer gelangt Mikroplastik irgendwann in die Meere. Dort kann es von Organismen aufgenommen oder aber über Meeresströmungen an einem Strand angespült werden. Viele andere solcher sogenannten Migrationspfade des Mikroplastiks sind denkbar und werden gegenwärtig erforscht (Mani et al., 2015; Rochman, 2018; Miller et al., 2017).

¹ Für Partikel zwischen 0,1 und 1 μm erfolgt aufgrund des veränderten physikalischen Verhaltens die Abgrenzung zu kolloidalem Plastik.

1.2 Zielsetzung und Vorgehensweise

Der hier vorgestellte Modellverbund MOMENTUM wurde im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes PLAWES (Mikroplastikkontamination im Modellsystem Weser – Nationalpark Wattenmeer) entwickelt. In PLAWES sollte anhand des Modellsystems Weser-Nationalpark Wattenmeer weltweit erstmals und umfassend die Mikroplastikbelastung eines großen Flusseinzugsgebietes mit europäischer Dimension untersucht werden (<https://bmbf-plastik.de/de/verbundprojekt/plawes>). Um hierbei die Kontamination mit Mikroplastik von den Quellflüssen der Weser bis zur Nordsee zu analysieren, wurde in PLAWES ein kombinierter interdisziplinärer Ansatz aus Datenerhebung, Beprobung, Analytik und Modellierung gewählt. Die Beprobungen und Analyse von Wasserproben aus dem Ästuar und von exemplarischen Flussabschnitten, relevanten Punktquellen für Mikroplastik (kommunale Kläranlagen, urbane Systeme), relevanten diffusen Quellen für Mikroplastik (landwirtschaftliche genutzte Böden, Atmosphäre) sowie relevanten diffusen Eintragspfaden (atmosphärische Deposition auf Land- und Wasserflächen) erfolgte durch die Projektpartner am Alfred-Wegener-Institut in Helgoland, am Institut für Chemie und Biologie des Meeres der Universität Oldenburg, am Institut für Tierökologie und Institut für Atmosphärische Chemie der Universität Bayreuth und am Leibniz-Institut für Polymerforschung in Dresden. Diese Mikroplastikdaten waren neben räumlich differenzierten Daten (z. B. zur Landnutzung und Bewirtschaftung) und klimatischen Daten maßgebliche Eingangsgrößen zur modellgestützten Abbildung des Mikroplastikstroms im gesamten Flusssystem der Weser sowie im Küstenbereich der Nordsee und im Randmeer. Hierzu wurde von den Autorinnen und Autoren im Projekt PLAWES die in diesem Bericht beschriebene Modellkette MOMENTUM aufgebaut, deren prototypische Grundstruktur fortlaufend erweitert, präzisiert und auf andere Flussgebiete übertragen werden kann.

Die Modellkette MOMENTUM basiert auf dem agrarökonomischen Modell RAUMIS (Heidecke et al., 2015), dem deterministischen hydrologischen Bilanzmodell mGROWA (Herrmann et al., 2015), dem konzeptionellen Emissionsmodell MEPhos (Tetzlaff und Wendland, 2012) sowie im gezeitenbeeinflussten Bereich auf einer deterministischen, gekoppelten numerischen Transportmodellierung unter Berücksichtigung der ästuarinen Hydro- und Sedimentdynamik (Shiravani und Wurpts, 2019; Shiravani et al., 2023). Im Rahmen von PLAWES wurden diese Modelle zur Mikroplastikeintragsmodellierung im Binnenland und die weitere Ausbreitung des Mikroplastiks im Unterlauf, Ästuar und Küstenvorfeld angepasst und zum Modellverbund MOMENTUM weiterentwickelt. Dadurch wurde die Grundlage für eine flächendeckende und zugleich räumlich hoch aufgelöste Modellierung der Mikroplastikeinträge in die Nordsee für das Flusseinzugsgebiet der Weser geschaffen, d. h. für ein großes und hydrologisch heterogenes Einzugsgebiet (46.000 km²) mit mehreren großen Ballungsräumen, unterschiedlichen Landschaften und Landnutzungsmustern. Im Rahmen des Vorhabens wurden die oben genannten Modelle im Hinblick auf die Modellierung der Mikroplastikeinträge und -verbreitungspfade weiterentwickelt.

2 Eintrags- und Transportpfade von Mikroplastik in Flusssystemen

Erste systemweite Untersuchungsansätze ordnen Plastik als Teil der globalen biogeochemischen Stoffströme ein und bezeichnen dessen Verbreitung zwischen den Umweltkompartimenten als „Plastic cycle“ (Bank und Hansson, 2019) bzw. als Teil des Kohlenstoffkreislaufs (Souza Machado et al., 2018). Bei dieser systemweiten Betrachtung kommt Flusseinzugsgebieten eine besondere Rolle zu, da sie als klar definierte hydrologische Einheiten geeignete mesoskalige Untersuchungsgebiete darstellen (Windsor et al., 2019). Auch die Vermutung, dass beträchtliche Mengen von marinem Mikroplastik aus landseitigen Eintragsquellen stammen (Jambeck et al., 2015), rückt die Bedeutung von Flusssystemen in den Vordergrund. In den vergangenen Jahren wurde der wissenschaftliche Literaturbestand durch zahlreiche Übersichtsartikel zu Mikroplastikeinträgen, Transportwegen und Speichern in der Umwelt bereichert. In Anlehnung an Übersichtsgrafiken von Hurley und Nizzetto (2018) und Horton et al. (2017) fasst Abbildung 1 die im Forschungsfeld häufig genannten Stoffflüsse von Mikroplastik auf Ebene eines Flusseinzugsgebietes zusammen.

Als siedlungsnahen Einträge in die Umwelt werden meist Reifenabrieb, Fragmentierung von unsachgemäß entsorgtem Makroplastik, unzureichend gereinigte Kläranlagenabflüsse und industrielle Verluste genannt (Kibblewhite, 2018; Talvitie et al., 2017). Hinzu kommen Emissionen im Zusammenhang mit der Landwirtschaft durch Aufbringung von kontaminierten organischen Düngemitteln, Nutzung von Agrarfolien sowie durch den Einsatz von Hilfsmitteln aus Kunststoff im Obst- und Weinbau (Okoffo et al., 2021; Vorberg, 2021; Hurley et al., 2020). Inwieweit im Landschaftsbau durch den Einsatz von Kunststoffen (z. B. Geotextilen) Mikroplastik in Böden und Luft freigesetzt wird, ist bislang noch nicht untersucht worden. Über Abbildung 1 hinaus werden in Wissenschaft und Behördenpraxis weitere Quellen erwähnt, deren Größenordnungen noch schwer einzuordnen sind, wie z. B. beim Lüften emittierter Hausstaub aus Wohnungen (Kawecki und Nowack, 2019), Emissionen im Bauwesen, Freisetzung beim Abbau von Windkraftanlagen (Miller et al., 2021) und bei Austrägen aus Reit- und Sportplätzen (Werdning, 2019).

Abbildung 1: Quellen, Einträge und Transportpfade von Mikroplastik in einem Flusssystem und dem angrenzenden Küstenbereich



Anm.: Schematische Darstellung der relevanten Mikroplastikquellen, Einträge und Migrationswege durch die Umweltkompartimente Atmosphäre, Fluss, Land und Ästuar bzw. offenes Meer.

Quelle: eigene Darstellung (T1), angepasst aus Brandes et al. (2020)

Die Verbreitung in der Luft wird anhand der Dynamik von Staubpartikeln natürlicher Herkunft beschrieben, wobei sich größere Teilchen in näherer Umgebung einer Emissionsquelle ablagern, kleinere Partikel hingegen über weite Strecken transportiert werden, was eine diffuse Hintergrundbelastung („legacy plastic“) in der Atmosphäre und auf der Erdoberfläche zur Konsequenz hat (Brahney et al., 2021). Die atmosphärische Deposition findet als Nass- und Trockendeposition statt, wobei die Anteile an den beiden Pfaden u. a. von der Partikelform abhängen (Brahney et al., 2020). Auch beim Transportverhalten in Oberflächengewässern sind die Eigenschaften der Partikel (z. B. Größe, Dichte, Form) entscheidende Faktoren. Eine Fraktionierung in Polymere einer Dichte $< 1 \text{ g cm}^{-3}$, die mit dem Wasserabfluss transportiert werden, und Polymere höherer Dichte, die in der Strömung mit dem Sediment in Abhängigkeit hydrodynamischer Parameter interagieren, wurde experimentell ermittelt (Waldschläger und Schüttrumpf, 2019), jedoch bislang nicht hinreichend auf *in situ*-Bedingungen übertragen. In Mündungsbereichen kommt dem Salzgehalt des Wassers und gezeitenbedingten Strömungen eine wichtige Rolle beim Transportverhalten sowie der Ablagerung im Sediment und Resuspension der Mikroplastikteilchen zu. Der Transport wird außerdem durch die Wechselwirkungen mit Mikroorganismen beeinflusst, die im Wasser einen Biofilm auf der Plastikoberfläche bilden (Leiser et al., 2021).

Wenige Studien geben Anhaltspunkte über den Transport von Mikroplastik im Boden. Auf Ackerflächen ermöglicht die Bodenbearbeitung und Bioturbation (Umlagerung durch Bodenorganismen) eine Durchmischung von auf den Boden aufgebrauchten Mikroplastikpartikeln aus Klärschlamm, Kompost und Folien im oberen Bearbeitungshorizont. Vor allem durch Makroporen kann Mikroplastik mit dem Sickerwasser in tiefere

Bodenschichten vordringen. So fanden Tagg et al. (2021) in einem stark mit Klärschlamm belasteten Ackerboden einen geringen Anteil von Mikroplastikpartikeln, der bis in 90 cm Tiefe verlagert wurde. In dieser Bodenschicht könnte in Gebieten, die künstlich entwässert werden, ein Mikroplastikaustrag über Dränagerohre in die Vorflut stattfinden, der allerdings noch nicht tiefgehend untersucht wurde. Besonders von erosionsanfälligen, landwirtschaftlich genutzten Böden wird Mikroplastik mit dem Bodensubstrat in angrenzende Oberflächengewässer verlagert. Erste Untersuchungen deuten auf einen präferenziellen Austrag von Mikroplastikpartikeln im Vergleich zu mineralischen Bodenpartikeln hin (Rehm et al., 2018). Auch Winderosion verursacht eine Anreicherung von Mikroplastik im verfrachteten Sediment (Bullard et al., 2021).

Neben diesen diffusen Einträgen aus Boden und Atmosphäre spielen punktförmige Emissionen für Oberflächengewässer eine wichtige Rolle. Mikroplastik gelangt zum einen durch Kläranlagenabflüsse in ein Flusssystem, da die Partikel in Kläranlagen nur zu ca. 86–95 % zurückgehalten werden (Koutnik et al., 2021). Eine große Bedeutung ist vermutlich den Regenüberläufen und Trennsystemen zuzuschreiben, da hierüber potenziell mit Mikroplastikpartikeln belastetes Wasser, z. B. von Straßenabläufen, ungeklärt in die Vorflut gelangt (Piehl et al., 2021). Besonders Mikroplastik aus atmosphärischer Deposition und Reifenabrieb kann hier zu hohen Einträgen führen. Der entgegengesetzte Transfer von Mikroplastik kann durch die Ablagerung aus Oberflächengewässern in Überflutungsgebieten stattfinden, worauf z. B. Funde in Auensedimenten hinweisen (Weber und Opp, 2020).

Man geht auch davon aus, dass von der Meeresoberfläche Mikroplastikpartikel in die Atmosphäre übertreten können (Brahney et al., 2021). Die Aufnahme und Ausscheidung durch Tiere ist durch Studien an Regenwürmern untersucht worden (Huerta Lwanga et al., 2017), kann jedoch auch zum Transfer über weite Strecken und zwischen verschiedenen Umweltkompartimenten führen (Susanti et al., 2020).

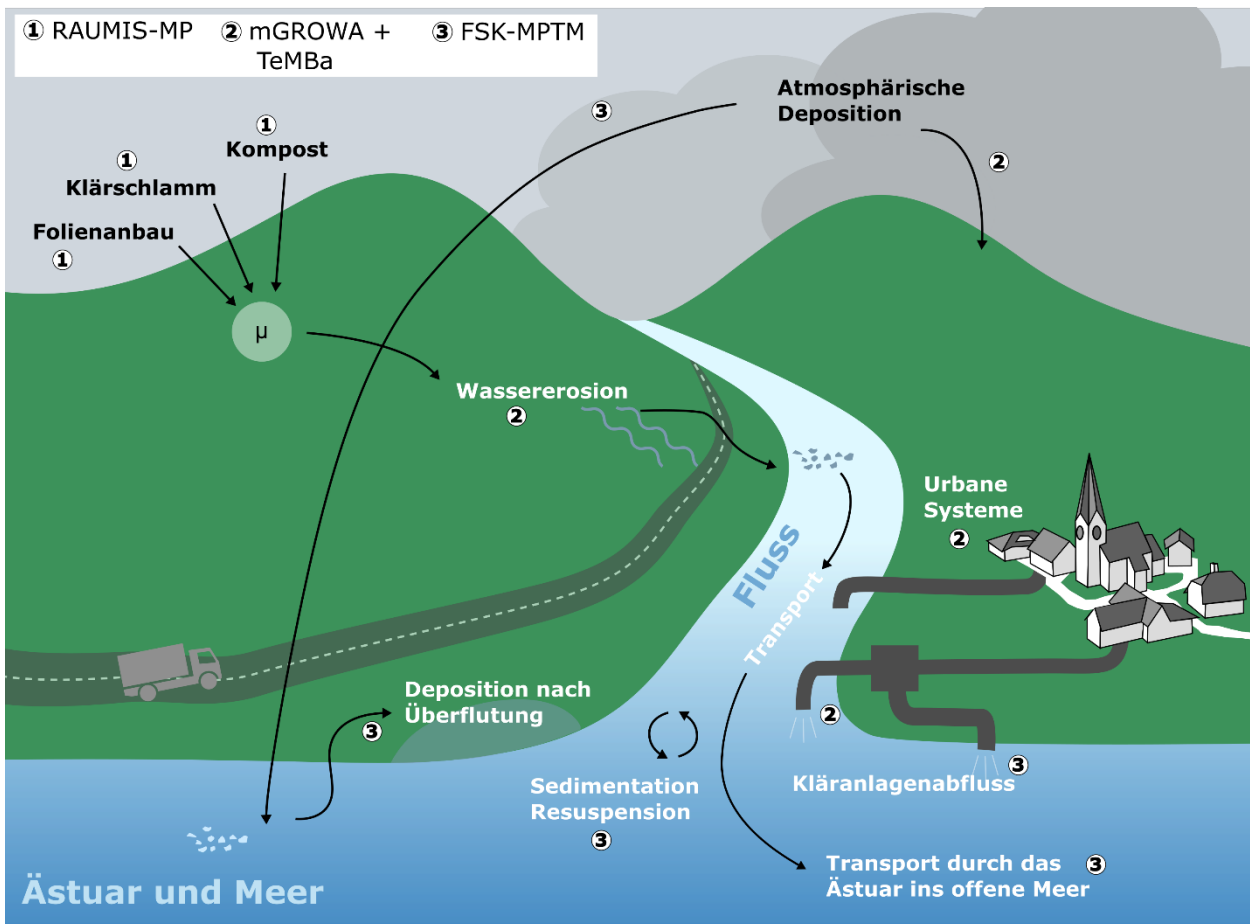
Da Mikroplastik in der Umwelt nur in sehr niedrigem Maße metabolisiert wird (Oberbeckmann und Labrenz, 2020), sind tatsächliche Senken von untergeordneter Relevanz. Ein noch nicht untersuchter, aber vermutlich wichtiger Verbleib ist die fortlaufende Fragmentierung von Partikeln bis in den Nanobereich und damit unter die Nachweisgrenze der meisten für Mikroplastik angewandten Analysemethoden (da Costa et al., 2016). Besonders Böden und Sedimente können auch einen langfristigen Speicher für Mikroplastik darstellen, z. B. wenn die Partikel in Bodenaggregate eingeschlossen und damit immobilisiert werden (Rehm et al., 2021).

3 Methodik und Datengrundlagen

Zu keinem der in Abbildung 1 dargestellten Einträge und Transportpfade von Mikroplastik in einem Flusssystem und dem angrenzenden Küstenbereich liegen hinreichende, regional aufgelöste Datengrundlagen vor. Die Bedeutung der Einzelelemente dieses Gesamtsystems ist zudem sehr unterschiedlich. Eine vollständige Erfassung aller dargestellten Elemente erscheint vor diesem Hintergrund gegenwärtig als noch nicht realisierbar. Außerdem hätte dies den Kapazitätsrahmen des Projektes deutlich überschritten.

Ziel der modellierenden Gruppen im Projekt PLAWES war es daher, ein Modellsystem zu entwickeln, mit dem die wichtigsten Mikroplastikeintragsquellen, Mikroplastikeintragspfade sowie Mikroplastikeintragsmengen in einem Flusssystem ermittelt und analysiert werden können. Abbildung 2 gibt einen detaillierten Einblick, welche Bereiche das im Rahmen des PLAWES-Projektes aufgebaute Modellsystem MOMENTUM hierbei gegenwärtig abbildet.

Abbildung 2: Schema der Eintrags- und Transportpfade von Mikroplastik, die im Abbildungsbereich der Modellkette RAUMIS (Thünen-Institut) – mGROWA+TeMBa (Forschungszentrum Jülich) – FSK-MPTM (NLWKN) liegen



Quelle: eigene Darstellung (TI), angepasst aus Brandes et al. (2020)

Der MOMENTUM-Modellverbund bildet die Mikroplastikeinträge auf landwirtschaftlich genutzten Flächen durch Kompost- und Klärschlammverbringung sowie durch die Nutzung von Mulch- und Abdeckfolien im Gemüse- und Erdbeeranbau ab (1). Die Mikroplastikmengen der betroffenen Agrarflächen ergeben zusammen mit der atmosphärischen Mikroplastikdeposition die verlagerbare Mikroplastikgesamtmenge für den diffusen Mikroplastikeintrag in die Oberflächengewässer. Der Transport von Mikroplastik von terrestrischen zu

aquatischen Ökosystemen wird durch die Modellierung der Abflusskomponenten „urbaner Direktabfluss“ und „Oberflächenabfluss“ abgebildet, wobei letztere den durch Wassererosion bedingten Bodenabtrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen mit Mikroplastikaufbringung auslöst (②). Außerdem werden die punktuellen Einträge aus Kläranlagenabflüssen und urbanen Systemen abgeschätzt (②). Die Immissionen ins Ästuar werden aus den aus dem terrestrischen Bereich über die Flussläufe ausgetragenen Mikroplastikfrachten berechnet (③). Einträge und Transportprozesse im Ästuarbereich und im offenen Meer werden unter Berücksichtigung von Partikel-Feinsediment-Interaktionen modelliert (③). Neben den Mikroplastikimmissionen aus dem Fluss werden im Ästuarbereich auch die Einträge über Kläranlagenabflüsse und Lufteinträge aus urbanen Flächen im Mündungsbereich und Deposition in Überflutungsgebieten berücksichtigt (③).

Die Mikroplastikeinträge und Transportpfade werden im MOMENTUM-Modellverbund durch drei eigenständige Modelle unterschiedlicher räumlicher Abgrenzung abgebildet, die über entsprechende Schnittstellen miteinander in Verbindung stehen (vgl. Abbildung 3). Mit RAUMIS-Mikroplastik werden die Mikroplastikeinträge auf landwirtschaftliche Flächen geschätzt, mit mGROWA+TeMBa werden die punktförmigen und diffusen Mikroplastikeinträge in die Oberflächengewässer des Einzugsgebiets simuliert. Das Modell FSK-MPTM berechnet zusätzlich zu den direkten Eintragsquellen im Küstenbereich den dreidimensionalen Transport von Mikroplastikpartikeln unter Berücksichtigung der Feinsediment-Interaktion im Ästuar und Randmeer.

Abbildung 3: Übersicht der Modellkette im MOMENTUM-Modellverbund: RAUMIS-Mikroplastik – mGROWA+TeMBa – FSK-MPTM



Quelle: eigene Darstellung (TI)

Auf die einzelnen hierbei miteinander verkoppelten Modellansätze wird im Folgenden detaillierter eingegangen.

3.1 Mikroplastikeinträge in landwirtschaftlich genutzte Böden

3.1.1 Kurzbeschreibung des RAUMIS-Modells

RAUMIS (Regionalisiertes **A**grar- und **U**Mwelt-**I**nformations-System für Deutschland) besteht aus einem regional differenzierten Angebotsmodell, das den deutschen Agrarsektor auf Kreisebene (NUTS3) abbildet (Henrichsmeyer et al., 1996) und aus mehreren Bilanzierungsmodellen, welche die Berechnung verschiedener regionaler Produktions- und Umweltindikatoren ermöglichen. Die Berechnung von Mikroplastikeinträgen in landwirtschaftliche Flächen erfolgt in einem Bilanzierungsmodell. In RAUMIS ist die kleinste Recheneinheit ein sogenannter „Regionshof“. Dabei wird die Agrarstruktur in jedem Kreis zu einem Regionshof zusammengefasst und als eine Einheit betrachtet (Regionshofansatz). Neben der Agrarstruktur können mit RAUMIS unter anderem auch Umweltinformationen (z. B. Nährstoffbilanzen, Treibhausgasemissionen) abgebildet werden. RAUMIS wurde in einer Vielzahl von Studien zur Analyse von gewässer- und klimaschutzrelevanten Fragestellungen

verwendet, beispielsweise zum Grundwasserschutz (Kunkel et al., 2010) und zum Meeresschutz (Ackermann et al., 2016) vor Nährstoffeinträgen, zur Quantifizierung von Lachgasemissionen (Henseler und Dechow, 2014) sowie zur ökonomischen Bewertung von Agrarklimaschutzmaßnahmen (Henseler et al., 2015; Röder et al., 2015).

Im Rahmen des MOMENTUM-Modellverbundes wurde RAUMIS erstmals für die neue Fragestellung der Mikroplastikeinträge in landwirtschaftliche Flächen erweitert (Brandes et al., 2021). Die Mikroplastikeinträge in landwirtschaftlich genutzte Böden wurden nach landwirtschaftlichen Quellen differenziert abgebildet. Durch Gespräche mit Expert*innen und Literaturrecherche wurden als flächen- und mengenmäßig relevanteste Eintragsquellen die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm und Kompost, der Einsatz von Mulchfolien im Gemüse- und Erdbeeranbau sowie Abdeckfolien im Spargelanbau identifiziert. Unter Berücksichtigung dieser Quellen wurde eine flächendeckende und zugleich räumlich differenzierte Modellierung der seit 1960 kumulierten Mikroplastikeinträge in den Boden durchgeführt. Als Eingangsdaten dienten Mikroplastikgehalte in Kompost und Klärschlamm aus der Literatur, die mit regionalen Statistiken und Erhebungsdaten zu Kompost- und Klärschlammaufbringung kombiniert wurden. Für die Abschätzung der Einträge durch Folie gingen Landnutzungsdaten von bestimmten Sonderkulturen und Koeffizienten zur Berechnung des im Boden verbleibenden Plastiks in die Modellierung ein. Die Ergebnisse des RAUMIS-Mikroplastikmodells zeigen räumliche Belastungsschwerpunkte in Böden innerhalb der Flusseinzugsgebiete und dienen der nachgeschalteten hydrologischen Modellierung durch den Projektpartner am Forschungszentrum Jülich als Eingangsdatensätze.

3.1.2 Datengrundlagen der regionalen Verteilung von Klärschlamm- und Kompostdüngung sowie Unterfolienanbau

Um die Aufbringung der mikroplastikenthaltenden Düngemittel (Kompost und Klärschlamm) bzw. der Nutzung von Agrarfolien mit höchstmöglicher räumlicher Auflösung zu quantifizieren, wurde zunächst die vorhandene Datenlage recherchiert. Die genauesten Daten liegen für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm vor, da die Klärschlammverordnung (Klärschlammverordnung – AbKlärV) eine detaillierte Dokumentation von Lieferung und Ausbringung im Klärschlammkataster vorsieht, das von vielen Landesbehörden seit einigen Jahren digital im Rahmen der POLARIS-Anwendung geführt wird (Landwirtschaftskammer Niedersachsen, 2018). Für Niedersachsen, Hessen und Thüringen konnten die flurstückgenauen Katasterdaten aus der POLARIS-Datenbank für die Jahre 2014–2016 ausgewertet werden. Da diese Daten nicht flächendeckend für das Wesereinzugsgebiet zur Verfügung standen, wurde für kleinere Gebiete in Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt auf die Klärschlammproduktionsstatistiken der Regionaldatenbank auf Kreisebene (Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2016b) zurückgegriffen.

Die regionale Kompostverteilung wurde aus den Kreisdaten der öffentlich-rechtlichen Abfallentsorgung (Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2016a) abgeleitet und anhand von Umrechnungsfaktoren und den Kompostdaten auf Bundes- bzw. Bundeslandebene konsistent berechnet. Die Kompostproduktionsmengen wurden bundesweit berechnet und mit den Grenzen des Wesereinzugsgebietes verschnitten.

Flächendaten zu Folienkulturen wurden in Deutschland bislang nur in wenigen Jahren und nicht flächendeckend durch die Gesellschaft für Kunststoffe im Landbau (GKL) erhoben (<https://www.gkl-online.de/agrar-kunststoffe.html>). Im Rahmen einer Vollerhebung wurden in 2012 für die Gemüse- und Erdbeer-Anbauswerpunkte Anbauumfänge auf Kreisebene veröffentlicht (Garming et al., 2018; Strohm et al., 2016). Daraus haben wir die Anbauumfänge von Sonderkulturen, die häufig unter Einsatz von Mulch- und Abdeckfolie angebaut werden, extrahiert und flächendeckend und konsistent zu den bundesweiten Anbauumfängen geschätzt.

3.1.3 Modellierung der räumlich differenzierten Mikroplastikeintragsmengen

Aus Mangel an zusätzlichen, räumlich differenzierenden Faktoren (z. B. zur Beschreibung regionaler Unterschiede in der Mikroplastikbelastung von Klärschlamm und Kompost) wurden regionale Unterschiede in

Mikroplastikeinträgen im Boden lediglich differenziert über die Aufbringungs- und Produktionsmengen des „Trägers“ (Klärschlamm, Kompost) sowie Anbauflächen von Kulturen, die häufig mit Folienverwendung angebaut werden. Die Mikroplastikgehalte in Klärschlamm und Kompost wurden als einheitlich über das gesamte Einzugsgebiet angenommen. In einer Literaturrecherche wurden publizierte (Mikro-)Plastikgehalte in Kompost und Klärschlamm zusammengetragen und auf Eignung als Modellinput hin geprüft. Um eine Schnittstelle zur Berechnung von Massenbilanzen mit den Modellen mGROWA und TeMBa des FZJ zu ermöglichen, wurden die Berechnungen in RAUMIS als Masseneinheiten durchgeführt. Dadurch begrenzte sich der mögliche Dateninput für Mikroplastikkonzentrationen auf Veröffentlichungen von massebasierten Ergebnissen (vgl. Tabelle 1). Für die Modellierung der Mikroplastikeinträge im Wesereinzugsgebiet wurde in Abstimmung mit dem Forschungszentrum Jülich für die Berechnung der mittleren Mikroplastikkonzentration in Klärschlamm die Massenbilanzen aus der umfangreichen Untersuchung von Crossman et al. (2020) genutzt. Für die Modellierung der Mikroplastikkonzentrationen in Kompost wurden Daten aus der Qualitätskontrolle der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. (BGK) verwendet (<https://www.kompost.de/>).

Tabelle 1: Mikroplastikgehalte in Kompost und Klärschlamm aus der Literatur

Kompost									
Ergebnis (mg kg ⁻¹)				Analytische Grenzen (µm)		Methode	Region	Quelle	
Mittel	Median	Min	Max	Min	Max				
335				2.000	Variabel nach Siebung	visuell	Deutschland	BGK (2016 und 2018 Analysen)	
19.700		15.600	23.800	1.000	4000		USA	Brinton (2005)	
82		2	180	500		visuell	Deutschland	Bläsing und Amelung (2018)	
Klärschlamm									
Ergebnis (mg kg ⁻¹)				Analytische Grenzen (µm)		Methode	Region	Quelle	
Mittel	Median	Min	Max	Min	Max				
	46	22	53	8	5.000	Berechnet aus Partikel # (visuell)	Chile	Corradini et al. (2019)	
504		471	536	50	5.000	Berechnet aus Partikel # (FT-IR)	Kanada	Crossman et al. (2020)	
640		626	654	50	5.000	Berechnet aus Partikel # (FT-IR)	Kanada	Crossman et al. (2020)	
1.229		1.180	1.276	50	5.000	Berechnet aus Partikel # (FT-IR)	Kanada	Crossman et al. (2020)	
4.400	4.100	2.800	6.600	NA	NA	PLE + Pyr-GC/MS	Australien	Okoffo et al. (2020)	
5.645				NA	5.000	Eigene Berechnung aus Studiendaten	Deutschland	Bertling et al. (2018)	
4.500	6.500	2.000	6.500	20	500	Berechnet aus Partikel # (FT-IR)	Dänemark	Vollertsen und Hansen (2017)	
15.000	21.667	6.670	21.667	20	500	Berechnet aus Partikel # (FT-IR)	Dänemark	Vollertsen und Hansen (2017)	
Angegeben sind ausschließlich Ergebnisse von Massen, die entweder modelliert, direkt gemessen oder aus Partikelzahlen berechnet wurden.									

Quelle: eigene Zusammenstellung von Literaturquellen

3.1.3.1 Modellierung der Mikroplastikeinträge aus Klärschlamm

Die Daten aus dem Klärschlammkataster wurden für Hessen, Niedersachsen und Thüringen aus den Jahren 2014–2016 zur Verfügung gestellt. Die Originaldaten lagen auf Flurstückebene vor, für die weitere Analyse wurden die Klärschlammaufbringungsmengen auf NUTS 4-Regionen (Gemeinden) aggregiert. Da für die Flächenanteile aus Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Bayern keine Daten aus dem Klärschlammkataster vorlagen, wurden stattdessen die Klärschlammstatistiken aus 2016 genutzt, die die Produktionsmengen des landwirtschaftlich verwerteten Klärschlamm pro Kreis beinhalten.

Zunächst wurden die Mikroplastikeinträge durch Klärschlamm für das Basisjahr 2016 berechnet, indem die Aufbringungsmengen pro NUTS 4-Region mit der angenommenen mittleren Mikroplastikkonzentration multipliziert wurden. Da Klärschlamm häufig nur in jedem dritten Jahr aufgebracht wird, kann die räumliche Verteilung von Jahr zu Jahr stark variieren. Diese Variation wurde dadurch geglättet, dass für das Jahr 2016 die mittleren Aufbringungsmengen der Jahre 2014–2016 angenommen wurden. Mikroplastikmengen in mg pro NUTS 4-Region i in 2016 wurden demnach berechnet als Produkt der angenommenen Mikroplastikkonzentration im Klärschlamm, C_{2016}^{SL} , und der aufgebrachten Klärschlammmenge, M_{2016}^{SL} , in NUTS 4-Region i .

$$MP_{i2016}^{SL} = C_{2016}^{SL} \times M_{i2016}^{SL} \quad (1)$$

Um einen graduellen Anstieg der Mikroplastikkonzentrationen in Klärschlamm seit Beginn der Plastikproduktion zu berücksichtigen, wurden Mikroplastikkonzentrationen für jedes Jahr seit der ersten Klärschlamm-Bundesstatistik im Jahr 1983 anhand der globalen Polyesterproduktionsraten (1975–2015) geschätzt. Eine exponentielle Funktion wurde an die Polyesterproduktionsdaten gefittet (vgl. Abbildung 4). Um Mikroplastikkonzentrationen der Jahre k vor 2016 zu schätzen, wurde ein jährlicher Korrekturfaktor ACF_k^{SL-C} berechnet als Quotient der modellierten Polyesterproduktionsmenge im Jahr k , PET_k , und der tatsächlichen Polyesterproduktionsmenge in 2016, PET_{2016} :

$$ACF_k^{SL-C} = \frac{PET_k}{PET_{2016}} \quad (2)$$

Daraus wurde die jährliche mittlere Mikroplastikkonzentration für Klärschlamm für jedes Jahr k berechnet:

$$C_k^{SL} = C_{2016}^{SL} \times ACF_k^{SL-C} \quad (3)$$

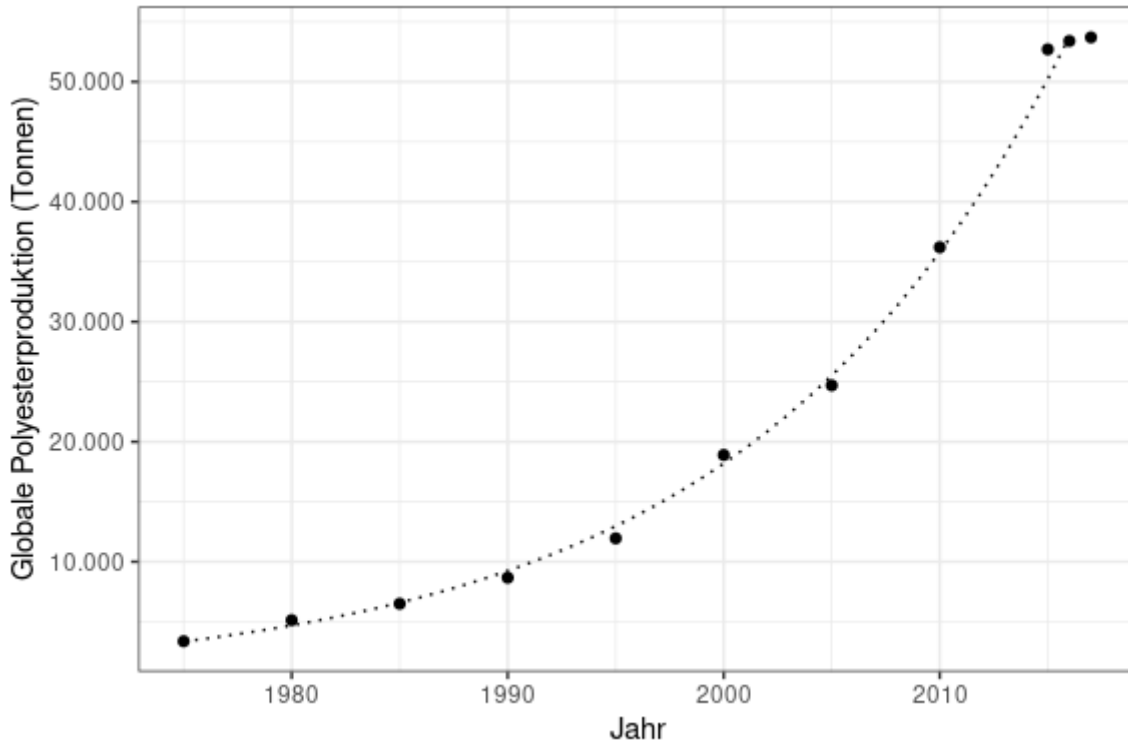
Um die jährlichen Mikroplastikeinträge über die gesamte Zeit von 1983–2016 zu integrieren, wurde ein Skalierungsfaktor I^{SL} berechnet:

$$I^{SL} = \frac{\sum_{k=1983}^{2016} (C_k^{SL} \times M_k^{SL})}{C_{2016}^{SL} \times M_{2016}^{SL}} \quad (4)$$

M_k^{SL} ist die bundesweite Gesamtmenge an landwirtschaftlich verwertetem Klärschlamm in Jahr k (vgl. Abbildung 5). Zuletzt wurden die kumulativen Mikroplastikmengen in jeder Gemeinde i mit diesem Skalierungsfaktor berechnet:

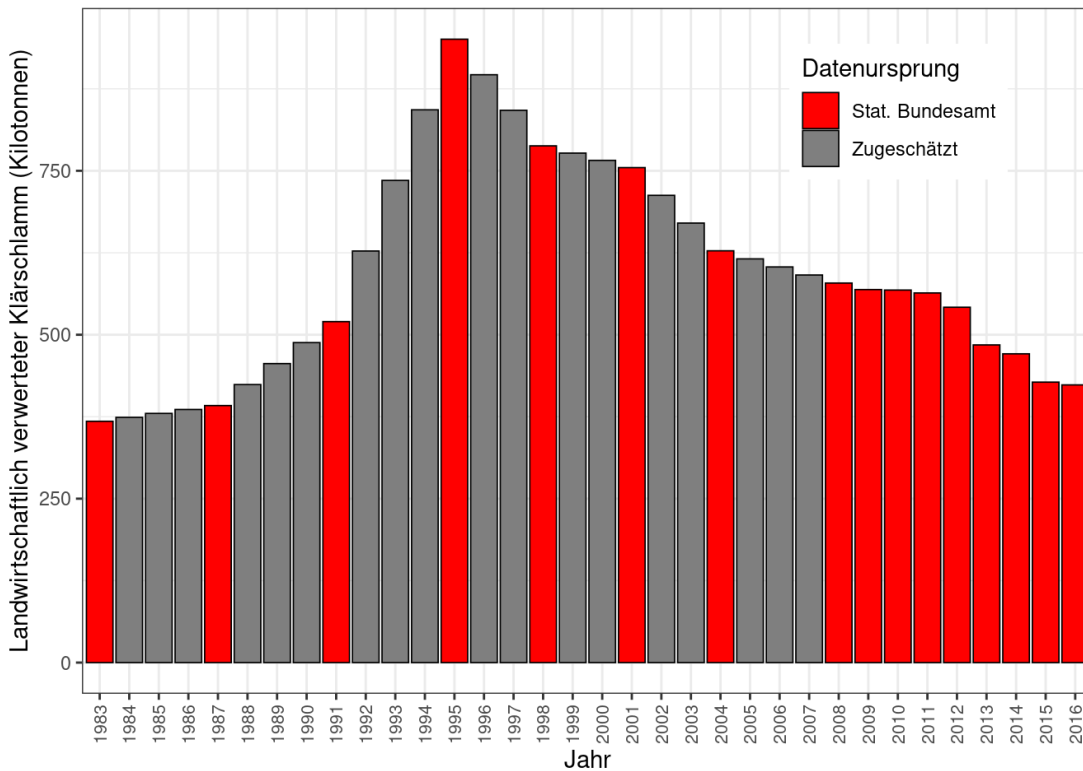
$$MP_i^{SL} = MP_{i2016}^{SL} \times I^{SL} \quad (5)$$

Abbildung 4: Exponentielles Modell, das die globale Polyesterproduktion von 1975 bis 2015 beschreibt



Quelle: IVC (2019)

Abbildung 5: Jährliche landwirtschaftlich verwertete Klärschlammengen in Deutschland von 1983 bis 2016



Anm.: Rote Balken zeigen verfügbare statistische Daten, graue Balken wurden durch lineare Interpolation zugeschätzt.

Quelle: Statistisches Bundesamt (2018), eigene Berechnung (TI)

3.1.3.2 Modellierung der Mikroplastikeinträge aus Kompost

Im Gegensatz zum Klärschlamm sind Aufbringungsdaten von Kompost auf regional hochaufgelöster Ebene nicht verfügbar. Auch liegen Kompostproduktions-Statistiken auf NUTS 3-Ebene nicht vor. Daher wurde die regionale Kompostproduktion in 2016 aus der Bioabfall-Statistik der Haushalte hergeleitet und mit den Daten der Kompostproduktion zur landwirtschaftlichen Verwertung in 2016 auf NUTS 1-Ebene skaliert, um Konsistenz der Mengen auf Bundeslandebene zu erhalten.

Die potenzielle Kompostmenge \overline{M}^{CO} , die aus dem in NUTS 3-Region (Kreis) i angefallenen Bioabfall M^{BIO} produziert wurde, wurde unter der vereinfachenden Annahme der Massereduktion um 50 % berechnet als

$$\overline{M}_i^{CO} = M_i^{BIO} \times 0.5 \times F_{cd} \quad (6)$$

Der Faktor F_{cd} wurde berechnet als mittlerer Quotient der aus bundesweit an die Kompostwerke gelieferten und von den Haushalten gesammelten Bioabfallmengen in den Jahren 2004–2016. Er beträgt 1,53, da die Liefermengen neben den Haushaltsabfällen auch Abfälle enthalten, die nicht in der Haushalts-Statistik erfasst werden (z. B. aus Abfallmengen aus öffentlichen Grünanlagen und Industrie).

Unter Berücksichtigung, dass nur ein Teil des produzierten Komposts landwirtschaftlich verwertet wird, wurde ein Korrekturfaktor CF^{CO} pro Bundesland j aus den Gesamt-Kompostmengen, die in jedem Bundesland in 2016 landwirtschaftlich verwertet wurden, $M^{CO \text{ destatis}}$, und den Summen der potentiellen produzierten Kompostmengen aus Gleichung 6 berechnet als

$$CF_j^{CO} = \frac{M_j^{CO \text{ destatis}}}{\sum \overline{M}_i^{CO}} \quad (7)$$

Dieser Korrekturfaktor wurde im Anschluss zur Berechnung der landwirtschaftlich verwerteten Kompostmengen auf NUTS 3-Ebene verwendet

$$M_{i2016}^{CO} = \overline{M}_i^{CO} \times CF_j^{CO} \quad (8)$$

Der mittlere Mikroplastikgehalt in Kompost C^{CO} wurde den Analyseergebnissen der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. (BGK) von 2016 und 2018 entnommen und im Rahmen der Gütesicherung von RAL-zertifiziertem Kompost bundesweit Stichproben visuell auf Plastikpartikel $> 2 \text{ mm}$ untersucht. Zur Berücksichtigung der unbekanntenen Plastikfraktion $< 1 \text{ mm}$ wurden entsprechend der Empfehlung der BGK auf den Durchschnittswert 10 % aufgeschlagen (Kehres, 2019). In Ermangelung von weiter zurückreichenden Daten wurde ein konstanter Mikroplastikgehalt seit Beginn der kommunalen Bioabfallsammlung in 1990 angenommen. Wie auch für die Eintragsquelle Klärschlamm (Gleichung 1) wurde der Mikroplastikeintrag für jede NUTS 3-Region i berechnet als Produkt der jeweiligen produzierten Kompostmenge M_{i2016}^{CO} und der Mikroplastik-Konzentration

$$MP_{i2016}^{CO} = M_{i2016}^{CO} \times C^{CO} \quad (9)$$

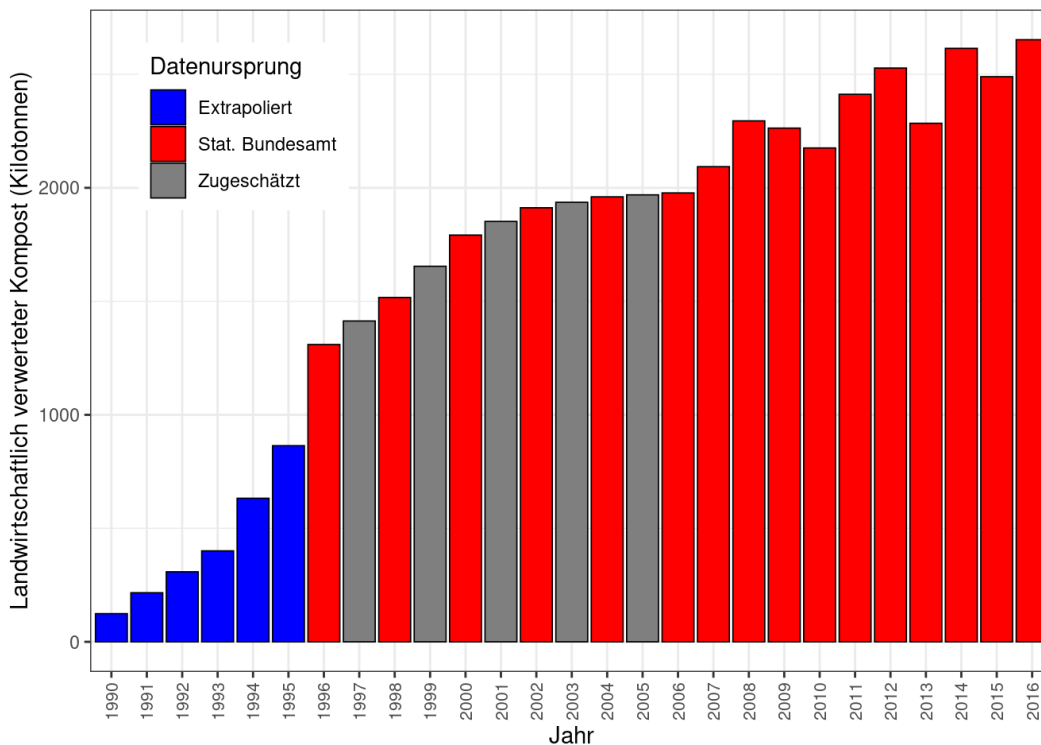
Für die Jahre vor 2016 wurde die vereinfachende Annahme getroffen, dass sich die Kompostmengen pro NUTS 3-Region proportional zu den bundesweiten, landwirtschaftlich verwerteten Gesamt-Kompostmengen M_k^{CO} entwickelt haben. Diese sind für einige Jahre verfügbar, für die fehlenden Jahre wurden die Daten durch lineare Interpolation und Herleitung aus dem Bioabfall auf Bundesebene (vor 1996) geschätzt (Abbildung 6). Um die jährlichen Mikroplastikeinträge über die gesamte Zeit von 1990–2016 zu integrieren, wurde ein Skalierungsfaktor I^{CO} berechnet als

$$I^{CO} = \frac{\sum_{k=1990}^{2016} (C^{CO} \times M_k^{CO})}{C^{CO} \times M_{2016}^{CO}} \quad (10)$$

Mit diesem Faktor wurden dann die in Gleichung 9 berechneten Mikroplastikmengen multipliziert, um die kumulativen Mikroplastikeinträge in die Böden zu schätzen

$$MP_i^{CO} = MP_{i2016}^{CO} \times I^{CO} \tag{11}$$

Abbildung 6: Jährlich produzierte, in der Landwirtschaft eingesetzte Kompostmengen in Deutschland



Anm.: Rote Balken zeigen die statistischen Quelldaten, graue Balken wurden linear interpoliert und blaue Balken aus den bundesweiten Bioabfall-Statistiken hergeleitet.

Quelle: Statistisches Bundesamt (2018), eigene Berechnung (TI)

3.1.3.3 Modellierung der Mikroplastikeinträge aus Agrarfolien

Die Berechnungen der Mikroplastikeinträge über Agrarfolien basieren auf den Anbauumfängen von Sonderkulturen bzw. zusammengefassten Kategorien, die typischerweise mit dem Einsatz von Agrarfolien angebaut werden – entweder mit Abdeckfolie (Spargel, Frühkartoffeln) oder mit Mulchfolie (Erdbeeren, Salate, Gurkengewächse). Die Eingangsdaten stammen aus der Gemüsegesamterhebung von 2012, die auf NUTS 3-Ebene (Kreise) die Regionen mit Anbauschwerpunkten für Sonderkulturen wie Gemüse und Erdbeeren abdeckt. Die Anbauumfänge der nicht erfassten Kreise wurden durch aggregierte Daten auf der nächsthöheren Verwaltungsebene (NUTS 2 und NUTS 1) zugeschätzt. Anbauumfänge von Frühkartoffeln werden seit 2007 nicht mehr gesondert erhoben. Aus diesem Grund wurden die geschätzten Frühkartoffelumfänge auf Kreisebene der RAUMIS-Datenbank entnommen. Anhand dieses Datensatzes wurden die Anteile der Frühkartoffelumfänge an den Gesamtumfängen aller Kartoffeln von 2010 berechnet und auf die Kartoffelumfänge aus dem Thünen-Agraratlas von 2010 (auf NUTS 4- bzw. Gemeindeebene) bezogen (zur Berechnung der Frühkartoffelumfänge auf NUTS 4-Ebene).

Ebenso wurde für die Gemeindeumfänge der Gemüsekategorien und Erdbeeren die Berechnung der Anteile an den Gesamtumfängen (Gemüse und Erdbeeren) auf NUTS 3-Ebene vorgenommen und die Anteile auf die Gesamtumfänge von Gemüse und Erdbeeren aus dem Thünen-Agraratlas von 2010 (auf NUTS 4-Ebene) bezogen.

Anhand dieses Datensatzes von Anbauumfängen von 2010 wurden die eingetragenen Plastikmengen spezifisch für jede Frucht­kategorie berechnet als

$$MP_{i,2010}^{SC} = A_{i,2010}^{SC} \times AP_{2010}^{SC} \times L^{SC} \times FM^{SC} \quad (12)$$

aus dem Anbauumfang der Frucht­kategorie in NUTS 4-Region i , $A_{i,2010}^{SC}$ und dem Anteil der Anbaufläche, die tatsächlich unter Verwendung von Folie kultiviert wurde, AP_{2010}^{SC} (1 für Spargel, Gurkengewächse und Frühkartoffeln, 0,5 für Salate und Erdbeeren). L^{SC} ist der Verlustfaktor, der den Anteil an aufgebracht­er Folie angibt, der nach der Einholung auf dem Feld verbleibt. Er wurde als Funktion der Folienstärke berechnet, die für die verschiedenen Frucht­kategorien spezifisch ist. FM^{SC} ist die Folienmasse, die pro ha und Jahr auf das Feld aufgebracht wurde und berechnet sich aus der Folienstärke und der Materialdichte. Als Material wurde der am häufigsten für landwirtschaftliche Folien verwendete Kunststoff LDPE (Light Density Polyethylen) mit einer Dichte von $0,92 \text{ g/cm}^3$ angenommen. Die Koeffizienten sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Für die Berechnung wurde vereinfachend angenommen, dass die Gesamtheit des durch Rückholverluste im Boden verbleibenden Plastiks zu Mikroplastik fragmentiert wird.

Tabelle 2: Koeffizienten zur Berechnung der Mikroplastikeinträge durch Agrarfolien

Kulturkategorie	AP_{2012}^{SC}	L^{SC}	TH (m)	D^{LDPE} (kg m ⁻³)	FM^{SC} (kg ha ⁻¹)
Spargel	1,0	0,0010	0,000100	917,5	917,500
Erdbeeren	0,5	0,0027	0,000040	917,5	367,000
Gurkengewächse	1,0	0,0094	0,000030	917,5	275,250
Salate	0,5	0,0100	0,000025	917,5	229,375
Frühkartoffeln	1,0	0,0100	0,000025	917,5	229,375

Anm.: AP_{2012}^{SC} ist der Anteil der Anbauumfänge, der tatsächlich unter Folienanwendung angebaut wurde. L^{SC} ist der Verlustfaktor als Funktion der Folienstärke TH . D^{LDPE} ist die Dichte des angenommenen Folienmaterials LDPE (Light Density Polyethylen) und FM^{SC} ist die Masse der aufgetragenen Folie pro ha und Jahr.

Quelle: Annahmen aufgrund von Einschätzungen durch Expert*innen

Ziel der Modellierung war die Abschätzung der über die Zeit kumulativ in landwirtschaftlich genutzte Böden eingetragenen Mengen an Mikroplastik. Daher wurde zunächst, wie in Kapitel 3.1 beschrieben, ein Basisjahr (2010) betrachtet und die regionalisierten Mikroplastikeintragsmengen anhand der nach Einschätzungen durch Expert*innen angenommenen, generellen Entwicklung von Folieneinsatz in der Landwirtschaft auf die vorangegangenen (zurück bis 1960) sowie die Folgejahre (bis 2016) skaliert.

3.1.4 Datenübergabe an die hydrologische Modellierung

Für jede Eintragsquelle wurde ein Geodatensatz für das Wesereinzugsgebiet zur Übergabe an die hydrologische Modellierung vorbereitet. Räumliche Bezugsfläche für die Datenübergabe war die Gesamtfläche des Einzugsgebiets der Weser inkl. eines 2 km breiten Puffers an den Außengrenzen. Für Klärschlamm lag die räumliche Auflösung auf der Gemeindeebene (für die Bundesländer Niedersachsen, Hessen und Thüringen) bzw. auf der Kreisebene (für Bayern, Sachsen-Anhalt und Nordrhein-Westfalen). Die Kompostdaten wurden auf der Kreisebene, die Folien­daten auf der Gemeindeebene übergeben. Die Daten wurden als Gesamtmenge Mikroplastik (in Tonnen) für die jeweils zugrunde gelegte räumliche Bezugseinheit (Gemeinde oder Kreis) übergeben. Wenn sich eine Gemeinde oder ein Kreis nur mit einer Teilfläche im Einzugsgebiet befand, wurden die Gesamt­mengen mit dem entsprechendem Flächenanteil multipliziert. Wenn beispielsweise eine Gemeinde nur zu 60 % innerhalb des Einzugsgebiets lag, wurde die Gesamtmenge an Mikroplastik mit 0,6 multipliziert.

3.2 Mikroplastikeinträge in Oberflächengewässer

3.2.1 Grundlegende Methodik der MOMENTUM-Modellkomponente mGROWA+TeMBa

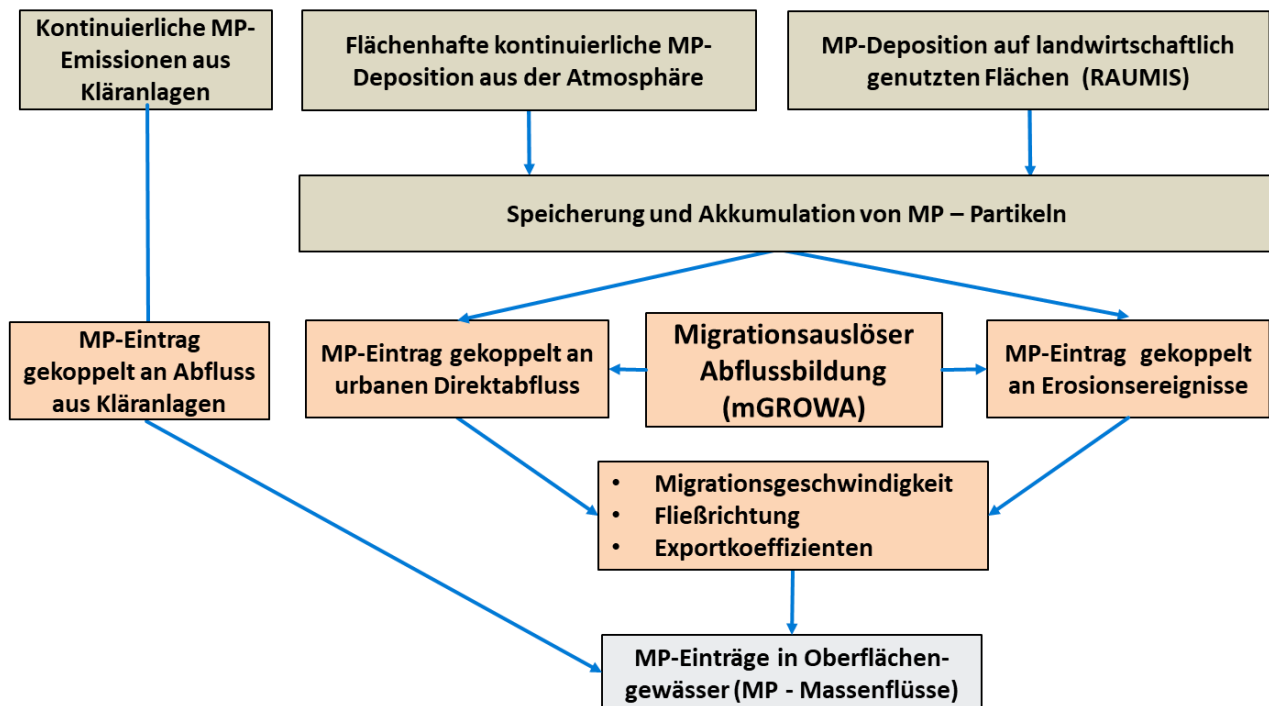
Zur Abbildung der Mikroplastikemissionen (Mikroplastikmassenströme) in Oberflächengewässer im Einzugsgebiet wurde am Forschungszentrum Jülich die Modellkomponente mGROWA+TeMBa (mGROWA = großräumiges Wasserhaushaltsmodell, TeMBa = Terrestrial Microplastics Balance) entwickelt. Mit mGROWA+TeMBa werden die wichtigsten Migrationspfade für Mikroplastik abgebildet, wobei die für den Mikroplastikeintrag relevanten Eintragspfade (Erosion, urbaner Direktabfluss) in hoher zeitlicher Auflösung (täglich) und hoher räumlicher Auflösung (100x100 m-Raster) abgebildet werden. Die jeweiligen über diese Pfade in die Oberflächengewässer gelangenden Mikroplastikmengen werden für relevante Polymere, wie z. B. Polyolefine, Polystyrol und Polyester, bilanziert. Die wichtigsten Mikroplastikquellen gehen als externe Größen (Datengrundlagen) in die Modellkomponente mGROWA+TeMBa ein. Zudem werden zur Kalibration des Modells geeignete Messdaten mit bei Beprobungen festgestellten Mikroplastikgehalten benötigt, z. B. für Teileinzugsgebiete, damit das Modell realistische Ergebnisse liefert. Als Ergebnisse werden Hotspot-Regionen des Mikroplastikeintrags innerhalb der Flusseinzugsgebiete ausgewiesen. Innerhalb der MOMENTUM-Modellkette stellen die mGROWA+TeMBa-Modellergebnisse Eingangsdatensätze für die nachgeschaltete Ästuarmodellierung mit dem FSK-Modell des NLWKN dar (vgl. Kapitel 3.3).

Mit mGROWA+TeMBa wurden die Mikroplastikeinträge in die Oberflächengewässer des Wesereinzugsgebiets in täglichen Zeitschritten und in hoher räumlicher Auflösung simuliert. Für die Modellierung des Wesereinzugsgebietes wurde hierzu eine Unterteilung des Einzugsgebietes in Raster vorgenommen, wobei jede Rasterzelle eine Fläche von 100x100 m repräsentiert. Dementsprechend wurde das ca. 49.000 km² große Einzugsgebiet der Weser in insgesamt ca. 4,9 Millionen Rasterzellen untergliedert, für welche die Modellierungen durchgeführt wurden.

Abbildung 7 zeigt die grundlegenden Verfahrensschritte, die zum Projektabschluss in der Modellkette mGROWA+TeMBa implementiert waren. Danach werden die Teilmodelle mGROWA und TeMBa separat erläutert.

Als kontinuierliche und direkte Eintragsquelle für Mikroplastik werden Kläranlagen berücksichtigt. Die Mikroplastikeinträge in Oberflächengewässer ergeben sich hier direkt aus den Mikroplastikgehalten im Auslauf von Kläranlagen. Bei der Modellierung werden diese Kläranlagenausläufe als Quelle von Mikroplastik betrachtet, welche (gereinigtes) Abwasser mit einer charakteristischen Menge und Zusammensetzung (verschiedene Polymertypen im Mikroplastik) in die Gewässer emittieren. Die im Rahmen der Probennahme-Kampagnen und der umfangreichen Laboranalysen ermittelten Messdaten wurden hierzu auf alle im Wesereinzugsgebiet befindlichen Kläranlagen extrapoliert. Ein Algorithmus bilanziert diese Mengen an den stromabwärts gelegenen Kontrollpunkten und Flusspegeln.

Abbildung 7: Die einzelnen Verfahrensschritte in der Modellkette mGROWA+TeMBa



Quelle: eigene Darstellung (FZI)

Sehr viel differenzierter ist die Ermittlung der Mikroplastikausträge aus flächenhaft wirkenden (diffusen) Quellen. In einem ersten Schritt wird mit dem TeMBa-Modell die kontinuierliche Ablagerung von über die Luft transportierten Mikroplastikpartikeln auf Böden, versiegelten Oberflächen und Wasserflächen ermittelt. Dies erfolgt durch Übertragung der Messdaten für Mikroplastik aus der atmosphärischen Deposition auf die Gesamtfläche des Wesereinzugsgebietes.

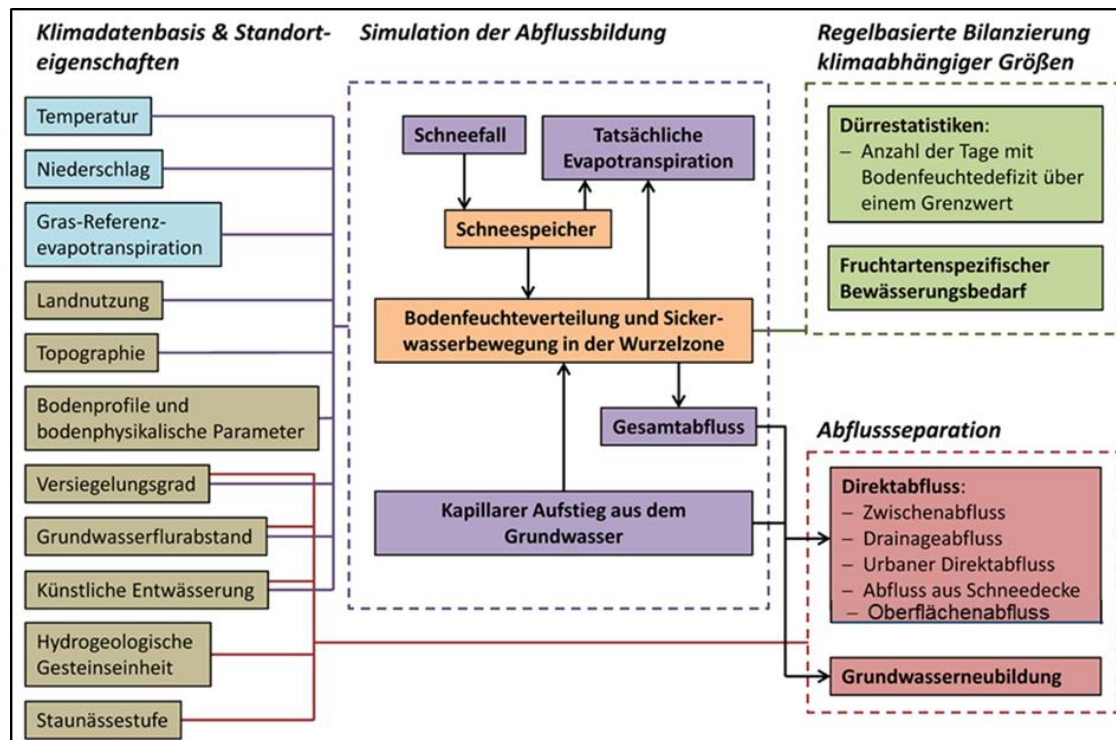
Als weitere diffuse Quelle wird die Deposition von Mikroplastik auf landwirtschaftlich genutzten Böden im Rahmen der Bewirtschaftung berücksichtigt. Relevant sind in diesem Zusammenhang die vom Thünen-Institut ermittelten räumlichen Verteilungen der auf landwirtschaftliche Flächen aufgebrauchten Klärschlamm- und Kompostmengen im Wesereinzugsgebiet. Für diese Aufbringungsmengen wurde vereinfacht angenommen, dass die bei Beprobungen von Klärschlamm und Kompost festgestellten Mikroplastikgehalte typisch sind und somit auf die Mikroplastikgehalte des im Wesereinzugsgebiet aufgebrauchten Klärschlamm und Komposts übertragen werden können.

Sowohl die kontinuierliche wie auch die durch Bewirtschaftung bedingte Deposition von Mikroplastik führen zu einer zwischenzeitlichen Akkumulation der Mikroplastikpartikel in Böden bzw. auf versiegelten Flächen. Im Modell liegen die Mikroplastikpartikel als sogenanntes Mikroplastikinventar in den 100x100 m-Rasterzellen vor. Um die Mikroplastikpartikel aus diesen Zwischenspeichern freizusetzen, bedarf es eines migrationsauslösenden hydrologischen Ereignisses (z. B. Starkregen und Erosion), das zu einem Weitertransport führt. Tritt ein solches Ereignis auf, dann kann Mikroplastik über entsprechende Migrationspfade in Oberflächengewässer gelangen.

3.2.2 mGROWA zur Simulation der Migrationsauslöser und Migrationspfade für Mikroplastik

Die Simulation der Migrationsauslöser und Migrationspfade für Mikroplastik erfolgte mit dem für einen Einsatz in großen Modellgebieten (Flusseinzugsgebiete, Bundesländer etc.) konzipierten Wasserhaushaltsmodell mGROWA (vgl. Abbildung 8).

Abbildung 8: Modellkonzept des Wasserhaushaltsmodells mGROWA



Quelle: eigene Darstellung (FZI)

Mit mGROWA werden in der ersten Stufe die tatsächliche Verdunstung und der sich insgesamt in einem Modellgebiet bildende Abfluss simuliert. Die Berechnung der tatsächlichen Verdunstung erfolgt in Tagesschritten unter Berücksichtigung des für diesen Prozess zur Verfügung stehenden (gespeicherten) Wassers im Boden. Dem flächendifferenzierten Ansatz des mGROWA-Modells folgend, werden hierzu für die Oberflächentypen „Boden mit Vegetation“, „versiegelte Fläche“ und „freie Wasseroberfläche“ jeweils an die spezifische Wasserspeicherfähigkeit angepasste spezielle Berechnungsansätze (Speicherfunktionen) verwendet.

Die Simulation des Bodenwasserhaushalts auf Flächen mit Vegetation erfolgt auf Basis des von Müller et al. (2012) entwickelten Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodells BOWAB. Für versiegelte Flächen und freie Wasseroberflächen wurden in das mGROWA-Modell jeweils für die Abbildung der speziellen Speichercharakteristik dieser Flächen konzipierte Speicherfunktionen implementiert.

In der zweiten Stufe des mGROWA-Modells wird der Gesamtabfluss in Abflusskomponenten untergliedert. Die für den Mikroplastikeintrag relevanten Abflusskomponenten sind der Oberflächenabfluss sowie der Direktabfluss von urbanen Flächen. Die anderen von mGROWA ausgewiesenen Abflusskomponenten (Zwischenabfluss, Abfluss über Drainagen und Grundwasserneubildung) werden aus Konsistenzgründen – und um die modellierten Abflüsse an gemessenen Abflüssen in Oberflächengewässern validieren zu können – bei der Modellierung ebenfalls ausgewiesen. Als Migrationspfad für Mikroplastik spielen Zwischenabfluss und Grundwasserneubildung aber eine nur untergeordnete oder gar keine Rolle, da eine Verlagerung von Mikroplastikpartikeln durch den Boden bzw. die Grundwasserdeckschichten bis ins Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer eher die Ausnahme ist (Castan et al., 2021; Tagg et al., 2021). Abfluss über Drainage könnte für den Mikroplastikaustrag eine Rolle spielen, jedoch liegen hierzu noch keine Untersuchungen vor. Im Folgenden wird deshalb nur auf den Direktabfluss von urbanen Flächen und den Oberflächenabfluss bzw. die hiermit in Zusammenhang stehende Wassererosion eingegangen.

Von versiegelten Flächen kann nur das Wasser verdunsten, welches auf der Oberfläche gespeichert werden kann. Wie Untersuchungen von Wessolek und Facklam (1997) gezeigt haben, kann auf typischen versiegelten Flächen

urbaner Räume etwa 1 mm Regenwasser gespeichert werden. Der Anteil des Niederschlages, der nicht gespeichert werden kann, fließt als Direktabfluss von urbanen Flächen ab.

Die Modellierung des Abflusses von urbanen Flächen erfolgt flächendifferenziert für die Rasterzellen von 100x100 m. Hierbei ist zu beachten, dass in urbanen Regionen in der Regel nicht die gesamte Rasterzelle versiegelt ist, sondern nur ein bestimmter Anteil. Dieser Anteil entspricht den Flächen in einer Rasterzelle, von welchen Mikroplastik abgespült werden kann. Für jede Rasterzelle, für die eine Information zum Versiegelungsgrad vorliegt, wird die Wasserbilanz des versiegelten Anteils daher separat als Speicherfunktion $f(s)$ berechnet. Der auf diesen Flächen gebildete Direktabfluss von urbanen Flächen ist ein relevanter Migrationspfad für Mikroplastikpartikel.

Die Bildung von Oberflächenabfluss ist eine wichtige Voraussetzung für die Bestimmung der durch Wassererosion in die Oberflächengewässer transportierten Mikroplastikpartikel. Das Auftreten von Oberflächenabfluss ist im Allgemeinen an Starkregenereignisse gebunden und auf reliefierte Regionen beschränkt.

Zur Berechnung der im langjährigen Mittel zu erwartenden Oberflächenabflusshöhen auf Rasterebene wurde ein Ansatz verwendet, in dem die Höhe des Oberflächenabflusses als von der Niederschlagshöhe abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe ausgedrückt wird (Mockus, 1972).

Bei der Modellierung wurde unterstellt, dass die Bildung von Oberflächenabfluss (bzw. der hieran gekoppelte Mikroplastikeintrag in die Gewässer über den Migrationspfad Erosion) ereignisbezogen erfolgt. Als Ereignisse, die die Oberflächenabflussbildung auslösen, wurden die Tage mit den höchsten Niederschlagshöhen innerhalb eines Jahres angesehen. Für die modellierten jährlichen Oberflächenabflusshöhen wird daher eine lineare Verteilung auf die Tage mit den höchsten Niederschlagshöhen innerhalb eines Jahres vorgenommen. Hierbei wurde darauf geachtet, dass die Summe der täglichen Oberflächenabflusshöhen die modellierte Oberflächenhöhe pro Jahr nicht überschreitet.

Ob der auf einer Rasterzelle gebildete Oberflächenabfluss ein Fließgewässer überhaupt erreicht, hängt davon ab, ob die Einzelflächen über Rinnen, Rillen und reliefbedingte Tiefenlinien direkt an ein Fließgewässer angebunden sind (Tetzlaff et al., 2013). Ist dies der Fall, kommt es über diese Strukturen zu punkthaften Übertritten des Oberflächenabflusses in die Fließgewässer (Mollenhauer, 1987; Duttmann, 1999). Voraussetzung für die Eigenschaft als Fläche mit gewässerrelevantem Oberflächenabfluss sind folgende Standortbedingungen, die in Kombination erfüllt sein müssen: mindestens 2 % Neigung, Entfernung der Fläche vom Gewässer oder einer Tiefenlinie nicht weiter als 30 m (Fried et al., 2000; Sommer und Murschel, 1999).

Eine Simulation von oberirdischen an Gewässer angebundenen Fließwegen kann auf Basis hoch aufgelöster digitaler Geländemodelle erfolgen, wobei im Modell MEPhos der von Tarboton (1997) entwickelte Algorithmus Deterministic Infinity (D_{∞}) eingesetzt wird. D_{∞} zählt zu den zweidimensionalen Abflussmodellen, die den in einer Rasterzelle generierten Abfluss als über die Fläche verteilt berechnen. Nur von den mit diesen Kriterien identifizierten Flächen mit gewässerrelevantem Oberflächenabfluss kann es über den Migrationspfad Wassererosion zu Mikroplastikausträgen kommen.

Zur Modellierung des Mikroplastikeintrags über die Wassererosion wurde auf Algorithmen aufgesetzt, die im Modell MEPhos (Tetzlaff et al., 2013) implementiert sind. Zunächst wird mit der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) die Bodenerosionsgefährdung A nach Schwertmann et al. (1990) berechnet. Als maßgebliche Einflussfaktoren auf das Ausmaß der Wassererosion gehen in der ABAG Hangneigung, Hanglänge, Bodeneigenschaften, Vegetationsart und Regenintensität ein. In ihrer allgemeinen Form lautet die ABAG:

$$A = R \times K \times S \times L \times C \times P \quad (13)$$

mit: A = potenzieller Bodenabtrag ($\text{t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$)
 R = Regen- und Oberflächenabflussfaktor ($\text{kJ m}^{-2} \text{mm h}^{-1} \text{a}^{-1}$)
 K = Bodenerodierbarkeitsfaktor ($(\text{t ha}^{-1}) / (\text{kJ m}^{-2} \text{mm h}^{-1})$)
 S = Hangneigungsfaktor (dimensionslos)
 L = Hanglangenfaktor (dimensionslos)
 C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (dimensionslos)
 P = Erosionsschutzfaktor (dimensionslos)

Die Bodenabtragsgefahr nach ABAG trifft allerdings noch keine Aussage über den tatsächlichen Sedimenteintrag ins Gewässer. Hierzu wird die erosionsgefährdete Fläche nach ABAG zunächst auf Ackerflächen reduziert, da es weder von mit Grünland und/oder Wald bedeckten Flächen zu einem Bodenabtrag kommt. Wie bereits in Zusammenhang mit der Identifikation von Flächen mit gewässerrelevantem Oberflächenabfluss beschrieben, kommt es weiterhin nur von Flächen mit einer direkten Gewässeranbindung dazu, dass an einem Oberhang abgespültes Bodensubstrat ein Oberflächengewässer erreicht. Durch diese Vorgehensweise wird sichergestellt, dass die Liefergebiete von Sediment bei der Modellierung räumlich verortet werden. Sedimentliefergebiete sind in diesem Sinne ausschließlich erodierende Ackerflächen mit direktem Anschluss an die reliefbedingten Fließwege.

Sowohl die über die Luft kontinuierlich abgelagerten Mikroplastikpartikel als auch die über die Ausbringung von Klärschlamm und Kompost ereignisbezogen abgelagerten Mikroplastikpartikel werden in ackerbaulich genutzten Böden zwischenzeitlichen akkumuliert. Man kann davon ausgehen, dass es durch Unterpflügen zu einer homogenen Durchmischung der Mikroplastikpartikel in den obersten 20–30 cm des Bodens (AP-Horizont) kommt, die über einen Anreicherungsfaktor ausgedrückt werden kann. Um die Mikroplastikpartikel aus diesem Zwischenspeicher freizusetzen, bedarf es eines erosionsauslösenden hydrologischen Ereignisses, z. B. eines Starkregenereignisses. Tritt ein solches Ereignis auf, so wird das im Oberboden verteilte Mikroplastik über die Wassererosion zusammen mit dem Sediment in die Oberflächengewässer transportiert.

Von den erosionsgefährdeten Flächen gelangt somit mit dem Sediment einerseits ein Teil der über die Luft kontinuierlich abgelagerten Mikroplastikpartikel in die Oberflächengewässer. Andererseits gelangt auf diese Weise ein Teil der über Klärschlamm und Kompost ereignisbezogen abgelagerten Mikroplastikpartikel in die Oberflächengewässer. Letzteres ist auf die erosionsgefährdeten Flächen beschränkt, auf die Klärschlamm und Kompost aufgebracht wurde. Der Mikroplastikeintrag in die Vorfluter über den Boden ist somit direkt an die Höhe des Sedimenteintrags bzw. an die Mikroplastikgehalte im Oberboden der erodierenden Flächen mit Gewässeranbindung gebunden.

3.2.3 Berechnung der Partikelmasse im TeMBa-Modell

Bei der räumlich differenzierten Simulation des gesamten Mikroplastikmassenstroms im Wesereinzugsgebiet wird im TeMBa-Modell nach den Polymertypen unterschieden, die bei den Probennahmekampagnen festgestellt wurden (Messdaten). Die Mikroplastikmassenströme wurden direkt aus einer im Projekt PLAWES im FZI aufgebauten Partikeldatenbank berechnet. Hierzu wurde in enger Abstimmung mit den Projektpartnern des Verbundprojektes PLAWES eine Bibliothek mit Funktionen zur Abschätzung der Partikelvolumina sowie mit Polymerdichten zusammengestellt und harmonisiert.

Bei der Partikelvolumenschätzung wurden in PLAWES die in Tabelle 3 dargestellten geometrischen Volumen berücksichtigt. Quelle: eigene Annahmen (FZI) basierend auf den angegebenen Quellen

Tabelle 4 zeigt die für die Modellierung in PLAWES berücksichtigten Polymerdichten.

Tabelle 3: Für die Modellierung im Projekt PLAWES berücksichtigtes Polymervolumen

Gestalt	Geometrisches Volumen
Faser	Zylinder
Fragment	Elliptischer Zylinder (2 bekannte Achsen)*
Folie	Elliptischer Zylinder (2 bekannte Achsen)**
langes Fragment / faserartig	Zylinder
Faserbündel	Zylinder
Kugel	Triaxiales Ellipsoid

Anm.: *Berechnung der 3. Achse basierend auf der 2. Achse mit dem Faktor 0,67 (Simon et al., 2018) / **Berechnung der Dicke basierend auf der 2. Achse mit dem Faktor 0,067 (Kooi und Koelmans, 2019).

Quelle: eigene Annahmen (FZJ) basierend auf den angegebenen Quellen

Tabelle 4: Für die Modellierung im Projekt PLAWES berücksichtigte Polymerdichten und entsprechende in Tabelle 8 verwendete Abkürzungen

Polymer(gruppe)	Abkürzung	Dichte (g cm ⁻³)	Quelle
Polyolefine	PE, PP	0,9325	1
Polystyrol	PS	1,07	1
Polyurethan	PU	1,2	1
Polyester	PET	1,77	1
Polyamid		1,035	1
Polyacryl		1,145	1
Fluoropolymer		2,2	2
Epoxyharz		1,168	2
Elastomer		1,18	3
Chloropolymer	PVC	1,37	1
Acrylonitrile butadiene styrene	ABS	1,09	4
Polyacetale		1,42	5
Polyactetate		0,93	6
Polycarbonate		1,21	7

Quellen: ¹Hidalgo-Ruz et al. (2012), ²GESTIS-Stoffdatenbank des IFA: <https://gestis.dguv.de/>, ³Dichte von Polyacrylnitril (PAN): <https://de.wikipedia.org/wiki/Polyacrylnitril>, ⁴<https://www.chemie.de/lexikon/Acrylnitril-Butadien-Styrol.html>, ⁵<https://de.wikipedia.org/wiki/Polyoxymethylene>, ⁶<https://omnexus.specialchem.com>, ⁷<https://de.wikipedia.org/wiki/Polycarbonate>

Aus dem Partikelvolumen (V) und den Polymerdichten (ρ) wurden individuelle Partikelmassen (m) nach dem folgenden Ansatz berechnet:

$$m = \rho \times V \quad (14)$$

Anschließend erfolgt eine Extrapolation der individuellen Partikelmassen auf die mit mGROWA modellierten Abflüsse. Hierbei wird der Mikroplastikmassenstrom der einzelnen Polymere berechnet, der sich ergeben würde, wenn die bei der Beprobung festgestellte Partikelzahl inkl. des Probenvolumens auf die mit mGROWA simulierten Abflüsse eines Jahres extrapoliert würde.

3.2.4 Datengrundlagen für die Modellierung der Migrationspfade

Zur Charakterisierung und Modellierung der einzelnen Migrationspfade wurden für das Einzugsgebiet der Weser Datengrundlagen unterschiedlicher Herkunft (Boden, Topografie, Landnutzung, Grundwasserflurabstand etc.) aufbereitet (vgl. Tabelle 5).

Tabelle 5: Datengrundlagen für die mGROWA-Modellierung im Einzugsgebiet der Weser

Themengebiet	Datengrundlage	Datentyp	Quelle
Grunddaten	Verwaltungsgrenzen	Vektor	Heidecke et al. (2015)
Hydrografie	Fließgewässer, Seen	Vektor	
Klima	Niederschlag	Raster- und Stationswerte	Climate Data Center (CDC) ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/
	Potenzielle Verdunstung		
Boden	Bodenart	Vektor	Heidecke et al. (2015): Bodenflächendaten 1: 50.000 (BK50): Bodenprofile, inkl. Horizontmächtigkeit, Lagerungsdichte, Substanzvolumen
	Feldkapazität		
	Nutzbare Feldkapazität		
	Effektive Durchwurzelungstiefe		
	Kapillare Aufstieghöhe		
	Mittlerer Grundwasserstand		
Staunässegrad			
Landnutzung	Landnutzungstypen	Vektor	ATKIS-DLM 25; CORINE 2000
	Versiegelungsgrade		European Environmental Agency (20x20 m)
Hydrogeologie	Grundwasserführende Gesteinseinheiten	Vektor	HÜK 200
Topografie	Hangneigung	Raster	DGM25
	Hangexposition	Raster	
Dränagen	Dränierte landwirtschaftliche Flächen	Raster	Heidecke et al. (2015)
Abflussdaten	Abflussmessungen (Tageswerte)	Stationswerte	Heidecke et al. (2015)

Quelle: eigene Zusammenstellung (FZJ)

Die Daten wurden bestehenden digitalen Datenbeständen entnommen. Bei der Auswahl der Datensätze für die einzugsgebietsweite Anwendung im Einzugsgebiet der Weser ist es entscheidend, dass sie einerseits flächendeckend verfügbar sind und andererseits eine hohe räumliche Auflösung aufweisen.

Die geowissenschaftlichen Eingangsdaten lagen teilweise im Vektorformat, teilweise aber auch als Rasterdaten mit einer Zellengröße zwischen 5 und 250 m vor und wurden im Vorfeld der Modellierung auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten Zellengröße von 100 m vereinheitlicht. Eine Ausnahme bildet die Modellierung der Bodenerosion, deren originale Auflösung von 5 m nicht verändert wurde. Das Aufbereiten, Vorhalten und Darstellen der Daten erfolgte mit ArcGIS.

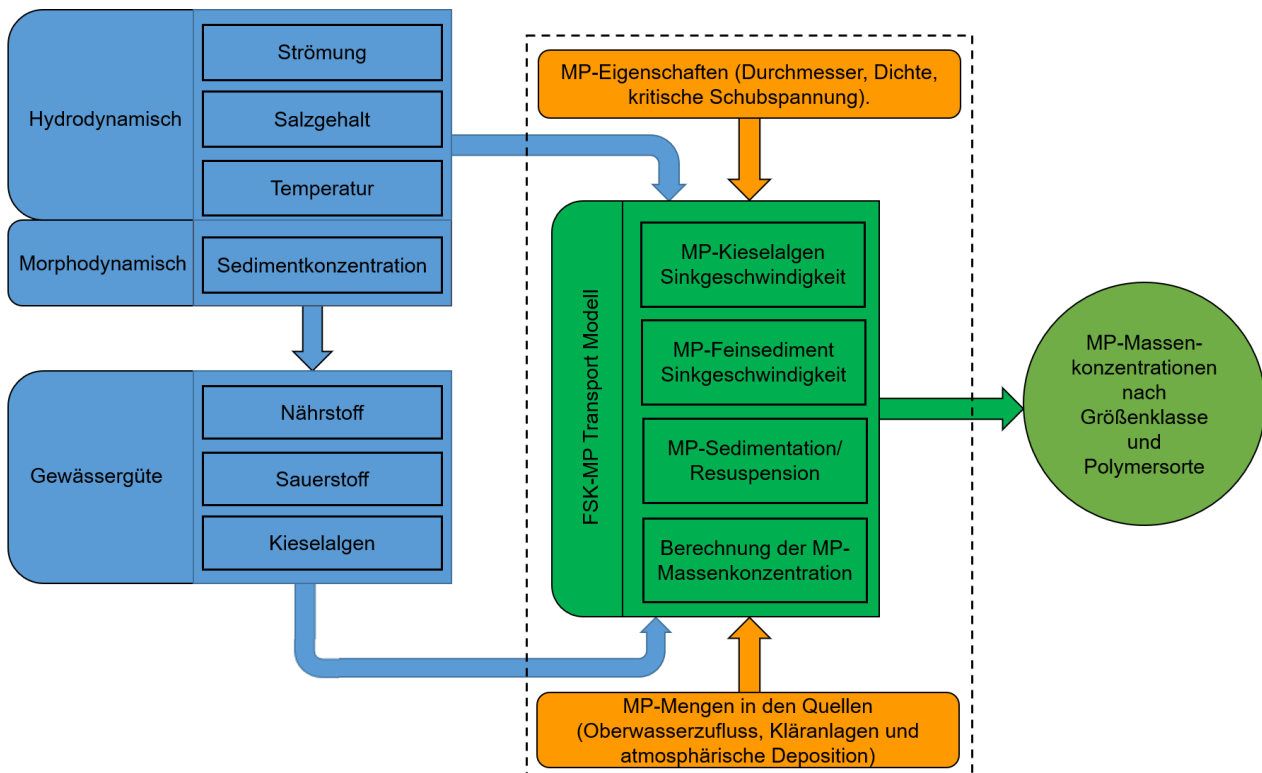
3.3 Mikroplastikeinträge und -transport im Ästuar

3.3.1 Modellkonzept des FSK-Mikroplastiktransport-Modells (FSK-MPTM)

Das entwickelte FSK-MPTM (Shiravani und Wurpts, 2019; Shiravani et al., 2023) berechnet die Verteilung und Ausbreitung von Mikroplastik im Tide- und Ästuarbereich. Es bildet damit das seeseitige Ende der Modellkette aus den in Abbildung 3 dargestellten Modellen.

FSK-MPTM besteht aus zwei Modulen, die miteinander gekoppelt werden (vgl. Abbildung 9): (i) die Berechnung der hydro-morphodynamischen Parameter (Strömung, Temperatur, Salzgehalt, Schwebstoffkonzentration) und (ii) des Mikroplastiktransportes. Für die vorgenannten physikalischen Größen werden mathematische Erhaltungsgleichungen auf einem dreidimensionalen Rechengitter gelöst (vgl. Abbildung 10).

Abbildung 9: Modellkonzept des FSK-MPTM

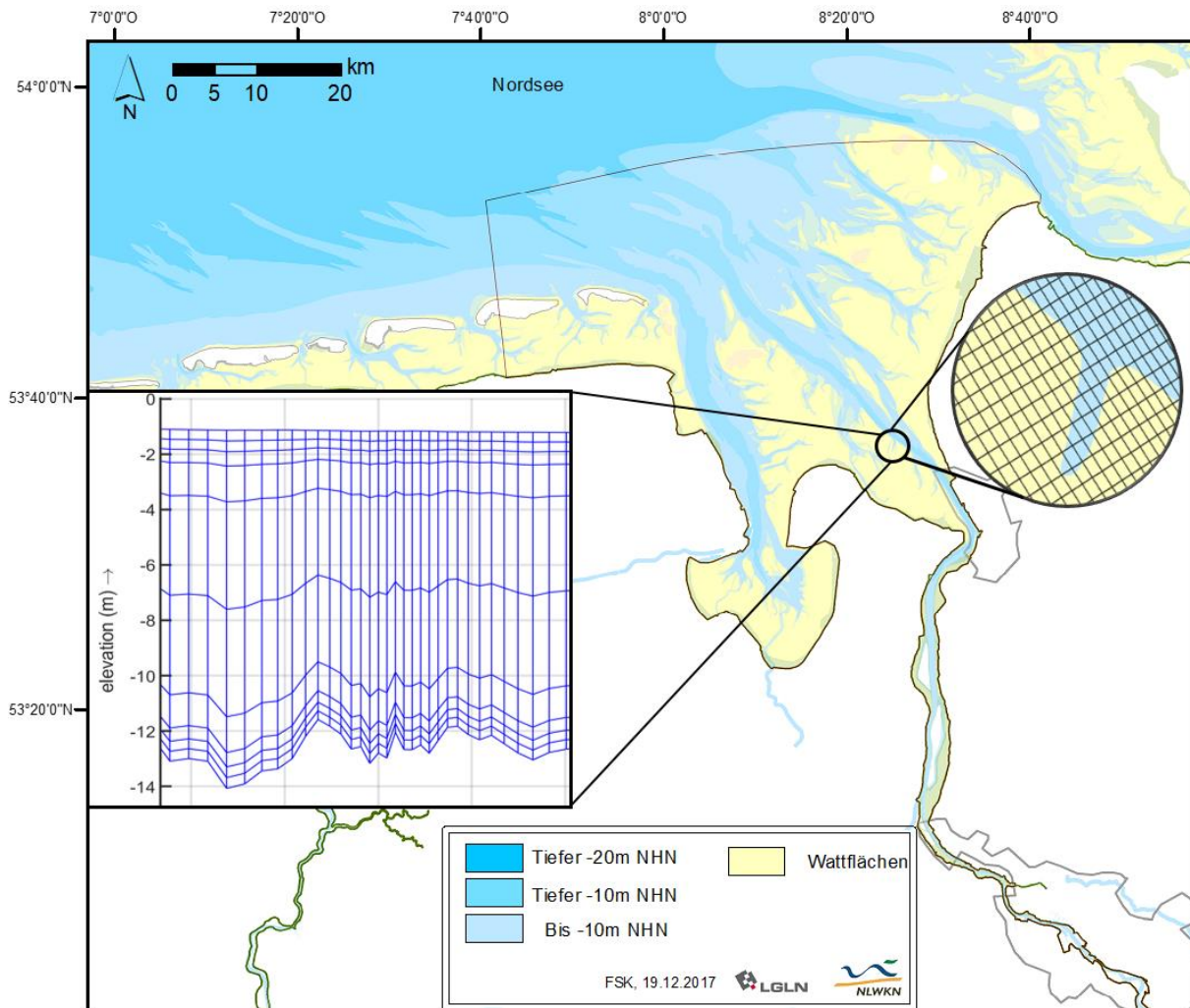


Anm.: Bei der Modellierung des Mikroplastiktransportes werden Wechselwirkungen zwischen Mikroplastik und Biofouling (Aufwuchs von Mikroorganismen wie Kieselalgen auf Mikroplastik) bzw. Feinsediment berücksichtigt. Das Kernmodell ist durch die unterbrochene Umrandung hervorgehoben. Die in blau dargestellten Felder beschreiben die Berechnungen der hydro-morphodynamischen Parameter und eines vereinfachten Diatomeen-Modells, dessen Ergebnisse für die Biofouling-Berechnung herangezogen wurden. Die grünen Felder zeigen das eigentliche Mikroplastiktransport-Modul, das die aus den blau dargestellten Modellteilen berechneten Zwischenergebnisse als Eingangswerte verwendet. Orange dargestellt sind Randbedingungen der Mikroplastikmengen und dessen physikalisch-chemische Zusammensetzung. Die physikalisch-chemischen Parameter werden in der gesamten Modellkette (vgl. Abbildung 3) konsistent angenommen und die Randbedingungen bilden die Verbindung zur vorgelagerten Modellkette bzw. werden aus dieser bereitgestellt. Das Ergebnis der Berechnung (grüner Kreis) ist der Verbleib des Mikroplastik, d. h. flächige Darstellung der Ablagerung im Bodenkörper, Speicherung in der ästuarinen Trübungszone und Austrag in die offene See.

Quelle: eigene Darstellung (FSK)

Das Mikroplastiktransport-Modell wurde auf Basis des Rahmenwerks von D-Water Quality (Deltares, 2021b) entwickelt, implementiert und wird mit dem Hydrodynamik- und Morphodynamik-Modul gekoppelt betrieben, um den Transport der unterschiedlichen Mikroplastikpolymerarten nach Partikelgrößenklassen differenziert zu berechnen. Abbildung 9 stellt die verwendeten Module und entsprechenden Beziehungen zwischen den beteiligten Prozessen des FSK-MPTM dar. Mikroplastik ist im Modell als Massenkonzentration formuliert, und entsprechend werden auch die Mikroplastikmengen aus Mikroplastikquellen (punktförmige, z. B. Kläranlagen, und diffuse, z. B. atmosphärische Deposition) als Massenströme berücksichtigt. Sofern Messwerte (z. B. aus Mintenig et al., 2017) in Form von Partikelzahlen in der Rechnung berücksichtigt werden müssen, werden die zugehörigen Massen nach der in Kapitel 3.2.3 beschriebenen Methodik aus den Mikroplastikeigenschaften (Dichte, Größe, Form) in Tabelle 3 und Tabelle 4 berechnet.

Abbildung 10: Exemplarische Darstellung des diskreten dreidimensionalen Rechengitters



Anm.: Im FSK-MPTM-Ansatz wird der Wasserkörper und die angrenzende Gewässersohle in aneinandergrenzende Berechnungszellen vollständig diskretisiert (innerhalb der grauen Randlinie). Das resultierende Berechnungsgitter ist in den Detailausschnitten in der Draufsicht (Kreis) und im Vertikalschnitt (Rechteck) exemplarisch abgebildet.

Quelle: eigene Darstellung (FSK)

Die Sedimentation und Resuspension von Mikroplastik wird im FSK-MPTM berücksichtigt. Dazu wird die kritische Sohlschubspannung für Mikroplastik mit der im hydrodynamischen Modell berechneten Schubspannung verglichen und das aus der Sohle erodierte oder auf die Sohle sedimentierte Mikroplastik berechnet. Aus diesem Grund wird die Mikroplastikkonzentration in der Sohle ebenfalls bilanziert.

Das Modell berücksichtigt das Nass- und Trockenfallen von Rechenzellen (z. B. auf den Wattflächen im Zuge des Gezeitenzyklus oder in Vorlandbereichen im Falle von Wind- und Sturmfluten, vgl. Kapitel 5.3.2). Diese Fähigkeit stellt zusammen mit der stringenten Einhaltung der Massenkonsistenz eine wesentliche Voraussetzung dar für eine realistische Abbildung des Mikroplastiktransports entlang des Ästuars.

Das dargestellte Modellkonzept ist grundsätzlich für jedes Ästuar geeignet, da es die spezifischen Mischungsprozesse zwischen Süß- und Salzwasser und die resultierende großräumige Dynamik für Schwebstoffe, Salinität und Temperatur realistisch berücksichtigt. Im Forschungsvorhaben PLAWES wurde dies für das Untersuchungsgebiet der Tideweser durchgeführt. Der gezeitenbeeinflusste Bereich der Weser ist durch das Tidewehr in Bremen begrenzt. Hier stellt der Oberwasserzufluss und das mit ihm hereinkommende Mikroplastik aus dem Binnenland (aus den MOMENTUM-Modellkomponenten RAUMIS-Mikroplastik und mGROWA+TeMba)

den Hauptteil des Mikroplastikeintrages in den durch das FSK-MPTM abgebildeten Teil des Untersuchungsgebietes. Hinzu kommen Einträge aus weiteren Mikroplastikquellen entlang des Gezeitenbereichs.

Da es sich beim FSK-MPTM um ein dreidimensionales Modell handelt, kann die Ausbreitung und der Transport von Mikroplastik auch innerhalb der Wassersäule und über die Zeit verfolgt werden. Damit wird unmittelbar auch die Bedeutung eines solchen Modellwerkzeuges für die Verbesserung des Systemverständnisses deutlich. Darüber hinaus ermöglicht es die Beantwortung konkreter, praktischer Fragestellungen wie der Erklärung der beobachteten Mikroplastikbelastungssituationen oder auch der Ausbreitung und Verteilung im Bereich des Wattenmeeres und Küstenvorfeldes.

3.3.2 Hydrodynamisches Modell

Als gekoppeltes hydro-morphodynamisches Ästuarmodell wird das quelloffen verfügbare Modellsystem Delft3D-FLOW (Deltares, 2021a) eingesetzt. Es berechnet in einem dreidimensionalen Ansatz, d. h. auch über die Tiefe, die Strömungsgeschwindigkeiten und den Wasserstand. Dichteveriationen infolge von Temperatur, Salzgehalt und Schwebstoffkonzentrationen werden in der Berechnung berücksichtigt. Abbildung 10 zeigt exemplarisch die Oberfläche des Rechengitters und das vertikale Gitter entlang eines Längsschnittes der Tideweser. Um die höheren Konzentrationsgradienten des Mikroplastik zwischen der Sohle und Oberfläche infolge Absink- und Aufschwimmverhaltens angemessen auflösen zu können, sind die vertikalen Schichten in einigen Bereichen verdichtet. In Sohlennähe kommt diesem Aspekt aufgrund der möglichen Resuspension von abgesunkenem oder in der Sohle eingelagertem Mikroplastik weitere Bedeutung zu.

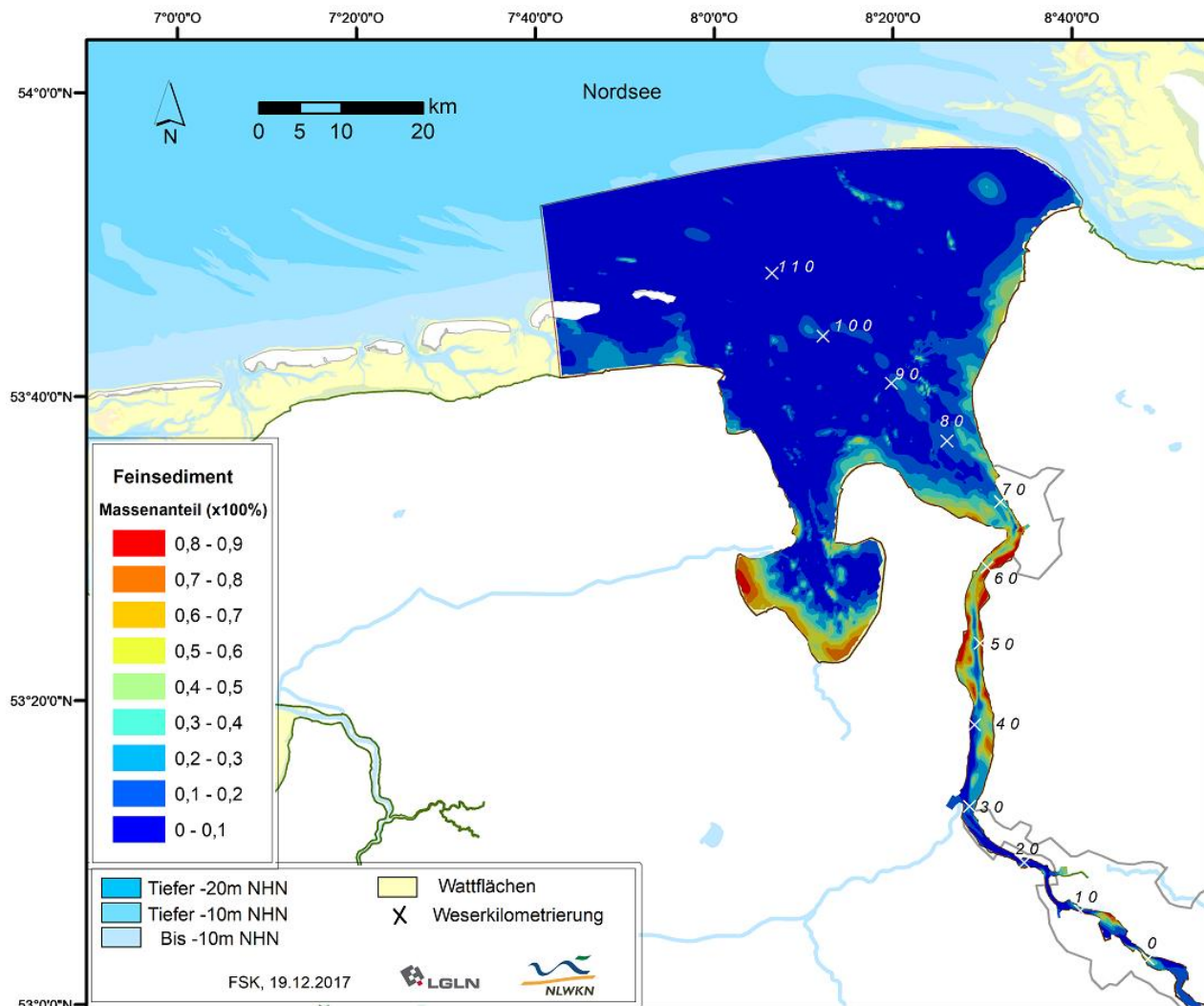
Die Ästuardynamik ist hier explizit durch eine dreidimensionale Dynamik gekennzeichnet, d. h., die vertikale Partikelbewegung erfordert eine Auflösung der Wassersäule in Rechenzellen: Die teildurchmischten Ästulare an der deutschen Nordseeküste (Elbe, Weser, Ems) weisen jeweils großräumige residuelle Zirkulationen (sog. barokline Zirkulation) als Folge der Einmischung des salzarmen Flusswassers in das salzige Küstenmeer auf. Dieses Phänomen verursacht eine Trübungszone mit starker Akkumulation von Feinsedimenten.

3.3.3 Morphodynamisches Modell

Im FSK-MPTM ist erstmals die Wechselwirkung zwischen dem ästuarinen Feinsediment und Mikroplastik (Shiravani und Wurpts, 2019; Shiravani et al., 2023) berücksichtigt. Zu diesem Zweck wurde ein morphodynamisches Modell aufgebaut, das vollständig gekoppelt mit einem hydrodynamischen Modell betrieben wird.

Die morphodynamische Modellkomponente auf Basis von Delft3D-MOR (Deltares, 2021b) berücksichtigt drei Größenklassen sandiger Sedimente und eine Schwebstofffraktion, die kohäsive Eigenschaften aufweist. Die Bodenzusammensetzung besteht daher aus einer lokal variierenden Zusammensetzung von kohäsivem Feinsediment, feinem, mittlerem und grobem Sand. Die initiale Sedimentbelegung erfolgte aus Daten des Wasser- und Schifffahrtsamtes Weser-Nordsee (pers. Kommunikation). Wie aus Abbildung 11 ersichtlich ist, befindet sich das meiste Feinsediment im Bereich des Maximums der Trübungszone zwischen Weser-Kilometer 40 (Brake) und Weser-Kilometer 70 (Bremerhaven) und erstreckt sich über eine Flusstrecke von 15 bis 20 km (Becker et al., 2013). Zudem ist das Feinsediment im Mündungsbereich zu höheren Anteilen als in den übrigen Bereichen der Unterweser vorhanden. Weiterhin finden sich erhebliche Feinsedimentanteile auch auf den Wattflächen des westlichen bis südlichen Jadebusens, der Wattwasserscheide südlich der Insel Wangerooge / Minsener Oog und den hochgelegenen Wattflächen östlich der Wesermündung.

Abbildung 11: Prozentuale Verteilung des Feinsediments im Modellgebiet Tideweser

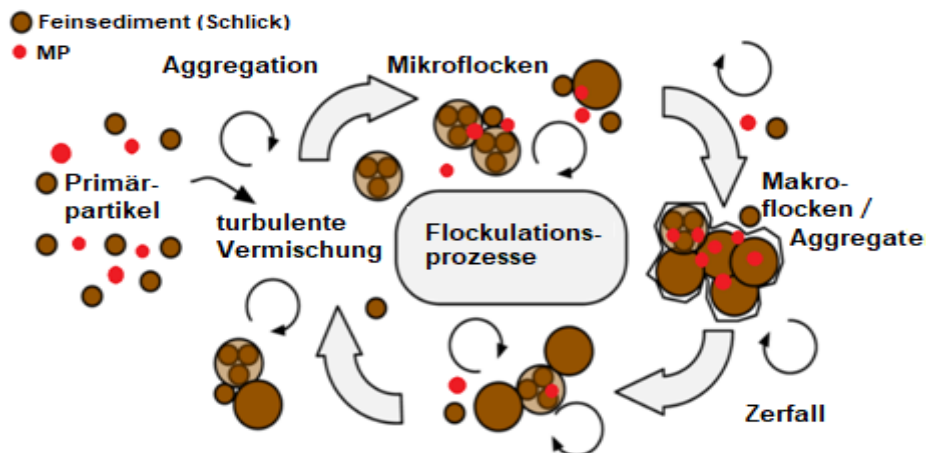


Anm.: Die morphodynamische Modellkomponente berücksichtigt die jeweilige lokale Bodenbeschaffenheit entsprechend der Sedimentzusammensetzung und berechnet deren Veränderung über die Zeit. Aufgrund ihrer großen Bedeutung für die Mikroplastikmodellierung ist hier exemplarisch die Verteilung des Feinsediments im Modellgebiet als Massenanteil des Gesamtsediments nach einer sog. Einrechnung (initiale Modellrechnung mit Sedimenttransport nach Anfangsvorgabe basierend auf Bodenproben) dargestellt. Die angezeigte Weser-Kilometrierung für den Gezeitenbereich beginnt in Bremen.

Quelle: eigene Darstellung (FSK)

Schwefstofftransport wird im Wasserkörper mittels Advektions-Diffusions-Gleichung beschrieben. Über die Sinkgeschwindigkeitsformulierung werden hierbei Flockulations- und Aggregatbildungsprozesse (vgl. Abbildung 12) berücksichtigt, in die hinreichend kleine Mikroplastikpartikel mit eingebunden werden können (vgl. Kapitel 3.3.4).

Abbildung 12: Schematische Darstellung der Wechselwirkungen zwischen Mikroplastik und Feinsediment



Anm.: In Ästuaren führt die großräumige Strömungssituation zu einem als Trübungszone bezeichneten Abschnitt, in dem deutlich erhöhte Konzentrationen von im Wasser suspendierten Feinsedimenten vorherrschen. Dort finden aufgrund der Salz-Süßwassermischung und der gezeitenbedingten zyklischen Beruhigung und Aufwirbelung komplexe Flocken- und Aggregatbildungen unter Beteiligung der Feinsedimente statt. Diese werden durch das Zusammenwirken von Salzgehalt und elektrostatischen Kräften der beteiligten Tonmineralpartikel beeinflusst. Das Mikroplastik wird in diese Aggregate mit eingebunden. Beide Prozesse werden im FSK- MPTM berücksichtigt.

Quelle: FSK, modifiziert nach Kuprenas et al. (2018)

Die Gewässersohle ist im Modell erodierbar und erlaubt Sedimentation. Das Modell unterscheidet hierbei zwischen Mikroplastik und Sedimentpartikeln, für die unterschiedliche Erosionseigenschaften berücksichtigt werden.

3.3.4 Mikroplastiktransport-Formulierung

Da die Anwesenheit des Mikroplastik keinen Einfluss auf die Hydro- und Schwebstoffdynamik hat, wird das FSK-MPTM als Postprocessor für die Lösung der vorgenannten gekoppelten hydro-morphodynamischen Modelle betrieben. Dies erlaubt eine signifikante Reduzierung des Berechnungsaufwandes, da nach einmaliger Berechnung der Strömungs- und Sedimentationslösung beliebige weitere Rechenläufe mit Mikroplastik durchgeführt werden können.

Die Sinkgeschwindigkeit von Mikroplastik spielt eine wichtige Rolle für die Modellierung des Mikroplastiktransports. Daher erfolgt im FSK-MPTM eine vergleichsweise aufwendige Berechnung der Sinkgeschwindigkeit unter Berücksichtigung der lokalen Kieselalgen- und Feinsediment-Konzentration. Auf diese Weise werden die relevanten Prozesse des Biofouling (Aufwuchs von Mikroorganismen wie z. B. Kieselalgen auf Mikroplastik) und der Einbindung von Mikroplastikpartikeln in ästuarine Feinsediment-Aggregate berücksichtigt. Die Konzentration der Kieselalgen wird in jedem Zeitschritt durch das D-Water Quality Modul (Deltares, 2021b) berechnet und dadurch die Dichte und Größe der Mikroplastikpartikel als Folge von Mikroalgenbewuchs modifiziert. Danach wird durch die modifizierten Mikroplastikeigenschaften die entsprechende Sinkgeschwindigkeit der verschiedenen Mikroplastikpartikel abgeschätzt. Dies ist eine Stärke des entwickelten Modells, da die effektive Mikroplastikpartikel-Sinkgeschwindigkeit weder zeitlich noch räumlich konstant ist, sondern zu jedem Zeitpunkt entsprechend der Kieselalgen- und Feinsediment-Konzentration in der Wassersäule berechnet wird. Die berechnete Sinkgeschwindigkeit wird in der Transportgleichung für den Mikroplastiktransport verwendet.

Die Implementierung erfolgt auf Basis der quelloffenen verfügbaren Programmbibliothek D-Water Quality (Deltares, 2021b), die primär für Gewässergütefragen vorgesehen ist, jedoch als Rahmenwerk wesentliche Voraussetzungen für die Implementierung eines Mikroplastiktransport-Modells und -Bilanzmodells mitbringt (strikte Einhaltung der Massenkonsistenz, eine Vielzahl von Schnittstellen zu Delft3D-Hydro-/Morphodynamik).

Zu betonen ist an dieser Stelle, dass die Programmbibliothek insbesondere die Massenkonsistenz der Mikroplastikgesamtmenge in jedem Modell-Zeitschritt explizit sicherstellt.

Das Mikroplastiktransport-Modell berücksichtigt verschiedene in der Fachliteratur beschriebene Prozesse, die nachfolgend detaillierter beschrieben werden. Hierzu zählen die Interaktion mit Schwebstoffen und deren Aggregaten insbesondere in der Trübungszone, das Biofouling und die Erosion und Resuspension von Mikroplastik aus der Gewässersohle.

Mikroplastik wird im Modell durch diskrete Klassen beschrieben. Abhängig von der Dichte und Partikelgröße werden derzeit acht Mikroplastikpolymere mit je zwei Partikelfraktionen (größer/kleiner 500 μm) berücksichtigt. Diese sind Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polystyrol (PS), Polyvinylchloride (PVC), Polyurethane (PUR), Polyethylen terephthalate (PET), Polycarbonate (PC), Polymethylmethacrylat (PMMA). Diese Klassifizierung entspricht einem sinnvollen Kompromiss aus der derzeit verfügbaren Datenlage und dem Berechnungsaufwand. Die Zahl der Größen- und Polymerklassen kann bei Bedarf und Vorliegen besserer Messdaten nahezu beliebig erweitert werden.

Die effektive Sinkgeschwindigkeit von Mikroplastik hängt von dessen Wechselwirkung mit anderen partikulären Substanzen wie Feinsediment (vgl. Abbildung 12) und biologischen Einflüssen (Mikroorganismen) ab. Die Sinkgeschwindigkeit fungiert als zentraler Parameter zur Berücksichtigung dieser Prozesse in den Transportgleichungen für Mikroplastik. Sie wird in Abhängigkeit von der Schwebstoffkonzentration und Mikroplastikpartikelgröße und -dichte zunehmend an die der Schwebstoffe angeglichen. Dieser Prozess vermag selbst solche Polymere, die vorrangig oberflächennah schwebend transportiert werden, zum Absinken zu bringen, was durch Sedimentanalysen im Bereich des Trübungsmaximums bestätigt wurde (Li et al., 2019; Andersen et al., 2021).

Zu den biologischen Einflüssen auf die Mikroplastik-Sinkgeschwindigkeit zählt der als Biofouling bezeichnete Bewuchs, der im ästuarinen Bereich vorrangig durch Mikroalgen erfolgt (Fazey und Ryan, 2016; Kaiser et al., 2017). Da das Biofouling stark von der Mikroorganismen-Konzentration in der Wassersäule abhängig ist und die Lichtintensität einen wichtigen Einflussfaktor für das Wachstum der Mikroorganismen darstellt, ist dieser Prozess von der Trübung des Wassers und der Position innerhalb der Wassersäule abhängig.

Der empirische Ansatz von Kooi et al. (2017) zur quantitativen Beschreibung des Biofoulings wurde im FSK-MPTM übernommen. In der implementierten Form berücksichtigt er die durch das Modell in jeder Rechenzelle bekannten Parameter Salzgehalt, Temperatur, die Position innerhalb der Wassersäule und die lokale Konzentration von Mikroalgen. Im Anwendungsfall wird diese durch ein vereinfachtes, gekoppelt berechnetes Diatomeen-Modell abgebildet. Messergebnisse der Bundesanstalt für Gewässerkunde legen nahe, dass Diatomeen (Kieselalgen) die dominante Mikroalgengruppe in der Tideweser bilden (Viergutz et al., 2019). Auch Eich et al. (2015) kommen zu dem Schluss, dass Diatomeen die dominanten Mikroorganismengruppe im Zusammenhang mit Biofouling darstellen.

Weiterhin berücksichtigt FSK-MPTM die Resuspension von Mikroplastik aus der Gewässersohle für dort bereits abgesetztes Mikroplastik im Sediment. Hierbei wird die lokale Bodenbeschaffenheit aus dem morphodynamischen Modell herangezogen und zwischen vorrangig sandigen (Waldschläger und Schüttrumpf, 2019) und schlickigen Sedimenten (Wu et al., 2018) unterschieden (Shiravani et al., 2023).

3.3.5 Datengrundlage für die Mikroplastiktransport-Modellierung

Alle numerisch ermittelten Größen erfordern Rand- und Anfangsbedingungen auf den Knoten des Modellgitters (vgl. Abbildung 10), welche die gebietspezifischen Eigenschaften repräsentieren. Tabelle 6 zeigt die verwendeten Eingangsdaten für die Tideweser.

Tabelle 6: Datengrundlage für FSK-MPTM im Einzugsgebiet der Tideweser

Parameter	Verwendung, Ort	Datentyp	Quelle
Tiefenverteilung	Rand- und Anfangsbedingung	flächig	Digitales Geländemodell DGM-W 2015 der WSV (Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung)
Oberwasserabfluss	Randwerte Modellrand Intschede	Zeitreihe	WSV
Salzgehalt	Randwerte Modellrand Intschede, Leuchtturm Alte Weser	Zeitreihe	WSV
Temperatur	Randwerte Modellrand Intschede, Leuchtturm Alte Weser	Zeitreihe	WSV
Windgeschwindigkeit	Randwerte des Modellgebiets	flächig	DWD (Deutscher Wetterdienst)-ICON Modell
Windrichtung	Randwerte des Modellgebiets	flächig	DWD-ICON Modell
Luftdruck	Randwerte des Modellgebiets	flächig	DWD-ICON Modell
Bodenzusammensetzung	Anfang Bedingung	flächig	WSV, AufMod (Valerius et al., 2013)
Feinsedimentkonzentration	Randwerte Oberwasserabfluss Intschede	Zeitreihe	Roscher et al. (2021)
Mikroplastikpartikel- und Massenkonzentration	Weserwehr und seeseitige Randwerte	Punkt	Shiravani und Wurpts (2019) Shiravani et al. (2023)
Mikroplastik-atmosphärische Deposition (Partikelkonzentration)	Tideweser	Punkt	Kernchen et al. (2022) Shiravani et al. (2023)

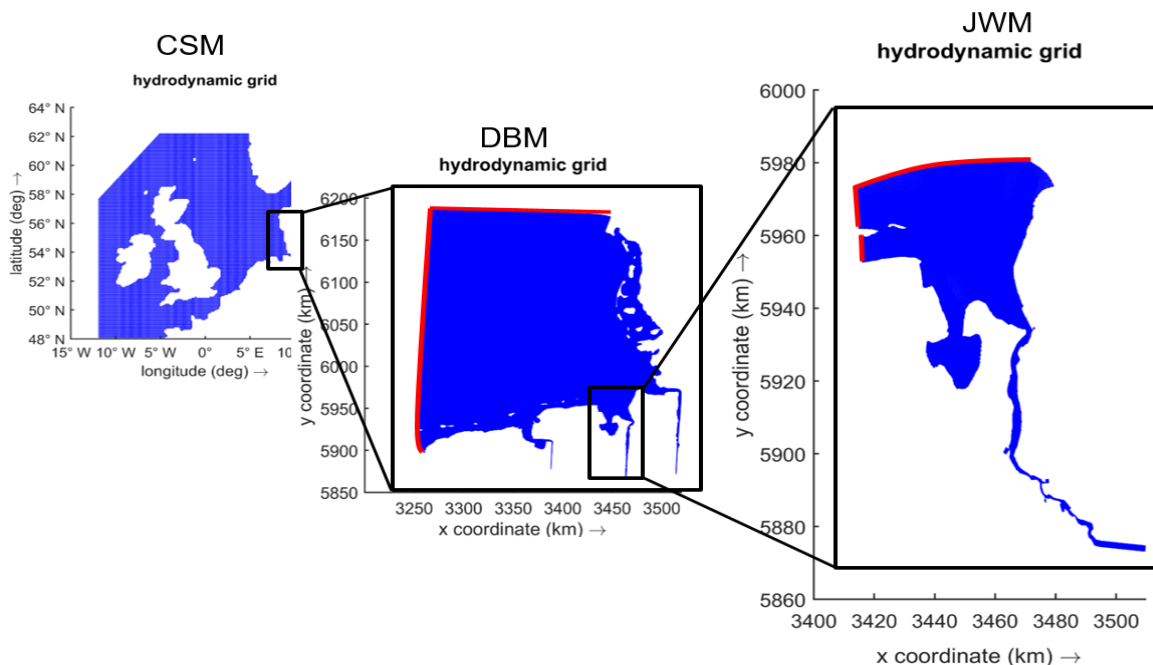
Quelle: eigene Zusammenstellung (FSK) von Quellen wie angegeben

Die in Tabelle 6 dargestellten Eingangsdaten gehen auf unterschiedliche Weise in die Modellrechnungen ein. Als Randwert für das hydrodynamische Modell wird der Oberwasserabfluss am Pegel Intschede verwendet. Über die Randwerte wird die Verbindung zwischen dem FSK-MPTM und der Modellkette für das Binnenland realisiert. Auf diese Weise werden insbesondere auch Szenarienrechnungen durch Vorgabe der Randwerte aus mGROWA möglich.

Hydrodynamische Ästuarmodelle erfordern am seeseitigen Rand hochdynamische, von Gitterknoten zu Gitterknoten konsistent variierende Eingangswerte für den Wasserstand und ggf. den hydrodynamischen Impuls. Hierdurch wird die Gezeitendynamik des angrenzenden Gewässers naturähnlich in das Modellgebiet eingebracht. Diese Werte können aus Messungen meist nur unzureichend ermittelt werden. Im vorliegenden Anwendungsfall werden die Strömungsparameter durch eine übergeordnete Modellkaskade berechnet und räumlich und zeitlich auf den offenen Rand des Untersuchungsgebietes interpoliert (vgl. Abbildung 13).

Die Randwerte für Salzgehalt und Wassertemperatur wurden aus den gemessenen Daten der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) für Oberwasserabfluss an Pegel Intschede und für den seeseitigen Rand an Pegel Leuchtturm Alte Weser im hydrodynamischen Modul verwendet. Die Randwerte für die Wassertemperatur wurden aus den gemessenen Daten vom Deutschen Wetterdienst (DWD) für die Stationen Intschede und Leuchtturm Alte Weser (53° 51' 47.806"N, 8° 7' 38.954") verwendet. Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Luftdruck im Modellgebiet stammen aus Daten des DWD-Modells ICON (<https://www.dwd.de/>, Tabelle 6).

Abbildung 13: Modellkaskade (Nesting)



Anm.: CSM: Continental Shelf Modell (Verboom et al., 1992), DBM: Deutsche Bucht-Modell (WL|Delft Hydraulics, 1997) und JWM: Jade-Weser-Modell (Hartsuiker, 2003; Knaack et al., 2006). Die roten Linien zeigen die entsprechenden dynamisch eingesteuerten Modellränder. Numerische Modelle, wie das hier eingesetzte, erfordern die Vorgabe dynamischer Randbedingungen auf allen offenen Rändern, über die die Interaktion mit den benachbarten Bereichen des Modellgebiets erfolgt. Die Schließung dieses Problems ist unterschiedlich schwierig je nach den betrachteten Größen. Wassertemperaturen oder Schwebstoffkonzentrationen können häufig durch Vorgabe konstanter oder Zeitreihenwerte von Messstationen in der Nähe hinreichend genau vorgegeben werden. Für die hydrodynamischen Parameter ist meist erheblich größerer Aufwand erforderlich, da diese Werte von Randknoten zu Randknoten variieren und nicht in der erforderlichen Auflösung durch Messung ermittelt werden können. Im vorliegenden Fall werden diese Werte durch räumlich kaskadisch übergeordnete Modelle berechnet.

Quelle: eigene Darstellung (FSK)

Die Sedimentbeschaffenheit an der Gewässersohle ist als Anfangsbedingung für das morphodynamische Modul erforderlich. Hierzu wurden Messdaten der WSV und Modelldaten des AufMod-Projekts (Valerius et al., 2013) verschnitten und als Bodenbelegung eine lokal variierende Sedimentmischung aus drei sandigen Fraktionen und einer Feinsedimentfraktion im Modell eingesteuert. Im Laufe der Modellrechnung wird diese Anfangsbedingung dann durch die im Modell berechneten Transporte weiterentwickelt, Abbildung 11 stellt beispielhaft die Fraktion des Feinsediments für das Modellgebiet dar.

Das Mikroplastiktransport-Modell benötigt seinerseits Rand- und Anfangsbedingungen für den Mikroplastikeintrag ins Gebiet. Hierzu werden punktförmige und diffuse Mikroplastikquellen berücksichtigt (vgl. Kapitel 5.3.2), die im gekoppelten Betrieb aus der RAUMIS-MP-mGROWA+TeMBa-Modellkette (vgl. Abbildung 3) bezogen werden.

Als Randwerte für die Mikroplastikkonzentration am seeseitigen Rand wurden PLAWES-Messdaten des Projektpartners AWI verwendet (Roscher et al., 2021).

Im vorliegenden Anwendungsfall wurde, anders als für den dauerhaften Einsatz der Modellkette vorgesehen, ein Teil der Randbedingungen für den Küstenbereich aus Literaturwerten beschickt, weil aufgrund von Verzögerungen in der Datenanalytik innerhalb von PLAWES diese zu spät verfügbar wurden. Hier wurde teilweise aus Kläranlagenzuflüssen und Literaturwerten (Mintenig et al. 2017) hochgerechnet und die atmosphärische Deposition anhand von Ergebnissen geschätzt.

Mikroplastikeinträge aus der atmosphärischen Deposition wurden als diffuse Quellen berücksichtigt. Hierzu wurden Messdaten aus PLAWES (Kernchen et al., 2022) für zwei Messstationen (Bremerhaven und Bremen-Seehausen) verwendet und für weitere Ortslagen entlang der Weser anhand ihrer Bevölkerungsdichte proportionale hochgerechnet.

4 Untersuchungsregion

Die folgende Charakterisierung der Flussgebietseinheit Weser wurde aus Heidecke et al. (2015) entnommen und nur an einigen Stellen ergänzt. Die Flussgebietseinheit Weser umfasst die Einzugsgebiete der Werra (298 km Länge), der Fulda (220 km Länge), der Weser (432 km Länge) und der Jade (22 km Länge). Die dazugehörige Fläche der gesamten Flussgebietseinheit Weser liegt bei ca. 49.000 km², wovon Niedersachsen mit rund 60 % den größten Anteil einnimmt (vgl. Tabelle 7 und Abbildung 14).

Tabelle 7: Flächenanteile des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser in den weseranrainenden Bundesländern

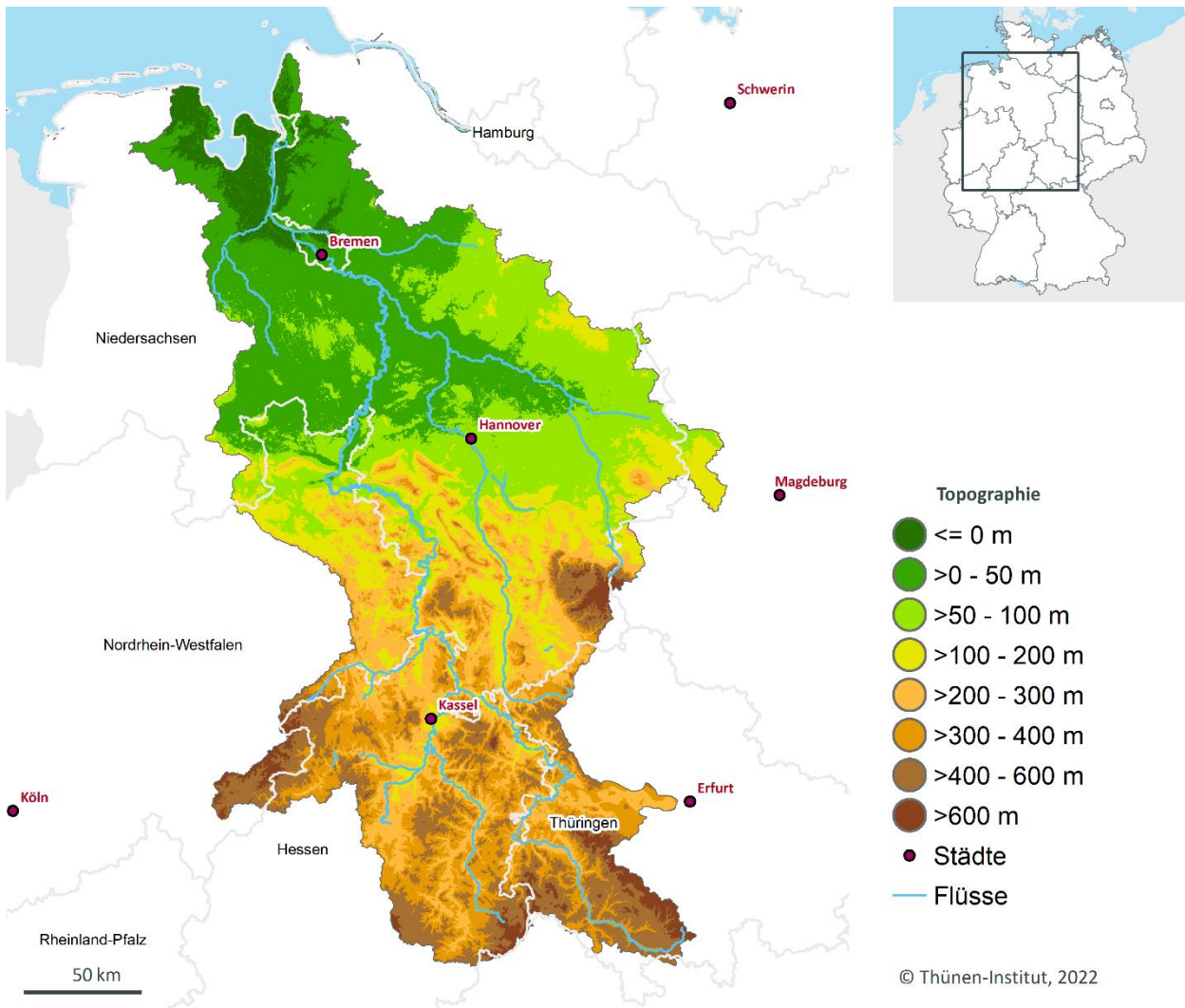
Einzugsgebietsfläche in:	km ²	Prozent
Niedersachsen	29.440*	60,1
Hessen	9.000	18,4
Nordrhein-Westfalen	4.970	10,1
Thüringen	4.440	9,1
Sachsen-Anhalt	700	1,4
Bremen	400	0,8
Bayern	50	0,1
Gesamte Einzugsgebietsfläche	49.000	
*Davon liegen ca. 3.000 km² im gezeitenbeeinflussten Bereich.		

Quelle: Heidecke et al. (2015)

Mit ca. 9.000 km² Einzugsgebietsfläche (ca. 18 %) weist auch Hessen einen relativ großen Anteil am Einzugsgebiet auf. Während die Bundesländer Nordrhein-Westfalen mit ca. 5.000 km² und Thüringen mit ca. 4.400 km² jeweils ca. 10 % der Einzugsgebietsfläche einnehmen, sind die Flächenanteile der Bundesländer Sachsen-Anhalt, Bremen und Bayern dagegen geringer.

Topografisch lässt sich die Flussgebietseinheit Weser anhand seiner morphologischen und geologischen Eigenschaften in zwei Hauptbereiche einteilen. Der gesamte Südteil der Flussgebietseinheit Weser ist aus Festgesteinen aufgebaut und gehört geomorphologisch zur deutschen Mittelgebirgsschwelle (vgl. Abbildung 14). Das Niedersächsisch-Hessische Bergland und der Harz sind durch Hanglagen zwischen 3,5 und 18 % charakterisiert, während der nördliche aus Lockergesteinen aufgebaute Abschnitt in der Norddeutschen Tiefebene liegt und durch glazial geprägte Landschaften mit Hangneigungen von unter 2 % gekennzeichnet ist.

Abbildung 14: Topografie im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser



Quelle: DGM25

Großräumig treten Höhenlagen von über 200 m über NN auf. Alle Mittelgebirge waren seit dem Tertiär bevorzugte Abtragungsbereiche, wodurch sie in der Regel eine nur geringmächtige Überdeckung durch quartäre Sedimente aufweisen. Da die tektonische Hebung nicht überall gleichmäßig stattgefunden hat, kommen verfallenes paläozoisches Grundgebirge (z. B. Harz, Rothaargebirge) und nicht-verfallenes mesozoisches Deckgebirge (z. B. Niedersächsisch-Hessisches Bergland bzw. Mitteldeutsches Bruchschollenland) häufig nebeneinander vor. Durch die saxonische Bruchtektonik im Tertiär kam es an Bruchlinien zudem zu einem Basalt fordernden Vulkanismus (z. B. Vogelsberg). Charakteristische Landschaftsformen sind auf fluviatile Tiefenerosion zurückzuführende tief eingeschnittene Täler und durch Denudation, vor allem auf den flach geneigten Gebieten, entstandene Flächen. Im gesamten Festgesteinsbereich dominieren podsolige Braunerden sowie ihre Subtypen.

Grundwasserbeeinflusste Böden (z. B. Nassgleye) sind auf die Bach- und Flussniederungen beschränkt und zeichnen durch ihr regelhaftes Auftreten das Gewässernetz nach, das aufgrund der geringen hydraulischen Leitfähigkeit des Untergrunds stark verzweigt ist. Die Landnutzung im Südteil des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser ist vielfach an diese Standortbedingungen angepasst. Die wenig fruchtbaren Böden der Hochflächen sind weitestgehend von Waldflächen bedeckt, wobei die Talböden zumeist unter Grünlandnutzung stehen. Ackerbaulich genutzt sind vor allem Beckenbereiche (z. B. Hessische Senke), in denen es regional zu einer Bodenbildung auf Löss gekommen ist. Im Übergangsbereich der Mittelgebirge zum norddeutschen Flachland treten fruchtbare Parabraunerden auf (z. B. Hildesheimer Börde), die sich auf

weichselzeitlichen Lössleinwehungen entwickelt haben. Aufgrund ihrer hohen Wasserkapazität, dem ausgeglichenen Wasser- und Lufthaushalt sowie der guten Basenversorgung werden diese Standorte bevorzugt ackerbaulich genutzt. Der gesamte Nordteil der Flussgebietseinheit Weser gehört zum Norddeutschen Tiefland, welches aus glazialen Sedimenten der Elster- und Saalekaltzeit aufgebaut ist. In vielen Regionen des Norddeutschen Tieflandes treten meist Sandböden, anmoorige Böden und stauwasserbeeinflusste Lehmböden auf.

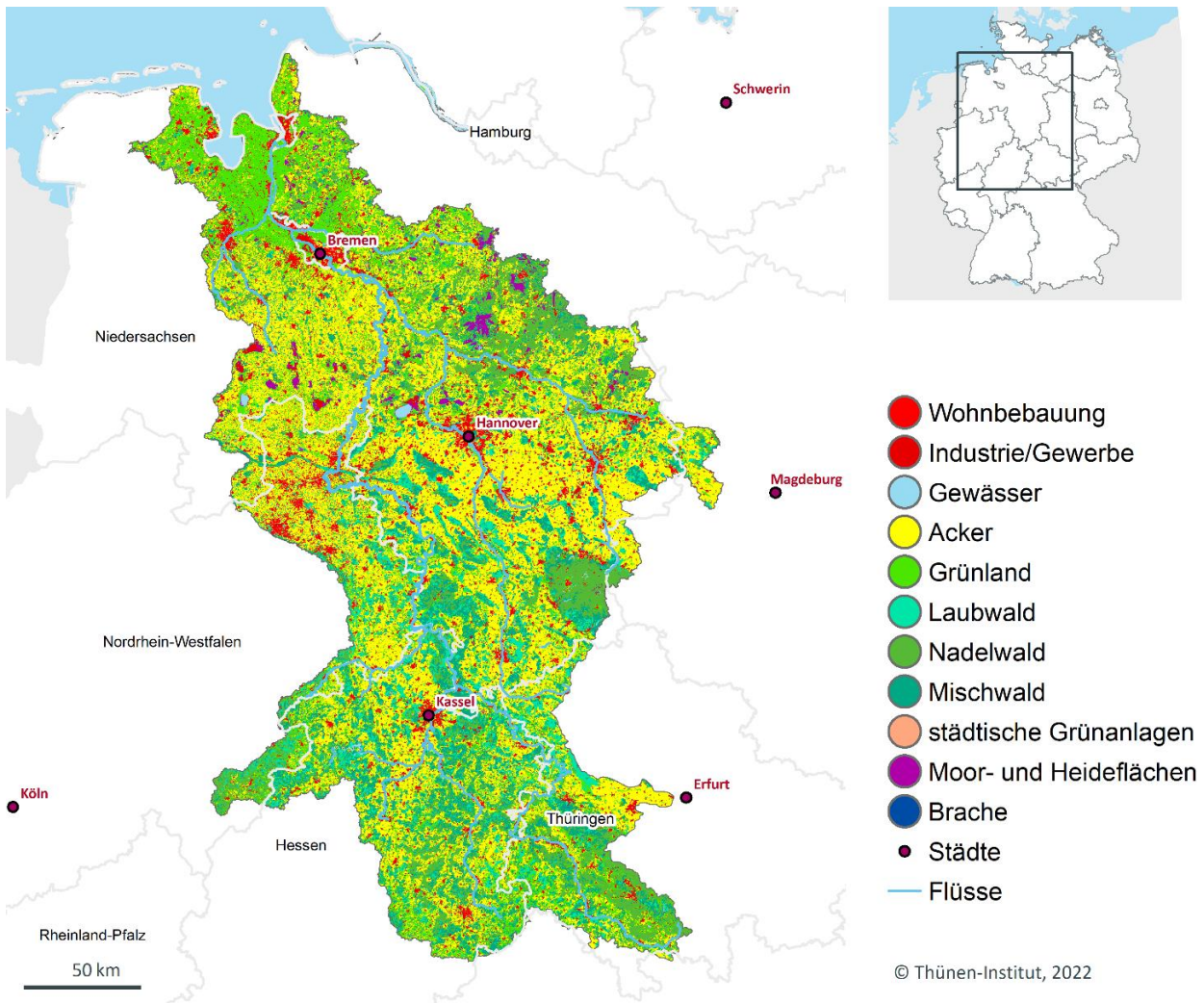
Bezüglich der Landnutzung ist das Flussgebiet der Weser sehr heterogen und umfasst sowohl ländliche Gebiete als auch urbane Ballungsregionen um Bremen und Hannover. Landwirtschaftlich genutzte Flächen sind mit 56 % der Gesamtfläche vorherrschend. Die Landnutzung (vgl. Abbildung 15) ist agrarisch geprägt, wobei in den Marschgebieten Grünland und in den Lehmgebieten Ackerland dominiert. Während sich auf den Geestrücken schwerpunktmäßig grundwasserferne Podsole und Braunerden entwickelt haben, treten in den Niederungsregionen vorrangig Gleye und vergleyte Podsole sowie Nieder- und Hochmoore auf.

Die umfassende landwirtschaftliche Nutzung der Niederungsregionen lässt auf ausgedehnte Meliorationsmaßnahmen, v. a. Dränagen, schließen. In der Vergangenheit wurde dort das Einkommen aus landwirtschaftlicher Tätigkeit durch Veredlungswirtschaft, vor allem in den niedrig gelegenen Sandverbreitungsgebieten, abgesichert. Dies erklärt ebenfalls den hohen Ackeranteil im nördlichen Teil des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser (vgl. Abbildung 15), trotz der mit Ackerzahlen von ca. 10 bis 40 (von maximal 100 möglichen Punkten) zum Teil relativ geringen Bodenqualitäten. In den 1980er und 1990er Jahren wurden in erheblichem Umfang Grünlandumbrüche durchgeführt, um Futterbau, v. a. mit Mais, betreiben zu können. Daher ist eine enge Korrelation der Bodenverhältnisse mit landwirtschaftlichen Nutzungstypen, wie sie z. B. im Festgesteinsbereich leicht möglich ist, im nördlichen Wesereinzugsgebiet nur sehr vereinzelt festzustellen.

In ihrem Unterlauf durchströmt die Weser eine durch holozäne Meerestransgressionen entstandene ebene Marschlandschaft, in der tonreiche bindige Böden dominieren. Auch diese Böden waren ohne intensive Meliorationsmaßnahmen (Rohr- und Grabenentwässerung) nicht landwirtschaftlich nutzbar. Aufgrund der ungünstigen Bodenwasserverhältnisse dominiert dort die Grünlandnutzung. Bedingt durch die Entwässerungssysteme gibt es in einigen Bereichen der unteren Weser keine scharfen hydrologischen Wasserscheiden.

Der mittlere Oberwasserabfluss der Weser während des Zeitraums 1941–2018 beträgt $318 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (**Fehler! Linkreferenz ungültig.**) und das Maximum des Durchflusses am Pegel Intschede beträgt $1.120 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Abbildung 15: Landnutzung im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser

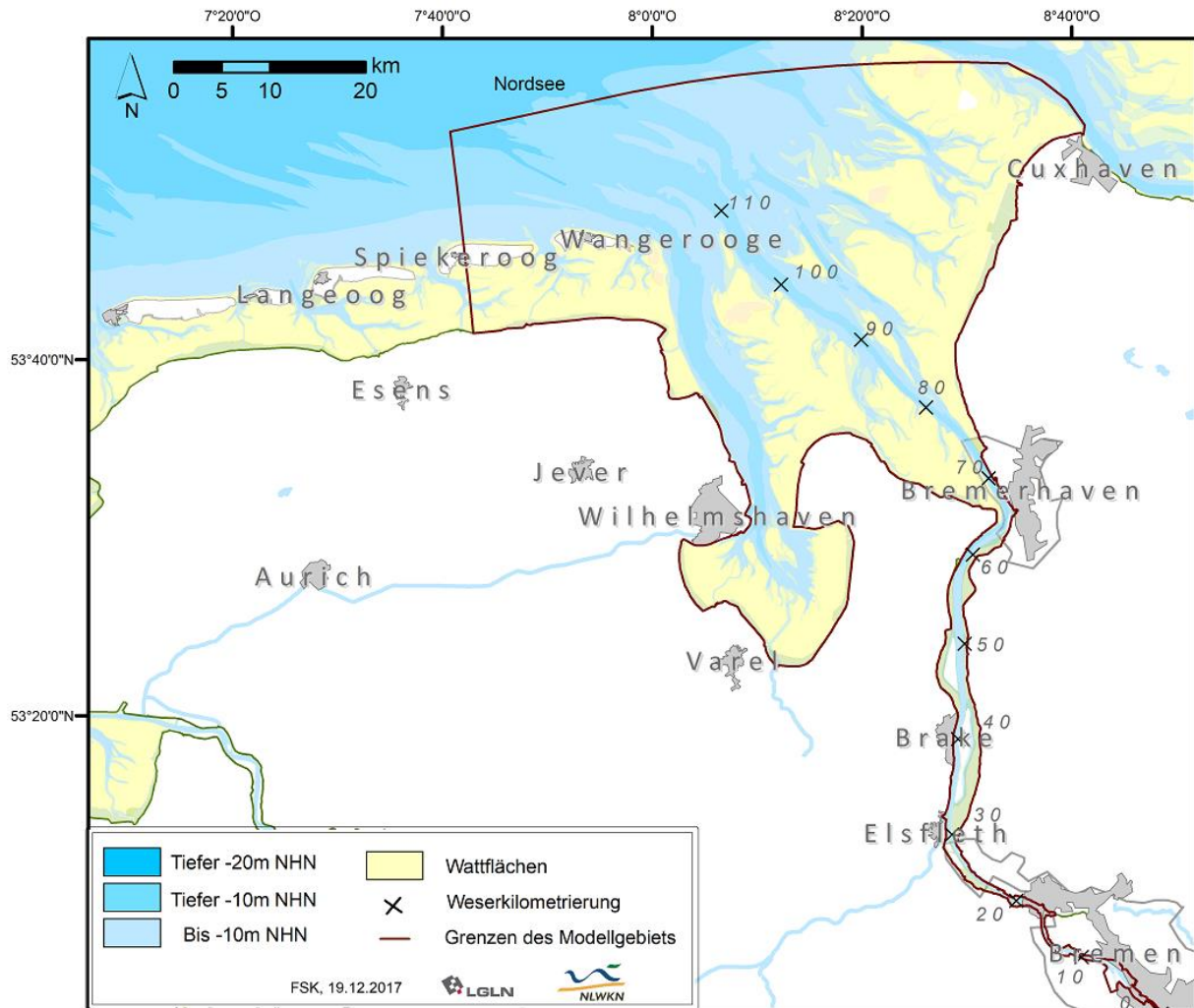


Quelle: ATKIS DLM25

Die Flussgebietseinheit Weser ist aufgrund ihrer Ausdehnung über unterschiedliche Landschaftseinheiten (Niedersächsisch-Hessisches Bergland, Norddeutsches Tiefland) sowohl im Hinblick auf die bodenkundlichen und hydrologischen Standortbedingungen als auch hinsichtlich der aktuellen Landnutzungsstrukturen und Problemkonstellationen im Zusammenhang mit der Mikroplastikbelastung der Gewässer unterschiedlich zu bewerten.

Der gezeitenbeeinflusste Bereich des Untersuchungsgebietes umfasst den Tidefluss, dessen Ästuar und das angrenzende Wattenmeer sowie einen Teil der inneren Deutschen Bucht (vgl. Abbildung 16). Die Tideweser wird seewärts von Bremerhaven auch als Außenweser bezeichnet, von Bremerhaven bis zur Tidegrenze in Bremen dann als Unterweser. Der Tideeinfluss endet am Wehr in Bremen-Hemelingen. Das teildurchmischte Weser-Ästuar weist eine großräumige barokline Zirkulation und als deren Folge eine Trübungszone mit starker Akkumulation von Feinsedimenten auf. Der seeseitige Rand der Trübungszone pendelt abflussabhängig zwischen Bremerhaven und Brake.

Abbildung 16: Gezeitenbeeinflusster Bereich der Weser



Anm.: Das modellierte Gebiet umfasst den Wasserlauf der Weser vom Tidewehr in Bremen-Hemelingen (Bildrand unten rechts) bis in die offene Nordsee (oberer Bildrand). Im Mündungsbereich weist die Weser erhebliche Wattflächen auf, die zyklisch zweimal täglich trockenfallen. Das umliegende, an den Flusslauf grenzende Gebiet besteht aus tiefliegenden Marschen, die in den Fluss und das angrenzende Wattenmeer entwässern. Wesentliche Ortslagen und die dem Wattenmeer vorgelagerten Inseln sind dargestellt. Das durch ein Rengitter diskretisierte Untersuchungsgebiet wird durch die schwarze Linie begrenzt. Die Weserkilometrierung für den Gezeitenbereich beginnt in Bremen.

Quelle: eigene Darstellung (FSK)

5 Ergebnisse und Diskussion

In den folgenden Abschnitten werden die erzielten Ergebnisse der einzelnen MOMENTUM-Module präsentiert und diskutiert und – soweit möglich – eine Einordnung in die vorhandene Fachliteratur vorgenommen. Darüber hinaus werden die Wissenslücken – bedingt sowohl durch fehlende Ausgangsdaten als auch durch begrenztes Prozessverständnis – aufgezeigt, die in der zukünftigen Weiterentwicklung des Modellverbundes mit neuen Erkenntnissen gefüllt werden sollten.

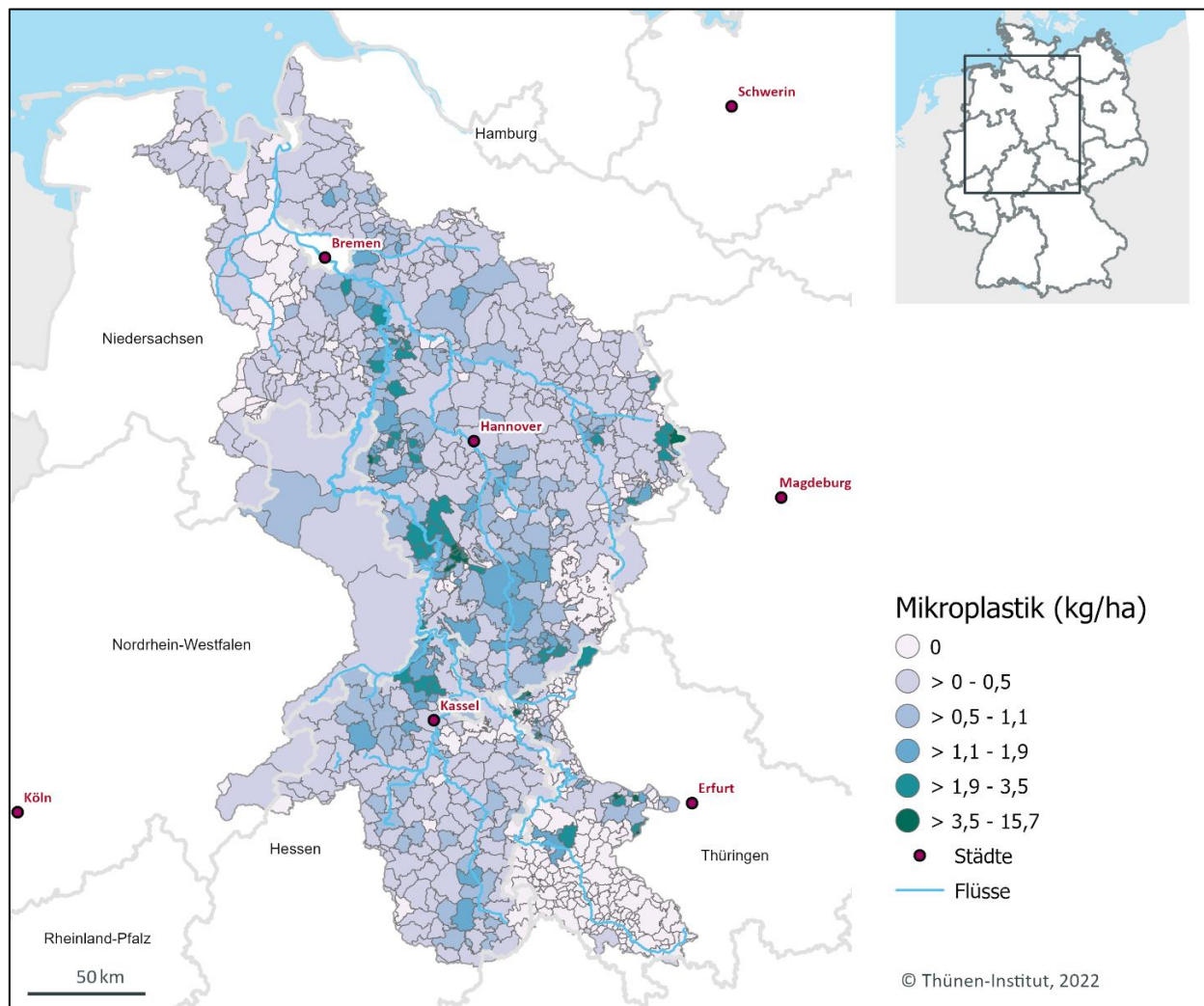
5.1 Mikroplastikeinträge in landwirtschaftliche Böden (RAUMIS-MP)

Eine Literaturrecherche und Befragungen von Expert*innen ergab, dass die drei Quellen Klärschlamm, Kompost und Agrarfolien als Hauptursache für landwirtschaftliche Bodeneinträge angenommen werden. Weitere Verwendungsbereiche von Plastik in der Landwirtschaft sind bekannt, wurden aber mengenmäßig als weniger relevant eingeschätzt und darüber hinaus aufgrund fehlender Datengrundlage nicht in diesem Projekt berücksichtigt. Während die Datenlage für Klärschlamm und Folien eine Berechnung auf NUTS 4-Ebene (Gemeinden) für das Wesereinzugsgebiet zuließ, konnte die Berechnung des Eintragspfads Kompost nur auf der NUTS 3-Ebene (Kreise) erfolgen.

5.1.1 Eintragsquelle Klärschlamm

Die regional differenzierten Ergebnisse der kumulativen Mikroplastikeinträge aus Klärschlamm für das Wesereinzugsgebiet sind in Abbildung 17 bezogen auf die Gesamtfläche der räumlichen Einheit (= Polygonfläche) dargestellt, um die Vergleichbarkeit zwischen Flächen unterschiedlicher Größe zu gewährleisten. Für Klärschlamm lagen schlaggenaue Aufbringungsmengen aus dem Klärschlammkataster für 2014 bis 2016 aus Hessen, Niedersachsen und Thüringen vor. Die Belastungsschwerpunkte durch Klärschlamm sind zum einen durch die Landnutzung (Ackerbau) und zum anderen durch die Regelung der Bundesländer bedingt, die unterschiedliche Anteile des angefallenen Klärschlammes landwirtschaftlich verwerten.

Abbildung 17: Kumulative Mikroplastikeinträge aus Klärschlamm im Wesereinzugsgebiet im Zeitraum 1983–2016



Anm.: Die Ergebnisse sind auf Gemeinde- bzw. Kreisebene aggregiert und dargestellt in kg pro ha Gesamtfläche der räumlichen Einheit. Die räumliche Verteilung der Mikroplastikeinträge über Klärschlamm ist sehr heterogen. Der Großteil der Flächen verzeichnet keinen oder geringen Mikroplastikeintrag (< 0,5 kg/ha), während einzelne Gemeinden Einträge von über 3,5 kg/ha erhalten haben. Für die Bundesländer Niedersachsen, Hessen und Thüringen lagen Klärschlamm aufbringungsmengen aus dem Klärschlammkataster (2014–2016) vor, die auf Gemeindeebene aggregiert wurden. Für Nordrhein-Westfalen, Bayern und Sachsen-Anhalt standen die Klärschlammproduktionsdaten nur auf Kreisebene zur Verfügung.

Quelle: eigene Berechnung (TI). Datengrundlagen sind die Klärschlammkataster der Länder sowie die Klärschlammstatistik der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder

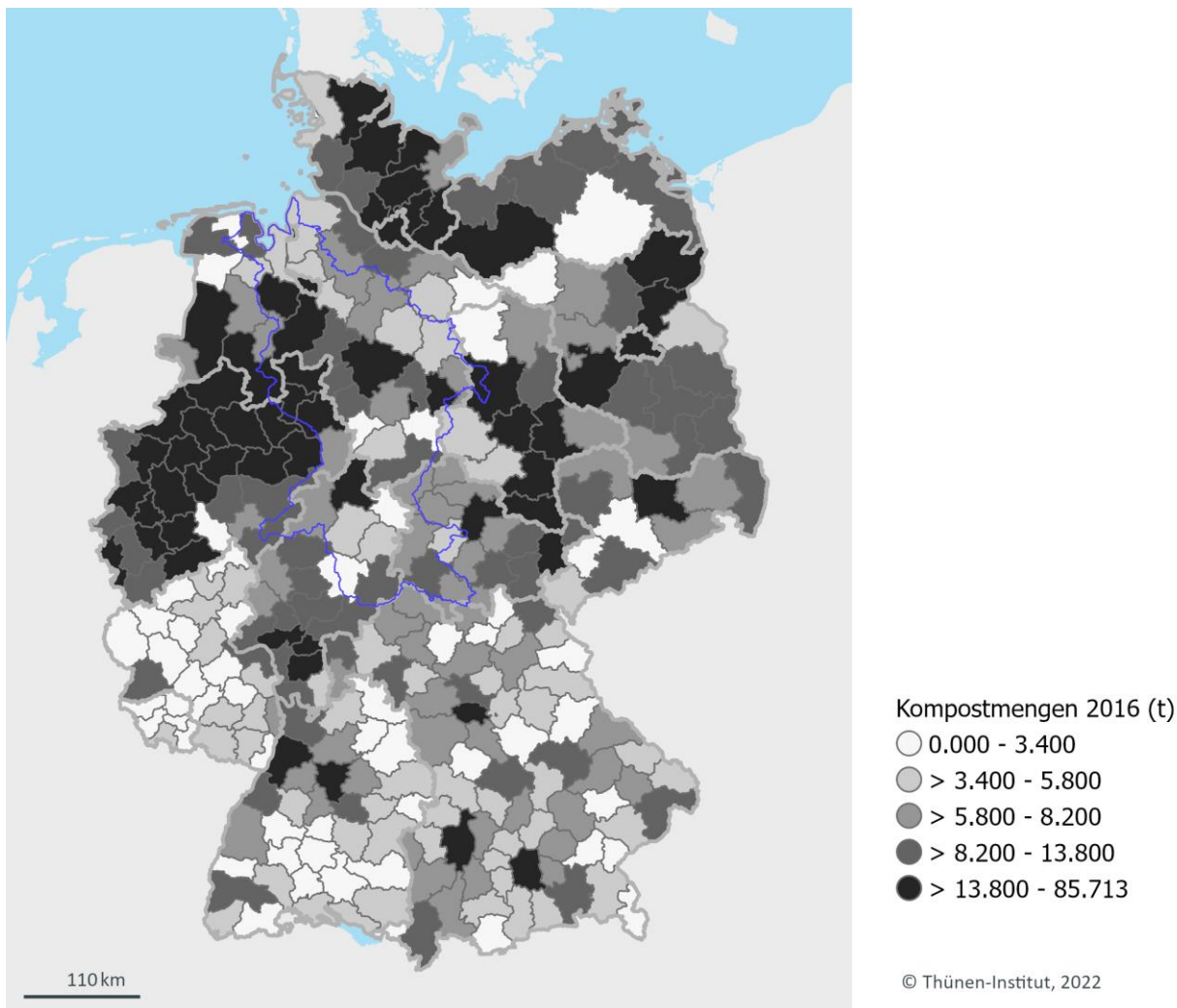
Die der Modellierung zugrundeliegenden Mikroplastikgehalte im Klärschlamm basieren auf wenigen weltweit erhobenen Messdaten. Die meisten in der wissenschaftlichen Literatur veröffentlichten Daten zu Klärschlammanalysen geben Partikelzahlen an und zeigen eine weite Spannweite, die u. a. durch unterschiedliche Analysemethoden zu erklären ist, aber auch die realen Schwankungen in unterschiedlichen Klärschlammproben widerspiegeln. Die Variabilität der Mikroplastikgehalte in den verschiedenen aufgebrauchten Klärschlämmen innerhalb des Flusseinzugsgebietes kann zurzeit aufgrund der fehlenden Datengrundlage nicht berücksichtigt werden. Es ist aber zu erwarten, dass die Herkunft des Klärschlammes die Mikroplastikbelastung beeinflusst. Auch zeitliche Schwankungen in den Plastikverunreinigungen und ein Einfluss der Reinigungsschritte in der Kläranlage erscheinen als mögliche Faktoren eine Rolle zu spielen (Mintenig et al., 2017).

Für die Hochrechnung der kumulativen Mikroplastikeinträge für den Zeitraum von 1983 bis 2013 mit dem Klärschlamm aus den aktuellsten Datenjahren stellte sich die Datenlage umso dünner dar, je weiter sie in die

Vergangenheit zurückreicht. So wurde aufgrund fehlender Klärschlammkatasterdaten vor 2014 für die früheren Jahre vereinfachend angenommen, dass die Anteile an der bundesweiten Gesamtmenge pro Gemeinde über die Zeit konstant sind und dem mittleren Anteil in den drei Jahren 2014–2016 entsprechen. Da Landwirte häufig in jedem dritten Jahr die maximal zulässige Klärschlammmenge von 5 t ha^{-1} aufbringen, erfüllt dieser Datensatz die Mindestanforderungen, um diese Jahresschwankungen auszugleichen. Dennoch würden weitere Jahresdatensätze die Datenqualität insofern verbessern, dass die kleinräumige Variabilität der Klärschlammaufbringung auch über die zeitliche Dimension besser verstanden werden könnte. Die bundesweite Statistik der Gesamtmengen von landwirtschaftlich verwertetem Klärschlamm gehen zurück bis 1983, wobei die Daten vor der Wiedervereinigung (1983 und 1987) nur die in der BRD verwerteten Mengen beinhalten. Für den zweiten Faktor der Mikroplastikberechnung, die Mikroplastikkonzentrationen im Klärschlamm, wurde ein Anstieg seit 1983 proportional zur globalen Polyesterproduktion angenommen, da in vielen Klärschlammproben Polyesterfasern den größten Anteil ausmachten (Gies et al., 2018; Lares et al., 2018).

5.1.2 Eintragsquelle Kompost

Im Gegensatz zu Klärschlamm liegen die regionalen Kompostaufbringungsmengen nicht als Erhebungsdaten vor. Da die Berichtspflicht für Kompostaufbringung weniger streng ist, liegen die Daten in der Regel bei den Verwaltungen der Kreise zum Teil in Papierformat vor und können dadurch nur mit großem Aufwand zusammengestellt und zur Nutzung in Modellen aufbereitet werden. Abbildung 18 zeigt die aus den Bioabfallmengen und Kompost-Landesstatistiken hergeleiteten Kompostmengen auf Kreisebene, die in 2016 landwirtschaftlich verwertet wurden. Sie beziehen sich nicht wie beim Klärschlamm auf die räumliche Einheit, in der sie aufgebracht wurden, sondern auf den Kreis, in dem der Bioabfall von der Abfallstatistik erfasst wurde. Der produzierte, in der Landwirtschaft verwertete Kompostanteil liegt nur auf Länderebene aggregiert vor. Eine Studie von Osterburg et al. (2016) zeigte jedoch, dass dieser Anteil in Abhängigkeit von der Viehbesatzdichte regional schwanken kann. Auch die Transportwege zwischen Bioabfallproduktion und Kompostaufbringung konnten in der vorliegenden Modellierung nicht berücksichtigt werden. Die meisten Kompostwerke in Deutschland geben Kompost direkt an Betriebe ab, was mit Transportwegen von unter 20 km einhergeht. In Regionen mit hohem Viehbesatz legt der Kompost jedoch bei 10 % der Transporte eine Entfernung von über 50 km zurück (Osterburg et al., 2016). Die statistischen Kompostdaten der Länder differenzieren teilweise zwischen der Kompostanlage (z. B. Kompostierungsanlage, Vergärungsanlage) und des produzierten Substrats (Kompost und Gärrest).

Abbildung 18: Landwirtschaftlich verwerteter Kompost in Deutschland in 2016

Anm.: In 2016 produzierte und landwirtschaftlich verwertete Kompostmengen in t Frischmasse pro Kreis in Deutschland, hergeleitet aus den regionalen Bioabfalldaten und der aggregierten Kompoststatistik. In blau ist der Umriss des Wesereinzugsgebiets abgebildet.

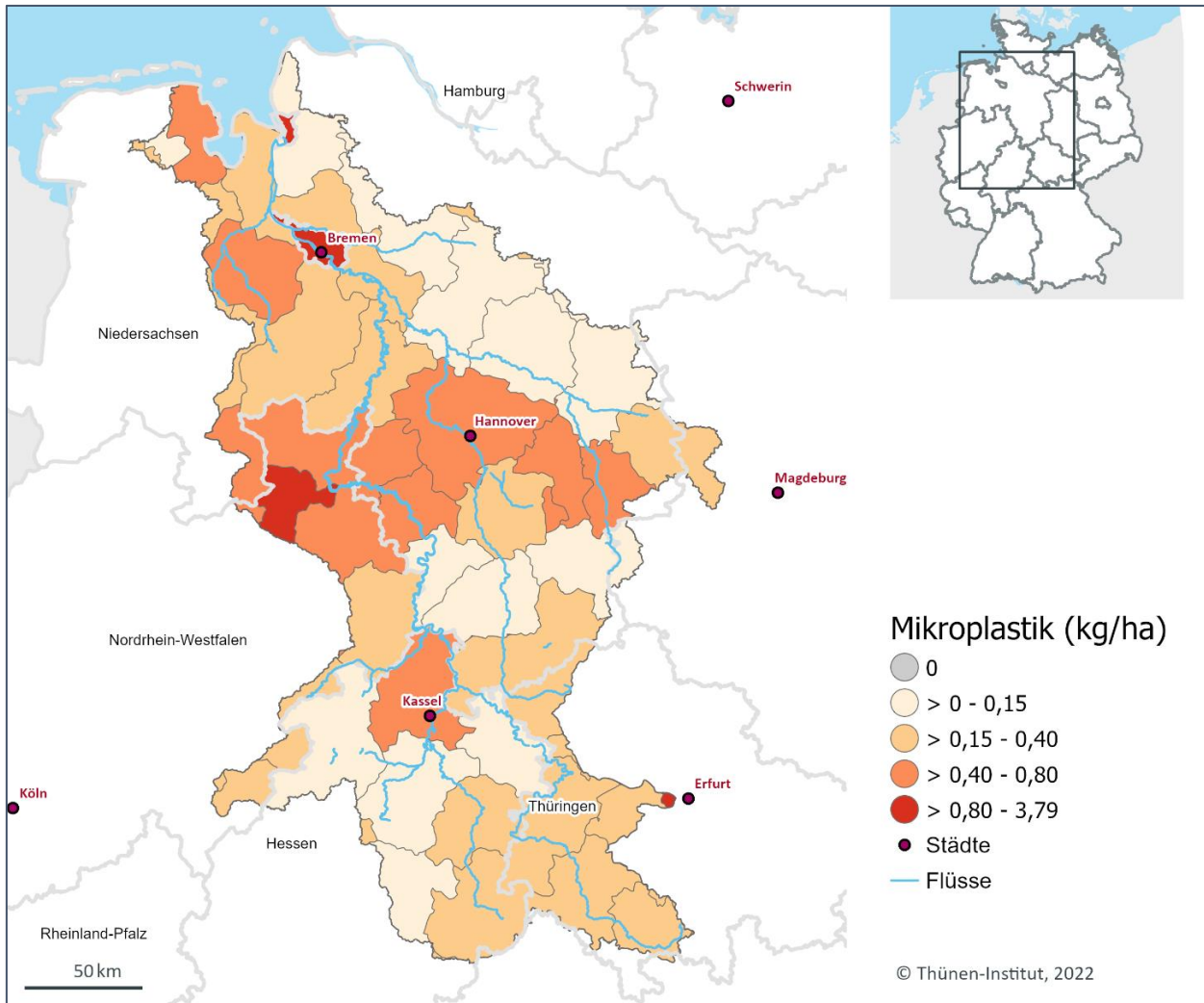
Quelle: eigene Berechnung (TI) auf Grundlage von Statistiken der öffentlich-rechtlichen Abfallentsorgung und der Kompostproduktion und -verwertung in der Bundesrepublik Deutschland

Die im Modell verwendeten Mikroplastikgehalte im Kompost basieren auf rein visuellen Analysen, die nicht auf die Detektion von Mikroplastik ausgerichtet sind (im Rahmen der Qualitätssicherung durch die Bundesgütegemeinschaft Kompost, BGK e. V.). Masse-basierte Analysen in Kompostproben wurden nur vereinzelt veröffentlicht und berücksichtigen nur größeres Mikroplastik > 500 µm (Bläsing und Amelung, 2018; Brinton, 2005). Daher erschienen die Daten der BGK als bestgeeignet für die Modellierung, da sie einen Durchschnittswert von einer großen Anzahl Stichprobenanalysen (n = 1.417 in 2018) darstellen (Kehres, 2019). Verunreinigungen im Kompost mit Mikroplastik sind vor allem durch Fehlwürfe in Bioabfalltonnen und durch die Entsorgung von verpackten Lebensmitteln in Biogasanlagen zu erklären, die neben Gärresten auch Kompost produzieren (Kehres, 2019; Kranert et al., 2012). Da zu einer zeitlichen Dynamik der Plastikgehalte seit 1990 keine Informationen vorliegen und kein Trend in den vergangenen Gütesicherungsanalysen erkennbar ist (Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V., persönliche Kommunikation), wurde konservativ angenommen, dass diese vor 2016 konstant waren.

Die regional differenzierten Ergebnisse für kumulative Mikroplastikeinträge aus Kompost ins Wesereinzugsgebiet sind in Abbildung 19 – zur besseren Vergleichbarkeit zwischen den Kreisen – bezogen auf die Gesamtfläche der

räumlichen Einheit (= Polygonfläche) in kg pro ha dargestellt. Die Kompostproduktion, und damit einhergehend auch die Mikroplastikbelastung, zeigt eine deutliche Kopplung an die Einwohnerdichte. Von einer Darstellung bezogen auf die landwirtschaftliche Fläche wurde an dieser Stelle abgesehen, da die tatsächlichen Aufbringungsorte aus den Eingangsdaten nicht ableitbar sind.

Abbildung 19: Kumulative Mikroplastikeinträge aus Kompost im Wesereinzugsgebiet im Zeitraum 1990–2016



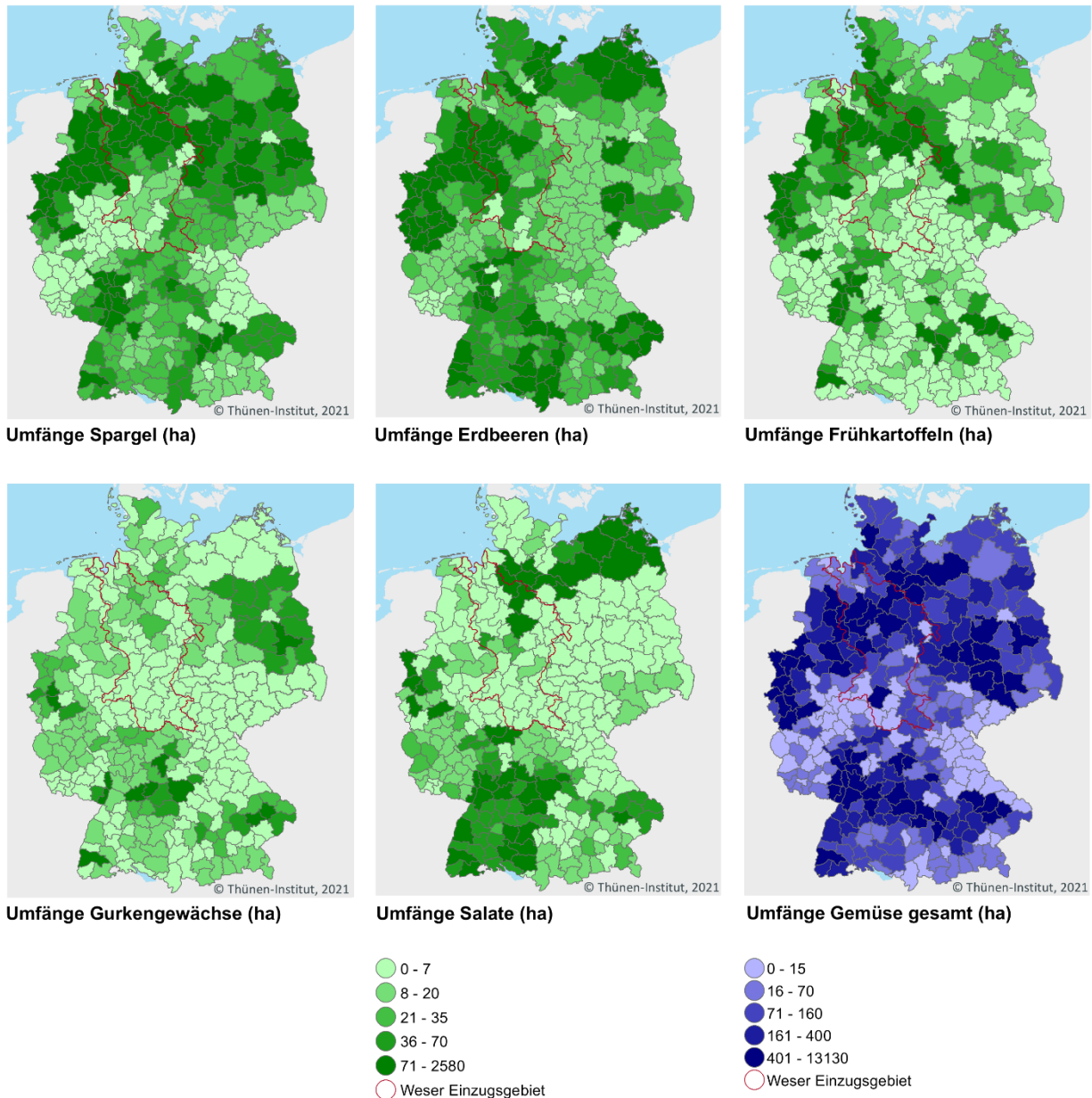
Anm.: Die Ergebnisse sind auf Ebene der RAUMIS-Regionen aggregiert und dargestellt in kg pro ha Gesamtfläche der räumlichen Einheit (= Fläche des Polygon). Hohe Gehalte (> 0,8 kg/ha) finden sich insbesondere in Ballungsgebieten.

Quelle: eigene Berechnung (TI). Datengrundlage sind die Bioabfall-Statistik der Regionaldatenbank (2016), Kompostmengen auf Bundeslandebene (2016) und aus den Analysen der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. entnommene Mikroplastikkonzentrationen von 369 mg kg⁻¹ TG

5.1.3 Eintragsquelle Folienkulturen

Die Anbauumfänge der relevanten Gemüsekulturen und Erdbeeren wurden auf Bundesebene zu den lückenhaft erhobenen Daten aus 2012 zugeschätzt, um einen flächendeckenden Datensatz für das Wesereinzugsgebiet zu erhalten. Die Ergebnisse zeigen deutliche kulturspezifische Anbauswerpunkte insbesondere im nördlichen Teil des Einzugsgebiets (vgl. Abbildung 20).

Abbildung 20: Ergebnis der erhobenen und zugeschätzten Anbauumfänge der relevanten Gemüsekategorien (Spargel, Erdbeeren, Gurkengewächse und Salate 2012, Gesamtgemüse + Erdbeeren 2012 und Frühkartoffeln 2010)

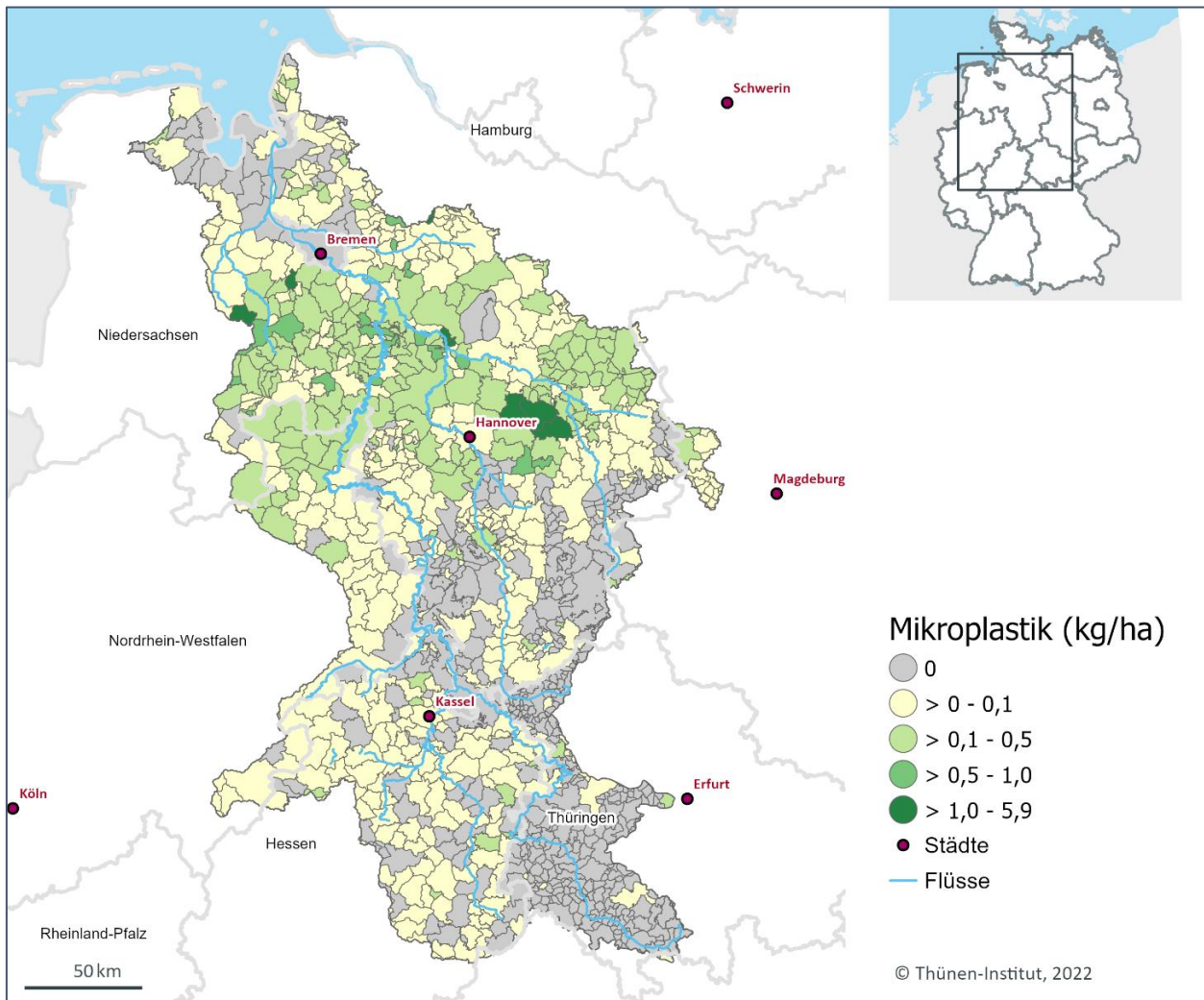


Anm.: In rot ist das Einzugsgebiet der Weser hervorgehoben.

Quelle: Statistik der Länder, Datenlücken zugeschätzt. Die Berechnung wurde als Grundlage der Modellierung von Plastikeinträgen bundesweit und projektübergreifend durchgeführt

Die regional differenzierten kumulativen Mikroplastikeinträge für den Zeitraum von 1960 bis 2016 aus Folien für das Wesereinzugsgebiet sind in Abbildung 21 als relative Mengen bezogen auf die Gesamtfläche der räumlichen Einheit (= Polygonfläche) dargestellt, um die Vergleichbarkeit zwischen Flächen unterschiedlicher Größe zu gewährleisten. Eintragungsschwerpunkte durch Folienanbau liegen erwartungsgemäß in Regionen mit Produktionsschwerpunkten von Sonderkulturen, die unter Einsatz von Abdeck- oder Mulchfolien produziert werden. Diese Schwerpunktregionen sind räumlich konstant und haben sich durch günstige Klima- und Bodeneigenschaften (z. B. Spargel, Erdbeeren, Frühkartoffeln), aber auch durch die Marktnähe (z. B. Salatanbau bei Hamburg) und einen langfristigen Aufbau der verarbeitenden Industrie entwickelt.

Abbildung 21: Kumulative Mikroplastikeinträge aus Agrarfolien im Wesereinzugsgebiet im Zeitraum von 1960 bis 2016



Anm.: Die Ergebnisse sind auf Gemeindeebene aggregiert und dargestellt in kg pro ha Gesamtfläche der räumlichen Einheit. Hohe Gehalte (> 1 kg/ha) finden sich nur vereinzelt im Einzugsgebiet. Die höhere Belastung im norddeutschen Tiefland ist durch die dortigen Anbauswerpunkte von Spargel, Erdbeeren, Frühkartoffeln und Salaten begründet.

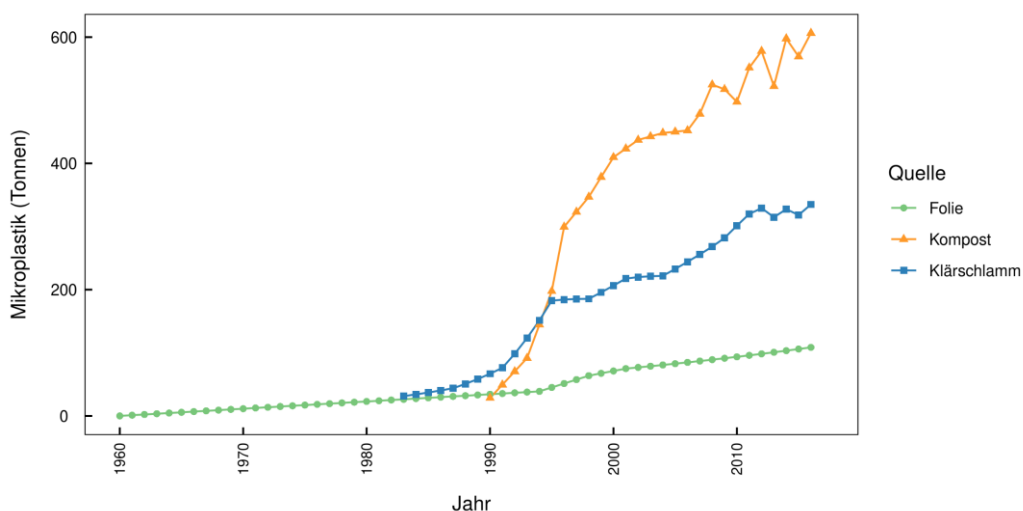
Quelle: Datengrundlage sind die Anbaumfänge der Gemüserhebung 2012 und des Thünen-Agraratlas 2010

Zu Mikroplastikeinträgen durch die Nutzung von Agrarfolien liegen noch sehr wenige Daten vor. Viele Messergebnisse wurden in den vergangenen Jahren insbesondere aus China publiziert, wo die Anbaubedingungen und eingesetzten Folien sich stark von denen in Deutschland unterscheiden. So wird z. B. viele Jahre hintereinander sehr dünne Folie zur Ertragsoptimierung eingesetzt, die zu großen Anteilen auf den Feldern verbleibt (Yan et al., 2014). Da erste Daten andeuten, dass der Anteil der im Acker verbleibenden Folie mit Zunahme der Folienstärke abnimmt, haben wir in unseren Berechnungen einen „Verlustfaktor“ als Funktion der für die verschiedenen Kulturen angenommenen Folienstärken angenommen. Dieser ist jedoch nur als eine grobe Annäherung zu interpretieren, da auch die Sorgfalt bei der Bewirtschaftung vermutlich einen wichtigen Einfluss auf die Verbleiberaten im Boden hat. Anhand der Vielzahl an eingesetzten Folien in der Landwirtschaft und deren unterschiedlicher Einsatzdauer von wenigen Monaten bis zu mehreren Jahren sind Messungen im Feld notwendig, um Verlustraten in Zukunft besser abzuschätzen und damit zur Verringerung der Unsicherheiten im Modell beizutragen. Bezüglich des Folienegebrauchs kann man außerdem davon ausgehen, dass es deutliche regionale Unterschiede aufgrund der klimatischen Bedingungen gibt, mit einem stärkeren Anteil an Folienkulturen für die Ernteverfrüherung in kühleren Regionen Deutschlands.

5.1.4 Gegenüberstellung der Eintragsquellen

Für eine Gegenüberstellung der Bedeutung der einzelnen Eintragsquellen wurden die jährlichen Gesamteinträge auf Bundesebene berechnet (vgl. Abbildung 22). Insgesamt sind die Einträge durch Kompost nach aktuellem Wissensstand und getroffenen Annahmen am höchsten, gefolgt von Klärschlamm und Folien. Für das Wesereinzugsgebiet ergibt sich ein anderes Bild (vgl. Abbildung 23). Hier liegen die Einträge durch Klärschlamm vor denen durch Kompost und Folie.

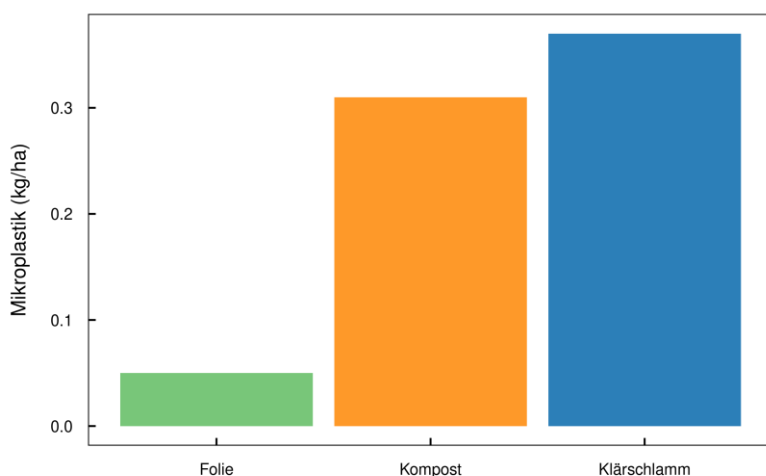
Abbildung 22: Jährliche bundesweite Mikroplastikeinträge in landwirtschaftliche Böden aus den drei untersuchten Eintragsquellen Kompost seit 1990, Klärschlamm seit 1983 und Agrarfolien seit 1960



Anm.: Während die Einträge durch Kompost und Klärschlamm in den 1990er Jahren einen starken Anstieg verzeichnen, steigen die Emissionen durch Folienanbau vergleichsweise langsam an. Insgesamt sind die Einträge durch Kompost nach aktuellem Wissensstand und getroffenen Annahmen am höchsten, gefolgt von Klärschlamm und Folien.

Quelle: eigene Berechnung (TI)

Abbildung 23: Durchschnittliche Mikroplastikeinträge pro ha Gesamtfläche des Wesereinzugsgebietes



Anm.: Während auf Bundesebene nach den aktuellen Kenntnissen und Annahmen die landwirtschaftliche Verwertung von Kompost den höchsten Eintrag verursacht (vgl. Abbildung 22), liegt im Wesereinzugsgebiet die Belastung durch Klärschlamm vorne. Der Vergleich der bundesweiten Eintragsmengen mit denen im Einzugsgebiet verdeutlicht die regionalen Unterschiede und hebt die Notwendigkeit einer räumlich differenzierten Betrachtung hervor.

Quelle: eigene Berechnung (TI)

Die hier gezeigten Ergebnisse dienen einer ersten groben Einordnung der Mikroplastikbelastungen durch landwirtschaftliche Aktivitäten. Es ist jedoch anzunehmen, dass lokal eine hohe Variabilität der Einträge besteht, insbesondere, wenn mehrere Eintragsquellen eine Rolle spielen. So wird z. B. im Anbau von Spargel und Erdbeeren, die leichte Böden bevorzugen, häufig mit Kompost gedüngt.

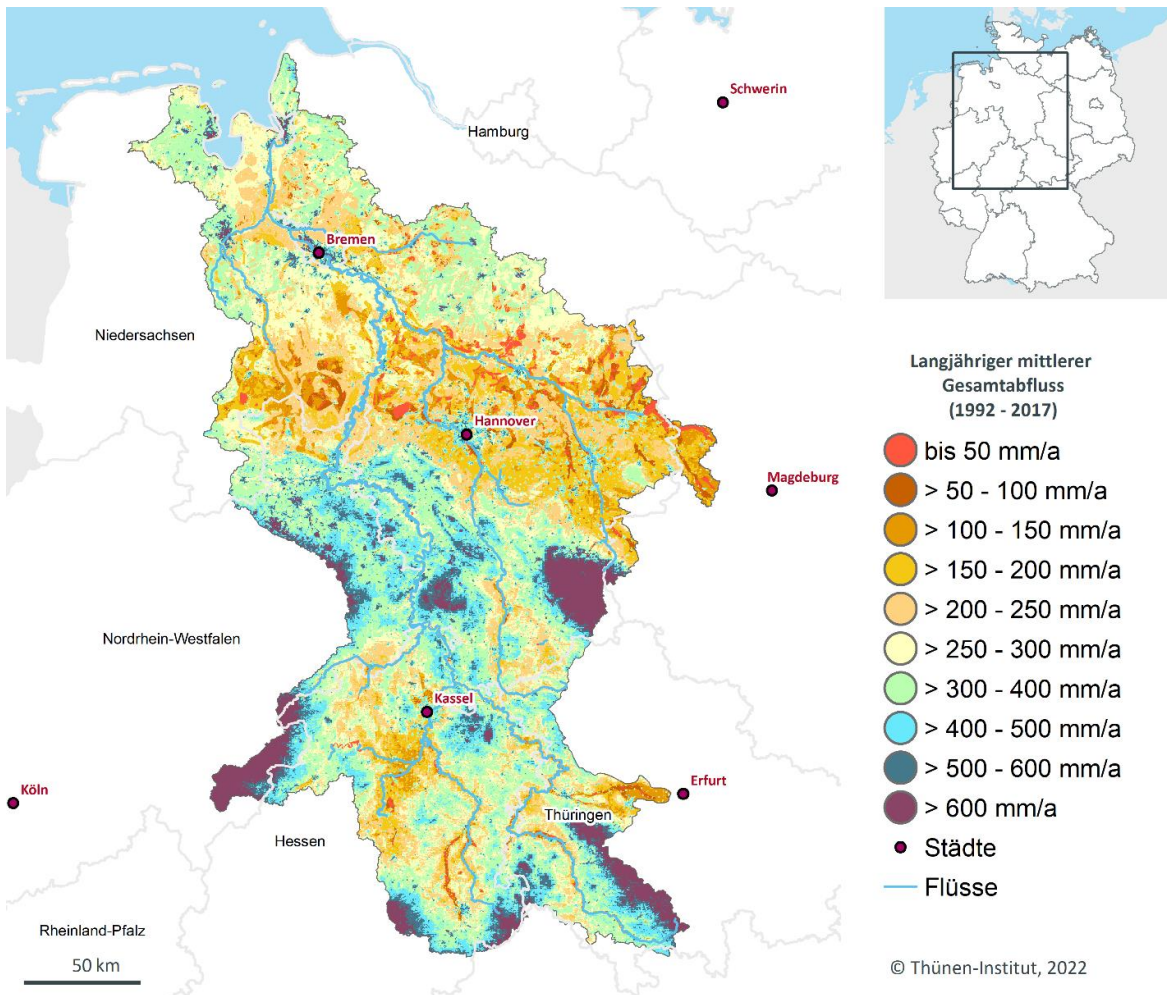
5.2 Mikroplastikeinträge in Oberflächengewässer (mGROWA+TeMBa)

5.2.1 mGROWA-Modellergebnisse

Nach Aufbereitung der Datengrundlagen in Tabelle 5 wurde der Wasserhaushalt des Wesereinzugsgebiets ermittelt. Für die Periode 1992–2017 wurden der Gesamtabfluss und die Abflusskomponenten in Tagesritten und in einer räumlichen Auflösung von 100x100 m berechnet. In Abbildung 24 wurden die tagesscharf ermittelten Werte für Übersichtszwecke zu langjährigen Mittelwerten der Periode 1992–2017 zusammengefasst. Der Gesamtabfluss im Einzugsgebiet der Weser liegt zwischen weniger als 50 mm a⁻¹ und mehr als 600 mm a⁻¹. Aus dem Gesamtabfluss wurden die beiden Abflusskomponenten mit Relevanz für den Austrag von Mikroplastik heraussepariert. Der urbane Direktabfluss aus Siedlungsflächen im Einzugsgebiet der Weser liegt je nach Versiegelungsgrad zwischen ca. 100 mm a⁻¹ in Siedlungen im ländlichen Raum mit lockerer Bebauung und mehr als 300 mm a⁻¹ in den stark versiegelten Zentren größerer Städte (vgl. Abbildung 25). Vor allem Großstädte wie Bremen und Hannover stechen hierbei heraus. Abbildung 26 zeigt die Flächen, für die ein mittlerer langjähriger Oberflächenabfluss im Einzugsgebiet der Weser berechnet wurde. Vor allem für reliefierte Mittelgebirgsregionen mit Jahresniederschlägen von mehr als 800 mm a⁻¹ werden signifikante Oberflächenabflusshöhen von mehr als 25 mm a⁻¹ modelliert. Die betreffenden Flächen sind prädestinierte Liefergebiete für Mikroplastikeinträge im ländlichen Raum über den Migrationspfad Erosion.

Die simulierten Gesamtabflüsse der Periode 1992–2017 wurden für den Pegel Intschede anhand der gemessenen mittleren Abflüsse auf Plausibilität überprüft. Hierbei zeigte sich, dass der simulierte mittlere Abfluss von 403 m³ s⁻¹ (1992–2017) für die Modellierung der Mikroplastikdynamik ausreichend gut mit dem langjährigen beobachteten mittleren Abfluss von ca. 320 m³ s⁻¹ (1941–2015) übereinstimmt.

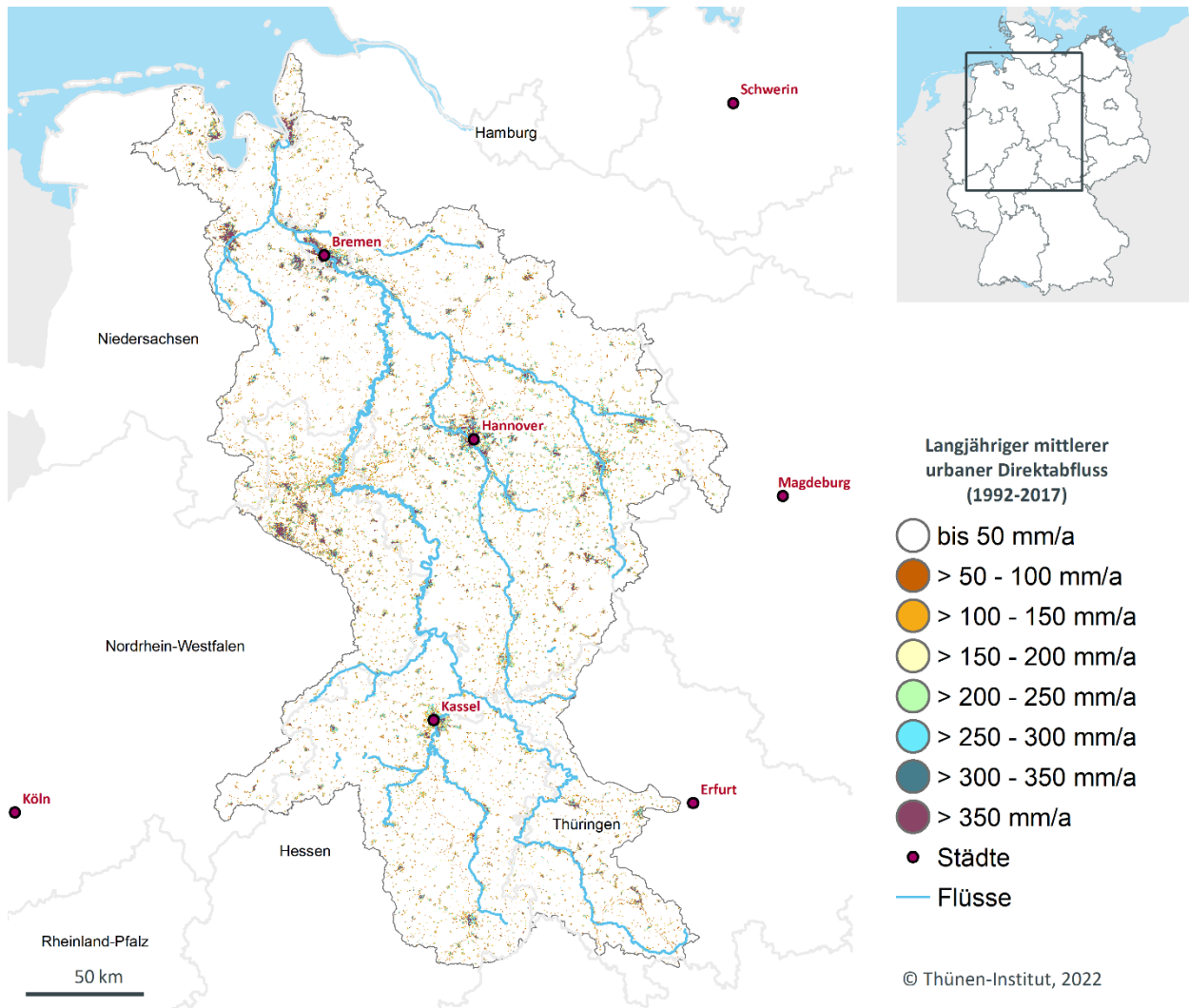
Abbildung 24: mGROWA-Simulationsergebnis zum Gesamtabfluss



Anm.: Die tagesscharf ermittelten Werte des Gesamtabflusses wurden für Übersichtszwecke zu langjährigen Mittelwerten der Periode 1992–2017 zusammengefasst. Im Einzugsgebiet der Weser liegt der Gesamtabfluss zwischen weniger als 50 mm a⁻¹ und mehr als 600 mm a⁻¹.

Quelle: eigene Berechnung (FZI)

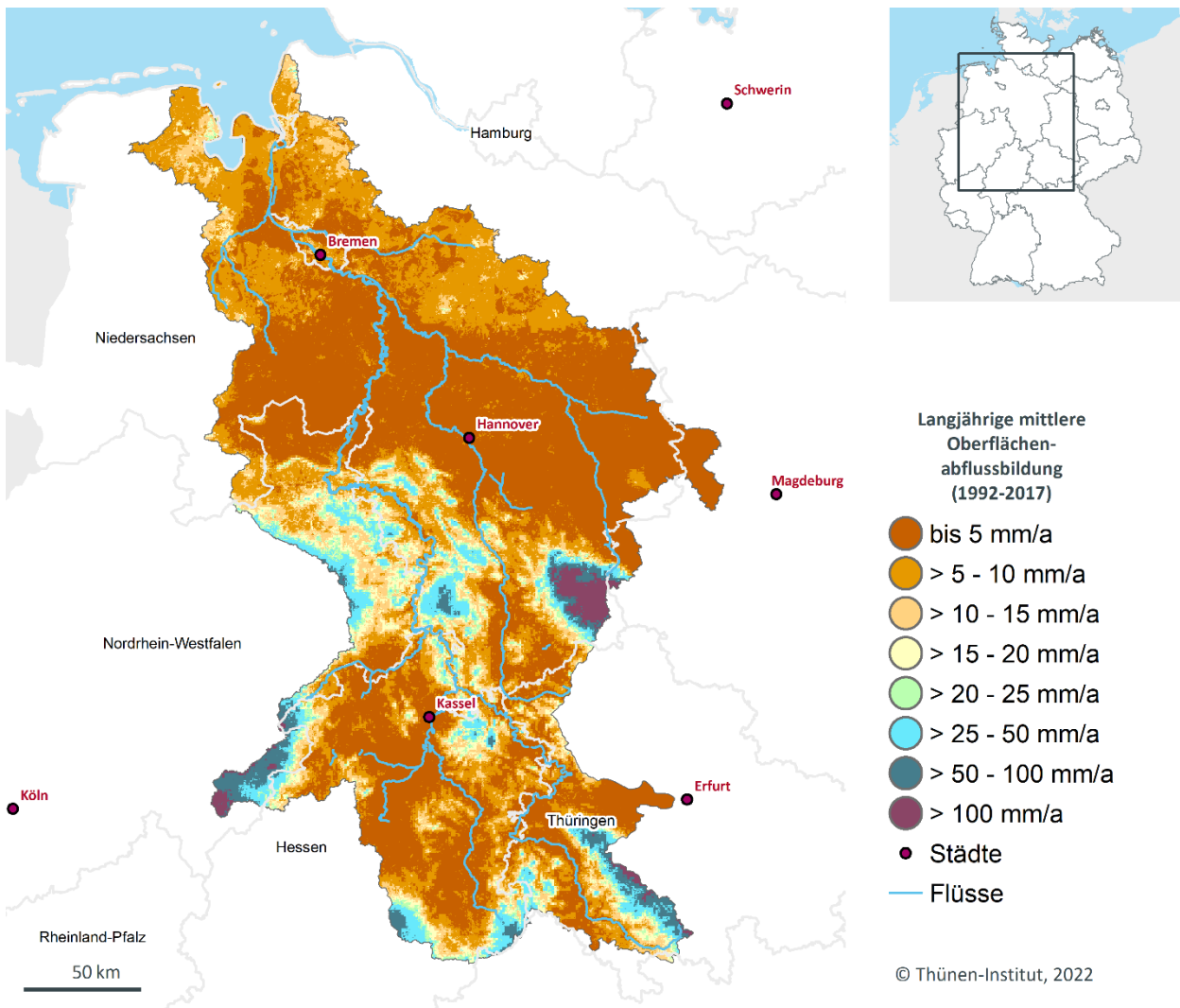
Abbildung 25: mGROWA-Simulationsergebnisse zum Direktabfluss aus Siedlungsflächen



Anm.: Die tagesscharf ermittelten Werte des urbanen Direktabflusses wurden für Übersichtszwecke zu langjährigen Mittelwerten der Periode 1992–2017 zusammengefasst. Der urbane Direktabfluss aus Siedlungsflächen im Einzugsgebiet der Weser liegt je nach Versiegelungsgrad zwischen ca. 100 mm a⁻¹ in Siedlungen im ländlichen Raum mit lockerer Bebauung, und mehr als 300 mm a⁻¹ in den stark versiegelten Zentren größerer Städte. Vor allem Großstädte wie Bremen und Hannover stechen hierbei heraus.

Quelle: eigene Berechnung (FZI)

Abbildung 26: mGROWA-Simulationsergebnisse zum Oberflächenabfluss



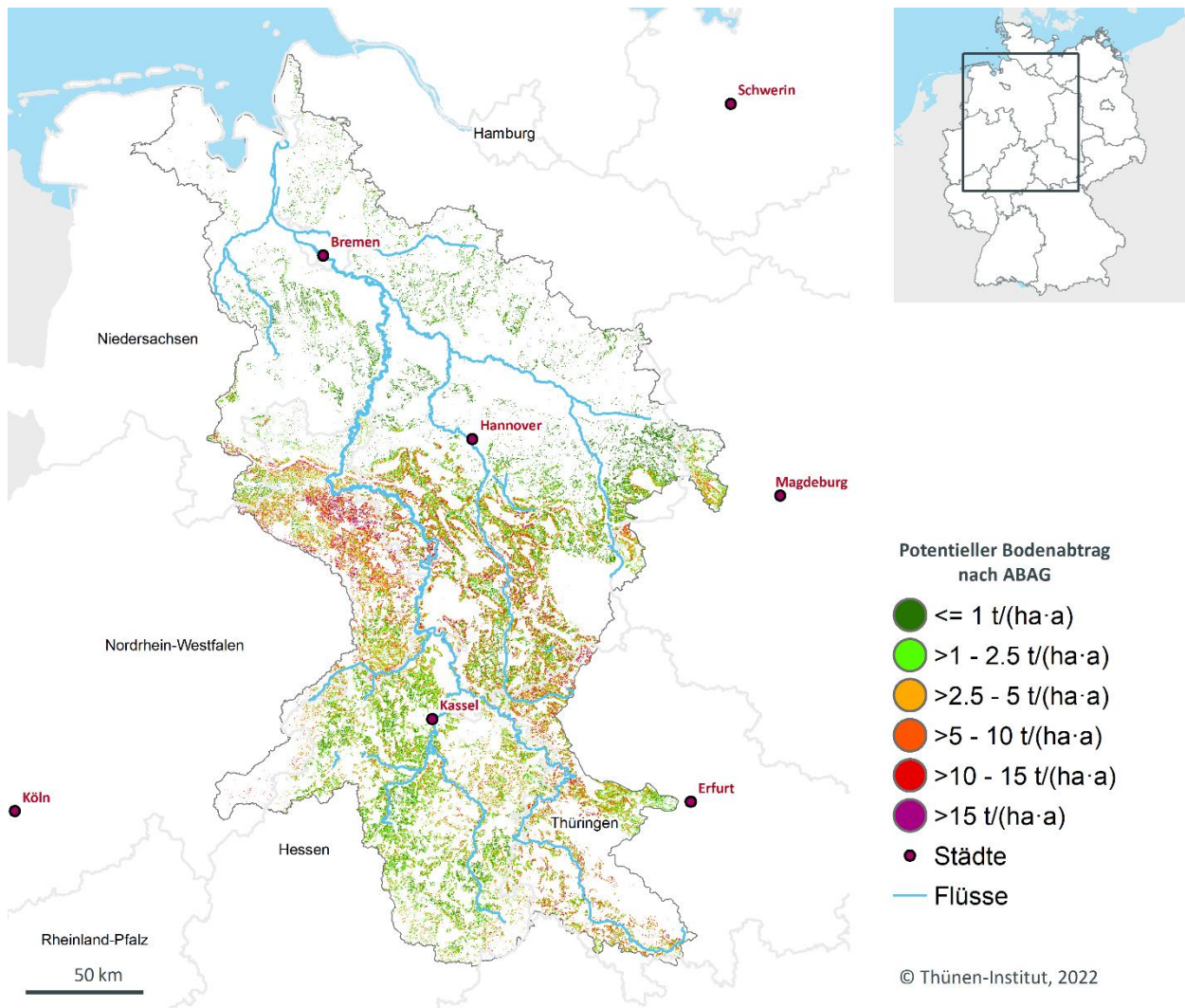
Anm.: Die tagesscharf ermittelten Werte des Oberflächenabflusses wurden für Übersichtszwecke zu langjährigen Mittelwerten der Periode 1992–2017 zusammengefasst. Vor allem für reliefierte Mittelgebirgsregionen mit Jahresniederschlägen von mehr als 800 mm a⁻¹ werden signifikante Oberflächenabflusshöhen von mehr als 25 mm a⁻¹ modelliert.

Quelle: eigene Berechnung (FZI)

5.2.2 Ergebnisse der Erosionsmodellierung

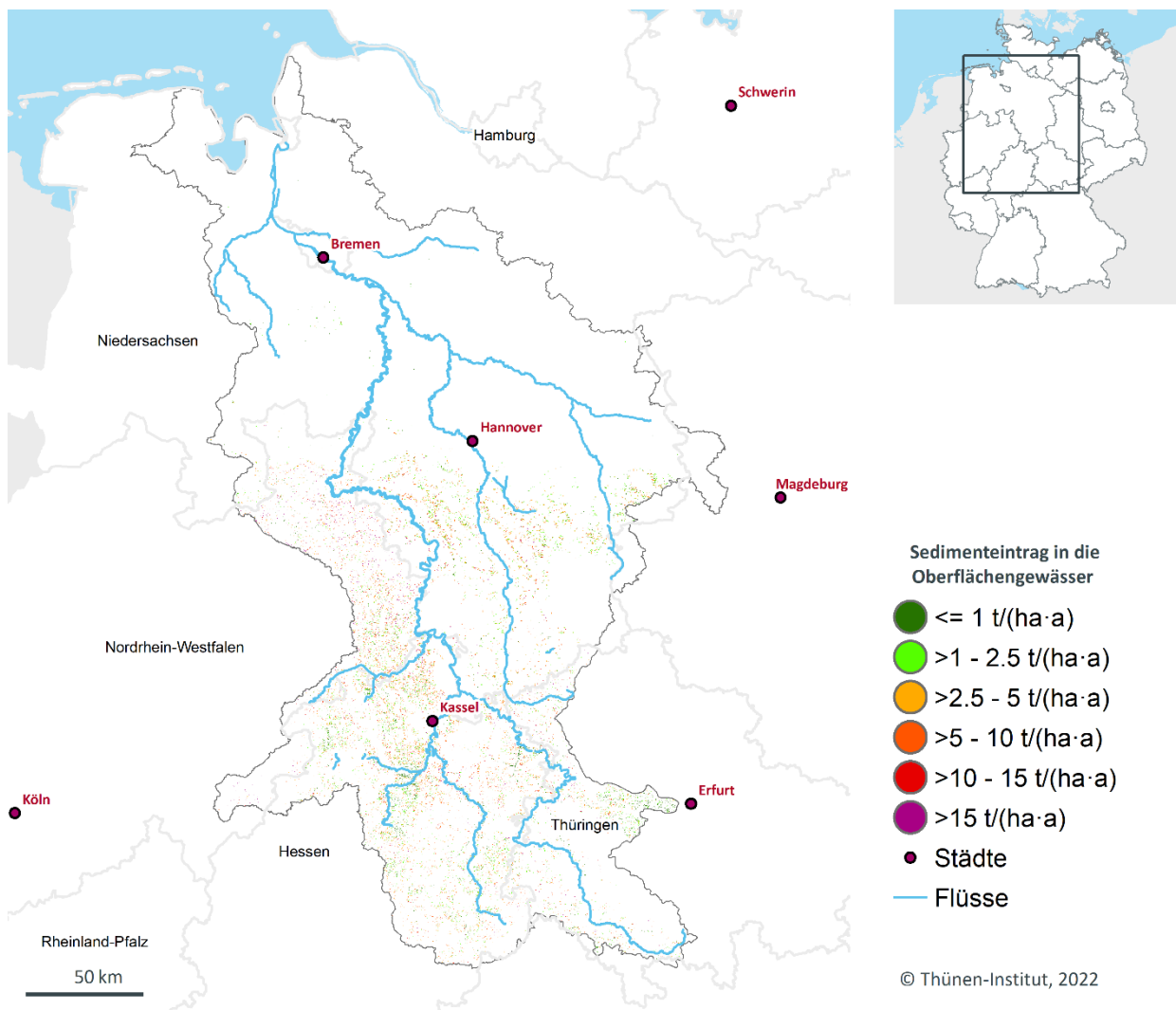
Abbildung 27 zeigt den über die ABAG ermittelten potenziellen Bodenabtrag von ackerbaulich genutzten Flächen, der sich auf fast 3,3 Mio. Tonnen Sediment pro Jahr aufaddiert. Abbildung 28 zeigt die Flächen, die als potenzielle Sedimentliefergebiete übrigbleiben, wenn die Flächen mit einem potenziellen Bodenabtrag nach ABAG auf die Flächen eingegrenzt werden, die eine direkte Gewässeranbindung aufweisen.

Abbildung 27: Simulationsergebnis zum potenziellen Bodenabtrag nach ABAG



Anm.: Über die ABAG ermittelter potenzieller Bodenabtrag von ackerbaulich genutzten Flächen. Im gesamten Einzugsgebiet der Weser addiert sich der Abtrag auf fast 3,3 Mio. Tonnen Sediment pro Jahr auf.

Quelle: eigene Berechnung (FZJ)

Abbildung 28: Potenzielle Sedimentliefergebiete nach ABAG mit direkter Gewässeranbindung

Anm.: Potenzieller Bodenabtrag auf den Flächen, die als potenzielle Sedimentliefergebiete übrigbleiben, wenn die Flächen mit einem potenziellen Bodenabtrag nach ABAG auf solche mit direkter Gewässeranbindung eingegrenzt werden.

Quelle: eigene Berechnung (FZJ)

Der für diese Flächen über die allgemeine Bodenabtragungsgleichung ermittelte Bodenabtrag im Wesereinzugsgebiet liegt bei ca. 372.500 t a^{-1} . Sobald bodenerosionsauslösende Abflussereignisse (Starkregen über kurze Zeitperioden, Dauerregen) auftreten, kommt es von diesen Flächen ausgehend zu einem Mikroplastikeintrag in Oberflächengewässer. Die genauen Mikroplastikmengen sind jedoch noch unbekannt und konnten bisher auch noch nicht direkt gemessen werden. Mit dem TeMBa-Modell soll es jedoch in naher Zukunft möglich werden, dazu eine erste realistische Schätzung abzuliefern.

5.2.3 Flächendaten mit Mikroplastikaufbringung auf landwirtschaftliche Flächen

Die auf landwirtschaftliche Flächen eingebrachten Mikroplastikmengen werden zur Festlegung der Mikroplastikeinträge in die Gewässer im Modell TeMBa in einem nächsten Schritt auf die potenziellen Sedimentliefergebiete (vgl. Quelle: eigene Berechnung (FZJ))

Abbildung 28) eingegrenzt. Dazu wird auf die vom Thünen-Institut ermittelten räumlich differenzierten, kumulierten Mikroplastikeinträge in Zusammenhang mit Klärschlamm- und Kompostapplikationen in den Perioden 1983–2016 und 1990–2016 aufgesetzt (vgl. Abbildung 17 und Abbildung 19). Auf diese Weise können

die Mikroplastikmengen abgeschätzt werden, die durch Erosionsereignisse freigesetzt und in Oberflächengewässer transportiert werden.

5.2.4 Extrapolierte Mikroplastikmassenflüsse zur Kalibrierung des TeMBa-Modells

Die Analyseergebnisse für die vom FZ Jülich im Jahr 2019 exemplarisch durchgeführte Modellierung von Mikroplastikmassenströmen im Wesereinzugsgebiet wurden von der Uni Bayreuth entsprechend dem dortigen Arbeitsstand in vorläufiger Form bereitgestellt. Ursprünglich waren im Wesereinzugsgebiet ca. 40 Probennahmepunkte vorgesehen. Aufgrund von Engpässen in der Probenaufbereitung und -analytik wurde die Anzahl der zu analysierenden Proben vom Projektkonsortium stark reduziert. Bis August 2019 wurden dem FZJ erste Analysenergebnisse für die Partikelgrößenfraktion $> 500 \mu\text{m}$ übergeben. In den bis dahin analysierten 35 Proben wurden insgesamt 179 Partikel $> 500 \mu\text{m}$ identifiziert. Die vom Projektpartner an der Universität Bayreuth gelieferten Daten wurden am FZJ in eine neu aufgesetzte Mikroplastikpartikel-Datenbank importiert, die im weiteren Verlauf des Projektes am FZJ die Basis für die geplanten Modellierungsarbeiten darstellte. Da die Analytik der Partikel Ende 2019 noch nicht abgeschlossen war, hat die Mikroplastikmassenbilanzierung am FZJ für das Einzugsgebiet der Weser nur einen vorläufigen Charakter. Die Bilanzierung ist jedoch geeignet, die generellen Unsicherheiten bei der Bestimmung von Mikroplastikmassenflüssen zu illustrieren.

In der folgenden Tabelle 8 werden die sich auf Basis der Beprobungen ergebenden Mikroplastikmassenbilanzen an fünf ausgewählten Probennahmepunkten im Flusslauf (Guntershausen, Letzter Heller, Hannoversch-Mündeln, Rinteln, Intschede) vorgestellt und diskutiert. Grundsätzlich repräsentiert jeder der ausgewählten Probennahmepunkte ein dahinterliegendes Flusseinzugsgebiet von beträchtlicher Größe. Bei Vorliegen einer ausreichend großen Anzahl von Beprobungen ist es für diese Teileinzugsgebiete längerfristig möglich, im Hinblick auf den Abfluss und die Mikroplastikfracht gebietstypische Kennwerte abzuleiten. Die folgenden Auswertungen haben zum gegenwärtigen Zeitpunkt aber lediglich den Stellenwert von Einzel-Stichproben, die eine Aussage nur für den Zeitpunkt der Probennahme und für die dargestellte Partikelgrößenfraktion ermöglichen. Basierend auf diesen, aus Einzel-Beprobungen berechneten Mikroplastikmassenbilanzen kann noch keine repräsentative Aussage über die Mikroplastikbelastung des Teileinzugsgebietes abgeleitet werden.

In der Tabelle 8 sind die verschiedenen Polymere, die in den Proben gefunden wurden, sowie die jeweils gefundene Anzahl der groben Mikroplastikpartikel eines Polymers ($> 500 \mu\text{m}$) dargestellt. Weiterhin ist der Mikroplastikmassenstrom der einzelnen Polymere aufgeführt, der sich ergeben würde, wenn die bei der Beprobung festgestellte Partikelzahl inkl. des Probenvolumens auf die mit mGROWA simulierten Abflüsse eines Jahres extrapoliert würden.

Tabelle 8: Bei Probennahmen an den Pegeln identifizierte Mikroplastikpartikel in Wasserproben sowie die daraus modellierte jährliche Fracht

Standort		PP	PE	PS	PAN	PET	PVC
Guntershausen	Identifizierte Partikel (#)	2	2	-	-	-	-
	Modellierte jährliche Fracht (kg a ⁻¹)	3.000	5.000	-	-	-	-
Letzter Heller	Identifizierte Partikel (#)	1	15	-	-	1	-
	Modellierte jährliche Fracht (kg a ⁻¹)	60.000	300.000	-	-	5.000	-
Hannoversch-Münden	Identifizierte Partikel (#)		8				
	Modellierte jährliche Fracht (kg a ⁻¹)		500.000				
Rinteln	Identifizierte Partikel (#)		4		1	4	
	Modellierte jährliche Fracht (kg a ⁻¹)		2.000.000		75	50	
Intschede	Identifizierte Partikel (#)	4	1				
	Modellierte jährliche Fracht (kg a ⁻¹)	20.000	3				
Anm.: PP: Polypropylen, PE: Polyethylen, PS: Polystyrol, PAN: Polyacrylnitril, PET: Polyethylenterephthalat, PVC: Polyvinylchlorid. Nur größere Partikel (> 500µm) wurden in der Analyse berücksichtigt.							

Quelle: eigene Berechnung (FZJ)

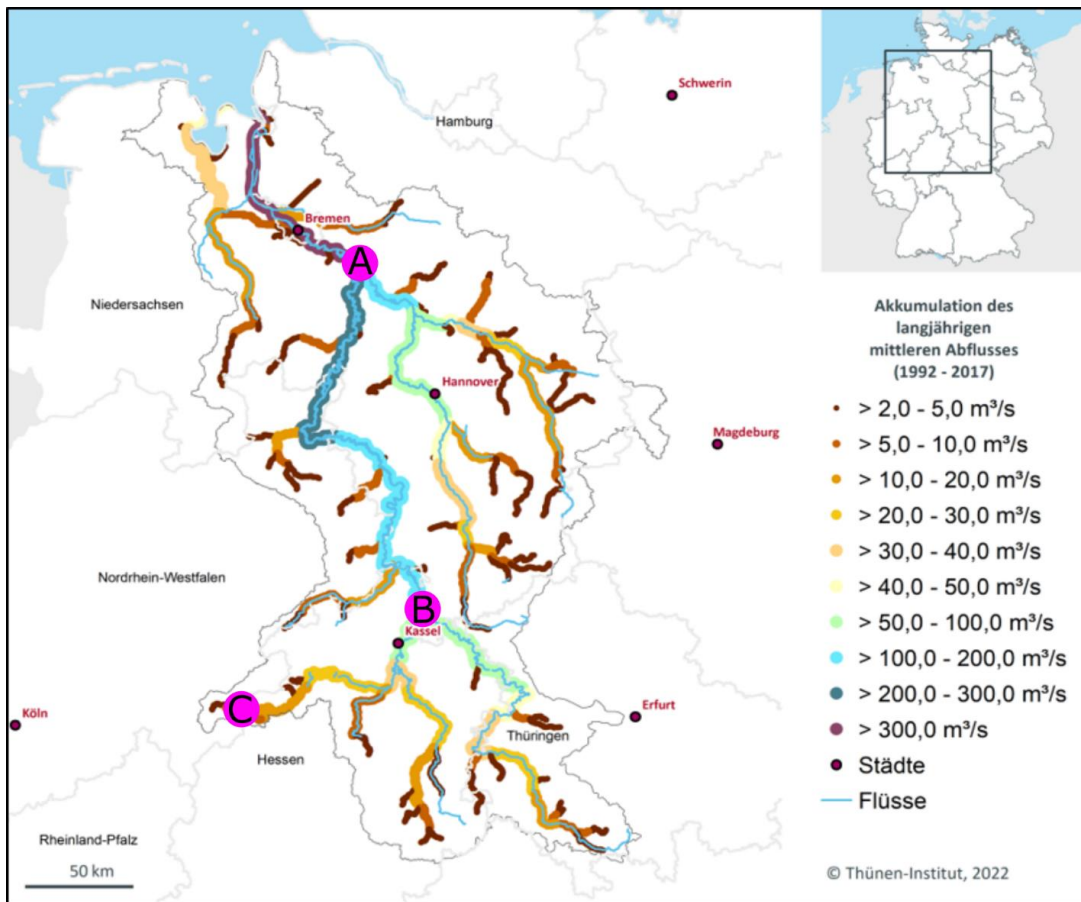
Wie Tabelle 8 zeigt, wurden an den meisten Pegeln in der beprobten Wassermenge PP und PE identifiziert. Die anderen Polymere der Fraktion > 500 µm (PS, PAN, PET, PVC) wurden nur vereinzelt festgestellt. Extrapoliert auf die an den Pegeln im Jahr durchströmenden Wasservolumina würde dies einer jährlichen PP-Fracht von ca. 30.000–60.000 kg a⁻¹ und einer jährlichen PE-Fracht von ca. 5.000–2.000.000 kg a⁻¹ entsprechen.

Aufgrund der kleinen Anzahl an Beprobungen und der geringen Probevolumina kann jedoch zum jetzigen Zeitpunkt noch keine schlüssige Massenbilanz entlang der Flussläufe der Weser abgeleitet werden. Die Repräsentativität der punktuellen Einzelproben für die Gesamtabflussbelastung konnte bisher noch nicht überprüft werden. Damit ist auch zum aktuellen Stand eine flächen- oder einzugsgebietsdifferenzierte Validierung des Modells TeMBA nicht möglich. Als Ursache dafür wird die derzeit aus hydrologischer Perspektive nicht repräsentative Probennahme angesehen, d. h., es müssten zukünftig deutlich größere Wassermengen beprobt werden, die dann einen besser abgesicherten Rückschluss auf das tatsächliche Vorkommen von Mikroplastikpartikeln im Strömungsquerschnitt erlauben. Im Hinblick auf die Zielstellung im Projekt PLAWES konnte zur Reduzierung der Unsicherheiten in der Berechnung der Mikroplastikmassenbilanz auf Basis von Beprobungen nur der Weg gewählt werden, aus den wenigen Ergebnissen virtuelle Mischproben zu berechnen und als Vergleichsbasis zu verwenden. Inwieweit die Unsicherheiten damit reduziert wurden, kann derzeit weder qualitativ noch quantitativ beurteilt werden. Die folgenden Darstellungen zeigen aus den genannten Gründen virtuelle Mischproben aus mehreren Probennahmekampagnen.

Abbildung 29 zeigt die aus den Analyseergebnissen der Probennahmekampagnen an den Flussläufen extrapolierten Mikroplastikmassenflüsse exemplarisch für die beprobten Pegel Letzter Heller, Müsse und Intschede. Aufgrund der bestehenden Unsicherheiten wurden bei der Analyse nur die Mikroplastikpartikel $< 500 \mu\text{m}$ berücksichtigt. Diese kommen in größerer Zahl in den Proben vor und es wird erwartet, dass die Unsicherheiten zumindest geringer sind als im Fall der Mikroplastikpartikel $> 500 \mu\text{m}$.

Wie zu erwarten, ist der Auslasspegel der Weser (Intschede) im Hinblick auf den Polymertyp vielfältiger und im Hinblick auf die Mikroplastikmassenströme bedeutsamer. So dominieren am Auslasspegel die Polymere Polyolefine (PP und PE), Polyester, Polystyrol, Chloropolymer und Polyamid, während am Kopfpegel Müsse lediglich Polyolefine und Polyester festgestellt wurden. Auch im Hinblick auf die extrapolierten absoluten Mikroplastikmassenflüsse ragt der Pegel Intschede heraus. So ergeben sich dort bei einem Beprobungsvolumen von $3,71 \text{ m}^3$ beispielsweise 540 Polyolefin-Partikel $< 500 \mu\text{m}$, was einem Massenfluss von 8.200 kg a^{-1} entspricht, während für den Pegel Müsse (Einzugsgebietsgröße ca. 125 km^2) bezogen auf ein Beprobungsvolumen von $2,1 \text{ m}^3$ lediglich 37 Polyolefin-Partikel $< 500 \mu\text{m}$ festgestellt wurden, was einem Massenfluss von 21 kg a^{-1} entspricht. Der Pegel Letzter Heller subsummiert den Abfluss eines 5.500 km^2 großen dahinterliegenden Teileinzugsgebietes der Werra. Im Hinblick auf die festgestellten Polymertypen und die Mikroplastikmassenflüsse liegt dieses Einzugsgebiet zwischen dem Pegel Intschede und dem Pegel Müsse.

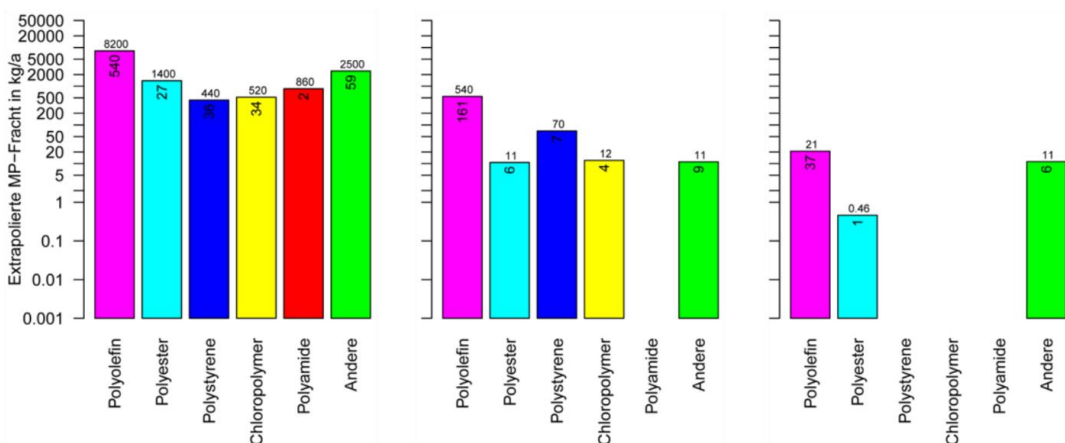
Abbildung 29: Extrapolierte Mikroplastikmassenströme (für die Fraktion < 500 µm) an drei Pegeln im Einzugsgebiet der Weser



A Intschede

B Letzter Heller

C Müsse



Anm.: Die Flussabschnitte der Weser sind entsprechend ihrer mittleren Abflussmengen farbig kodiert. Anhand der an den drei Probenahmestellen der Pegel Intschede (A), Letzter Heller (B) und Müsse (C) gefundenen Mikroplastikpartikelanzahl (= Zahlen innerhalb der Balken der drei Diagramme, für die Fraktion < 500µm) und des mittleren Abflusses (383, 64 und 3 m³s⁻¹ für Intschede, Letzter Heller und Müsse) wurden die jährlichen Mikroplastikmassenströme (= Zahlen oberhalb der Balken) berechnet. Die höchsten Gesamtmengen und meisten Polymertypen wurden am Auslasspegel in Intschede gefunden, die niedrigsten am Pegel des kleinsten Einzugsgebiets der Müsse. Die jeweils analysierten Probevolumina betragen an den Pegeln Intschede, Letzter Heller und Müsse jeweils 3,70695, 2,0168 und 2,104 m³.

Quelle: eigene Berechnung (FZI)

5.2.5 Testlauf des TeMBa-Modells

Um zu analysieren, ob mit dem Modell TeMBa in großen Einzugsgebieten die Mikroplastikmigration in realistischen räumlichen Mustern reproduziert werden kann, wurde das Modell mit exemplarischen Mikroplastikpartikeln aus der Beprobung als Input auf Einzelpfaden (Kläranlagen, atmosphärische Deposition, Klärschlamm-aufbringung, Kompost-aufbringung, Abschwemmung von urbanen Flächen) betrieben. Die hierbei verwendeten Mikroplastikpartikel zeigt Tabelle 9. Quelle: eigene Berechnung (FZJ)

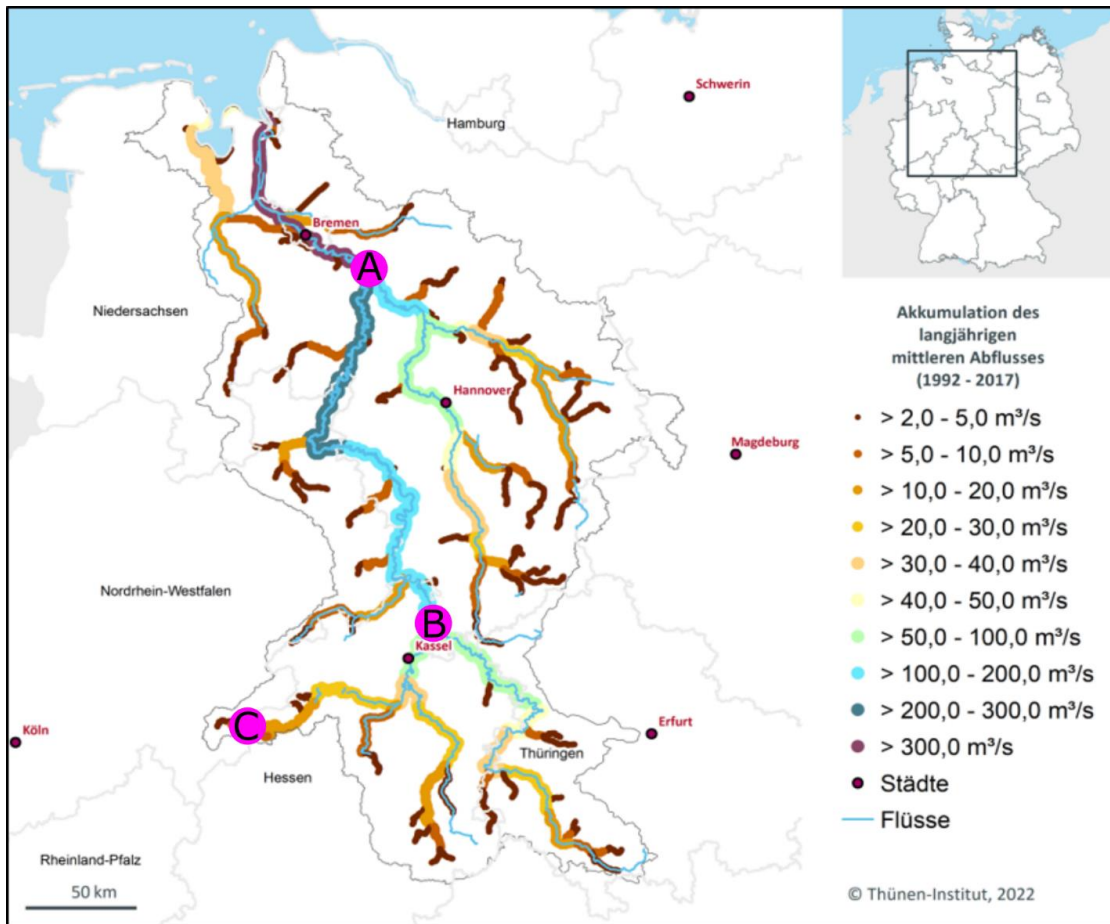
Abbildung 30 zeigt das Ergebnis des TeMBa-Testlaufs für die drei Teileinzugsgebiete der Weser (Letzter Heller, Müsse und Intschede) unter Verwendung der in Tabelle 9 spezifizierten Mikroplastikcharakteristika (Testpartikel). Wie der Vergleich mit Abbildung 29 zeigt, konnte mit den Test-Partikeln erstmal nur ein Teil der gesamten Mikroplastikfracht erklärt werden. Auf eine Diskussion der Ergebnisse wird an dieser Stelle verzichtet, da auf diese Weise vor allem die Funktionstüchtigkeit des TeMBa-Modells nachgewiesen werden sollte.

Tabelle 9: Für den TeMBa-Testlauf und die Eintragspfade verwendete Partikel-ID, Polymertyp, Masse, Form und Durchmesser

Eintragspfad	Partikel-ID	Polymertyp	Geschätzte Masse (g)	Form/ gemessene Durchmesser (µm)
Kläranlage	100001	Polyester	$6,97 \cdot 10^{-7}$	Faser/ 742 und 26
Klärschlamm-aufbringung	200001	Polyolefin	$3,38 \cdot 10^{-7}$	Unregelmäßig/ 116 und 77,1
Kompost-aufbringung	300001	Polystyrol	$5,55 \cdot 10^{-7}$	Unregelmäßig/ 143 und 83
Abspülen von versiegelten Oberflächen	400001	Polyester	$1,94 \cdot 10^{-6}$	Fragment/ 258,1 und 82,4
Atmosphärische Deposition	500001	Polyolefin	$4,22 \cdot 10^{-8}$	Fragment/ 58,6 und 38,9

Quelle: eigene Berechnung (FZJ)

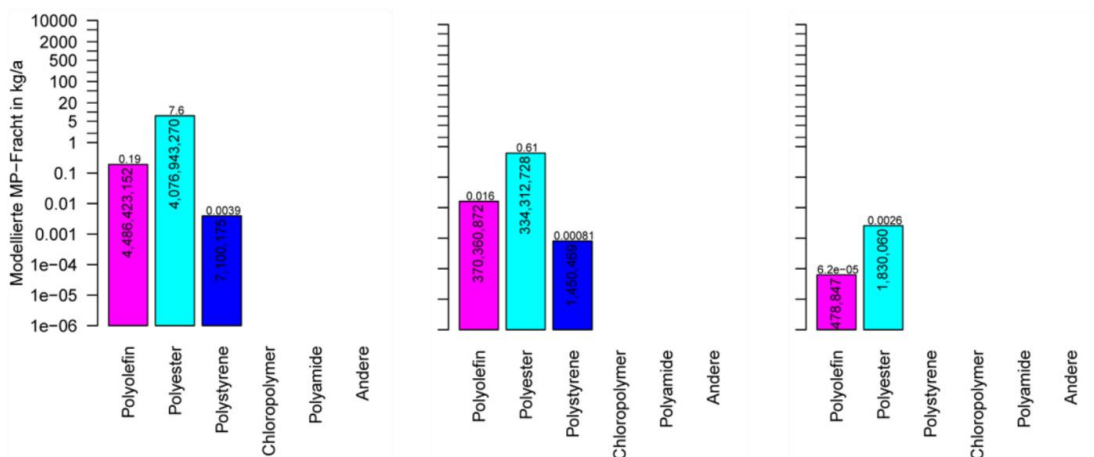
Abbildung 30: Ergebnis des TeMBA-Testlaufs für die drei Teileinzugsgebiete der Weser (Letzter Heller, Müsse und Intschede)



A Intschede

B Letzter Heller

C Müsse



Anm.: Unter Verwendung der spezifischen Polymerdichten (vgl. Tabelle 4) und der Charakteristika der Testpartikel für jeden der fünf Migrationspfade (vgl. Tabelle 9) als Modelleingangsgrößen wurden die Mikroplastikfrachten der drei Pegel Intschede, Letzter Heller und Müsse berechnet. Zur einheitlichen Darstellung der Modellergebnisse wurden die individuellen Polymertypen der bilanzierten Partikel wie in Abbildung 29 in sechs Gruppen zusammengefasst. Die modellierte Partikelanzahl ist jeweils in den Balken, die Mikroplastikfrachten oberhalb der Balken angegeben.

Quelle: eigene Berechnung (FZJ)

5.2.6 „Realdaten“-Simulation mit TeMBa

Aufgrund vielfacher Verzögerungen bei der Auswertung und Analyse der Mikroplastikbeprobungskampagnen standen Realdaten zu Mikroplastikkonzentrationen in Böden, Klärschlamm, Luft, Oberflächen- und Abwasser entweder erst in einer sehr späten Phase des Projektes oder sogar erst nach Projektende zur Verfügung. Aus diesem Grund kann zwar keine vollständig kalibrierte TeMBa-Simulation präsentiert werden, wohl aber erste „Realdaten“-Simulationen, in denen Ergebnisse aus realen Mikroplastikbeprobungen Berücksichtigung gefunden haben. Im Folgenden wird eine solche „Realdaten“-Simulation für das Einzugsgebiet der Weser kurz vorgestellt und hinsichtlich der bestehenden Unsicherheiten diskutiert. In dieser Simulation wurden nur Mikroplastikpartikel kleiner als 500 µm bilanziert.

In die „Realdaten“-Simulation wurden die jährlichen Abwassermengen von insgesamt 780 der im Wesereinzugsgebiet vorhandenen und als relevant eingestuften Kläranlagen eingebunden. Mit diesen Abwassermengen wurde die Mikroplastikbelastung in einer aus der Kläranlage „Kasselwasser“ entnommenen Probe verknüpft, um die Gesamtemission in das Gewässernetz zu berechnen.

Für das Wesereinzugsgebiet lagen Analysen zur atmosphärischen Deposition von Mikroplastik vor. Diese wurden ebenfalls im Rahmen des Projektes PLAWES von Projektpartnern durchgeführt. Aufgrund der ermittelten räumlichen Dichte der versiegelten Flächen, mit denen die durch atmosphärische Deposition abgelagerten Mikroplastikpartikel zu korrelieren scheinen, wurden die im Rahmen des Projektes gewonnenen Mikroplastikproben KW1 und SO1 (Kläranlage „Kasselwasser“ von 22.03.2018 bis 16.04.2018 und am Solling vom 23.03.2018 bis 20.04.2018; Datenquelle: Universität Bayreuth) als Basis für die in der Simulation durch atmosphärische Deposition abgelagerten Mikroplastikpartikelverteilungen genutzt.

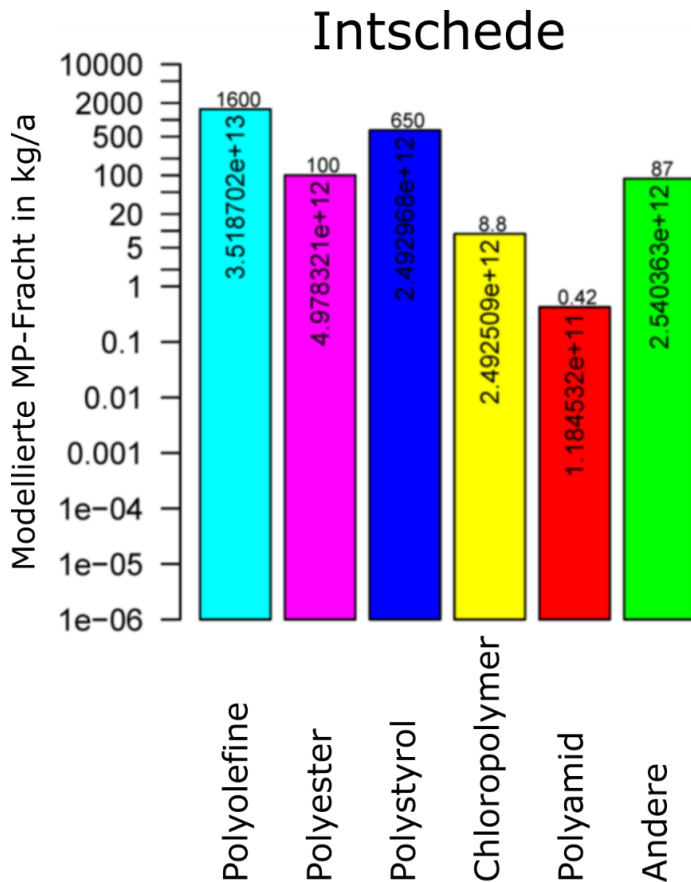
Für eine Bilanzierung der Mikroplastikaufbringung auf landwirtschaftlichen Flächen über die Eintragspfade Kompost und Klärschlamm wurden im Rahmen des Projektes die vom Thünen-Institut mit RAUMIS-Mikroplastik ermittelten räumlich differenzierte Ergebnisse zu kumulierten Mikroplastikeinträgen bereitgestellt (vgl. Abbildung 17 und Abbildung 19). Diese Daten umfassen jedoch nur Gesamtmassen an Mikroplastik und keine Partikelverteilung. Aus diesem Grund wurde im Rahmen der Simulation auf die Ackerflächen des Modellgebietes entsprechend der vorgegebenen räumlichen Masserelationen eine von Crossman et al. (2020) für Klärschlamm ermittelte typische Mikroplastikpartikelverteilung angenommen. Hinsichtlich der *in-situ*-Genese von Mikroplastikpartikeln aus Plastikstreu und deren Transportverhalten auf versiegelten Flächen liegen derzeit keine belastbaren Daten vor. Aus diesem Grund wurde in der „Realdaten“-Simulation ein Polyethylenterephthalat-Partikel (Polyester, z. B. aus PET-Flaschen) pro m² mit einer Masse von 1.94E⁻⁰⁶ g und einer Wiederkehrzeit von 50 Tagen angenommen.

Abbildung 31 zeigt die mit TeMBa in der „Realdaten“-Simulation im hydrologischen Jahr 2018 für den Pegel bei Intschede bilanzierten Mikroplastikmengen. Diese Daten können mit den in Abbildung 29 (links oben) dargestellten extrapolierten Mikroplastikmasseflüssen verglichen werden. Für diese Abbildungen wurden die individuellen Polymertypen der bilanzierten Partikel in sechs Gruppen zusammengefasst.

Eine hinreichend gute Übereinstimmung (mit akzeptabler Unterschätzung) konnte für die Gruppe der Polyolefine erreicht werden. Für diese Gruppe ist der Massenstrom im Einzugsgebiet der Weser wie erwartet am größten. Aufgrund der Polymer-Komposition der für die „Realdaten“-Simulation verwendeten Mikroplastikproben wäre der Haupteintragspfad der Polyolefine die Emission aus Kläranlagen sowie die atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, versiegelten Flächen und erosionsfähigen Ackerflächen. Bemerkenswert ist jedoch, dass die Simulation den extrapolierten Massenfluss unterschätzt, obwohl eine große Anzahl Mikroplastikpartikel im Rahmen der Beprobung identifiziert wurde. Eine mögliche Erklärung dafür wäre die Dichte der Polyolefine sowie deren Verteilung im Strömungsquerschnitt der Weser am Pegel Intschede. Die Dichte der Polyolefine ist deutlich geringer als die des Trägermediums Wasser. Aus diesem Grund schwimmen diese Partikel im Bereich der Wasseroberfläche und werden wahrscheinlich eher ungleichmäßig im Tiefenprofil der Strömung verteilt sein. Die Probenahme am Super-Site erfolgte im Uferbereich der Weser oberflächennah, sodass sie wahrscheinlich nicht

repräsentativ für den gesamten Strömungsquerschnitt war. Die Weser ist im Bereich des Beprobungspunktes ca. 90 m breit und mehr als 2 m tief. Insofern ist eher von einer Überschätzung der Extrapolation auszugehen als von einer Unterschätzung durch die „Realdaten“-Simulation mit TeMBA.

Abbildung 31: Für Intschede mit TeMBA in der „Realdaten“-Simulation im hydrologischen Jahr 2018 bilanzierte Mikroplastikmengen (Mikroplastikpartikel < 500 µm)



Anm.: Für diese Abbildung wurden die individuellen Polymertypen der bilanzierten Partikel in 6 Gruppen zusammengefasst. In den Balken sind die insgesamt pro Gruppe bilanzierten Partikelzahlen verzeichnet. Die modellierte Partikelanzahl ist jeweils in den Balken, die Mikroplastikfrachten oberhalb der Balken angegeben.

Quelle: eigene Berechnung (FZJ)

Die Simulation unterschätzt ebenso den Massestrom der Polymere der Gruppe der Polyester um ca. eine Zehnerpotenz. Der Haupteintragspfad in diesem Fall wäre die atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, versiegelten Flächen und erosionsfähigen Ackerflächen. Über die Kläranlagen würden nur sehr kleine (aus diesem Grund wahrscheinlich auch schwimmfähige) Polyesterpartikel in die Weser gelangen und damit einen geringen Teil zum gesamten Massestrom beitragen. Jedoch trägt das PET-Partikel, welches in der „Realdaten“-Simulationen von den versiegelten Flächen abgeschwemmt werden konnte, ca. 10 kg a^{-1} zum Polyestersestrom bei. Dies wäre ein Indiz dafür, dass Verwitterung und Abrieb von Plastikstreu sowie die darauffolgende Abschwemmung der entstehenden Mikroplastikpartikel derzeit im Modell noch unterschätzt wird.

In der „Realdaten“-Simulation werden die Polymere der Gruppe der Polystyrole verhältnismäßig gut abgebildet, jedoch leicht überschätzt. Der Hauptpfad, mit dem Polystyrol in der Simulation in den Bilanzraum gelangt, ist die atmosphärische Deposition.

Die Polymere der Gruppe der Chloropolymere werden in der „Realdaten“-Simulation ebenfalls um ca. zwei Zehnerpotenzen unterschätzt. Der Hauptpfad, mit dem Chloropolymere in der Simulation in den Bilanzraum

gelangen, ist die atmosphärische Deposition. Auch an dieser Stelle könnte der Schluss gezogen werden, dass mehr Chloropolymere (z. B. aus PVC-Verwitterung) durch Abschwemmung von versiegelten Flächen die Simulationsergebnisse verbessern würden.

Polyamide gelangen in der „Realdaten“-Simulation hauptsächlich über die Kläranlagen in das Flussgebiet der Weser. Eine weitere Quelle wäre die Erosion von Ackerflächen, auf die Klärschlamm oder Kompost aufgebracht wurde. Für die Polyamide sollte jedoch keine weitere Bewertung der simulierten Mikroplastikbilanz durchgeführt werden, weil aufgrund der geringen Zahl von zwei aufgefundenen Partikeln, die als Zufallsfund angesehen werden, die Extrapolation höchst unsicher erscheint.

Die in die Gruppe „Other“ eingeordneten Polymere sind durch die „Realdaten“-Simulation um ca. zwei Zehnerpotenzen unterschätzt worden. An dieser Stelle kann nur vermutet werden, dass diesbezüglich auch die Erklärungen, die oben für andere Polymergruppen gegeben sind, teilweise herangezogen werden können, um diesen komplexen Sachverhalt zukünftig zu erleuchten.

Mit dem Modell TeMBa können die als Input über die verschiedenen Migrationspfade emittierten Mikroplastikpartikel anhand einer ID nachverfolgt werden. Aus diesen Daten geht hervor, dass ein großer Teil der modellierten Mikroplastikkontamination im Einzugsgebiet der Weser ($< 500 \mu\text{m}$) über atmosphärische Deposition (wahrscheinlich im Zusammenhang mit Verwitterung und Abrieb von Plastikstreu) dann über urbanen Direktabfluss von versiegelten Flächen und untergeordnet durch Kläranlagen verursacht wird. Es wurden beispielsweise Depositionsraten im Bereich zwischen 30 (ländliche Räume) und mehr als 200 (urbane Räume) Mikroplastikpartikel pro m^2 und Tag ermittelt. Aufgrund der jährlichen Erosionsraten ist der Mikroplastikaustrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen, auf die Kompost und Klärschlamm aufgebracht wurden, nur in einigen Teilregionen des Gebietes von untergeordneter Wichtigkeit. Mikroplastikkontaminationen verbleiben auf vielen Flächen wahrscheinlich über längere Zeiträume. Bemerkenswert ist des Weiteren die große Anzahl an Mikroplastikpartikeln, die aus den Migrationspfaden pro Polymergruppe resultieren. Ein Vergleich mit den in den Beprobungen gefundenen Anzahlen verdeutlicht an dieser Stelle auch nochmal das große Potenzial für Unsicherheiten und fehlerhafte Schlussfolgerungen.

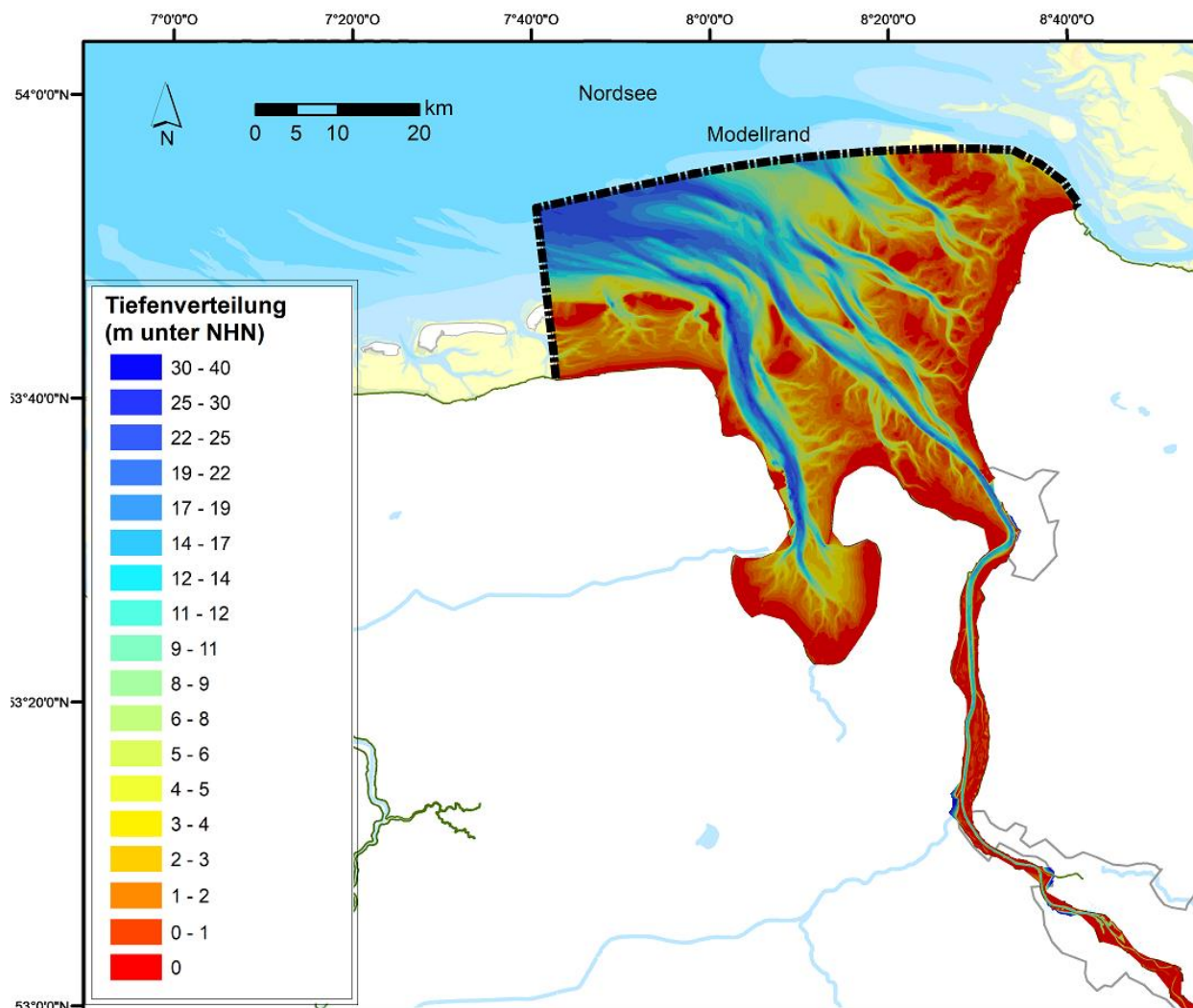
5.3 Mikroplastikeinträge in das Ästuar (FSK-MPTM)

5.3.1 Modellanpassung und -anwendung für das Weser-Ästuar

Im Rahmen des Forschungsvorhabens PLAWES wurde das FSK-MPTM auf den gezeitenbeeinflussten Bereich der Weser angewendet. Als Grundlage wurde ein bestehendes zweidimensionales tiefengemittelttes Modell des Jade-Weser-Bereichs (Knaack et al., 2006; Hartsuiker, 2003) zu einem dreidimensionalen (3D) hydrodynamischen Modell erweitert. Dies ist erforderlich, da Stofftransporte in Ästuaren den dortigen großräumigen Schichtungseffekten infolge der Einmischung des Süßwassers in das schwerere Seewasser unterworfen sind (sog. baroklinen Effekte).

Das Modellgitter besteht aus 68.216 Rechenzellen in der Horizontalen und 10 vertikalen Schichten über die Wassersäule (schematisch dargestellt in Abbildung 16). Der Rechenzeitschritt des hydrodynamischen Modells beträgt drei Sekunden.

Abbildung 32: Modell des Gezeitenbereichs mit topografischer Darstellung der Höheninformationen (m unter NHN)



Anm.: Die Abbildung zeigt das vom dreidimensionalen Modellgitter abgedeckte Gebiet, wobei der landnächste Abschnitt im Bereich des Weserwehres in Bremen-Hemelingen abgeschnitten ist. Das Modellgitter endet jeweils am Deichfuß der Niedersächsischen Hauptdeichlinie. Die Isoflächendarstellung zeigt die Tiefenverteilung (m unter NHN). Der offene seeseitige Modellrand (gestrichelte schwarze Linie) erfordert die Vorgabe von zeitvariablen Randwerten für alle im Modellgebiet berechneten Größen wie beispielsweise Wasserstände, Salzgehalte, Wassertemperatur und Schwebstoffkonzentration. Für die hydrodynamischen Parameter werden diese aus einer übergeordneten Modellkaskade (vgl. Abbildung 13) berechnet.

Quelle: eigene Darstellung (FSK) von Daten aus dem Digitalen Geländemodell DGM-W 2015 der WSV (vgl. Tabelle 6)

Das Modellgebiet deckt den Flussschlauch und die Vorländer bis an die Hauptdeichlinie ab. Letztere, zwischen Flussufer und Deichfuß gelegenen Flächen bleiben bei mittleren Tidebedingungen durchgehend trocken, werden aber im Fall von Wind- und Sturmfluten überschwemmt, sodass auch hier Mikroplastikerosion und -ablagerung stattfindet.

Sowohl für das FSK-MPTM als auch die antreibenden hydro-morphodynamischen Modelle sind dynamische Randbedingungen an den offenen Modellrändern erforderlich, die den Verlauf der Berechnungsgrößen auf diesen vorgeben.

Offene Modellränder für das hydro-morphodynamische System bestehen am seeseitigen Rand und am Weserwehr in Bremen, wo der Oberwasserabfluss der Weser im vorliegenden Fall aus Messdaten eingesteuert wird. Hier ist – beispielsweise für Szenarienrechnungen – ebenso eine Übernahme von Ergebnissen der mGROWA-Modellkomponente möglich.

Abbildung 32 zeigt den seeseitigen Rand des Modells im Zusammenhang mit der verwendeten Bathymetrie der Tideweser. Die Lage des Randes wurde hinreichend weit von der Ästuarmündung entfernt gewählt, um nicht durch barokline Effekte überlagert zu werden. Die Zeitreihe für Strömung und Wasserstand für jede Rechenzelle innerhalb des offenen Seerandes wird durch eine Modellkaskade (Nesting-Verfahren) aus übergeordneten, großräumigen Modellen (Kontinentaler Schelf- und Deutsche Bucht-Modell) berechnet und räumlich wie auch zeitlich variabel eingesteuert (vgl. Abbildung 13).

Um die Gezeitendynamik über die astronomischen Effekte hinaus auch hinsichtlich des Windes erfassen zu können, wird die gesamte Modellkaskade über regionale Atmosphärendaten (vgl. Tabelle 6) als Randbedingung beschickt. Die hierzu erforderlichen Daten für Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Luftdruck im Modellgebiet stammen aus Daten des DWD-Modells ICON (<https://www.dwd.de/>). Windgeschwindigkeit und Windrichtung werden orts- und zeitvariabel für das gesamte Untersuchungsgebiet eingesteuert. Die Winddaten haben eine räumliche Auflösung von 0.25x0.25 Bogenminuten und eine zeitliche Auflösung von einer Stunde. Die am Oberlauf des Modells eingesteuerte Abflusszeitreihe hat ebenfalls eine zeitliche Auflösung von einer Minute.

Die Kalibrierung des hydrodynamischen Modells erfolgte anhand von Zeitreihendaten der Pegel der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (https://www.gdws.wsv.bund.de_vgl, Tabelle 6).

5.3.2 Randbedingungen für das MPTM

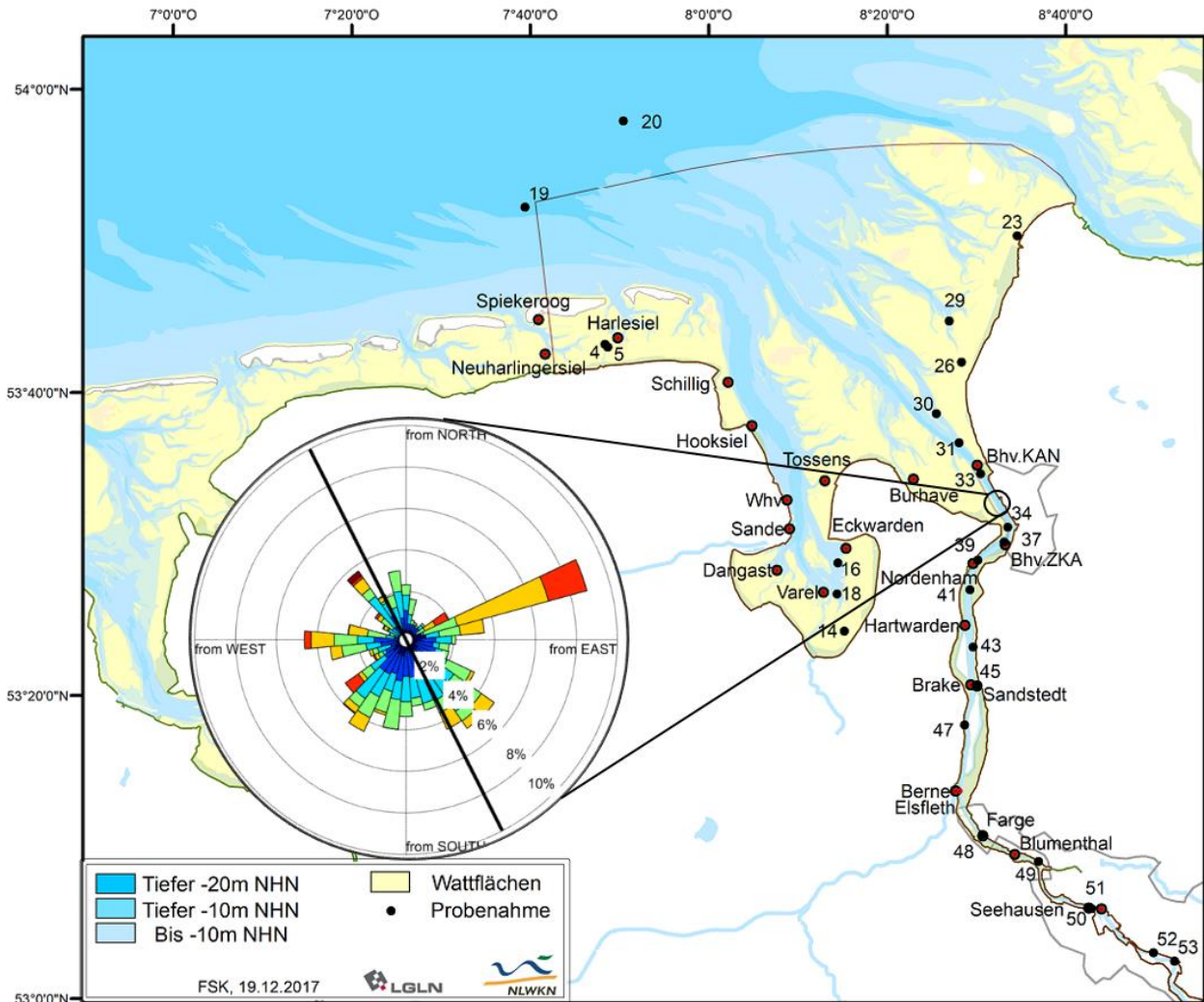
Das Mikroplastiktransport-Modell benötigt seinerseits Randbedingungen für den Mikroplastikeintrag ins Gebiet. Hierzu werden für das Tideweser-Modellgebiet die nachfolgend genauer spezifizierten punktförmigen und diffusen Mikroplastikquellen berücksichtigt.

Als punktförmige Mikroplastikquellen in das Ästuar wurden folgende Mikroplastikkonzentrationen berücksichtigt:

- am binnenseitigen Weser-Zufluss (Abgebildet mit RAUMIS-MP / mGROWA+TeMBA)
- im gezeitenbeeinflussten Bereich (Abgebildet mit MPTM):
 - am Gezeitenrand zur offenen See
 - in seitlichen Zuflüssen (Nebenflüsse, Siele)
 - in der Vorflut von Abwasserkläranlagen

Die Einträge von atmosphärischem Mikroplastik in den ufernahen Wasserkörper über den Wind werden als diffuse Quelle in den Modellierungen berücksichtigt (vgl. Abbildung 33). Das durch den Wind aus dem Binnenland an den Ortschaften Bremerhaven (Bhv.), Nordenham, Brake, Elsfleth, Wilhelmshaven (Whv.), Bremen und Farge auf die Wasseroberfläche eingetragene Mikroplastik wird entsprechend der lokalen Windstatistik (Häufigkeitsverteilung von Windstärke und Windrichtung, Abbildung 33) abgeschätzt und im Modell als zusätzliche atmosphärischer Diffusionsfluss (Dimension: $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) berücksichtigt. Hierzu wurden Ergebnisdaten von zwei PLAWES-Messstationen im Untersuchungsgebiet (hanseWasser Seehausen und Bremerhaven, Kernchen et al., 2022) über die jeweilige Bevölkerungsdichte auf die übrigen Städte und Häfen im Modellgebiet übertragen. Die Transportlänge über dem Wasserkörper wurde anhand bestehender Literatur (Wang und Lai, 2014) und der statistischen Analyse der DWD-Daten für Windstärke und -richtung (vgl. Tabelle 6) abgeschätzt.

Abbildung 33: Diffuse Mikroplastikquellen berücksichtigen die lokale Windstatistik zur Abschätzung des Mikroplastikeintrags aus der Luft

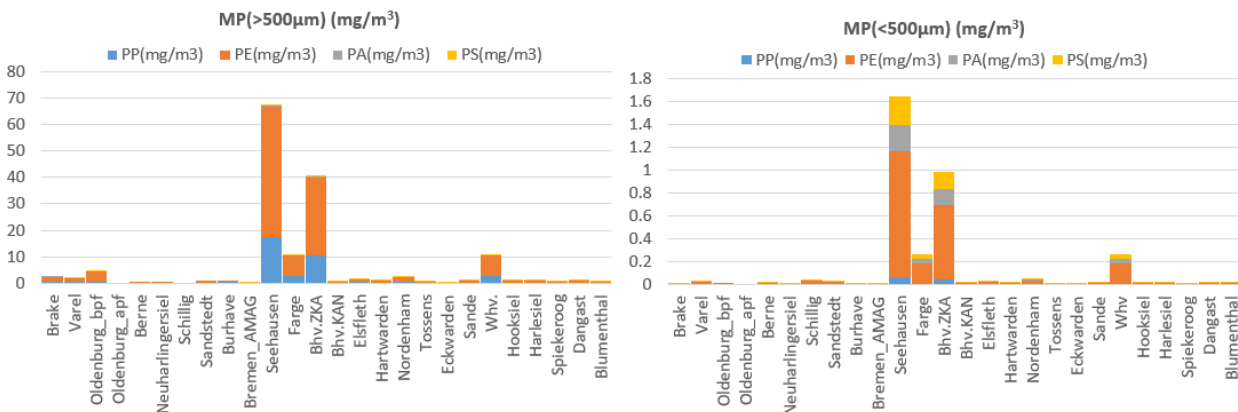


Anm.: Die Abbildung zeigt exemplarisch für den Standort Bremerhaven (Bhv) die aus Messungen ermittelte Windstatistik. Die Farbe der Sektoren zeigt die Windgeschwindigkeitsklasse (blau = schwach, rot = stark), die radiale Ausdehnung und die Häufigkeit von Wind aus der jeweiligen Richtung. Der schwarze Durchmesser im Kreis ist die Ausrichtung der Uferlinie. Über Häufigkeit und Stärke von Wind aus seeseitigen Richtungen wird der diffuse Eintrag aus der Luft in den Wasserkörper abgeschätzt. Die roten Punkte zeigen Standorte von Kläranlagen, die im Modell als Punktquellen berücksichtigt wurden.

Quelle: eigene Darstellung (FSK)

Da die Ergebnisse der in PLAWES vorgesehenen Messungen aus Kläranlagenausflüssen direkt in die Tideweser und von Flusseinträgen zum Zeitpunkt der Modelldurchführung nicht vorlagen, wurden als Zwischenschritt bereits veröffentlichte Literaturdaten von Mintenig et al. (2017), Schneider et al. (2017) und Haun et al. (2017) für die Kläranlagen aus den Bundesländern Niedersachsen und Bremen mit Vorflut in die Weser hochgerechnet und im Modell eingesteuert. Es ist auffällig, dass die interpolierte Mikroplastikmenge auf der Basis der Ausbaugröße der Kläranlagen den mit Abstand größten Mikroplastikeintrag für die zentrale Bremer Kläranlage in Seehausen zeigt (Abbildung 34). Diese ist die mit Abstand größte Kläranlage an der Unterweser. Entsprechend der Unterscheidung in der Modellierung wurden die Eintragsmengen für zwei Größenfraktionen (Mikroplastik < 500 µm und Mikroplastik > 500 µm) als Mikroplastikmassenstrom aufbereitet. Für die nicht von Mintenig et al. (2017) untersuchten Kläranlagen wurden die Mikroplastikkonzentrationen anhand deren Ausbaugröße interpoliert. Außerdem wurden diese Mikroplastikkonzentrationen während der Kalibrierung bzw. Validierung des Mikroplastiktransport-Modells in akzeptablen Grenzen angepasst. Dieser Punkt zeigt deutlich den weiteren Mess- und Analysebedarf im Zusammenhang mit dem Mikroplastikeintrag aus Kläranlagen auf.

Abbildung 34: Abgeschätzte Mikroplastikkonzentrationen aus Kläranlagen (KA) als punktuelle Quelle von Mikroplastik in der Vorflut der Kläranlagen; (rechts) Mikroplastikfraktionen > 500 µm und (links) Mikroplastikfraktionen < 500 µm



Quelle: eigene Berechnung (FSK)

Die punktuell gemessene Mikroplastikkonzentration an der Gewässersohle wurde auch im Modell verwendet und die Sedimentation und Resuspension anhand der entsprechenden kritischen Bodenschubspannungen modelliert.

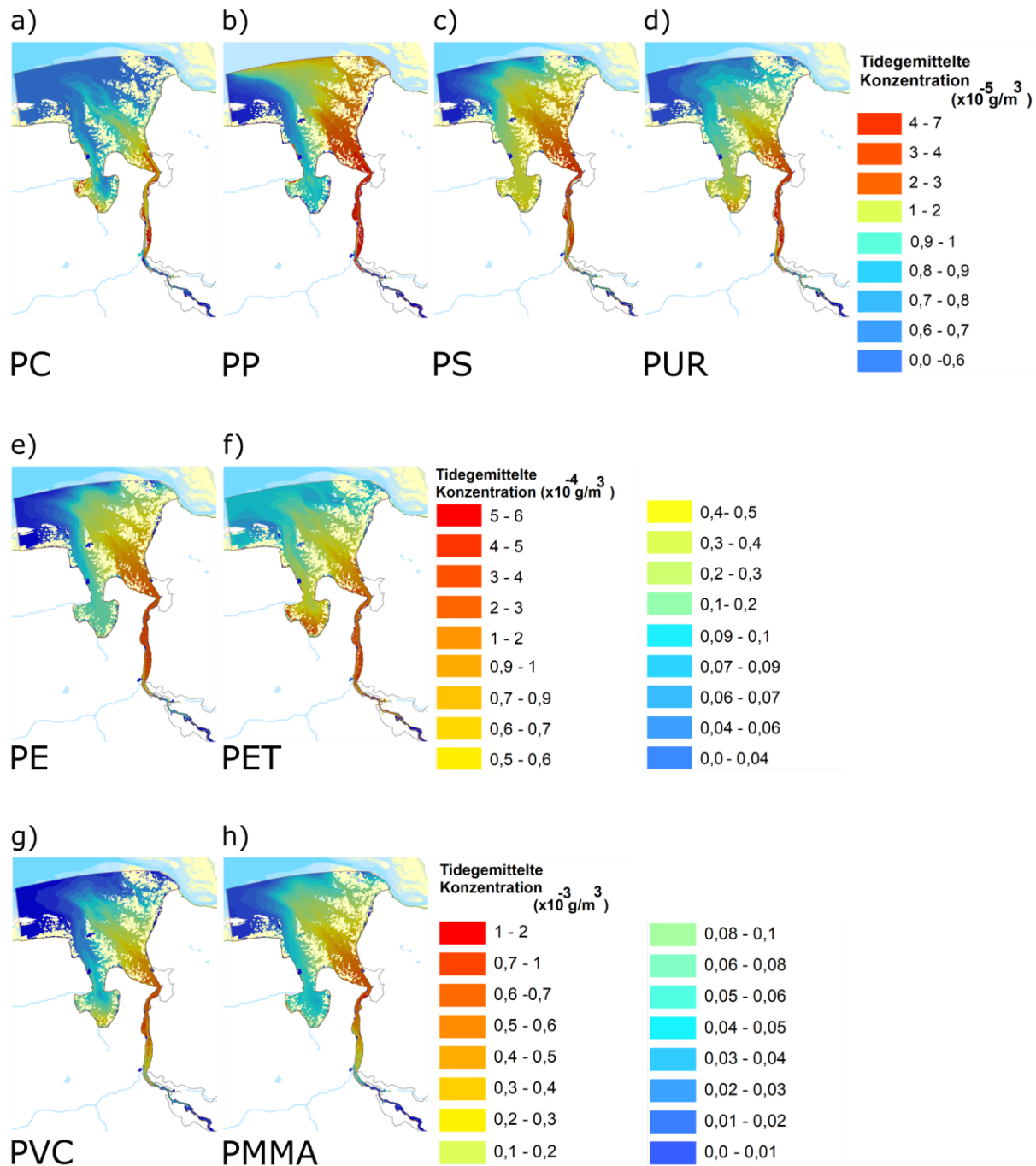
5.3.3 Modellergebnisse

Zu den hydro-/morphodynamischen Modellergebnissen zählen die Wasserstände, Strömungsgeschwindigkeiten, Salzgehalte, Temperaturen und Schwebstoffkonzentrationen in jeder Rechenzelle des Modells, die den wesentlichen Antrieb des MPTM bilden. Sie werden hier jedoch nicht weiter ausgeführt (ein kurzer Auszug findet sich unter Kapitel 5.3.4), um den Rahmen dieses Thünen Reports nicht zu überfrachten.

Hinzu kommt, dass die Rand- und Anfangsbedingungen der FSK-MPTM-Berechnungen aufgrund der geringen Datenausbeute der in PLAWES erfolgten Probenanalytik über weite Bereiche auf Hochrechnungen von Literaturwerten und ähnliche Methoden beschickt werden mussten. Es ist daher wichtig zu verstehen, dass die Rechenläufe eher den Charakter einer Machbarkeitsstudie als den einer Berechnung der realen Mikroplastikbelastung des Gewässerkörpers haben. Eine belastbare Berechnung der realen Verteilung scheitert hier aber nur am Fehlen von Kalibrierungsdaten. Auch bestätigen die wenigen in PLAWES ausgewerteten Labormessungen die größenordnungsmäßige Richtigkeit der getroffenen Annahmen und zeigen eine vergleichsweise gute qualitative und sogar quantitative Übereinstimmung mit den Messdaten (siehe auch Validierung in Kapitel 5.3.4).

Das Modell erlaubt damit erstmals eine detaillierte Darstellung der Mikroplastikausbreitung von der Weser in die Nordsee, nachfolgend exemplarisch dargestellt für die Größenfraktion < 500 µm für alle acht in der Rechnung berücksichtigten Polymersorten (vgl. Abbildung 35).

Abbildung 35: Flächendeckende Mikroplastikkonzentration für verschiedene in der Berechnung berücksichtigte Polymerarten (Größenfraktion <math>< 500\mu\text{m}</math>); Zeitgemittelte Darstellung der Werte an der Wasseroberfläche



Anm.: Dargestellt sind die flächigen Verteilungen verschiedener in der Berechnung mit dem FSK-MPTM berücksichtigter Polymerarten an der Gewässeroberfläche. Die durch die Isoflächen angegebenen Konzentrationen sind gemittelt über einen Zeitraum von vier Wochen. Eine Darstellung ist auf diese Weise nur in Bereichen möglich, die innerhalb des Mitteilungszeitraumes nicht trockengefallen sind, sodass die Wattflächen hierbei erkennbar werden. Unterschiede in den flächigen Verteilungen resultieren aus unterschiedlichen Konzentrationen der jeweiligen Polymerarten, d. h. der Gesamtverfügbarkeit und vor allem der unterschiedlichen Partikeleigenschaften.

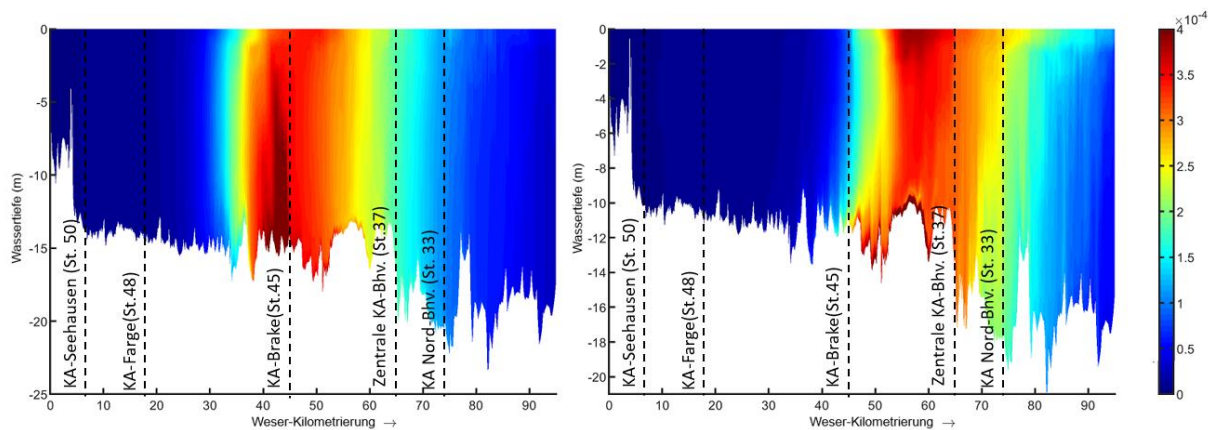
Quelle: eigene Berechnung (FSK)

Die Modellergebnisse zeigen, dass das Maximum der Mikroplastikkonzentration in der Trübungszone liegt, wodurch wiederum der Einfluss des Feinsediments auf das Mikroplastik deutlich wird. Es sei an dieser Stelle die erhebliche Bedeutung einer guten Kalibrierung des morphodynamischen Modells bezüglich der Abbildung der Feinsediment-Dynamik in der Trübungszone betont (vgl. hierzu Kapitel 5.3.4.).

Abbildung 36 zeigt die Ausbreitung der PE-Fraktion $< 500\mu\text{m}$ in einer Vertikalschnitt-Darstellung. Das Transekt erstreckt sich vom Beginn des Gezeitenbereichs (km 0) bis zur offenen See (km 100) und verläuft entlang der tiefen Rinne im Fahrwasser der Weser. Dargestellt ist dieser Bereich einmal während Tidehochwasser (links) und einmal während Tideniedrigwasser (rechts). Es wird deutlich, dass das Mikroplastik während der auflaufenden Flut bis zum Tidehochwasser von der Wesermündung in Richtung Weserwehr transportiert wird. Hierbei befindet sich das Maximum der Mikroplastikkonzentration jeweils in der Trübungszone, allerdings während des Tidehochwassers in der Nähe von Brake und während des Tideniedrigwassers weiter seewärts vor Nordenham. Dieses Modellergebnis wird durch die wenigen für die Modellvalidierung (vgl. Kapitel 5.3.4) verfügbaren Messdaten bestätigt.

Abbildung 36 zeigt zudem, dass die Lage der höchsten Mikroplastikkonzentration in der Wassersäule sich bei Tidehoch- und Tideniedrigwasser unterscheidet. Die berechnete Verteilung spiegelt hier spezifische Phänomene der Ästuarzirkulation. Da unter teildurchmischten Zuständen, die typisch für das Weserästuar sind, infolge der baroklinen Ästuarzirkulation bei der Kenterung zur Flut die Strömung oberflächennah nach seewärts gerichtet ist, stellt sich die in Abbildung 36 rechts bei km 80–90 zu beobachtende Schiefstellung der Verteilung ein.

Abbildung 36: Längsschnittsprofil für PE (< 500µm)-Konzentration in einem (links) Hochwasser- und (rechts) Niedrigwasser-Zeitpunkt in der Fahrrinne (0 ist 40 m vom Pegel Große-Weserbrücke (WSV) entfernt)



Anm.: Die Weserkilometrierung für den Gezeitenbereich beginnt in Bremen (vgl. Abbildung 16), das rechte Ende der Kilometrierung befindet sich am offenen Modellrand in der Nordsee (ca. km 95). Zudem variiert die effektive Sinkgeschwindigkeit der PE-Partikel aufgrund der Einbindung des Mikroplastiks in Feinsedimentaggregate und Biofouling-Effekte. Der Grund für die höheren sohnahen Mikroplastikkonzentrationen bei Hochwasser zwischen km 40 und 45 liegt in der längeren Dauer der Stromkenterung zur Ebbe (Becker et al., 2013; Kösters et al., 2018; Herrling et al., 2021).

Quelle: eigene Berechnung (FSK)

Das dargestellte Modellverhalten verdeutlicht, dass hiermit erstmals ein Werkzeug verfügbar ist, mit dem das Systemverständnis zur Ausbreitung des Mikroplastiks unter den komplexen hydrodynamischen Bedingungen im Ästuar verbessert werden kann.

5.3.4 Validierung des Modells für den Ästuarbereich

Der Kalibrierung des hydro-morphodynamischen Modells kommt große Bedeutung für die Abbildung der Feinsediment-Dynamik in der Trübungszone zu, weil Mikroplastik letztlich passiv mittransportiert wird bzw. ohne seinerseits die Strömungs- und Sedimentdynamik zu beeinflussen. Umgekehrt unterliegt das Mikroplastik einer erheblichen Interaktion mit dem Feinsediment in diesem Bereich. Im vorhergehenden Kapitel 5.3.3 wurde zudem der Charakter der vorliegenden Arbeit als Machbarkeitsstudie erläutert.

Aufgrund der beiden vorgenannten Aspekte kommt einem Validierungsschritt zur Einordnung der Güte der Modellierung/Kalibrierung zentrale Bedeutung zu. Für das hydrodynamische Ästuarmodell erfolgt dies durch den Abgleich der Modellergebnisse für Wasserstand, Salzgehalt und Temperatur, für das morphodynamische Modell über die Schwebstoffkonzentration. Um den Umfang dieses Abschnitts zu begrenzen und weil es sich eher um eine Machbarkeitsstudie handelt, werden die vorgenannten Parameter nur für den Pegel Bremerhaven (Bhv), d. h. am Eingang in den Bereich der Trübungszone, dargestellt (vgl. Abbildung 37).

Eine hinreichende Reproduktion der eingetretenen Wasserstände ist erforderlich, um den Austausch zwischen Fluss und See mengenmäßig in der richtigen Größenordnung sicherzustellen.

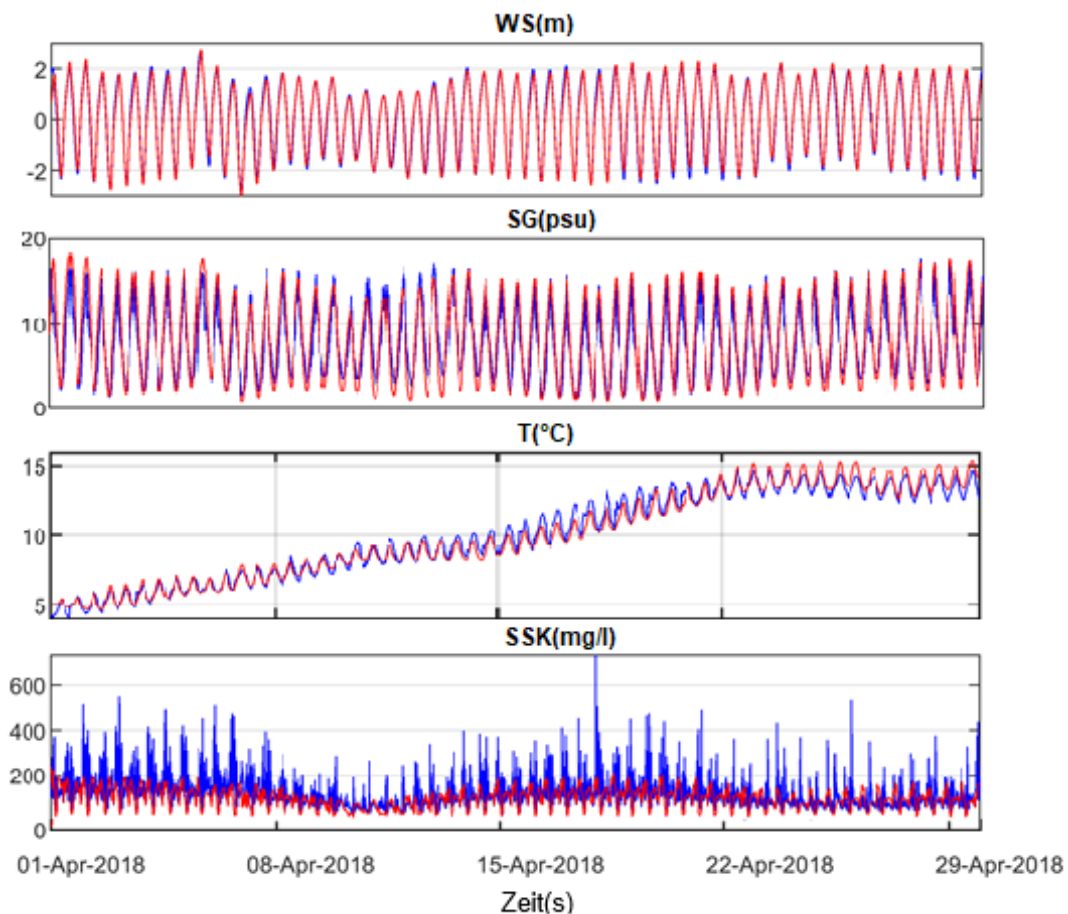
Der Salzgehalt schwankt mit der Gezeitendynamik und kennzeichnet die Einmischung des Süßwassers aus dem Binnenbereich in das salzhaltige Wasser der Nordsee. Über seinen Einfluss auf die Turbulenzdämpfung und die resultierende Ausbildung einer großräumigen, baroklinen Zirkulation stellt er einen wichtigen Parameter zur Prüfung der Modellgenauigkeit dar.

Die Wassertemperatur dient der Modellierung des Aufwuchses von Biofouling auf Mikroplastik.

Weiterhin ist die im Ästuar komplexe Schwebstoffdynamik von großer Relevanz für den Mikroplastiktransport. Einerseits beeinflussen die Schwebstoffe ähnlich dem Salzgehalt die Dichte des strömenden Fluids und haben dadurch mittelbar Auswirkungen auf die Strömungsgeschwindigkeiten. Andererseits ist die erhebliche Interaktion des Mikroplastiks mit den suspendierten Feinsedimenten von Relevanz für die effektive Sinkgeschwindigkeit der Mikroplastikpartikel. Die Absolutwerte der Schwebstoffkonzentration werden für Bremerhaven leicht überschätzt, während die großräumige Dynamik (hier nicht abgebildet) gut abgebildet wird.

Alle hier bewusst kurz dargestellten Größen verdeutlichen, dass das Modell die den Mikroplastiktransport antreibenden Kräfte gut reproduziert.

Abbildung 37: Validierung des hydrodynamischen Modells durch Vergleich gemessener Werte (blau) mit Berechnungsergebnissen (rot) für den Pegel Bremerhaven



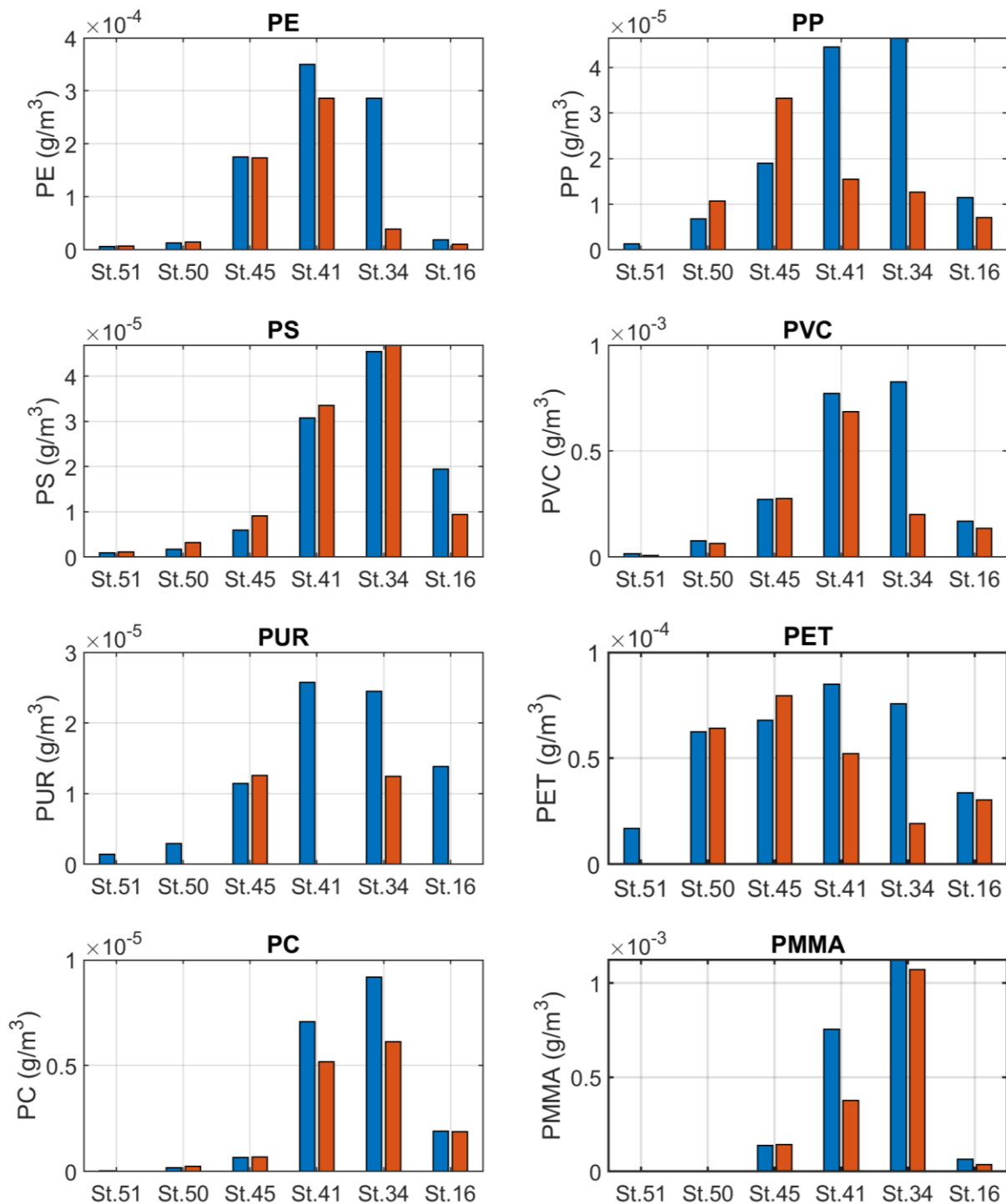
Anm.: WS: Wasserstand, SG: Salzgehalt, T: Temperatur, SSK: Schwebstoffkonzentration.

Die Validierung zeigt den Vergleich berechneter und gemessener Werte für ein exemplarisches Zeitfenster im April.

Quelle: eigene Berechnung (FSK)

Zur Überprüfung der Ergebnisse der Mikroplastikmassenbilanzierung werden diese mit gemessenen Mikroplastikkonzentrationen für die Größenklasse $< 500 \mu\text{m}$, ermittelt durch Pyrolyse-GC/MS durch den PLAWES-Projektpartner ICBM (Shiravani et al., 2023), aus einer Probennahmekampagne vom April 2018 verglichen (vgl. Abbildung 38).

Abbildung 38: Abgleich der Modellergebnisse (blau) mit den gemessenen Mikroplastikkonzentrationen (rot) aus der Pyrolyse GC/MS für Mikroplastik < 500 µm an der Wasseroberfläche



Anm.: Die blauen Balken entsprechen den in Abbildung 35 flächendeckend dargestellten Polymerkonzentrationen an den entsprechenden Positionen in Abbildung 33.

Quelle: eigene Berechnung (FSK) / Messwerte aus Shiravani et al. (2023).

Abbildung 38 zeigt den Vergleich zwischen den FSK-MPTM-Berechnungsergebnissen und -Messwerten für acht Mikroplastikpolymere (Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polystyrol (PS), Polyvinylchloride (PVC), Polyurethane (PUR), Polyethylen Terephthalate (PET), Polycarbonate (PC), Polymethylmethacrylat (PMMA)) aus der

Größenklasse < 500 μm . Die analysierten Wasserproben wurden an sechs Positionen entlang der Tideweser genommen, zu den Stationsdaten siehe Abbildung 33.

Die höchste Mikroplastikkonzentration findet sich in der Trübungszone zwischen Brake und Bremerhaven. Dieses Ergebnis wird durch die analytische Auswertung der im Längsverlauf genommenen Wasser- und Bodenproben bestätigt (Roscher et al., 2021).

Es sei betont, dass die gemessenen Mikroplastikkonzentrationen durchaus von den berechneten abweichen können, da diese das Ergebnis aller tatsächlich wirksamen Mikroplastikquellen für den untersuchten Flussabschnitt sind, während die Modellrechnung lediglich Mikroplastikeinträge aus Kläranlagen aus dem Binnenbereich und atmosphärischer Deposition berücksichtigt. Dies verdeutlicht einerseits das Erfordernis weiteren Mess- und Analysebedarfs, andererseits bestätigt der qualitative Vergleich der Messungen mit den Modellergebnisse, dass die im Modell berücksichtigten Mikroplastikquellen einen Großteil der denkbaren Einträge abdecken und die im Modell implementierte Interaktion und Ausbreitung der Mikroplastikpartikel die wesentlichen Prozesse beschreiben.

Abbildung 38 zeigt, dass das Modell für die wenigen Analysewerte sehr gute Ergebnisse liefert. Allerdings überschätzen die Modellergebnisse die Mikroplastikkonzentration auf den Stationen innerhalb der Trübungszone. Ein Grund dafür kann die ebenfalls leicht überschätzte Schwebstoffkonzentration in diesem Bereich sein, die ggf. ein verstärktes Absinken von Mikroplastikpartikeln bewirken könnte. Auch hat dieser Bereich erhöhte Schwierigkeiten bei der Probenanalytik zur Folge, weil die Probenfilter mit der hohen Schwebstoffkonzentration zur frühzeitigen Verstopfung neigen und deshalb möglicherweise weniger Mikroplastik in der Probe gesammelt werden könnte, als tatsächlich dort vorhanden ist.

6 Schlussfolgerungen

6.1 Erreichte Ziele

Durch die Verknüpfung dreier unabhängiger Modelle mit unterschiedlichen Abbildungsbereichen konnten erstmals prototypisch die Mikroplastikquellen, -eintragspfade und -migrationswege vom terrestrischen bis zum marinen Umweltbereich für ein gesamtes Flusssystem quantifiziert werden. Die exemplarische Anwendung des MOMENTUM-Modellsystems im Flusssystem Weser belegt die Funktionstüchtigkeit des Modellsystems zur Abschätzung des gesamten Mikroplastikmassenflusses in Flussabschnitten und die Identifizierung von potenziellen Hotspot-Bereichen des Mikroplastikeintrags hinsichtlich einzelner Migrationspfade. Berücksichtigt wurden dabei Emissionen auf landwirtschaftliche Flächen und der diffuse Austrag in Oberflächengewässer, atmosphärische Deposition, Einträge aus Punktquellen in das Flusssystem und Ästuar sowie der dreidimensionale Partikeltransport und deren Wechselwirkung mit Mikroorganismen und Feinsediment im Küstenbereich.

Mikroplastikeinträge in den Boden aus landwirtschaftlichen Aktivitäten wurden regional differenziert für alle Jahre seit Beginn des Einsatzes von Agrarfolie bzw. der Kontamination von Klärschlamm und Kompost durch Mikroplastik abgeschätzt. Dadurch konnten erste Anhaltspunkte für Belastungs-Hotspots in Zusammenhang mit der Landwirtschaft geschaffen werden. An der terrestrisch-aquatischen Schnittstelle gehen diese Mengen als Belastungspotenziale im Boden in die Modellierung der diffusen Austräge über Erosionsereignisse in die Oberflächengewässer ein. Als weiterer diffuser Eintrag wurde die atmosphärische Deposition von Mikroplastik in die Gewässer berücksichtigt. Durch die Kopplung von hydrologischen Abflusskomponenten mit Mikroplastikkonzentrationen wurden zusätzlich die Einleitungen über Kläranlagenabflüsse und Trennsystem modelliert. Die aus der Massenbilanzierung resultierenden Mikroplastikfrachten am Übergang zum Ästuar bilden die Schnittstelle zum dritten Glied der Modellkette, in dem durch die Modellierung des Transportverhaltens und der Interaktion mit dem Feinsediment die weitere Verbreitung der Mikroplastikpartikel in das Randmeer hinaus vorhergesagt werden kann.

6.2 Limitationen in der Datengrundlage

Alle entwickelten Modelle hatten gemeinsam, dass durch die laboranalytisch tätigen Projektpartner aufgrund der aufwendigen Methodenentwicklung und Probenanalyse nur wenige Mikroplastikdaten bereitgestellt werden konnten, was Unsicherheiten in den erzielten Modellergebnissen zur Folge hat. Die Ergebnisse der Modellierung sind dadurch in weiten Teilen als exemplarisch anzusehen. Dies gilt für die landwirtschaftliche Modellierung z. B. im Hinblick auf Mikroplastikeinträge über Kompostaufbringung und die hydrologische Eintragsmodellierung für die Mikroplastikfrachten in den Flussläufen. Auch für den Ästuar- und Küstenbereich, der hydrodynamisch und morphodynamisch bereits vergleichsweise deterministisch abgebildet werden kann, ist zur Schließung der verschiedenen zugrunde gelegten Annahmen und Hypothesen weiterhin eine zielgerichtete Erweiterung der Mikroplastikdatengrundlage erforderlich. Eine Validierung und Plausibilisierung der Modellergebnisse anhand von Messdaten war hierdurch nur sehr eingeschränkt möglich (vgl. Abbildung 38), da auch letztere bisher noch hohen Unsicherheiten unterliegen.

Für eine präzisierte modellhafte Abbildung der Mikroplastikeinträge, -transportpfade und des Verbleibs im Flusssystem bzw. im Ästuar muss die Mikroplastikdatenbasis bedeutend ausgebaut werden. Dies betrifft zum einen Daten mit **räumlichem Bezug**, die dazu dienen, auf möglichst hoher räumlicher Auflösung und flächendeckend Mikroplastikeinträge abzuschätzen. Zum anderen werden Daten benötigt, die Informationen zur **zeitlichen Dynamik** der Mikroplastikeinträge und -transportwege liefern. Die gleichzeitige und iterative

Entwicklung von Modellen und Datenerfassung bietet den großen Vorteil, die Probenahmen gezielt zu optimieren und die analytische Forschung damit effizient und ökonomisch zu gestalten.

Zu den **raumbezogenen Daten** zählen sowohl die regionale Variabilität von Mikroplastikbelastung in Kompost und Klärschlamm als auch eine möglichst hochauflösende Verteilung der Aufbringungsmengen dieser organischen Dünger. Bisher wurden nur vereinzelte Messdaten von Mikroplastikanalysen in Klärschlamm und Kompost veröffentlicht, die sich meist auf die Zählung größerer Partikel (> 1 mm) beziehen. Ein von Steinmetz et al. (2021) entwickeltes massebasiertes Screeningverfahren wiederum liefert verlässliche Wiederfindungsraten nur in Bodenproben mit niedrigem organischem Material. Es ist von einer hohen Variabilität in den Düngesubstraten auszugehen, in Abhängigkeit von ihrer Herkunft und Verarbeitung. Insbesondere Kompost aus Lebensmittelabfällen zeigte in einer Untersuchung einen hohen Plastikgehalt (Weithmann et al., 2018). Die genaue Lokalisierung der Aufbringungsmengen wird seitens der Behörden unterschiedlich detailliert erfasst. Während im Klärschlammkataster schlaggenaue Daten über die Mengen und Herkunft vorliegen, wird die Kompostverbringung weniger genau kontrolliert und dokumentiert. Für weitere Quellen aus der Landwirtschaft sind bislang nur bundesweite Emissionsmengen berechnet worden (z. B. Pflanzhilfen, Wickelfolie, Bewässerungssysteme und Pflanztöpfe; Bertling et al., 2021). Besonders für die landwirtschaftlichen Einträge ist jedoch eine hohe räumliche Präzision wichtig, um die Mikroplastikbelastung im Boden mit dem durch Bewirtschaftung, Hangneigung und Gewässernähe beeinflussten Austragsrisiko zu verknüpfen. Da auch andere Mikroplastikeinträge aus nicht landwirtschaftlichen Quellen eine Relevanz für die Gesamtbelastung haben, ist eine gezielte Beprobung von nicht landwirtschaftlichen Flächen, die potenziell hoch belastet sind, zielführend. Hierzu gehören z. B. Straßenränder und -gräben sowie Flächen in der Nähe von urbanen Ballungsgebieten oder Industriestandorten. Die Punktemissionen aus Kläranlagenabflüssen wurden anhand von Messungen an zwei Anlagen über die Einwohnerzahl auf alle weiteren Kläranlagenabflüsse skaliert. Da Regenwasserabflüsse und Mischwasserüberläufe im Vergleich zu Kläranlagenabflüssen durch den fehlenden Klärungsprozess wesentlich höhere Mikroplastikmengen in die Flüsse einleiten (Piehl et al., 2021), sind Beprobungen und Analysen dieser Abflüsse essenziell für das Gesamtverständnis.

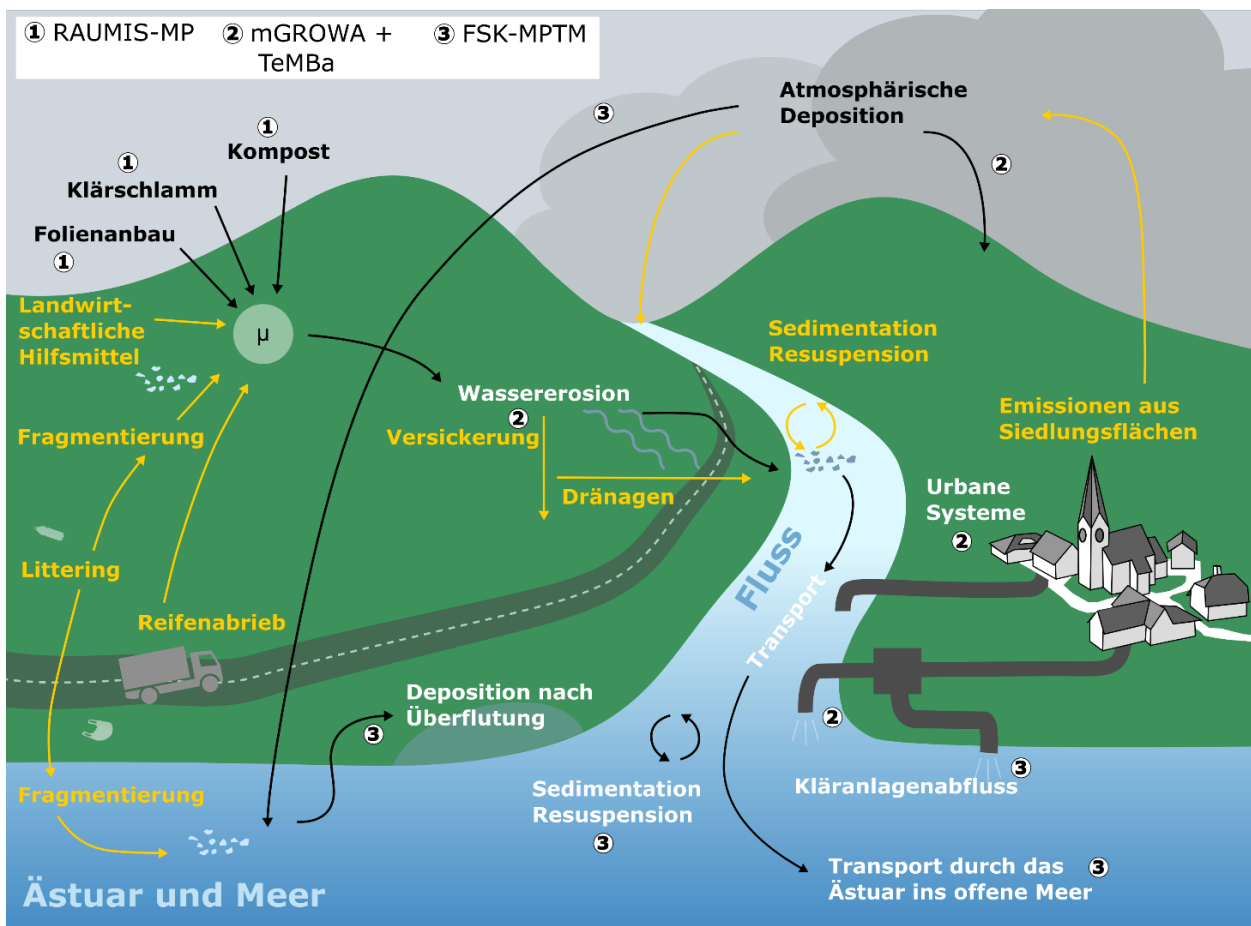
Für die Abbildung von **zeitlichen Dynamiken** sind sowohl Mikroplastik-Monitoringmessnetze zur systematischen Erhebung langjähriger Zeitreihen zu Mikroplastikkonzentrationen in allen Punktquellen als auch in den Flussabschnitten selbst notwendig. In TeMBa werden die in mGROWA modellierten Mikroplastikmassenflüsse zur Kalibrierung des diffusen und punktuellen Mikroplastikeintrags in das Gewässernetz genutzt. Im Idealfall, d. h. bei Vorliegen einer ausreichend großen Anzahl von Beprobungen, repräsentiert jeder der ausgewählten Probennahmepunkte ein dahinterliegendes Teileinzugsgebiet von beträchtlicher Größe mit einer repräsentativen gebietstypischen Mikroplastikfracht. Die aus Kapazitätsgründen lediglich punktuell analysierten Wasserproben an den Mündungen der Teileinzugsgebiete lassen aber bislang keine Rückschlüsse auf die gesamten jährlichen Einträge in die Gewässerabschnitte zu. Erst nach Vorliegen von langjährigen Mikroplastikmessdaten, d. h. aus z. B. über drei Jahre monatlich beprobten Gewässerabschnitten, wird es möglich sein, die Mikroplastikgesamtfracht am Probennahmepunkt hinreichend genau zu berechnen und den einzelnen diffusen Migrationspfaden im dahinterliegenden Einzugsgebiet zuzuordnen. Um die Relevanz der diffusen Mikroplastikeintragspfade besser einschätzen zu können, ist es weiterhin erforderlich, zusätzliche Mikroplastikeintragspfade, z. B. Dränagen und Straßengräben, regelmäßig und systematisch zu beproben. Gleiches gilt für Daten zur zeitlichen Variabilität von Mikroplastikkonzentrationen in Kläranlagen- und Regenwasserabflüssen sowie in den Mischwasserüberläufen.

6.3 Möglichkeiten der Weiterentwicklung

In allen drei Segmenten des Modellsystems sind konkrete Weiterentwicklungen möglich, um der Komplexität des Gesamtsystems gerecht zu werden (vgl. Abbildung 39).

Zusätzlich zu den in MOMENTUM berücksichtigten Eintragsquellen in Böden aus Kompost, Klärschlamm und Folienanbau können zahlreiche landwirtschaftliche Hilfsmittel aus Kunststoffen eingetragen werden, wie z. B. Wickelfolienreste, Ballengarn, Beregnungsschläuche oder Bindedrähte im Obst- und Weinbau (Bertling et al., 2021). Bei Vorliegen räumlich differenzierter Datensätze zu Landnutzung und Indikatoren für bestimmte Bewirtschaftungsformen können die entsprechenden Quellen zukünftig aus der Landwirtschaft in RAUMIS-MP integriert werden. Auf nationaler Ebene wird jedoch nicht-landwirtschaftlichen Einträgen in terrestrische Systeme – wie unsachgemäß entsorgte Abfälle (Littering), Abrieb von Fahrzeugreifen und Straßenbelag („tire and road wear particles“, TRWP) sowie urbanen und industriellen Emissionen – eine höhere Bedeutung beigemessen (Bertling et al., 2021; Kaweckı und Nowack, 2019). Obwohl sich die Entwicklung des Modells RAUMIS-MP bedingt durch die Projektvorgaben bisher nur auf die landwirtschaftlichen Einträge beschränkt hat, kann es mit den entsprechenden Eingangsdaten durch weitere, landwirtschaftliche und nicht-landwirtschaftliche Emissionen ergänzt werden. Im Projekt TyreWearMapping wurden Einträge von Reifenabrieb in die Böden räumlich hochaufgelöst für das gesamte Bundesgebiet modelliert (Gehrke, 2021). Diese Ergebnisse könnten Eingang in die Modellierung des Mikroplastikaustrags in Fließgewässer durch mGROWA+TeMBa finden. Daten zur räumlichen Verteilung sowie Fragmentierungsraten von gelittertem Plastik sind nach heutigem Stand noch nicht verfügbar. Eine Gesamtbetrachtung vonseiten der Kunststoffindustrie kam zu dem Ergebnis, dass etwa 0,3 % des gesamten Plastikabfalls im Bundesgebiet durch unsachgemäße Entsorgung in die Umwelt gelangen (BKV GmbH, 2018). Um diese Größe räumlich zu disaggregieren, wäre auch hier die Identifizierung von raumbezogenen Indikatoren (z. B. Topografie, Nähe zu Straßen) notwendig, die durch weiträumige Datenerhebungen, z. B. durch Fernerkundung oder im Rahmen von Citizen Science-Projekten, erreicht werden könnte.

Abbildung 39: Mögliche Weiterentwicklung des Modellsystems MOMENTUM



Quelle: eigene Darstellung (TI), angepasst aus Brandes et al. (2020)

Wenn die Gesamtheit der Einträge auf die Erd- und Wasseroberfläche flächendeckend berücksichtigt wird, kann dadurch auch die Schnittstelle zwischen RAUMIS-MP und TeMBa präzisiert werden. Zurzeit betrachten die RAUMIS-MP-Ergebnisse nur einen Teil des Belastungspotenzials im Boden. Nicht-landwirtschaftliche Einträge in den Boden sind im aktuellen Modellsystem nicht abgebildet, können aber zukünftig als Teil des potenziell austragbaren Mikroplastikpools im Boden in den Migrationspfad des erosionsgetriebenen Austrags in die Oberflächengewässer mit einbezogen werden.

Über die Erosion hinaus lassen sich weitere Prozesse an der terrestrisch-aquatischen Schnittstelle durch die Erweiterung von mGROWA+TeMBa berücksichtigen. So könnte in eine Folgeversion von MOMENTUM der vertikale Mikroplastiktransport im Boden und der Austrag über Dränagen sowie die Resuspension und Deposition von Mikroplastik im Flussbett mit aufgenommen werden.

Für den Gezeitenbereich liegt mit dem FSK-MPTM ein weit gediehenes Werkzeug vor, das im Lichte des erheblichen Bedarfs an weiteren Beprobungen und Laboranalysen das Potenzial hat, Probennahmen gezielt zu optimieren. Eine Erweiterung des Abbildungsbereiches ist bei Vorliegen entsprechender Messdaten und Prozessbeschreibungen möglich und vorgesehen. So könnte als Teil der atmosphärischen Einträge in Zukunft auch der Mikroplastikeintrag aus Reifenabrieb abgebildet werden. Es wird davon ausgegangen, dass dieser Eintragspfad insbesondere im Bereich von Verkehrsknotenpunkten in der Nähe des Wasserkörpers (Städte, größere Häfen, verkehrsstarke Brücken) von Bedeutung ist. Basierend auf Modellierungen des bodennahen Windfeldes (z. B. DWD ICON) könnte so die Winderosion von Mikroplastik von Äckern und versiegelten, urbanen Flächen berücksichtigt werden, z. B. in einem Ansatz analog zu Brahney et al. (2021). Ein weiterer Mikroplastikeintragspfad könnte über eine verbesserte Berücksichtigung der Binnenentwässerung über Siele und Schöpfwerke im Bereich der Marschen realisiert werden. Die zugrundeliegenden hydrologischen Prozesse haben Bormann et al. (2018) modellhaft dargestellt.

6.4 Fazit

Im vorliegenden Bericht stellen wir die prototypische Entwicklung des Modellsystems MOMENTUM zur Berechnung von Mikroplastikmassenflüssen für ganze Flusseinzugsgebiete/Flusssysteme sowie eine Anwendung auf das Einzugsgebiet der Weser vor. Die exemplarische Anwendung des Modellsystems belegt die Funktionstüchtigkeit des Modells zur Abschätzung des gesamten Mikroplastikmassenflusses in Flussabschnitten und die Identifizierung von potenziellen Hotspot-Bereichen des Mikroplastikeintrags hinsichtlich einzelner Migrationspfade. Als Datengrundlage der Modellierung wurden Messergebnisse aus dem vom BMBF geförderten Projekt PLAWES im Einzugsgebiet genutzt. Im Laufe des Projekts zeigte sich, dass der Zeitaufwand für die Aufbereitung und Analytik der Umweltproben größer ist als erwartet. Damit standen für die Entwicklung, Kalibrierung und Validierung der Simulationsmodelle nur in beschränktem Umfang Daten zur Verfügung. Die Modellkette wurde jedoch so konzipiert, dass sie bei entsprechender Datenverfügbarkeit leicht auf andere Regionen übertragbar ist und neue Datengrundlagen (z. B. Erkenntnisse aus der Analytik, Literatur etc.) integriert werden können. Durch erste Abschätzungen der Mikroplastikeinträge und Stoffflüsse unterstützen die Modelle die zielgerichtete Datenerhebung, was besonders in Anbetracht der aufwendigen Analytik von hoher Relevanz ist. Die Möglichkeit der flächendeckenden Einbeziehung sämtlicher Eintragsquellen, -pfade und -prozesse trägt – komplementär zur Probenanalytik – zur Verbesserung des Gesamtsystemverständnisses bei und bildet die Grundlage für Politikberatung und Maßnahmenentwicklung.

Literaturverzeichnis

- Ackermann A, Mahnkopf J, Heidecke C, Venohr M (2016) Reducing agricultural nitrogen inputs in the German Baltic Sea catchment – trends and policy options. *Water Sci Technol* 74(5):1060–1068. doi: 10.2166/wst.2016.267
- Andersen TJ, Rominikan S, Olsen IS, Skinnelbach KH, Fruergaard M (2021) Flocculation of PVC microplastic and fine-grained cohesive sediment at environmentally realistic concentrations. *Biological Bulletin* 240(1):42–51. doi: 10.1086/712929
- Andrady AL (2011) Microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bull* 62(8):1596–1605. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030
- Bank MS, Hansson SV (2019) The Plastic Cycle: A Novel and Holistic Paradigm for the Anthropocene. *Environ Sci Technol* 53(13):7177–7179. doi: 10.1021/acs.est.9b02942
- Becker M, Schrottke K, Bartholomä A, Ernstsens V, Winter C, Hebbeln D (2013) Formation and entrainment of fluid mud layers in troughs of subtidal dunes in an estuarine turbidity zone. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 118(4):2175–2187. doi: 10.1002/jgrc.20153
- Bergmann M, Mützel S, Primpke S, Tekman MB, Trachsel J, Gerdt G (2019) White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Sci Adv* 2019(5):eaax1157
- Bertling J, Hamann L, Bertling R (2018) *Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen.*, Fraunhofer UMSICHT, 56 p
- Bertling J, Zimmermann T, Rödig L (2021) *Kunststoffe in der Umwelt: Emissionen in landwirtschaftlich genutzte Böden*, 219 p
- BKV GmbH (2018) Verifizierung des Faktors 0,3% im Rahmen des Modells „Vom Land ins Meer – Modell zur Erfassung landbasierter Kunststoffabfälle“: Sonderbetrachtung Littering, hg. v. BKV GmbH, 27 p
- Bläsing M, Amelung W (2018) Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Sci Total Environ* 612:422–435. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.086
- Bormann H, Keschull J, Ahlhorn F, Spiekermann J, Schaal P (2018) Modellbasierte Szenarioanalyse zur Anpassung des Entwässerungsmanagements im nordwestdeutschen Küstenraum. *Wasser Abfall* 20(7–8):60–66. doi: 10.1007/s35152-018-0083-7
- Brahney J, Hallerud M, Heim E, Hahnenberger M, Sukumaran S (2020) Plastic rain in protected areas of the United States. *Science* 368(6496):1257–1260. doi: 10.1126/science.aaz5819
- Brahney J, Mahowald N, Prank M, Cornwell G, Klimont Z, Matsui H, Prather KA (2021) Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *PNAS* 118(16). doi: 10.1073/pnas.2020719118, zu finden in <<https://www.pnas.org/content/118/16/e2020719118>>
- Brandes E, Cieplik S, Fiener P, Henseler M, Herrmann F, Klasmeier J, Kreins P, Piehl S, Shiravani G, Wendland F, Wurpts A (2020) Modellbasierte Forschung zu Mikroplastik in der Umwelt: Synthesepapier im Rahmen des Forschungsschwerpunkts Plastik in der Umwelt, 30 p
- Brandes E, Henseler M, Kreins P (2021) Identifying hot-spots for microplastic contamination in agricultural soils – a spatial modeling approach for Germany. *Environ. Res. Lett.* doi: 10.1088/1748-9326/ac21e6
- Brinton WF (2005) Characterization of Man-made Foreign Matter And its Presence in Multiple Size Fractions From Mixed Waste Composting. *Compost Science & Utilization* 13(4):274–280. doi: 10.1080/1065657X.2005.10702251
- Büks F, Kaupenjohann M (2020) Global concentrations of microplastics in soils – a review. *SOIL* 6(2):649–662. doi: 10.5194/soil-6-649-2020
- Bullard JE, Ockelford A, O'Brien P, McKenna Neuman C (2021) Preferential transport of microplastics by wind. *Atmospheric Environment* 245:118038. doi: 10.1016/j.atmosenv.2020.118038
- Castan S, Henkel C, Hüffer T, Hofmann T (2021) Microplastics and nanoplastics barely enhance contaminant mobility in agricultural soils. doi: 10.1038/s43247-021-00267-8
- Corradini F, Bartholomeus H, Huerta Lwanga E, Gertsen H, Geissen V (2019) Predicting soil microplastic concentration using vis-NIR spectroscopy. *Sci Total Environ* 650(Pt 1):922–932. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.101

- Crossman J, Hurley RR, Futter M, Nizzetto L (2020) Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *Science of The Total Environment*:138334. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138334
- da Costa JP, Santos PSM, Duarte AC, Rocha-Santos T (2016) (Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects. *Sci Total Environ* 566–567:15–26. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.041
- Deltares (2021a) Delft3D-FLOW, simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments: User Manual. Revision: 72836. The Netherlands: Deltares
- Deltares (2021b) D-Water Quality, versatile water quality modelling in Delta Shell.: User Manual. SVN Revision: 71974. The Netherlands: Deltares
- Duttmann R (1999) Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften – Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte
- Eich A, Mildenerberger T, Laforsch C, Weber M (2015) Biofilm and Diatom Succession on Polyethylene (PE) and Biodegradable Plastic Bags in Two Marine Habitats: Early Signs of Degradation in the Pelagic and Benthic Zone? *PLoS ONE* 10(9):e0137201. doi: 10.1371/journal.pone.0137201
- Fazey FM, Ryan PG (2016) Biofouling on buoyant marine plastics: An experimental study into the effect of size on surface longevity. *Environmental Pollution* 210:354–360. doi: 10.1016/j.envpol.2016.01.026
- Fried JS, Brown DG, Zweifler MO, Gold MA (2000) Mapping contributing areas for stormwater discharge to streams using terrain analysis
- Garming H, Dirksmeyer W, Bork L (2018) Entwicklungen des Obstbaus in Deutschland von 2005 bis 2017: Obstarten, Anbauregionen, Betriebsstrukturen und Handel, hg. v. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Johann Heinrich von Thünen-Institut
- Gehrke I (2021) TyreWearMapping: Schlussbericht: Reifenabrieb – ein unterschätztes Umweltproblem?, Fraunhofer UMSICHT, 154 p, zu finden in <<https://www.umsicht.fraunhofer.de/de/projekte/tyrewearmapping.html>>
- Gies EA, LeNoble JL, Noël M, Etemadifar A, Bishay F, Hall ER, Ross PS (2018) Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada. *Mar Pollut Bull* 133:553–561. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.06.006
- Hartmann NB, Hüffer T, Thompson RC, Hassellöv M, Verschoor A, Daugaard AE, Rist S, Karlsson T, Brennholt N, Cole M, Herrling MP, Hess MC, Ivleva NP, Lusher AL, Wagner M (2019) Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environ Sci Technol* 53(3):1039–1047. doi: 10.1021/acs.est.8b05297
- Hartsuiker G (2003) Tidal model Weser estuary. Alkyon Report A 589 (unveröff.)
- Haun W, Bellack E, Knölke L, Steinhoff U (2017) Die Beseitigung kommunaler Abwässer in Niedersachsen – Lagebericht 2017 – MU-Niedersachsen, Hannover, Deutschland
- Heidecke C, Hirt U, Kreins P (2015) Endbericht zum Forschungsprojekt "Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser" AGRUM+-Weser, Thünen-Institut für Ländliche Räume. Thünen Report
- Henrichsmeyer W, Isermeyer F, Manegold D, Neander E (1996) Endbericht zum Kooperationsprojekt "Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS 96", Thünen-Institut, Vorgängereinrichtung, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, zu finden in <https://www.openagrar.de/receive/timport_mods_00003444> [zitiert am 18.5.2022]
- Henseler M, Dechow R (2014) Simulation of regional nitrous oxide emissions from German agricultural mineral soils: A linkage between an agro-economic model and an empirical emission model. *Agricultural Systems* 124:70–82. doi: 10.1016/j.agsy.2013.10.005
- Henseler M, Röder N, Liebersbach H, Kreins P, Osterburg B (2015) The mitigation potential and cost efficiency of abatement-based payments for the production of short-rotation coppices in Germany. *Biomass and Bioenergy* 81:592–601. doi: 10.1016/j.biombioe.2015.08.007
- Herrling G, Becker M, Lefebvre A, Zorndt A, Krämer K, Winter C (2021) The effect of asymmetric dune roughness on tidal asymmetry in the Weser estuary. *Earth Surface Processes and Landforms* 46(11):2211–2228. doi: 10.1002/esp.5170

- Herrmann F, Keller L, Kunkel R, Vereecken H, Wendland F (2015) Determination of spatially differentiated water balance components including groundwater recharge on the Federal State level – A case study using the mGROWA model in North Rhine-Westphalia (Germany). *Journal of Hydrology: Regional Studies* 4:294–312. doi: 10.1016/j.ejrh.2015.06.018
- Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson RC, Thiel M (2012) Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ Sci Technol* 46(6):3060–3075. doi: 10.1021/es2031505
- Horton AA, Walton A, Spurgeon DJ, Lahive E, Svendsen C (2017) Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci Total Environ* 586:127–141. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.190
- Huerta Lwanga E, Gertsen H, Gooren H, Peters P, Salánki T, van der Ploeg M, Besseling E, Koelmans AA, Geissen V (2017) Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environmental Pollution* 220:523–531. doi: 10.1016/j.envpol.2016.09.096
- Hurley R, Horton A, Lusher A, Nizzetto L (2020) Plastic waste in the terrestrial environment. In: *Plastic Waste and Recycling*. Elsevier: pp 163–193
- Hurley RR, Nizzetto L (2018) Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 1:6–11. doi: 10.1016/j.coesh.2017.10.006
- IVC (2019) Production of polyester fibers worldwide from 1975 to 2017. *Industrievereinigung Chemiefaser*, zu finden in <<https://www.statista.com/statistics/912301/polyester-fiber-production-worldwide/>>
- Jambeck JR, Geyer R, Wilcox C, Siegler TR, Perryman M, Andrady A, Narayan R, Law KL (2015) Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347(6223):768–771. doi: 10.1126/science.1260352
- Kaiser D, Kowalski N, Waniek JJ (2017) Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. *Environ. Res. Lett.* 12(12). doi: 10.1088/1748-9326/aa8e8b
- Kawecki D, Nowack B (2019) Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics. *Environ Sci Technol* 53(16):9664–9676. doi: 10.1021/acs.est.9b02900
- Kehres B (2019) *Kunststoffe in Kompost und Gärprodukten: Herkunft – Bedeutung – Vermeidung*, hg. v. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., 11 p. BGK Information, zu finden in <https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/Themen_Positionen/5.3.16_Thema_Kunststoffe_in_Kompost_und_Gaerprodukten_final_2018_12_12.pdf>
- Kernchen S, Löder MGJ, Fischer F, Fischer D, Moses SR, Georgi C, Nölscher AC, Held A, Laforsch C (2022) Airborne microplastic concentrations and deposition across the Weser River catchment. *Sci Total Environ* 818:151812. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151812
- Kibblewhite MG (2018) Contamination of agricultural soil by urban and peri-urban highways: An overlooked priority? *Environ Pollut* 242(Pt B):1331–1336. doi: 10.1016/j.envpol.2018.08.008
- Knaack H, Kaiser R, Hartsuiker G, Mayerle R, Niemeyer HD (2006) Ermittlung der Bemessungswasserstände für die Unterweser mit mathematischen Modellen, Forschungsbericht 01/06 NLWKN-Forschungsstelle Küste (unveröff.), zu finden in <<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/>>
- Kooi M, Koelmans AA (2019) Simplifying Microplastic via Continuous Probability Distributions for Size, Shape, and Density. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 6(9):551–557. doi: 10.1021/acs.estlett.9b00379
- Kooi M, van Nes EH, Scheffer M, Koelmans AA (2017) Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. *Environmental Science and Technology* 51(14):7963–7971. doi: 10.1021/acs.est.6b04702
- Kösters F, Grabemann I, Schubert R (2018) Die Schwebstoffdynamik in der Trübungszone des Weserästuars. *Die Küste*, Heft 86:425–441, zu finden in <<https://hdl.handle.net/20.500.11970/106376>>
- Koutnik VS, Alkidim S, Leonard J, DePrima F, Cao S, Hoek EMV, Mohanty SK (2021) Unaccounted Microplastics in Wastewater Sludge: Where Do They Go? *ACS EST Water*. doi: 10.1021/acsestwater.0c00267
- Kranert M, Hafner G, Barbarosz J, Schuller H, Leverenz D, Kölbig A, Schneider F, Lebersorger S, Scherhauser S (2012) Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland, hg. v. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, 483 p, zu finden in <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Ernaehrung/Lebensmittelverschwendung/Studie_Lebensmittelabfaelle_Langfassung.pdf?__blob=publicationFile&v=3> [zitiert am 11.11.2021]

- Kunkel R, Kreins P, Tetzlaff B, Wendland F (2010) Forecasting the effects of EU policy measures on the nitrate pollution of groundwater and surface waters. *Journal of Environmental Sciences* 22(6):872–877. doi: 10.1016/S1001-0742(09)60191-1
- Kuprenas R, Tran D, Strom K (2018) A Shear-Limited Flocculation Model for Dynamically Predicting Average Floc Size. *Journal of Geophysical Research:Ocean* 36(3):6736–6752. doi: 10.1029/2018JC014154
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2018) Polaris Niedersachsen, zu finden in <https://www.lwk-niedersachsen.de/polaris/news/31093_Modul_KI%C3%A4rschlamm_WEB> [zitiert am 24.3.2022]
- Lares M, Ncibi MC, Sillanpää M, Sillanpää M (2018) Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Res* 133:236–246. doi: 10.1016/j.watres.2018.01.049
- Leiser R, Jongsma R, Bakenhus I, Möckel R, Philipp B, Neu TR, Wendt-Potthoff K (2021) Interaction of cyanobacteria with calcium facilitates the sedimentation of microplastics in a eutrophic reservoir. *Water Res* 189:116582. doi: 10.1016/j.watres.2020.116582
- Li Y, Wang X, Fu W, Xia X, Liu C, Min J, Zhang W, Crittenden JC (2019) Interactions between nano/micro plastics and suspended sediment in water: Implications on aggregation and settling. *Water Res* 161:486–495. doi: 10.1016/j.watres.2019.06.018
- Mani T, Hauk A, Walter U, Burkhardt-Holm P (2015) Microplastics profile along the Rhine River. *Sci Rep* 5:17988. doi: 10.1038/srep17988
- Miller R, Glaum L, Peter M (2021) Anforderungen des Bodenschutzes an den Rückbau von Windenergieanlagen, hg. v. Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, 81 p, zu finden in <<https://www.labo-deutschland.de/Veroeffentlichungen-Bodenschutz-in-der-Planung.html>> [zitiert am 20.3.2022]
- Miller RZ, Watts AJR, Winslow BO, Galloway TS, Barrows APW (2017) Mountains to the sea: River study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA. *Mar Pollut Bull* 124(1):245–251. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.07.028
- Mintenig SM, Int-Veen I, Löder MGJ, Primpke S, Gerds G (2017) Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Res* 108:365–372. doi: 10.1016/j.watres.2016.11.015
- Mockus V (1972) Design Hydrographs. Chapter 21. In: US Soil Conservation Service (ed) National engineering handbook. Washington, D.C.: U.S. Gov. Print. Off
- Mollenhauer K (1987) Oberflächenabfluß sowie Fest- und Nährstoffverlagerung landwirtschaftlicher Nutzflächen, hg. v. Parey. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung
- Müller U, Engel N, Heidt L, Schäfer W, Kunkel R, Wendland F, Roehm H, Elbracht J (2012) Klimawandel und Bodenwasserhaushalt, hg. v. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, 1. Aufl., 110 p. GeoBerichte
- Oberbeckmann S, Labrenz M (2020) Marine Microbial Assemblages on Microplastics: Diversity, Adaptation, and Role in Degradation. *Ann Rev Mar Sci* 12:209–232. doi: 10.1146/annurev-marine-010419-010633
- Okoffo ED, O'Brien S, Ribeiro F, Burrows SD, Alajo T, Rauert C, O'Brien JW, Tschärke B, Wang X, Thomas KV (2021) Plastic particles in soil: State of the knowledge on sources, occurrence and distribution, analytical methods and ecological impacts. *Environ. Sci.: Processes Impacts*. doi: 10.1039/D0EM00312C
- Okoffo ED, Ribeiro F, O'Brien JW, O'Brien S, Tschärke BJ, Gallen M, Samanipour S, Mueller JF, Thomas KV (2020) Identification and quantification of selected plastics in biosolids by pressurized liquid extraction combined with double-shot pyrolysis gas chromatography-mass spectrometry. *Sci Total Environ* 715:136924. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.136924
- Osterburg B, Schüler M, Klages S (2016) Auswirkungen der Novelle der Düngeverordnung auf die Kompostanwendung. *Agrar-Europe* 57(32)
- Piehl S, Hauk R, Robbe E, Richter B, Kachholz F, Schilling J, Lenz R, Fischer D, Fischer F, Labrenz M, Schernewski G (2021) Combined Approaches to Predict Microplastic Emissions Within an Urbanized Estuary (Warnow, Southwestern Baltic Sea). *Front. Environ. Sci.* 9. doi: 10.3389/fenvs.2021.616765
- Piehl S, Leibner A, Löder MGJ, Dris R, Bogner C, Laforsch C (2018) Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. *Sci Rep* 8(1):17950. doi: 10.1038/s41598-018-36172-y
- Rehm R, Grashey-Jansen S, Thalheimer M (2018) Plastik im Boden – Ein noch unbekanntes Problem im Obst- und Weinbau? *Obstbau Weinbau*, zu finden in

- <https://www.researchgate.net/publication/330321861_Plastik_im_Boden_Ein_noch_unbekanntes_Problem_im_Obst-_und_Weinbau>
- Rehm R, Zeyer T, Schmidt A, Fiener P (2021) Soil erosion as transport pathway of microplastic from agriculture soils to aquatic ecosystems. *Sci Total Environ* 795:148774. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148774
- Rochman CM (2018) Microplastics research-from sink to source. *Science* 360(6384):28–29. doi: 10.1126/science.aar7734
- Röder N, Henseler M, Liebersbach H, Kreins P, Osterburg B (2015) Evaluation of land use based greenhouse gas abatement measures in Germany. *Ecological Economics* 117:193–202. doi: 10.1016/j.ecolecon.2015.06.007
- Roscher L, Fehres A, Reisel L, Halbach M, Scholz-Böttcher B, Gerriets M, Badewien TH, Shiravani G, Wurpts A, Primpke S, Gerdts G (2021) Microplastic pollution in the Weser estuary and the German North Sea. *Environmental Pollution* 288. doi: 10.1016/j.envpol.2021.117681
- Schneider B, Hinterbauer S, Gatzemeier M, Kleiner T (2017) Kommunale Abwasserentsorgung im Bundesland Bremen -Lagebericht 2017- Hrsg.: Senator für Umwelt, Bau und Verkehr der Freien Hansestadt Bremen. Bremen, Deutschland, zu finden in <www.umwelt.bremen.de>
- Schwertmann U, Vogl W, Kainz M (1990) Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen, 2. Auflage. Stuttgart: Ulmer, 64 p
- Shiravani G, Oberrecht D, Roscher L, Kernchen S, Halbach M, Gerriets M, Scholz-Böttcher MB, Gerdts G, Badewien TH, Wurpts A (2023) Numerical modeling of microplastic interaction with fine sediment under estuarine conditions. doi: 10.1016/j.watres.2022.119564
- Shiravani G, Wurpts A (2019) Numerische Modellierung der Ausbreitung von Mikroplastik im Weser-Ästuar und angrenzenden Wattenmeer. *Wasser und Abfall*(10):12–17, zu finden in <<https://www.springerprofessional.de/en/numerische-modellierung-der-ausbreitung-von-mikroplastik-im-wese/17252456>>
- Simon M, van Alst N, Vollertsen J (2018) Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Res* 142:1–9. doi: 10.1016/j.watres.2018.05.019
- Sommer M, Murschel B (1999) Erosion und Nährstoffabtrag. In: Dabbert S, Herrmann S, Kaule G, Sommer M (eds) *Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung: Methodik, Anwendung und Übertragbarkeit am Beispiel von Agrarlandschaften*. Berlin, Heidelberg: Springer
- Song YK, Hong SH, Jang M, Han GM, Jung SW, Shim WJ (2017) Combined Effects of UV Exposure Duration and Mechanical Abrasion on Microplastic Fragmentation by Polymer Type. *Environ. Sci. Technol.* 51(8):4368–4376. doi: 10.1021/acs.est.6b06155
- Souza Machado AA de, Kloas W, Zarfl C, Hempel S, Rillig MC (2018) Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Glob Chang Biol* 24(4):1405–1416. doi: 10.1111/gcb.14020
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2016a) Regionaldatenbank Deutschland: Erhebung der öffentlichen Abfallentsorgung, zu finden in <<https://www.regionalstatistik.de/genesis/online?operation=statistic&levelindex=0&levelid=1622119241946&code=32121#abreadcrumb>> [zitiert am 27.5.2021]
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2016b) Regionaldatenbank Deutschland: Trockenmasse des direkt entsorgten Klärschlammes, zu finden in <<https://www.regionalstatistik.de/genesis/online/data>> [zitiert am 26.6.2020]
- Steinmetz Z, Löffler P, Eichhöfer S, David J, Muñoz K, Schaumann GE (2021) Are agricultural plastic covers a source of plastic debris in soil? A first screening study. doi: 10.5194/soil-2021-70
- Stroh K, Garming H, Dirksmeyer W (2016) *Entwicklung des Gemüsebaus in Deutschland von 2000 bis 2015: Anbauregionen, Betriebsstrukturen, Gemüsearten und Handel*, hg. v. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Johann Heinrich von Thünen-Institut
- Susanti NKY, Mardiastuti A, Wardiatno Y (2020) Microplastics and the Impact of Plastic on Wildlife: A Literature Review. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 528(1):12013. doi: 10.1088/1755-1315/528/1/012013
- Tagg AS, Brandes E, Fischer F, Fischer D, Brandt J, Labrenz M (2021) Agricultural application of microplastic-rich sewage sludge leads to further uncontrolled contamination. *Sci Total Environ*:150611. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.150611

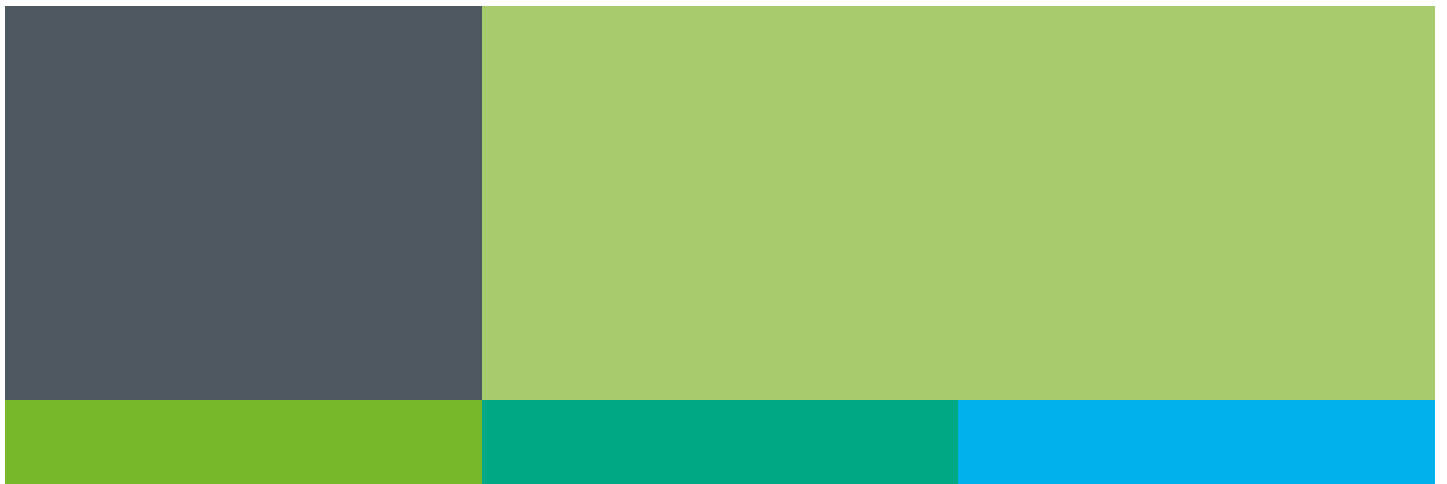
- Talvitie J, Mikola A, Setälä O, Heinonen M, Koistinen A (2017) How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Res* 109:164–172. doi: 10.1016/j.watres.2016.11.046
- Tarboton DG (1997) A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research*(22):309–319. doi: 10.1029/96WR03137
- Tetzlaff B, Friedrich K, Vorderbrügge T, Vereecken H, Wendland F (2013) Distributed modelling of mean annual soil erosion and sediment delivery rates to surface waters. *CATENA* 102:13–20. doi: 10.1016/j.catena.2011.08.001
- Tetzlaff B, Wendland F (2012) Modelling Sediment Input to Surface Waters for German States with MEPHos: Methodology, Sensitivity and Uncertainty. *Water Resour Manage* 26(1):165–184. doi: 10.1007/s11269-011-9911-1
- Valerius J, Feldmann J, van Zoest M, Milbrat P, Zeiler M (2013) Documentation of morphological products from the AufMod project Functional Seabed Model: Data format: Text files
- Verboom GK, Rondet JG de, van Dijk RP (1992) A fine grid tidal flow and storm surge model of the North Sea, 213 p. *Continental Shelf Research*
- Klärschlammverordnung – AbfKlärV: Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost (2020), zu finden in <https://www.gesetze-internet.de/abfkl_rv_2017/BJNR346510017.html> [zitiert am 24.3.2022]
- Viergutz C, Schöl A, Krings W, Günster C, Lingen J, Auftraggeber: Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven (2019) Plankton und Wasserbeschaffenheit in der Tideweser in den Jahren 2009–2015
- Vollertsen J, Hansen AA (2017) Microplastic in Danish wastewater: Sources, occurrences and fate, hg. v. Danish Environmental Protection Agency, 55 p, zu finden in <<https://vbn.aau.dk/en/publications/microplastic-in-danish-wastewater-sources-occurrences-and-fate>> [zitiert am 18.5.2020]
- Vorberg J (2021) Vergleichende Betrachtung verschiedener Weinbergsanlagen bezüglich potenzieller Kunststoffrückstände auf der Fläche und im Boden in Abhängigkeit des Standortes, Weinbau und Oenologie, Hochschule für Wirtschaft und Gesellschaft Ludwigshafen. BSc Thesis, 64 p
- Waldschläger K, Schüttrumpf H (2019) Erosion Behavior of Different Microplastic Particles in Comparison to Natural Sediments. *Environ Sci Technol* 53(22):13219–13227. doi: 10.1021/acs.est.9b05394
- Wang ZT, Lai ZP (2014) A theoretical model on the relation between wind speed and grain size in dust transportation and its paleoclimatic implications. *Aeolian Research* 13:105–108. doi: 10.1016/j.aeolia.2014.04.003
- Weber CJ, Opp C (2020) Spatial patterns of mesoplastics and coarse microplastics in floodplain soils as resulting from land use and fluvial processes. *Environ Pollut* 267:115390. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115390
- Weithmann N, Möller JN, Löder MGJ, Piehl S, Laforsch C, Freitag R (2018) Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Sci Adv* 4(4):eaap8060. doi: 10.1126/sciadv.aap8060
- Werding S (2019) Kunststoffe im Reitplatz-Sand sorgen für Diskussionen. *Westfälische Nachrichten* 2019, zu finden in <<https://www.wn.de/muensterland/kunststoffe-im-reitplatz-sand-sorgen-fur-diskussionen-1103040>> [zitiert am 20.3.2022]
- Wessolek G, Facklam M (1997) Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 160(1):41–46. doi: 10.1002/jpln.19971600109
- Windsor FM, Durance I, Horton AA, Thompson RC, Tyler CR, Ormerod SJ (2019) A catchment-scale perspective of plastic pollution. *Glob Chang Biol.* doi: 10.1111/gcb.14572
- Wu W, Perera C, Smith J, Sanchez A (2018) Critical shear stress for erosion of sand and mud mixtures. *Journal of Hydraulic Research* 56(1):96–110. doi: 10.1080/00221686.2017.1300195
- Yan C, He W, Turner NC, Liu E, Liu Q, Liu S (2014) Plastic-film mulch in Chinese agriculture: Importance and problems. *World Agriculture* 2(4):32–36

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

1 - 85	siehe http://www.thuenen.de/de/infotehek/publikationen/thuenen-report/
86	Katja Butter, Martin Ohlmeyer Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen von Holz und Holzwerkstoffen
87	Kim Pollermann Regional Governance: Begriffe, Wirkungszusammenhänge und Evaluationsansätze
88	Gerold Rahmann, Frédéric Rey, Reza Ardakani, Khalid Azim, Véronique Chable, Felix Heckendorn, Paola Migliorini, Bram Moeskops, Daniel Neuhoﬀ, Ewa Rembiałkowska, Jessica Shade, Marc Tchamitchian (eds.) From its roots, organic inspires science, and vice versa. Book of Abstracts of the Science Forum at the Organic World Congress 2021, September 8-10, 2021. Rennes, France
89	Walter Dirksmeyer, Klaus Menrad (eds.) Aktuelle Forschung in der Gartenbauökonomie : Digitalisierung und Automatisierung - Welche Chancen und Herausforderungen ergeben sich für den Gartenbau? Tagungsband zum 3. Symposium für Ökonomie im Gartenbau am 15. November 2019 in Freising / Weihenstephan
90	Tobias Mettenberger, Patrick Küpper Innovative Versorgungslösungen in ländlichen Regionen: Ergebnisse der Begleitforschung zum Modellvorhaben Land(auf)Schwung im Handlungsfeld „Daseinsvorsorge“ : Band 1 der Begleitforschung Land(auf)Schwung
90	Gesine Tuitjer, Christian Bergholz, Patrick Küpper Unternehmertum, Netzwerke und Innovationen in ländlichen Räumen: Ergebnisse der Begleitforschung zum Modellvorhaben Land(auf)Schwung im Handlungsfeld „Regionale Wertschöpfung“ : Band 2 der Begleitforschung Land(auf)Schwung
91	Cora Vos, Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg, Roland Fuß Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2020 Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2020
92	Kurt-Jürgen Hülsbergen, Harald Schmid, Hans Marten Paulsen (eds) Steigerung der Ressourceneffizienz durch gesamtbetriebliche Optimierung der Pflanzen- und Milchproduktion unter Einbindung von Tierwohlaspekten – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
93	Heike Peter, Cornelia Toppel, Annett Steinführer Wohnstandortentscheidungen in einer wohnbiographischen Perspektive : Eine explorative Studie in ländlichen und großstädtischen Kontexten
94	Daniel Ziche, Erik Grüneberg, Winfried Riek, Nicole Wellbrock Comparison of the LUCAS 2015 inventory with the second National Forest Soil Inventory : Comparability and representativeness of two soil inventories conducted in Germany
95	Fanny Barz Boats don't fish, people do – A sociological contribution towards holistic fisheries bycatch management

- 96 Jacob Jeff Bernhardt, Lennart Rolfes, Peter Kreins, Martin Henseler
Ermittlung des regionalen Bewässerungsbedarfs für die Landwirtschaft in Bayern
- 97 Uwe Krumme, Steffi Meyer, Isabella M. F. Kratzer, Jérôme C. Chladek, Fanny Barz, Daniel Stepputtis, Harry V. Strehlow, Sarah B. M. Kraak, Christopher Zimmermann
STELLA - Stellnetzfisherei-Lösungsansätze : Projekt-Abschlussbericht
- 98 Anne Alix, Dany Bylemans, Jens Dauber, Peter Dohmen, Katja Knauer, Lorraine Maltby, Christoph J. Mayer, Zélie Pepiette, Balthasar Smith (eds)
**Optimising agricultural food production and biodiversity in European landscapes
Report of an online-Workshop**
- 99 Andreas Tietz, Antje G. I. Tölle
„Bauernland in Bauernhand“: Gutachten im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
- 100 Marlen Haß, Claus Deblitz, Florian Freund, Peter Kreins, Verena Laquai, Frank Offermann, Janine Pelikan, Viktoriya Sturm, Johannes Wegmann, Thomas de Witte, Friedrich Wüstemann, Maximilian Zinnbauer
Thünen-Baseline 2022 – 2032: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland
- 101 Daniel Stepputtis, Thomas Noack, Uwe Lichtenstein, Constanze Hammerl, Juan Santos, Bernd Mieske
Verringerungen von Kunststoffmüll aus der Krabbenfisherei durch Netzmodifikationen – Dolly Rope Suspension (DRopS) : Projekt-Abschlußbericht
- 102 Elke Brandes, Martin Henseler, Peter Kreins, Gholamreza Shiravani, Björn Tetzlaff, Frank Wendland, Andreas Wurpts
**Modellierung von Mikroplastikeinträgen und Migrationspfaden im Einzugsgebiet der Weser :
MOMENTUM – Weser**
- 103 Susanna Esther Hönle
**Wie gelingt eine ambitionierte Agrarklimaschutzpolitik?
Eine vergleichende Analyse nationaler Ansätze zur Integration des Sektors Landwirtschaft in die
Klimapolitik am Beispiel Uruguays und Deutschlands**
- 104 Marcel Dehler
**Maßnahmen zur Reduzierung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes – Anpassungsoptionen, Kosten und
Möglichkeiten zur umweltpolitischen Steuerung**



THÜNEN

Thünen Report 102

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.thuenen.de

ISBN 978-3-86576-255-9



9 783865 762559