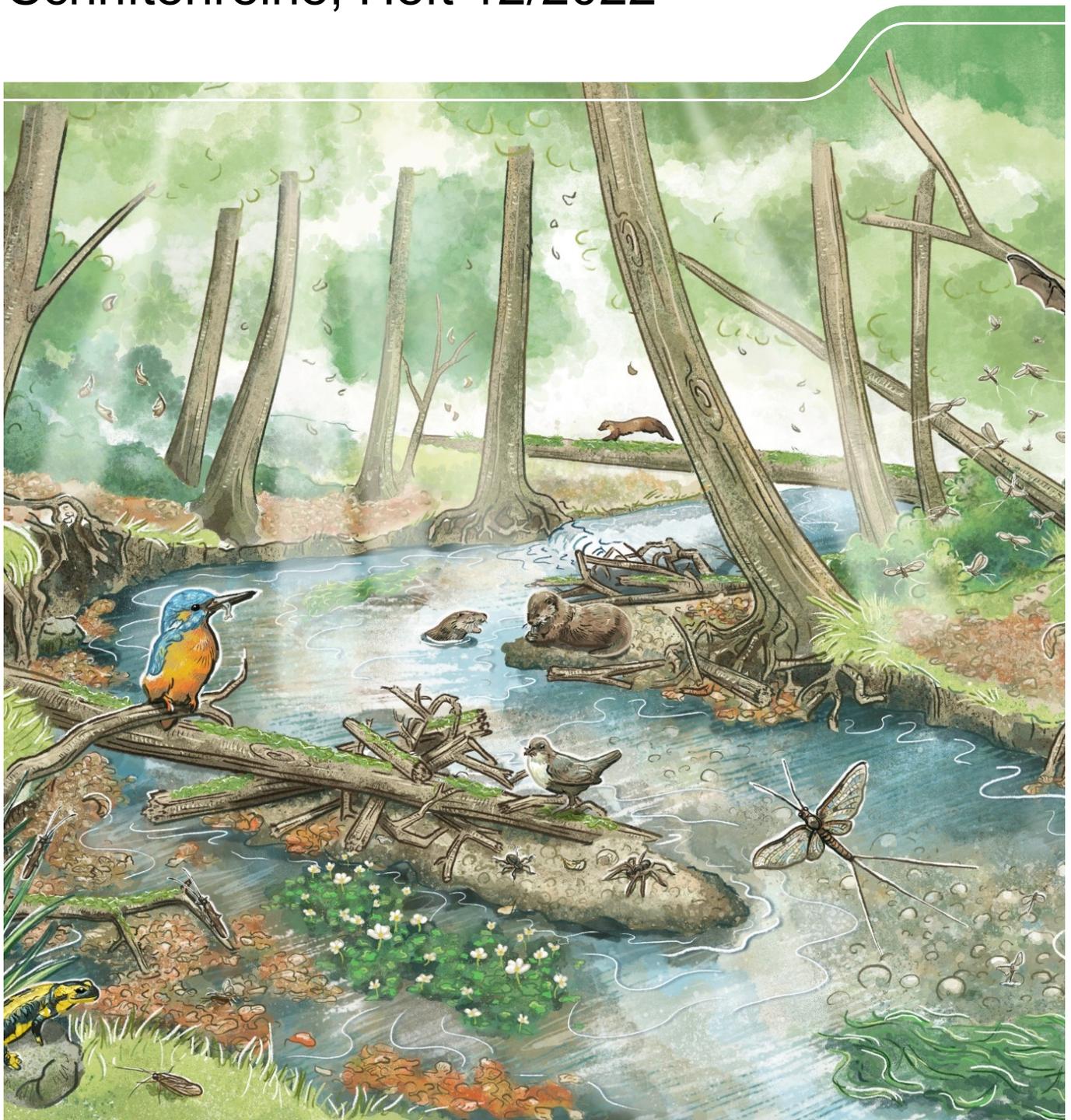


Ökologische Funktionen von Gewässerrandstreifen

Schriftenreihe, Heft 12/2022



Ökologische Funktionen von Gewässerrandstreifen für die Wasserrahmenrichtlinie

Dr. Jochem Kail, Martin Palt, Katharina Hund, Sarah Olberg, Prof. Dr. Daniel Hering
Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Abteilung Aquatische Ökologie;
Wiebke Jünger
Designbüro Wiebke Jünger

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	9
1.1	Generelle Bedeutung gewässerbegleitender Vegetation	9
1.2	Spezifische Funktionen gewässerbegleitender Vegetation	10
1.3	Zielsetzung des Vorhabens	12
2	Konzeptionelles Modell	14
3	Literaturstudie	16
3.1	Literaturrecherche	16
3.1.1	Literaturquellen.....	16
3.1.2	Literaturdatenbank.....	18
3.2	Literaturauswertung zu den Funktionen gewässerbegleitender Vegetation.....	21
3.2.1	Nährstoffrückhalt	21
3.2.2	Feinsedimentrückhalt	32
3.2.3	Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln	40
3.2.4	Wassertemperatur	49
3.2.5	Regulierung der Primärproduktion	55
3.2.6	Natürliche Uferstabilität.....	58
3.2.7	Fallaub-Eintrag	61
3.2.8	Totholz-Eintrag	63
3.2.9	Lebensraum für terrestrische Arten.....	67
3.2.10	Ausbreitungs-Korridor.....	72
3.3	Kurzbeschreibungen der Funktionen	74
3.3.1	Stofflicher Rückhalt.....	75
3.3.2	Beschattung	78
3.3.3	Eintrag organischen Materials (Fallaub, Totholz)	80
3.3.4	Lebensraumfunktionen	82
4	Abschätzung der ökologischen Wirkung gewässerbegleitender Vegetation auf Grundlage der Literaturlauswertung	84
4.1	Ansatz zur Abschätzung der ökologischen Wirkung	84
4.2	Ökologische Wirkung auf Makrophyten und Phytobenthos	85
4.3	Ökologische Wirkung auf das Makrozoobenthos	88
4.4	Ökologische Wirkung auf Fische	95
5	Statistische Modelle zur Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation	100
5.1	Bedeutung der gewässerbegleitenden Vegetation im Multi-Stressor Kontext	102
5.1.1	Untersuchungsansatz.....	102
5.1.2	Methodik.....	103
5.1.3	Ergebnisse	107
5.1.4	Fazit	109
5.2	Potenzielle Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation unter den gegebenen Rahmenbedingungen in Sachsen.....	109
5.2.1	Untersuchungsansatz.....	109
5.2.2	Methodik.....	110
5.2.3	Ergebnisse	110

5.2.4	Fazit	111
5.3	Identifikation von Gewässern mit besonders hoher Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation	112
5.3.1	Untersuchungsansatz	112
5.3.2	Methodik.....	112
5.3.3	Ergebnisse	113
5.3.4	Fazit	119
	Literaturverzeichnis	121
	Anhang	142
	Anhang 1 Naturnaher Tieflandbach in der Kulturlandschaft	142
	Anhang 2 Übersicht über die Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation an Fließgewässern ...	143
	Anhang 3 Detailgrafik zu den Funktionen des stofflichen Rückhalts	144
	Anhang 4 Detailgrafik zu den Funktionen der Beschattung.....	145
	Anhang 5 Detailgrafik zu den Funktionen des Eintrags von organischem Material (Falllaub und Totholz).....	146
	Anhang 6 Detailgrafik zu den Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation als Lebensraum	147

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Mit der Entfernung vom Gewässer abnehmende Intensität der funktionalen Verknüpfung von Fließgewässer und Aue (aus Ilhardt et al., 2000).	9
Abbildung 2: Konzeptionelles Modell zur Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf abiotische Umweltvariablen und terrestrische Organismengruppen, die gemäß der Literatur einen substanziellen Einfluss auf die biologischen Qualitätskomponenten der WRRL haben.	14
Abbildung 3: In den Reviews genannte notwendige Breiten der gewässerbegleitenden Vegetation für einen effektiven Nährstoffrückhalt (ca. >80%).	25
Abbildung 4: Rückhalt des Gesamt-Stickstoffs bzw. Gesamt-Phosphors in Abhängigkeit von der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation aus Venohr & Fischer (2017).	26
Abbildung 5: In den Reviews genannte notwendige Breite der gewässerbegleitenden Vegetation für einen effektiven Feinsedimentrückhalt.	36
Abbildung 6: Feinsedimentrückhalt in Abhängigkeit von der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation, (a) einschließlich unter Berücksichtigung von Freilandexperimenten unter kontrollierten, optimalen Bedingungen (aus Venohr & Fischer, 2017) bzw. (b) mit einem Focus auf Freilanduntersuchungen unter realistischen, suboptimalen Bedingungen, i. .V. .z. der mit Venohr & Fischer (2017) vergleichbaren Review von Liu et al. (2008) (Sweeney & Newbold, 2014).	37
Abbildung 7: Feinsedimentrückhalt in Abhängigkeit von der Hangneigung im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation (Gefälle zum Gewässer hin) aus Liu et al. (2008).	38
Abbildung 8: Feinsedimentrückhalt in Abhängigkeit verschiedener Vegetationstypen (grasig/krautig, Gehölze, Gehölze mit Unterwuchs) aus Ramesh et al. (2021).	39
Abbildung 9: In den Reviews genannte notwendige Breite der Vegetationsfilterstreifen für einen effektiven Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln.	45
Abbildung 10: Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln in Abhängigkeit von der Breite des Vegetationsfilterstreifens (aus Venohr & Fischer 2017).	46
Abbildung 11: Rückhalt von stark bzw. mäßig bis schwach adsorbierten Pflanzenschutzmitteln in Abhängigkeit vom Verhältnis von angeschlossener Ackerfläche zur Fläche des Vegetationsfilterstreifens (aus Primärstudien abgeleitete Werte in Arora et al., 2010).	47
Abbildung 12: Rückhalt von stark bzw. mäßig bis schwach adsorbierten Pflanzenschutzmitteln in Abhängigkeit von der Breite des Vegetationsfilterstreifens (aus Primärstudien zusammengestellte Werte in Reichenberger et al. 2007).	47
Abbildung 13: In den Reviews genannte notwendige Breite der gewässerbegleitenden Vegetation, um eine substanzielle Erhöhung der Wassertemperatur im Vergleich zu bewaldeten Einzugsgebieten zu vermeiden.	53
Abbildung 14: Verringerung der maximalen Wassertemperatur (wöchentlich) bzw. des Tagesmaximums in Abhängigkeit von der Länge des beschatteten Gewässerabschnitts in Forellengewässern in Ontario (USA) (aus Barton et al., 1985) und Bächen im deutschen Tiefland (aus Kail et al. 2021).	54
Abbildung 15: Brutto- und Netto-Primärproduktion (GPP, NEP) und Respiration (ER) in den Sommermonaten in einem nicht-beschatteten (Control), künstlich beschatteten (Shade) und bewaldeten (Reference) Gewässerabschnitt (aus Nebgen et al., 2019).	57
Abbildung 16: Beziehung der terrestrischen und aquatischen Nahrungsnetze (aus Baxter et al., 2005).	68
Abbildung 17: Abhängigkeit des stofflichen Rückhalts für die drei Stoffgruppen und zwei Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) von der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation auf Grundlage von Venohr & Fischer (2017).	77

Abbildung 18: Schematische Darstellung der vier, in den statistischen Analysen berücksichtigten räumlichen Skalen.	103
Abbildung 19: Tatsächliche und der modellierte MMI-Werte für den Tiefland- und Mittelgebirgs-Datensatz für Trainings- und Testdatensatz mit Ursprungsgrade als optische Referenz.	107
Abbildung 20: Bedeutung der einzelnen Prädiktoren in den Random Forest Modellen im Tiefland und Mittelgebirge.	108
Abbildung 21: Veränderung des MMI mit zunehmendem Bedeckungsgrad der Gehölzen in einem 30 m breiten Puffer in 25% Schritten von 0% auf 100%; entlang des lokalen Gewässerabschnitts (Lokal_Wald, Zunahme) und im Oberlauf (Ober_Wald, Zunahme).	111
Abbildung 22: Entscheidungsbaum des Regression Partitioning für Tieflandbäche, mit einer Darstellung der signifikanten statistischen Zusammenhänge (Regressionskoeffizient und -gerade) in den Teildatensätzen zwischen dem MMI und der gewässerbegleitenden Vegetation im Oberlauf bzw. entlang des lokalen Gewässerabschnitts.	115
Abbildung 23: Entscheidungsbaum des Regression Partitioning für Mittelgebirgsbäche, mit einer Darstellung der signifikanten statistischen Zusammenhänge (Regressionskoeffizient und -gerade) in den Teildatensätzen zwischen dem MMI und der gewässerbegleitenden Vegetation im Oberlauf bzw. entlang des lokalen Gewässerabschnitts.	117
Abbildung 24: Box-Plots zur Veranschaulichung der Rahmenbedingungen für die Teildatensätze des Regression Partitioning für Mittelgebirgsbäche.	118

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: In der wissenschaftlichen Literatur untersuchte Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation und in der Literatur übliche Differenzierung.	11
Tabelle 2: Erfasste Informationen zu den Veröffentlichungen (Reviews und Primärliteratur, die sich mit primären Wirkungen auf Umweltvariablen und/oder der direkten Wirkung auf Organismengruppen befassen).	19
Tabelle 3: Erfasste Informationen zu den Ursache-Wirkungs-Beziehungen (Primärliteratur, die sich mit direkten Wirkungen auf Umweltvariablen und/oder direkten Wirkungen auf Organismengruppen befassen).	20
Tabelle 4: Anzahl der erfassten Ursache-Wirkungs-Beziehungen für die einzelnen Funktionen mit einer aus ökologischen Sicht positiven, neutralen bzw. negativen Wirkung.	21
Tabelle 5: Finale Prädiktoren der Random Forest Modelle und Abkürzungen (GSG= Gewässerstrukturgüte).	107

Abkürzungsverzeichnis

CPOM	grobpartikuläres organisches Material (coarse particulate organic matter)
d. h.	das heißt
EG-WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG)
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (Eintags-, Stein- und Köcherfliegen)
GLM	generalisiertes lineares Modell (generalized linear model)
i. d. R.	in der Regel
i. V. z.	im Vergleich zu
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
MMI	multimetrischer Index
PAR	photosynthetisch aktive Strahlung
PSM	Pflanzenschutzmittel
TN	Gesamt-Stickstoff
TP	Gesamt-Phosphor
z. B.	zum Beispiel

1 Einleitung

1.1 Generelle Bedeutung gewässerbegleitender Vegetation

Fließgewässer und deren Auen sind durch ihre räumliche Nähe zueinander sowie durch Prozesse der natürlichen Wasserstandsdynamik eng miteinander verzahnt und bilden eine funktionale Einheit. Das Fließgewässer-Auen System umfasst verschiedene Ökosysteme, vom rein aquatischen Gewässer, über die semi-aquatische Uferzone, bis hin zu den nur selten überfluteten Randbereichen der Aue, die den Übergang zu den rein terrestrischen Ökosystemen bilden (in Mitteleuropa natürlicherweise i. d. R. Wälder, ELLENBERG, 1996). In diesem Sinne werden die an Fließgewässer angrenzenden Bereiche zunehmend als „Ökoton“ verstanden (ILHARDT et al., 2000; VERRY et al. 2004), d. h. als Übergangsbereich zwischen dem Fließgewässer und den nicht mehr vom Gewässer direkt beeinflussten Wäldern, in dem die Lebensräume der verschiedenen Ökosysteme nebeneinander vorkommen und daher i. d. R. eine besonders hohe Artenvielfalt aufweisen.

In diesem Übergangsbereich erfolgt ein stofflicher und energetischer Austausch zwischen dem aquatischen und terrestrischen Ökosystem, d. h. hier sind sie funktional miteinander verknüpft: Nährstoffe, Schadstoffe und Sediment werden über den Oberflächenabfluss, den Zwischenabfluss und das Grundwasser aus der Aue ins Gewässer und bei Hochwasser vom Gewässer in die Aue eingetragen. Organisches Material wie Falllaub und Totholz gelangt durch Windwurf oder Ufererosion in die Gewässer und wird bei Hochwasser als Getreibsel in der Aue abgelagert. Die Nahrungsnetze der Organismen in den Ökosystemen sind eng verknüpft. Fische ernähren sich von terrestrischen Insekten, der Eisvogel macht Jagd auf Kleinfische und die Wasseramsel auf Wasserinsekten.

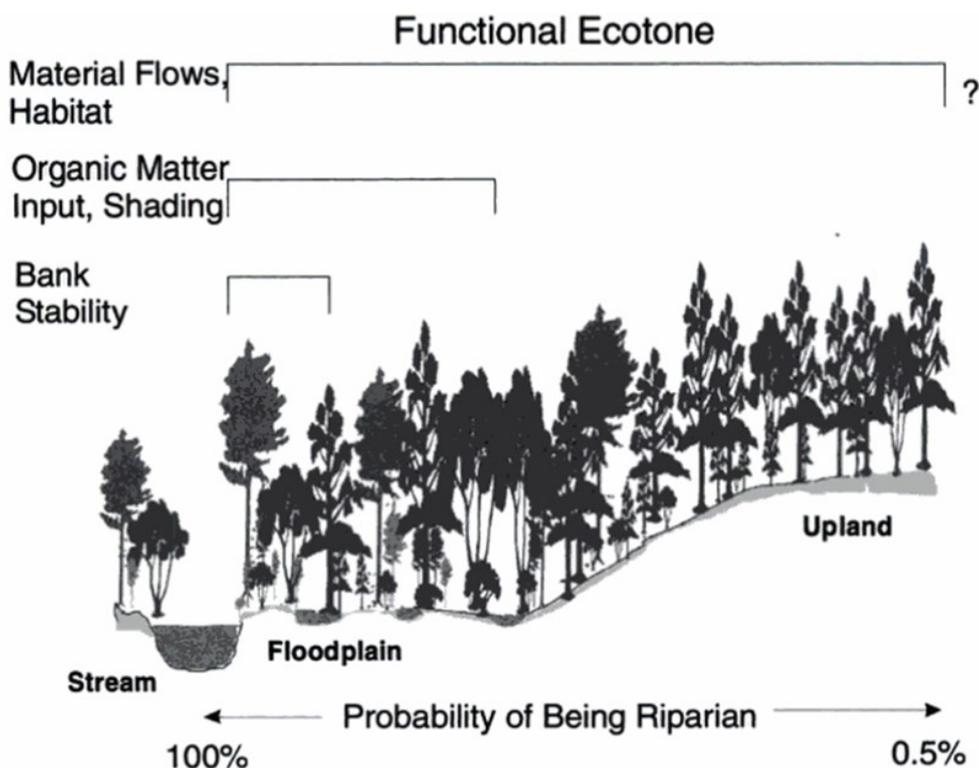


Abbildung 1: Mit der Entfernung vom Gewässer abnehmende Intensität der funktionalen Verknüpfung von Fließgewässer und Aue (aus Ilhardt et al., 2000).

Diese Prozesse und die daraus resultierenden Funktionen laufen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen ab. Während Nährstoffe auch aus den Randbereichen der Aue ins Gewässer eingetragen werden können, ist der Eintrag von Totholz auf die Gehölze direkt am Gewässer beschränkt. Je nachdem welche Funktion betrachtet wird sind damit unterschiedliche Teile des Ökotoons von Bedeutung.

Der Begriff „Gewässerrandstreifen“ bezieht sich i. d. R. auf einen wenige Meter schmalen Streifen entlang der Gewässer und ist damit für einige Funktionen zu eng gefasst. Darüber hinaus ist der Begriff „Gewässerrandstreifen“ im § 38 Wasserhaushaltsgesetz als Rechtsbegriff definiert, der von der in den Studien verwendeten Definition teilweise deutlich abweicht. Daher wird in diesem Bericht der Begriff „gewässerbegleitende Vegetation“ verwendet, der sich immer auf die natürliche Vegetation bezieht. In Anlehnung an die Literatur beziehen sich die Angaben zur Breite der gewässerbegleitenden Vegetation immer auf die Breite je Ufer, d. h. auf ein einzelnes Ufer.

Generell nimmt der stoffliche und energetische Austausch und damit die funktionale Verknüpfung mit der Entfernung vom Gewässer ab (

Abbildung 1). Damit hat das direkte Gewässerumfeld und die dort vorkommende gewässerbegleitende Vegetation eine besonders hohe Bedeutung für die funktionale Verknüpfung von Aue und Gewässer und damit für den ökologischen Zustand der Gewässer.

In unseren mittleren Breiten und temperierten Ökosystemen wären die meisten Fließgewässer natürlicherweise von (Au-)Wäldern gesäumt, d. h. die gewässerbegleitende Vegetation würde ganz überwiegend aus Sträuchern und Bäumen bestehen (ELLENBERG, 1996). Ausnahme hiervon sind Bereiche mit sehr hohem Grundwasserstand wie Gebiete um Biberteiche und Moore sowie Bereiche oberhalb der alpinen Waldgrenze.

1.2 Spezifische Funktionen gewässerbegleitender Vegetation

Die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf Fließgewässer wurde bereits in einer Vielzahl wissenschaftlicher Studien untersucht und diese in einer großen Zahl von Literatur-Reviews zusammengefasst (siehe u.a. BROADMEADOW & NISBET, 2004; SWEENEY & NEWBOLD, 2014). Das direkte Gewässerumfeld wird in diesen Studien oft als „Gewässerrandstreifen“ bzw. „riparian buffer“ und die gewässerbegleitende Vegetation als „Ufergehölze“ oder „Gehölzsaum“ bzw. „vegetated buffer strip“ oder „woody buffer“ bezeichnet. Auf Grundlage dieser Studien lassen sich die ökologischen Funktionen sowie die Auswirkungen von Beeinträchtigungen bis hin zum vollständigen Verlust der natürlichen gewässerbegleitenden Vegetation abschätzen. Die Studien zeigen, dass die naturnahe gewässerbegleitende Vegetation im direkten Gewässerumfeld zu einem gewissen Grad die Funktionen eines natürlichen (Au-) Waldes erfüllen kann. Die wesentlichen aus der Literatur bekannten Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Besonders gut belegt ist der stoffliche Rückhalt, d. h. die Retention von Nährstoffen, Feinsediment und Pflanzenschutzmitteln durch die gewässerbegleitende Vegetation, die ansonsten aus den angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen weitgehend unvermindert ins Gewässer eingetragen werden würden (DORIOZ et al., 2006; REICHENBERGER et al., 2007; LIU et al., 2008; COLLINS et al., 2009; ARORA et al., 2010; ZHANG et al., 2010; WEISSTEINER et al., 2013; VENOHR & FISCHER, 2017; RAMESH et al., 2021). Darüber hinaus belegt eine Vielzahl von Studien, dass die Beschattung durch Ufergehölze die direkte Sonneneinstrahlung verringert, so eine unnatürlich starke Erwärmung der Gewässer verhindert (BARTON et al., 1985; BOWLER et al., 2012; LOICQ et al., 2018; KAIL et al., 2021) und dadurch unter anderem die negativen Auswirkungen der Temperaturerhöhung durch den Klimawandel abmildern kann. Andere Auswirkungen der Beschattung sind

weniger gut untersucht, wie z. B. der Einfluss auf das Wachstum von Algen (Phytobenthos) und Wasserpflanzen (Makrophyten) und damit die Primärproduktion (KIFFNEY et al., 2003; GHERMANDI et al., 2009; HUTCHINS et al., 2010; NEBGEN et al., 2019). Des Weiteren führt eine fehlende Beschattung zum Aufkommen grasig-krautiger Vegetation, die durch das dichte Wurzelwerk zu einer unnatürlichen Befestigung der Ufer führt (COLLIER et al., 2001; PARKYN et al., 2005; MCBRIDE et al., 2010). Dadurch wird die Ausbildung unnatürlich schmaler und tiefer Gewässer gefördert (Tiefenerosion), was wiederum Prozesse behindert, die für die Ausbildung einer natürlichen Gewässerbettform wie z. B. von Mäandern und damit Habitatvielfalt notwendig sind. Die Folge ist ein unnatürlicher Gewässerquerschnitt, eine unnatürliche Lauform und geringe Habitatdiversität. Neben der stofflichen Retention und der Beschattung erfüllt die gewässerbegleitende Vegetation noch drei weitere wichtige Funktionen. Ufergehölze sind Quelle für Totholz und Falllaub, das durch z. B. Ufererosion oder Windwurf ins Gewässer eingetragen wird (OELBERMANN & GORDON, 2000; BENDA et al., 2003; THOMAS et al., 2016; BURTON et al., 2016). Zahlreiche Studien belegen die Bedeutung von Totholz im Gewässer als Lebensraum und Strukturbildner. Über die Ablenkung der Strömung führt Totholz zur Ausbildung zahlreicher Gewässerstrukturen wie Stillwasserbereiche, unterspülte Ufer, Kolke und einer Sortierung der Substrate und damit Substratdiversität (HARMON et al. 1986, MASER & SEDELL, 1994; GURNELL et al., 1995). Falllaub ist wichtige Nahrungsquelle für Wasserinsekten. Die gewässerbegleitende Vegetation ist darüber hinaus Lebensraum für die terrestrischen Stadien der Wasserinsekten wie z. B. der Eintagsfliegen, aber auch für terrestrische Arten wie z. B. Vögel, Fledermäuse und andere Säugetiere (SPACKMAN & HUGHES, 1995; PETERSEN et al., 2004; EHLERT, 2009; LIND et al., 2019). Aufgrund der linienhaften Struktur der Gewässer ist die begleitende Vegetation schließlich auch ein Wander- bzw. Ausbreitungskorridor (BEIER & NOSS, 1998; WINTERBOURN et al., 2007; GILBERT-NORTON et al., 2010; VAN LOOY et al., 2014), der Lebensräume oder Populationen verbindet und so die (Wieder-) Besiedlung nach einem Aussterbeereignis oder neu geschaffener Lebensräume ermöglicht und die Populationen zu stabileren Metapopulationen verbindet.

Tabelle 1: In der wissenschaftlichen Literatur untersuchte Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation und in der Literatur übliche Differenzierung.

Funktion	Differenzierung
Stofflicher Rückhalt	Nährstoffe
	Feinsediment
	Pflanzenschutzmittel
Beschattung	Temperaturregulierung
	Regulierung der Primärproduktion
	Natürliche Uferstabilität
Eintrag organischen Materials	Falllaub-Eintrag (Nahrungsquelle)
	Totholz-Eintrag (Lebensraum und Strukturbildner)
Lebensraumfunktionen	Lebensraum für terrestrische Arten
	Ausbreitungskorridor

1.3 Zielsetzung des Vorhabens

Trotz der großen Anzahl an wissenschaftlichen Studien zu den Funktionen gewässerbegleitender Vegetation und obwohl auch bereits eine Vielzahl an internationalen Literaturstudien zu diesem Thema existiert, werden diese Erkenntnisse in der Wasserwirtschaft und Landschaftsplanung nur teilweise umgesetzt. Ein Grund hierfür ist möglicherweise gerade die Fülle an zum Teil widersprüchlichen Informationen sowie die immer noch recht komplexe Darstellung der Ergebnisse in der internationalen Literatur. Eine zusammenfassende Darstellung der Funktionen gewässerbegleitender Vegetation, ausgerichtet auf die räumlichen Skalen, Fragestellungen und Methoden der Wasserwirtschaft, könnte die zielgerichtete Anwendung des Wissens auch für Nichtexperten erleichtern.

Ein weiterer möglicher Grund ist der Fokus der Literatur auf der Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf Umweltvariablen wie den Feinsedimenteintrag oder die Wassertemperatur und allgemeine sowie funktionale biologische Kenngrößen wie die Artenzahl oder Anteil von Zerkleinerern. Nur wenige Studien haben die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den für die Wasserwirtschaft relevanten ökologischen Zustand gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) untersucht.

Es gibt bisher also noch keine zusammenfassende und allgemein verständliche Darstellung des Wissens und der Wissenslücken, um die Wirkung einzelner Funktionen sowie der Gesamtwirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand von Fließgewässern abzuschätzen. Es fehlt insbesondere eine Abschätzung, welcher Anteil eines Gewässers in welcher Breite und mit welcher räumlichen Konfiguration von naturnaher Vegetation gesäumt sein muss, um die Voraussetzung für die Erreichung des guten ökologischen Zustands für das Gewässer insgesamt zu erfüllen.

Vor diesem Hintergrund verfolgt das hier beschriebene Vorhaben folgende Ziele:

1. Erstellung eines Wirkungsgefüges (konzeptionellen Modells) zwischen gewässerbegleitender Vegetation, abiotischen Umweltvariablen und biologischen Qualitätskomponenten (gewässerbezogene Tiere und Pflanzen) sowie der Lebensgemeinschaften des terrestrischen Umfeldes. Das konzeptionelle Modell wurde auf Grundlage der bisherigen Arbeiten an der Universität Duisburg-Essen in Form eines Flow-Charts angelegt und im Laufe der Literaturrecherche (Punkt 2) ergänzt und modifiziert (Kapitel 2).
2. Systematische Zusammenstellung des Wissens und der Wissenslücken (Literaturstudie) zur Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf abiotische Umweltvariablen der Gewässer (z. B. Nährstoffgehalt, Temperatur, Hydromorphologie) und auf die Lebensgemeinschaften der Gewässer und Auen, anhand einer ausführlichen Auswertung von publizierter und grauer Literatur (Kapitel 3).
3. Abschätzung der generellen Auswirkung von Beeinträchtigungen der gewässerbegleitenden Vegetation, insbesondere in Bezug auf deren Breite, Länge und räumliche Anordnung, auf abiotische Umweltvariablen und Lebensgemeinschaften und letztlich auf die Zielerreichung des guten ökologischen Zustands der Gewässer, differenziert nach biologischen Qualitätskomponenten, auf Grundlage der Literatur (Kapitel 4).
4. Entwicklung eines statistischen Modells zur Abschätzung der Bedeutung und Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand unterschiedlicher Gewässertypen (Mittelgebirgs-Bäche und Tiefland-Bäche) (Kapitel 5.1).
5. Abschätzung des konkreten Potenzials der gewässerbegleitenden Vegetation zur Zielerreichung des guten ökologischen Zustands der Gewässer des Landes Sachsen mit Hilfe des statistischen Modells (auf Grundlage von Landnutzungsdaten, d. h. der derzeitigen Rahmenbedingungen) (Kapitel 5.2).

6. Abschätzung der Rahmenbedingungen, unter denen die Entwicklung der gewässerbegleitenden Vegetation einen besonders großen Effekt auf den ökologischen Zustand erwarten lässt (Priorisierung mit Hilfe des statistischen Modells) (Kapitel 5.3).
7. Aufarbeitung der Ergebnisse für verschiedene Zielgruppen in Form eines Forschungsberichtes, einer allgemeinverständlichen Kurzfassung und von anschaulichen Illustrationen.

Auf Grundlage der Literatur zur Wirkung auf allgemeine und funktionale biologische Kenngrößen ist zu vermuten, dass die Entwicklung und dauerhafte Etablierung einer naturnahen gewässerbegleitenden Vegetation erheblich zur Verbesserung des ökologischen Zustandes / des ökologischen Potenzials der Gewässer beitragen kann (sowohl in der freien Landschaft, als auch im urbanen Raum). Der ökologische Zustand hängt jedoch natürlich nicht nur von der gewässerbegleitenden Vegetation ab, sondern wird von einer Vielzahl unterschiedlicher, sogenannter multipler Stressoren auf unterschiedlichen räumlichen Skalen beeinflusst. Viele Studien haben gezeigt, dass die Landnutzung im Einzugsgebiet - als Proxy für Belastungen auf dieser großräumigen Skala - einen großen Einfluss auf den ökologischen Zustand der Fließgewässer hat; vor allem der Anteil urbaner Flächen (z.B. DAHM et al., 2013; LORENZ & FELD, 2013). Daher muss die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand immer im Kontext der lokal, im Oberlauf und gesamten Einzugsgebiet vorkommenden multiplen Stressoren betrachtet werden.

2 Konzeptionelles Modell

Ein erster Entwurf des konzeptionellen Modells wurde auf Grundlage der bisherigen Arbeiten der Universität Duisburg-Essen zu Ufergehölzen in mehreren iterativen Schritten mit dem Auftraggeber abgestimmt und musste im Laufe der Literaturrecherche nur noch geringfügig angepasst werden. Das konzeptionelle Modell dient der Visualisierung der Wirkungen der gewässerbegleitenden Vegetation auf abiotische Umweltvariablen und die biologischen Qualitätskomponenten der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sowie die Lebensgemeinschaften des terrestrischen Umfeldes (Abbildung 2). Die Visualisierung erfolgt in Form von Ursache-Wirkungs-Beziehungen, aus denen sich die Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation ergeben. In Abbildung 2 sind die Ursachen auf der linken Seite durch Pfade (Striche) mit den Variablen verbunden, auf die sie eine Wirkung haben.

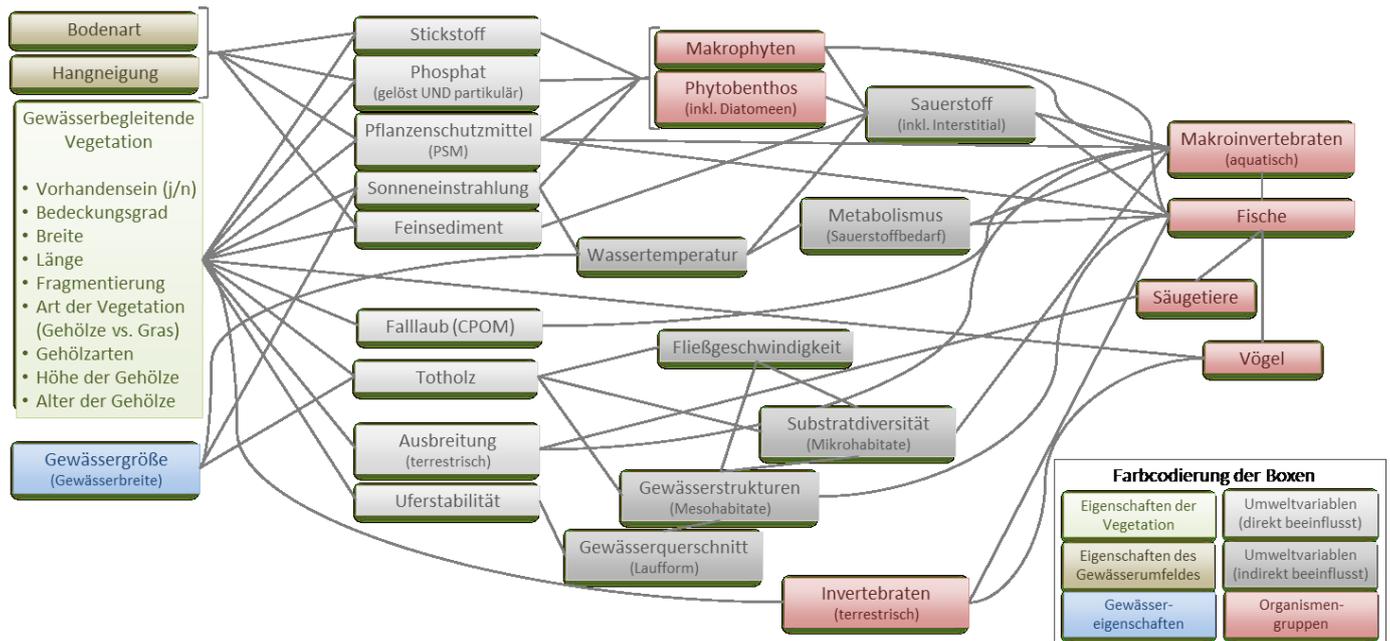


Abbildung 2: Konzeptionelles Modell zur Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf abiotische Umweltvariablen und terrestrische Organismengruppen, die gemäß der Literatur einen substantziellen Einfluss auf die biologischen Qualitätskomponenten der WRRL haben.

Am Beginn der Ursache-Wirkungs-Beziehungen steht die gewässerbegleitende Vegetation. Deren Ausprägung wird in der Literatur sehr unterschiedlich detailliert beschrieben und die Studien reichen von einem reinen Vergleich von Gewässerabschnitten mit und ohne Ufergehölz bis hin zur Untersuchung der Auswirkung des Bedeckungsgrades unterschiedlicher Vegetationstypen in Randstreifen unterschiedlicher Breite. Neben der Ausprägung der gewässerbegleitenden Vegetation wird deren Wirkung in manchen Studien auch in Abhängigkeit weiterer Faktoren untersucht, wie z. B. die Auswirkung der Bodenart und Hangneigung des Gewässerumfeldes auf die stoffliche Retention oder die Abhängigkeit der Temperaturregulierung von der Gewässergröße. Daher sind auch diese Eigenschaften des Gewässers und des Gewässerumfeldes im konzeptionellen Modell aufgeführt.

Einige Umweltvariablen werden direkt von der gewässerbegleitenden Vegetation beeinflusst und diese Ursache-Wirkungs-Beziehungen werden im Folgenden als direkte Wirkungen bezeichnet. Diese Veränderungen haben wiederum Auswirkungen auf andere, damit von der gewässerbegleitenden Vegetation indirekt beeinflussten Umweltvariablen. Diese Ursache-Wirkungs-Beziehungen werden im Folgenden als indirekte Wirkungen bezeichnet. Die gewässerbegleitende Vegetation sowie die direkten und indirekten Wirkungen auf die Umweltvariablen haben wiederum Auswirkungen auf verschiedene Organismengruppen. So ist beispielsweise die gewässerbegleitende Vegetation Lebensraum für Vögel, das eingetragene Falllaub (direkt beeinflusste Umweltvariable) ist Nahrungsgrundlage für aquatische Makroinvertebraten und die Beschattung und Verringerung der Sonneneinstrahlung reguliert die Wassertemperatur, erhöht damit die Sauerstoffkonzentration (indirekt beeinflusste Umweltvariable), was sich wiederum positiv auf die aquatischen Makroinvertebraten und Fische auswirkt. Darüber hinaus gibt es auch Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen den Organismengruppen. So sind beispielsweise Wasserpflanzen (Makrophyten) Lebensraum für einige aquatische Makroinvertebraten und Fische.

Nach Abschluss der Recherche und Erfassung der Literatur wurden die in den Studien aufgeführten empirischen Belege für die im konzeptionellen Modell angenommenen Ursache-Wirkungs-Beziehungen zusammengestellt und soweit notwendig um weitere Ursache-Wirkungs-Beziehungen ergänzt. Jedoch gibt es nur wenige Studien, welche die gesamte Wirkungskette von der gewässerbegleitenden Vegetation über die direkten Wirkungen auf die indirekt beeinflussten Umweltvariablen bis hin zu den Organismengruppen betrachtet haben (z. B. Wirkung des Nährstoffrückhalts auf die Primärproduktion, den Sauerstoffgehalt und damit das Makrozoobenthos). Vielmehr werden in der Literatur i. d. R. entweder (i) nur die direkt von der gewässerbegleitenden Vegetation beeinflussten Umweltvariablen erfasst und die damit verbundenen Funktionen untersucht, wie z. B. der Nährstoffrückhalt oder (ii) es wird die direkte Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Organismengruppen untersucht, ohne die kausale Wirkungskette über die Umweltvariablen zu berücksichtigen (Betrachtung des Wirkungsgefüges des konzeptionellen Modells als "Black-Box").

Viele der nur indirekt von der gewässerbegleitenden Vegetation beeinflussten Umweltvariablen und Ursache-Wirkungs-Beziehungen werden in anderen Forschungsfeldern untersucht. Umfassende Literaturstudien zu all diesen Forschungsfeldern waren jedoch im Rahmen des vorliegenden Vorhabens nicht durchführbar und erschienen auch nicht zielführend. Diese indirekten Wirkungen und deren Bedeutung für die Besiedlung von Fließgewässern wurden daher über Lehrbücher und zielgerichtete Literaturrecherchen belegt.

3 Literaturstudie

3.1 Literaturrecherche

3.1.1 Literaturquellen

Im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte war die Universität Duisburg-Essen bereits an mehreren Literaturrecherchen zu verschiedenen Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation beteiligt.

- EU-Projekt WISER ("Water Bodies in Europe - integrative systems to assess ecological status and recovery", [Webseite EU-Projekt WISER](#))
- Literaturrecherche zum Einfluss von Renaturierungsmaßnahmen mit Schwerpunkt auf die gewässerbegleitende Vegetation, Habitatverbesserung auf der Sohle und Wiederherstellung des Längskontinuums auf Umweltbedingungen und Biokomponenten in Fließgewässern (siehe FELD et al. 2011).
- EU-Projekt MARS ("Managing Aquatic ecosystems and water resources under multiple stress, [Webseite EU-Projekt MARS](#))
- Literaturrecherche zum Einfluss von Renaturierungen der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Umweltbedingungen und Biokomponenten in Fließgewässern und Untersuchung der Rolle der räumlichen Betrachtungsebene von Maßnahmen (FELD et al. 2018).
- Biodiversa Projekt OSCAR ([Informationen zu Projekt OSCAR in freshwaterplatform](#))
- Literaturrecherche im Rahmen einer Meta-Analyse zur stofflichen Retention (Nährstoffe, Feinsediment, Pestizide, siehe GERICKE et al. 2020).
- Literaturrecherche im Rahmen einer Untersuchung zur Wirkung von Ufergehölzen auf die Wassertemperatur (KAIL et al. 2020).
- Literaturrecherche im Rahmen einer laufenden Promotionsarbeit zur Wirkung von Gewässerrandstreifen als Ausbreitungskorridor für Wasserinsekten mit flugfähigen terrestrischen Lebensstadien (merolimnische Makroinvertebraten, A. PEREDO).
- Literaturrecherche im Rahmen einer laufenden Promotionsarbeit zur Wirkung von Ufergehölzen auf aquatische Makroinvertebraten (M. PALT).

Sofern diese Literaturquellen noch nicht vorlagen, wurden die PDF-Dateien bei den ehemaligen Projektpartnern angefragt und zusammengestellt. Die oben aufgeführten Literaturrecherchen wurden um zwei weitere ergänzt. Zum einen wurde die Literaturrecherche zur Funktion von Gewässerrandstreifen als Ausbreitungskorridor für Wasserinsekten von A. Peredos auf weitere Organismengruppen ausgeweitet. Für die aktuelle Recherche wurde der Schwerpunkt auf internationale und begutachtete Fachaufsätze gelegt, die über die Datenbanken des Web of Science sowie über Scopus erfasst wurden. Folgende Suchbegriffe und Kombinationen wurden verwendet: "riparian AND corridor AND stream OR river", "riparian AND corridor AND stream OR river AND function", "riparian AND corridor AND stream OR river AND migration", "riparian AND corridor AND function", "stream OR river AND corridor", "stream OR river AND corridor AND function". Zum anderen

wurde deutschsprachige graue Literatur recherchiert, mit einem Fokus auf deutschsprachigen Fachaufsätzen, Abschlussarbeiten und Projektberichten. Für die Recherche der nicht vollständig durch das Web of Science und Scopus erfassten deutschsprachigen Fachliteratur sowie der grauen Literatur wurden folgende Quellen genutzt:

- Literaturrecherche über Google (Suchwörter: Ufergehölze, Ufervegetation, Fließgewässer, Fluss, Bach, Retention, Ausbreitung, Korridor, Pufferstreifen)
- Recherche deutschsprachiger Zeitschriften wie Korrespondenz Wasserwirtschaft, Wasserwirtschaft, Natur und Landschaft
- Persönliche Anfrage bei deutschsprachigen Wissenschaftler*innen (inkl. Österreich), die sich mit der Thematik beschäftigen oder hierzu in der Vergangenheit publiziert haben
- Persönliche Anfrage bei 19 Mitgliedern des LAWA-Expertenkreises zur Fließgewässerbewertung
- Anfrage beim LAWA-Expertenkreis Hydromorphologie

Es wurden insgesamt 51 graue Literaturzitate zusammengestellt. Bei der grauen Literatur handelt es sich ganz überwiegend um Dokumente von Landesbehörden über die Bedeutung und Entwicklung der gewässerbegleitenden Vegetation und nur in wenigen Fällen um empirische Studien. Die graue Literatur konnte daher nur bedingt herangezogen werden, um die verschiedenen Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation zu belegen und quantifizieren. Die empirischen Belege aus den begutachteten Primärstudien und Reviews der Fachzeitschriften waren jedoch mehr als ausreichend, um den Stand des Wissens umfassend darzustellen.

Die so zusammengestellten 510 Veröffentlichungen zu den direkten Wirkungen der gewässerbegleitenden Vegetation auf Umweltvariablen oder Organismengruppen wurden in einem ersten Schritt kursorisch geprüft: Auf Grundlage des Titels, des Abstracts und der Angaben im Ergebnisteil und der Diskussion wurde entschieden, ob die Veröffentlichungen für die vorliegende Literaturstudie relevant sind. Neben dieser inhaltlichen Prüfung wurde die Literaturstudie auch geografisch eingeschränkt und alle Studien aus den Tropen und aus dem Hochgebirge ausgeschlossen. Darüber hinaus wurden wie oben bereits erwähnt auch ergänzende zielgerichtete Literaturrecherchen zu den indirekten Wirkungen auf andere Umweltvariablen sowie der Umweltvariablen auf die Organismengruppen durchgeführt. Dabei wurde zwischen folgenden Arten von Veröffentlichungen unterschieden:

- Reviews zu den direkten Wirkungen (n = 56): Es gibt bereits eine größere Zahl an Literaturstudien zu den unterschiedlichen Funktionen gewässerbegleitender Vegetation, insbesondere zur stofflichen Retention. Soweit Reviews für eine Funktion vorliegen, erscheint es zielführender die Ergebnisse verschiedener Literaturstudien zu nutzen, zu vergleichen, qualitativ auszuwerten und zusammenzufassen, als die zugrundeliegende Primärliteratur nochmals auszuwerten.
- Primärliteratur zu den direkten Wirkungen auf Umweltvariablen und zur direkten Wirkung auf Organismengruppen (n = 266): Hierzu zählen alle Primärstudien, die einer der oben genannten Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation oder die direkte Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Organismengruppen untersucht haben. Dabei wurde unterschieden zwischen Studien, die quantitative Aussagen zu Ursache-Wirkungs-Beziehungen machen (n = 204) und Studien, aus denen sich zwar keine eindeutigen Aussagen zu Effektrichtung oder -größe ableiten lassen (z. B. weil Angaben zu einem Kontrollabschnitt ohne Gehölze fehlen, konzeptionelle Studien), die aber trotzdem zum Verständnis der Ursache-Wirkungs-Beziehung beitragen (n = 62).

- Literatur zu den indirekten Wirkungen auf Umweltvariablen und deren Bedeutung für Organismengruppen (n = 259): Dabei handelt es sich um Veröffentlichungen, die im Rahmen der ergänzenden, zielgerichteten Literaturrecherchen zu den indirekten Wirkungen auf andere Umweltvariablen sowie zu der Bedeutung der Umweltvariablen für die Organismengruppen identifiziert wurden.
- Weitere Literatur mit Bezug zur gewässerbegleitenden Vegetation (n = 98): Diese Veröffentlichungen beschäftigen sich im weiteren Sinne mit gewässerbegleitender Vegetation und wurden daher bei der Literatursuche identifiziert, machen jedoch keine spezifischen Aussagen zu den oben genannten Funktionen (z. B. Studien zur Veränderung der Besiedlung von Gehölzstreifen entlang von Gewässern durch den Klimawandel). Des Weiteren handelt es sich um Veröffentlichungen, die sich mit den Umweltvariablen wie z. B. der Wassertemperatur beschäftigen, für das Verständnis der Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Umweltvariablen hilfreich sind und daher auch teilweise im Bericht zitiert werden.
- Literatur zum Gewässermanagement (n = 19): Veröffentlichungen z. B. in Form von Broschüren, die keine empirischen Belege für die Funktionen liefern, jedoch Anregungen für die Entwicklung gewässerbegleitender Vegetation geben können.

Insgesamt beruht die Literaturstudie also auf 679 wissenschaftlichen Veröffentlichungen. Die umfassende Beschreibung zum Stand des Wissens zu den Funktionen und direkten Wirkungen auf Umweltvariablen in Kapitel 3.2 beruht auf der unter Punkt 1 und 2 genannten systematisch zusammengestellten Literatur (Reviews und Primärliteratur), die daher auch in einer Literaturdatenbank erfasst wurde. Darüber hinaus wurde die Bedeutung der Umweltvariablen für die Organismengruppen in Kapitel 3.2 auf Grundlage der unter Punkt 3 genannten Literatur beschrieben, diese ist jedoch nicht in der Datenbank erfasst. Insgesamt werden im Bericht 363 der 679 Veröffentlichungen zitiert.

3.1.2 Literaturdatenbank

Für die Reviews und Primärliteratur zu den direkten Wirkungen auf Umweltvariablen und auf Organismengruppen wurden die in Tabelle 2 aufgeführten Informationen in einer Excel-Tabelle erfasst. Die Angaben zum Literaturzitat und den untersuchten Funktionen wurden für Reviews und Primärliteratur aufgenommen. Die Informationen zum konkret untersuchten Gewässer, wie Angaben zu den Gewässereigenschaften und den Eigenschaften der gewässerbegleitenden Vegetation, den untersuchten abiotischen Umweltvariablen und Organismengruppen wurden nur für die Primärliteratur aufgenommen, da sich diese für Reviews nicht sinnvoll erfassen lassen.

Da einzelne Studien oft mehrere Ursache-Wirkungs-Beziehungen untersuchen, wurden die Informationen dazu in einer zweiten Tabelle erfasst. Daher kann je nach Anzahl der untersuchten Ursache-Wirkungs-Beziehungen eine Studie mehrfach in dieser zweiten Tabelle vorkommen. So wird beispielsweise häufig in einer Studie die stoffliche Retention für mehrere Nährstoffe und Formen untersucht (z. B. Nitrat, Phosphat, Gesamtstickstoff, Gesamtphosphor) und muss daher auch in gesonderten Datensätzen erfasst werden. Für jeden Datensatz wurden die Ursache, die Wirkung sowie die notwendigen Angaben zur Berechnung einer Effektgröße aufgenommen (

Tabelle 3).

Insgesamt wurden 476 Ursache-Wirkungs-Beziehungen aus den 204 quantitativen Primärstudien extrahiert. Die Übersicht in Tabelle 4 macht deutlich, dass in den hier erfassten Primärstudien vor allem der stoffliche Rückhalt, der Einfluss der Beschattung auf die Wassertemperatur und die Wirkung auf das Makrozoobenthos

und die Fische untersucht wurde. Des Weiteren macht schon dieser erste Überblick deutlich, dass die gewässerbegleitende Vegetation ganz überwiegend einen aus ökologischer Sicht positiven Einfluss hat.

Tabelle 2: Erfasste Informationen zu den Veröffentlichungen (Reviews und Primärliteratur, die sich mit primären Wirkungen auf Umweltvariablen und/oder der direkten Wirkung auf Organismengruppen befassen).

	Feldname	Erfasste Information
Literaturzitat	LitID	Fortlaufende Nummer zur eindeutigen Identifikation der Veröffentlichung
	AutorIn	Name des Erstautors, der Erstautorin
	Jahr	Jahr der Veröffentlichung
	Zitat	Literaturzitat (Format des Journal of Applied Ecology)
	Publikationstyp	Peer-reviewed, graue Literatur, Buchkapitel
	PDF	PDF vorhanden ja/nein
	DOI_Link	DOI Nummer (Link) der Veröffentlichung
	Studien_Typ	Art der Studie wie Korrelationsstudie, Experimente, Renaturierung, Modellierung, Reviews, Meta-Analysen, Essays
Untersuchte Größen & Untersuchungsergebnisse	Funktion	Thematische Zuordnung zu einer oder mehreren Funktionen, je eine Spalte pro Funktion (0/1 kodiert)
	UmweltvariablenDirekt	Auflistung der direkt von der gewässerbegleitenden Vegetation beeinflussten Umweltvariablen, die in der Studie untersucht wurden.
	UmweltvariablenIndirekt	Auflistung der indirekt von der gewässerbegleitenden Vegetation beeinflussten Umweltvariablen, die in der Studie untersucht wurden.
	Organismengruppen	Auflistung der untersuchten biologischen Organismengruppen
	Untersuchungsergebnisse	Knappe Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse der Studie. Oft aus dem Abstract entnommene Zitate (dann als solche kenntlich gemacht).
Gewässer-eigenschaften	LaenderAbkuerzung	UN Ortscode (z. B. DE, US)
	Gewaessername	Bezeichnung des Gewässers in der Veröffentlichung
	Oekoregion	Beschreibung der Ökoregion in der Veröffentlichung
	Klimatische_Region	Beschreibung der klimatischen Region in der Veröffentlichung
	Klima_Zone	Klimaregion nach Köppen (A bis E)
	Groessen_Klassifizierung	Aus Angaben zu Gewässerbreite, Strahler-Ordnung oder Einzugsgebietsgröße in der Veröffentlichung abgeleitete Gewässergröße (Quelllauf, klein / Bach, mittelgroß / Fluss, groß / großer Fluss)
	Hoehen_Klassifizierung	Klassifizierung der Höhe m.ü.M. in Tiefland (<200 m), Hügelland (200 - 500 m), Mittelgebirge (500 - 800 m), Hochgebirge (>800 m)
	Geogr_Breite	Geographische Breite und Länge des bzw. eines

	Feldname	Erfasste Information
	Geogr_Laenge	Untersuchungsgewässers in Dezimalgrad (Koordinatensystem WGS84)
Eigen schaften der gewässer- begleitenden Vegetation	GBV_Bedeckungsgrad bis GBV_GrasKrautVeg	Angaben aus der Veröffentlichung (wenn vorhanden) zu Umfang, Größe, Art, Alter und Fragmentierung der gewässerbegleitenden Vegetation, sowie Hangneigung des Geländes, Lage in einem bewaldeten Gebiet und Vorkommen von grasig-krautiger Vegetation (in je einer Spalte)
Weitere Informa- tionen	Kommentar	Weitere Anmerkungen und Kommentare zur Veröffentlichung
	Erfassungsstand	Gibt an, ob Informationen zu mindestens einer Ursache-Wirkungs-Beziehung in der zweiten Tabelle erfasst werden konnten (UW = Ursache-Wirkung erfasst, Review = es handelt sich um ein Review, Stammdaten = keine Ursache-Wirkung sondern nur Stammdaten erfasst)

Tabelle 3: Erfasste Informationen zu den Ursache-Wirkungs-Beziehungen (Primärliteratur, die sich mit direkten Wirkungen auf Umweltvariablen und/oder direkten Wirkungen auf Organismengruppen befassen).

Feldname	Erfasste Information
UWID	Eineindeutige ID der erfassten Ursache-Wirkungs-Beziehung; fortlaufende Nummer
LitID	Eindeutige ID der erfassten Veröffentlichungen; fortlaufende Nummer. Entspricht dem Eintrag in der gleichnamigen Spalte "LitID" im ersten Tabellenblatt.
Ursache	Name der untersuchten Ursache, entsprechend der Bezeichnung im konzeptionellen Modell.
UVariable	Bezeichnung der Variable / Größe, über welche die Ursache erfasst wurde (z. B. "Bedeckungsgrad" als Variable zur Beschreibung der Ursache "Gewässerbegleitende Vegetation")
Wirkung	Name der untersuchten Wirkung, entsprechend der Bezeichnung im konzeptionellen Modell
WVariable	Bezeichnung der Variable / Größe, über welche die Wirkung erfasst wurde (z. B. %EPT als Variable zur Beschreibung der Wirkung auf das Makrozoobenthos)
EffektRichtung	Einstufung des Effekts als negativ (Zunahme der Ursachen-Variable führt zu einer Abnahme der Wirkungs-Variable), positiv (Zunahme der Ursachen-Variable führt zu einer Zunahme der Wirkungs-Variable) oder indifferent (Neutral)
EffektBedeutung	Einstufung der ökologischen Bedeutung des Effekts, als positive, negative oder neutrale Wirkung auf die biologische Response. Das heißt, eine negative Effekt-Richtung kann durchaus einen positiven ökologischen Effekt haben (z. B. wird eine Abnahme der Wassertemperatur durch das Vorhandensein von Gehölzen = negative Effekt-Richtung, als positiver ökologischer Effekt gewertet).
Kommentar	Anmerkungen zur Ursache-Wirkungs-Beziehung

Tabelle 4: Anzahl der erfassten Ursache-Wirkungs-Beziehungen für die einzelnen Funktionen mit einer aus ökologischen Sicht positiven, neutralen bzw. negativen Wirkung.

Funktion	Wirkung positiv	Wirkung neutral	Wirkung negativ
Stofflicher Rückhalt Stickstoff	57	7	1
Stofflicher Rückhalt Phosphor	40	5	0
Stofflicher Rückhalt Pflanzenschutzmittel	20	6	0
Stofflicher Rückhalt Feinsediment	34	4	1
Beschattung Temperaturregulierung	36	8	0
Beschattung Regulierung der Primärproduktion	5	1	0
Beschattung natürliche Uferstabilität (Gewässerbreite, -strukturen)	8	0	0
Eintrag Falllaub	6	2	0
Eintrag Totholz	7	0	1
Lebensraum für terrestrische Arten	36	6	1
Lebensraum zur Ausbreitung	2	0	0
Makrozoobenthos	38	11	4
Fische	16	5	4
Makrophyten / Phytobenthos (inklusive Diatomeen)	11	1	2

3.2 Literaturlauswertung zu den Funktionen gewässerbegleitender Vegetation

3.2.1 Nährstoffrückhalt

Literaturquellen

Der Nährstoffrückhalt ist zusammen mit dem Sedimentrückhalt die am besten untersuchte Funktion der gewässerbegleitenden Vegetation und entsprechend groß ist die Zahl der Primärstudien. Darüber hinaus gibt es bereits eine Vielzahl von Reviews, die diese Primärstudien unter unterschiedlichen Gesichtspunkten und mit unterschiedlichen Schwerpunkten ausgewertet und zusammengefasst haben. Anstatt der Liste der vorhandenen Reviews eine weitere hinzuzufügen, wird im Rahmen des F+E Vorhabens im Folgenden der Stand des Wissens auf Grundlage der bereits umfangreichen Auswertungen der Primärliteratur aus 39 Reviews dargestellt. Darüber hinaus wurde die aktuelle Literatur zur generellen Bedeutung von Nährstoffen für die Besiedlung von Fließgewässern gesichtet.

Bedeutung von Nährstoffen für die Besiedlung von Fließgewässern

Nährstoffverbindungen: Die wichtigsten Nährstoffe in Fließgewässern sind Stickstoff (N) und Phosphor (P). Stickstoff kommt überwiegend in Form von Nitrat (NO_3^-) und nur in geringen Mengen in Form von Ammonium (NH_4^+) vor, das sich zum Teil in das fischtoxische Ammoniak (NH_3) umwandelt. Hohe Ammonium- und damit Ammoniak-Konzentrationen sind i. d. R. durch Abwässer verursacht und Ammonium wird natürlicherweise durch Mikroorganismen über Nitrit zu Nitrat oxidiert (Nitrifikation), das auch in höheren Konzentrationen nicht direkt schädlich für Wasserorganismen ist. Phosphor kommt in Form des direkt pflanzenverfügbaren gelösten Orthophosphats (PO_4^{3-}) und des z. B. an Feinsediment partikulär gebundenen Phosphor vor. Natürlicherweise sind die Phosphor-Konzentrationen in Fließgewässern gering und der am stärksten limi-

tierende Faktor für das Pflanzenwachstum. Je nach Gewässertyp werden Ammonium-Stickstoff Konzentrationen von 20-40 µg/l NH₄-N und Orthophosphat-Phosphor Konzentrationen von 10-20 µg/l o-PO₄-P noch als natürliche Hintergrundwerte für den sehr guten ökologischen Zustand angesehen, ab Werten von 100-300 µg/l NH₄-N bzw. 70-200 µg/l o-PO₄-P ist das Erreichen des guten ökologischen Zustands gefährdet (LAWA, 2007).

Gewässerflora als Primärproduzent: Die Gewässerflora in kleineren und mittelgroßen Fließgewässern besteht im Wesentlichen aus Makrophyten (höhere Wasserpflanzen, Moose, Armleuchteralgen) und dem Phytobenthos (an die Gewässersohle angeheftet wachsende Algen). Beide zusammen sind Primärproduzenten, die über Photosynthese organische Substanz produzieren, die wiederum Nahrung und Lebensraum sind für Fische und Makroinvertebraten (mit dem bloßen Auge erkennbare wirbellose Tiere wie Schnecken, Muscheln, Krebstiere und Insekten) (siehe konzeptionelles Modell

Abbildung 1). Die Primärproduktion durch die Gewässerflora hängt wesentlich von der Verfügbarkeit von Nährstoffen ab, insbesondere von Stickstoff und Phosphor.

Auswirkung erhöhter Nährstoffkonzentrationen auf die Gewässerflora: Erhöhte Nährstoffkonzentrationen führen zu einer Erhöhung der Primärproduktion, die auch als Eutrophierung bezeichnet wird. Dies führt durch die größere Pflanzen-Biomasse zu einer zunehmenden Konkurrenz um Licht. Die Artzusammensetzung der Gewässerflora verschiebt sich hin zu konkurrenzstarken Arten mit hohem Nährstoffbedarf, die entweder schnell und hoch wachsen um ausreichend Licht zu erhalten oder einen geringen Lichtbedarf haben (BAATTRUP-PEDERSON et al., 2015, 2016). In Fließgewässern mit geringem Gefälle bzw. geringer Fließgeschwindigkeit besiedeln mit weiter zunehmender Nährstoffkonzentration epiphytische Algen die unter Wasser befindlichen Teile der Makrophyten, wodurch diese beschattet werden und die Photosynthese behindert wird. Dies beeinträchtigt vor allem die vollständig unter Wasser befindlichen submersen Makrophyten, die dann durch die zumindest teilweise aus dem Wasser ragenden emersen Makrophyten verdrängt werden (HILTON et al., 2006; O`HARE et al., 2018). In sehr langsam fließenden oder gestauten Bereichen kann es analog zu Seen bei sehr hohen Nährstoffkonzentrationen zu Massenvorkommen von Phytoplankton (im Freiwasser schwebende kleinzellige Algen) und damit zu einer starken Trübung kommen, wodurch der Lichteinfall behindert und die Makrophyten verdrängt werden (O`HARE et al., 2018).

Auswirkung erhöhter Nährstoffkonzentrationen auf die Makroinvertebraten: Als Folge der Eutrophierung verändert sich auch die Artzusammensetzung insbesondere der Makroinvertebraten. Eine moderate Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen erhöht die Primärproduktion (=Nahrung), wichtige Prozesse wie den Laubbau (WOODWARD et al., 2012) und führt dadurch zu einer höheren Abundanz an Makroinvertebraten (MATTHAEI et al., 2010; PIGGOTT et al., 2012, 2015), auch von sensitiven Arten wie Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (PIGGOTT et al., 2012, 2015). Diese hohen Abundanzen entsprechen jedoch nicht den natürlichen gewässertypspezifischen Verhältnissen. Bei weiter zunehmender Nährstoffkonzentration ändert sich die Artzusammensetzung des Makrozoobenthos hin zu Arten, die sich von dem dann vermehrt vorkommenden Algen-Aufwuchs und abgestorbenen Pflanzenteilen ernähren (Weidegänger, Filtrierer). Die sensitiven Arten der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen und die Gesamtartenzahl gehen hingegen zurück (LANGE et al., 2014). Dies gilt insbesondere für Mittelgebirgs- aber auch für Tieflandgewässer (HERING et al., 2006; JOHNSON & HERING, 2009).

Als Grund hierfür wird die aus der hohen Primärproduktion resultierende sogenannte sekundäre saprobielle Belastung angesehen (SUNDERMANN, 2013; GIESWEIN et al., 2017): Da die Pflanzen zwar tagsüber Photosynthese betreiben und netto Sauerstoff produzieren, nachts aber Sauerstoff verbrauchen, kommt es zu starken Schwankungen der Sauerstoffkonzentration im Tagesverlauf (KAENEL et al., 2000; DESMET et al., 2011). Zusätzlich wird beim Abbau der abgestorbenen Pflanzenteile durch Mikroorganismen Sauerstoff verbraucht und die Sauerstoffkonzentrationen sinken, ähnlich wie bei der organischen Belastung durch Abwässer. In stark eutrophierten langsam fließenden oder saprobiell vorbelasteten Gewässern kann es durch diese Sauerstoffzehrung beim Abbau der Pflanzenbiomasse und den erhöhten Sauerstoffbedarf bei Nacht sogar zu Sauerstoffmangel kommen (Sabater et al., 2000; NIJBOER & VERDONSCHOT, 2004).

Eintragspfade von Nährstoffen ins Gewässer

Nachdem der Eintrag aus Punktquellen wie Abwassereinleitungen durch den (Aus-) Bau von Kläranlagen in den letzten Jahrzehnten stark verringert wurde, hat sich der relative Anteil der Nährstoffe aus diffusen Quellen in unseren Gewässern entsprechend erhöht. Insbesondere die Stickstoffverbindungen stammen ganz überwiegend aus landwirtschaftlichen Quellen, aber auch aus kommunalen Kläranlagen, Kraftwerken, dem Verkehr und Industriebetrieben (UBA, 2020). Diese Nährstoffe gelangen überwiegend über den Oberflächenabfluss, den Zwischenabfluss und das Grundwasser ins Gewässer. Als Oberflächenabfluss bezeichnet man das auf der Bodenoberfläche abfließende Niederschlagswasser. Im Oberflächenabfluss wird Stickstoff als in Wasser gelöstes Nitrat bzw. Ammonium transportiert und Phosphor überwiegend als an Bodenpartikel gebundener partikulärer Phosphor; ein kleiner Teil auch als in Wasser gelöster Phosphor (überwiegend Phosphat). Als Zwischenabfluss bezeichnet man Niederschlagswasser, das zwar im (Acker-) Boden versickert, aber nicht das Grundwasser erreicht, sondern nahe der Bodenoberfläche dem Gewässer mit den darin gelösten Nährstoffen zufließt. Über das Grundwasser erreicht das versickerte Niederschlagswasser und die darin gelösten Nährstoffe das Fließgewässer ohne die gewässerbegleitende Vegetation und deren Wurzelzone zu durchfließen.

Nährstoffrückhalt durch die gewässerbegleitende Vegetation

Oberflächenabfluss: Der Oberflächenabfluss hat eine sehr viel größere Fließgeschwindigkeit als der Zwischenabfluss, durchfließt die gewässerbegleitende Vegetation schneller und hat eine geringere Verweilzeit, während der die Nährstoffe aufgenommen und umgesetzt werden können (HOFFMANN et al., 2009). Darüber hinaus erfolgt der eigentliche Abbau und die Aufnahme der Nährstoffe durch die Pflanzen überwiegend im Boden (siehe Abschnitt zum Zwischenabfluss). Insbesondere der Stickstoff-Rückhalt ist im Zwischenabfluss höher als im Oberflächenabfluss (MAYER et al., 2007). Daher erhöht sich der Nährstoffrückhalt potenziell mit dem Anteil des Oberflächenabflusses, der das Gewässer nicht direkt erreicht, sondern im Boden im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation versickert und dem Gewässer als Zwischenabfluss zufließt. Dies hängt wesentlich von der Rauigkeit des Bodens ab. Je höher die Rauigkeit, desto stärker wird die Fließgeschwindigkeit verringert, was zu einer vermehrten Infiltration des Oberflächenabflusses und des darin gelösten Nitrats und Phosphats in den Boden führt. Die Rauigkeit und die durch den verringerten Abfluss geringere Transportkapazität führt darüber hinaus zur Sedimentation des an Bodenpartikel gebundenen Phosphors (DORIOZ et al., 2006; COLLINS et al., 2009, STUTTER et al., 2019). Die sedimentierten Bodenpartikel werden schließlich von der Vegetation überwachsen und damit Teil des durchwurzelteten Oberbodens (DOSKEY et al., 2010).

Der größte Teil der Bodenpartikel sedimentiert direkt am Übergang des Ackers zur gewässerbegleitenden Vegetation (MUSCUTT et al., 1993) bzw. auf den ersten Metern (POLYAKOV et al., 2005), woraus man schlussfolgern könnte, dass zum Rückhalt des überwiegend partikulär gebundenen Phosphors bereits ein schmales Band gewässerbegleitender Vegetation ausreicht. Jedoch werden nur die gröberen Partikel (z. B. Sand, Schluff) am Beginn und die kleineren Bodenpartikel (Ton) erst im weiteren Verlauf abgelagert (DOSSKEY, 2001; DORIOZ et al., 2006). Gerade an die Tonpartikel sind besonders labile, leicht pflanzenverfügbare Phosphor-Verbindungen gebunden (DODD & SHARPLEY, 2015). Daraus folgt, dass ein schmales Band gewässerbegleitender Vegetation zwar den größten Teil der Bodenpartikel, jedoch nicht die besonders relevanten kleinen Tonpartikel zurückhält (DORIOZ et al., 2006).

Zwischenabfluss: Die im versickerten Wasser gelösten Nährstoffe fließen dem Gewässer als Zwischenabfluss zu, werden aber zum Teil durch die Wurzeln der gewässerbegleitenden Vegetation aufgenommen und erst einmal zwischengespeichert (COLLINS et al., 2009; DOSSKEY et al., 2010). Die Nährstoffaufnahme ist in jungen Vegetationsbeständen besonders hoch und nimmt mit zunehmendem Alter ab (PARKYN, 2004; ROBERTS et al., 2012). Darüber hinaus wird das Nitrat in wassergesättigten Böden (anaerobe Bedingungen) durch Mikroorganismen über Nitrit in Ammonium umgewandelt, dann weiter verstoffwechselt, entweicht als Stickstoff-Gas in die Atmosphäre (Denitrifikation) und ist damit dem System endgültig entzogen (COLLINS et al., 2009). Die höchste Denitrifikationsleistung wird nicht etwa in vollständig wassergesättigten Böden, sondern beim zeitlichen oder räumlichen Wechsel von aeroben und anaeroben Bedingungen erreicht (FENNESSEY & CRONK, 1997). Des Weiteren wird die Denitrifikationsleistung der Mikroorganismen durch eine hohe Durchwurzelungsdichte und organisches Material gefördert und ist daher im Oberboden und organischen Böden besonders hoch (HICKEY & DORAN, 2004; COLLINS et al., 2009). Da Nitrat überwiegend im Boden durch Pflanzen aufgenommen und abgebaut werden kann, erhöht sich der Nitrat-Rückhalt mit dem Anteil des Zwischenabflusses im Vergleich zum Oberflächenabfluss und der Denitrifikationsleistung (FENNESSEY & CRONK, 1997).

Grundwasser: Im Gegensatz zum Oberflächen- und Zwischenabfluss hat die gewässerbegleitende Vegetation keinen Einfluss auf den Eintrag aus dem Grundwasser (LENNARTZ et al., 2011). Die Wirksamkeit des Nährstoffrückhalts durch die gewässerbegleitende Vegetation hängt daher wesentlich davon ab, welcher Teil der Nährstofffracht über das ggf. nährstoffreiche Grundwasser ins Gewässer gelangt (COLLINS et al., 2009). In Abhängigkeit von den lokalen pedologischen und geologischen Bedingungen und der Topographie schwankt der Anteil des Zwischenabflusses und Grundwasserzustroms stark (HILL, 2019) und ist daher schwer abschätzbar.

Hochwasser: Neben diesen drei Eintragungspfaden von Nährstoffen von (Acker-)Flächen über die gewässerbegleitende Vegetation ins Gewässer werden Nährstoffe bei Hochwasser auch in umgekehrter Richtung aus dem Gewässer in den Uferbereich sowie die Aue transportiert. Dort versickern und sedimentieren die Nährstoffe und werden in ähnlicher Weise umgesetzt (Denitrifikation) und durch die Pflanzen aufgenommen (DOSSKEY et al., 2010). Die gewässerbegleitende Vegetation im Uferbereich hat bezogen auf ihre geringe Ausdehnung im Vergleich zur gesamten, oft landwirtschaftlich genutzten Aue eine überproportional große Bedeutung für die Infiltration und Sedimentation von Nährstoffen (DOSSKEY et al., 2010). Dieser Eintragungspfad und Weg des Nährstoffrückhalts wird jedoch in der Mehrzahl der Studien und Reviews nicht betrachtet (DOSSKEY et al., 2010).

Faktoren die den Nährstoffrückhalt beeinflussen

Breite der gewässerbegleitenden Vegetation: In den meisten Reviews wird die Breite der gewässerbegleitenden Vegetation als wesentlicher Faktor genannt, der den Nährstoffrückhalt beeinflusst. Dies bestätigt der aktuelle und umfassende quantitative Review von GERICKE et al. (2020): Die Breite ist demnach der zweitwichtigste Faktor für den Nährstoffrückhalt, nach der Art der Nährstoffverbindung, aber vor der Bodenart, der Hangneigung, dem Eintragspfad und der Art der Vegetation. Die Breite der gewässerbegleitenden Vegetation lässt sich als Proxy für die Verweilzeit verstehen, während der die Nährstoffe aufgenommen und umgesetzt werden können. Diese hängt jedoch darüber hinaus auch vom Wasserdurchfluss und damit von Bodeneigenschaften und dem Gefälle ab (SWEENEY & NEWBOLD, 2014).

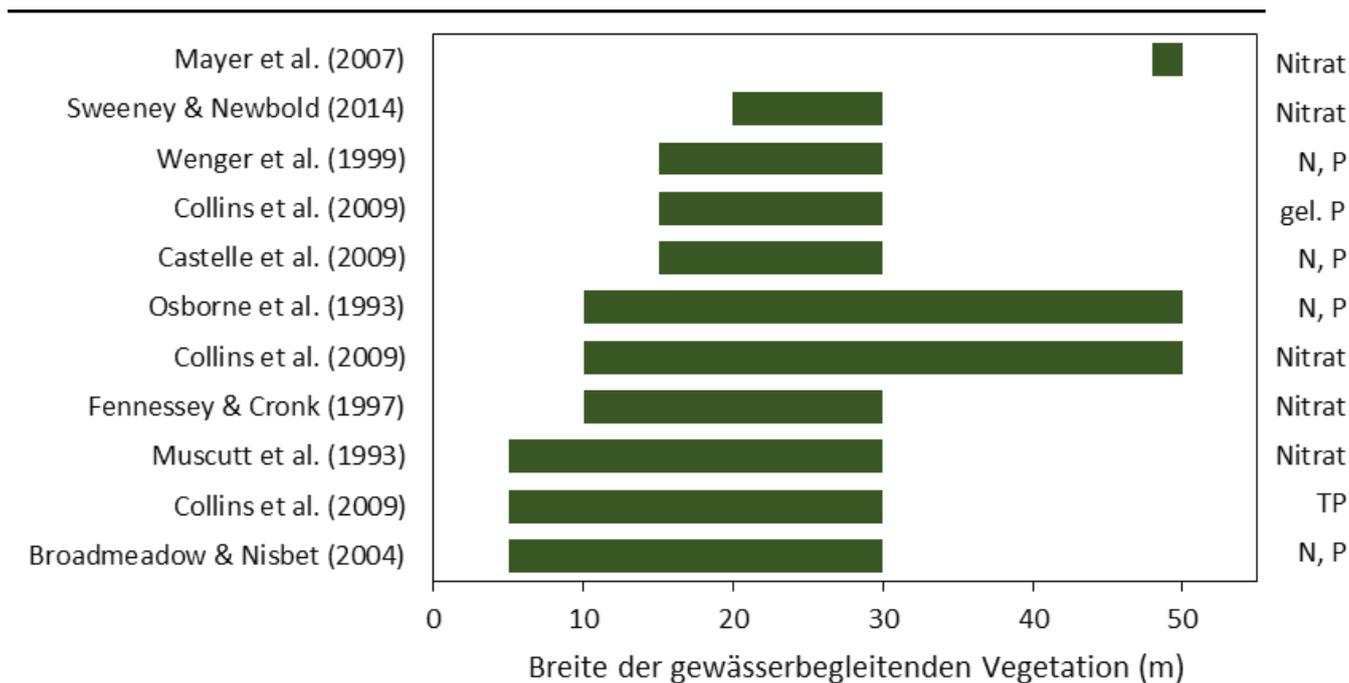


Abbildung 3: In den Reviews genannte notwendige Breiten der gewässerbegleitenden Vegetation für einen effektiven Nährstoffrückhalt (ca. >80%).

Der überwiegende Teil der Reviews kommt zu dem Schluss, dass abhängig von den lokalen Gegebenheiten, eine Breite von 5-15 bis 30 m für einen effektiven Nährstoffrückhalt (ca. > 80%) notwendig ist (Abbildung 3).

Breite in Abhängigkeit von der Nährstoffverbindung: Die notwendige Breite für einen effektiven Nährstoffrückhalt unterscheidet sich je nach Nährstoffverbindung. Die aktuellste und umfangreichste Zusammenstellung der Primärliteratur hierzu findet sich in VENOHR & FISCHER (2017); ähnliche Abbildungen aber auch in COLLINS et al. (2009) und WEISSTEINER et al. (2013). VENOHR & FISCHER (2017) haben 364 Datensätze zum Rückhalt von Nährstoffen, Feinsediment und Pestiziden aus 145 Primärstudien zusammengestellt. Diese Zusammenstellung enthält 104 Datensätze zur Abhängigkeit des Rückhalts des Gesamt-Stickstoffs (TN) von der Breite und 116 Datensätze zum Gesamt-Phosphor (TP).

Die Abbildungen aus VENOHR & FISCHER (2017) zeigen, dass der mittlere Nährstoffrückhalt sowohl für TN als auch für TP mit der Breite in Form einer Sättigungskurve erst sehr schnell zunimmt, bei einer Breite von 30 m ca. 80% erreicht und darüber hinaus eine Zunahme der Breite zu nur noch einer vergleichsweise ge-

ringen Zunahme des Nährstoffrückhalts führt (Abbildung 4). Darüber hinaus verringert sich die Variabilität des Rückhalts mit zunehmender Breite. Bei einer geringen Breite von < 5 m können in Einzelfällen zwar schon ca. 70% des TN bzw. 90% des TP zurückgehalten werden, unter ungünstigen Bedingungen aber auch nur 0% bzw. 25%. Ab einer Breite von ca. 15 m liegt der Rückhalt i. d. R bei > 65%. Das heißt, dass im Bereich zwischen 5-15 m eine auch nur geringe Zunahme der Breite zu einer verhältnismäßig großen Steigerung des Nährstoffrückhalts führt und dieser Effekt mit zunehmender Sicherheit zu erwarten ist. Auch DORIZ et al. (2006) kommen zu dem Schluss, dass obwohl der größte Teil der Bodenpartikel und damit des partikulär gebundenen Phosphors auf den ersten ca. 5 m sedimentieren, die an tonige Bodenpartikel gebundenen leicht pflanzenverfügbaren Phosphor-Verbindungen erst ab einer Breite von > 15 m effektiv zurückgehalten werden.

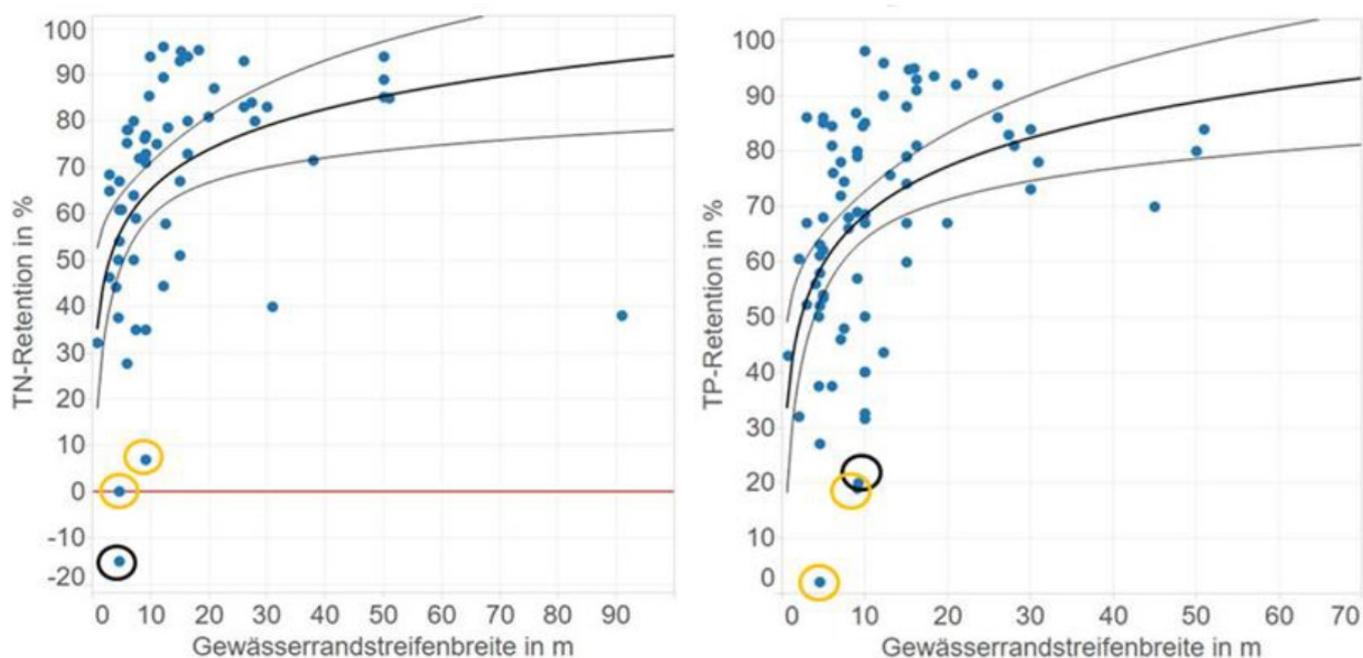


Abbildung 4: Rückhalt des Gesamt-Stickstoffs (TN, links) bzw. Gesamt-Phosphors (TP, rechts) in Abhängigkeit von der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation aus VENOHR & FISCHER (2017). Gelb bzw. schwarz eingekreist sind geringe Retentionsleistungen aufgrund von präferenziellen Oberflächenabfluss-bahnen bzw. der Remobilisierung von akkumuliertem Dünger.

Aufgrund des in Abbildung 4 deutlich erkennbaren nicht-linearen Zusammenhangs ist es nicht verwunderlich, dass VALKAMA et al. (2018) in ihrer Meta-Analyse keinen signifikanten linearen Zusammenhang zwischen Breite und Nitrat-Rückhalt nachweisen konnten. Tatsächlich zeigt die entsprechende Abbildung in VALKAMA et al. (2018) eine ähnliche Sättigungskurve wie in VENOHR & FISCHER (2017) bzw. COLLINS et al. (2009) und WEISSTEINER et al. (2013).

VENOHR & FISCHER (2017) haben in ihren Abbildungen nicht zwischen partikulären und gelösten Phosphor-Verbindungen unterschieden, berichten aber von einem abnehmenden Rückhalt der verschiedenen Nährstoffverbindungen von Gesamt-Phosphor, Gesamt-Stickstoff, Nitrat, zu gelöstem Phosphor. Auch andere Reviews weisen darauf hin, dass der Rückhalt von partikulär gebundenem Phosphor i. d. R höher und weniger variabel ist als der Rückhalt von gelöstem Phosphor (DORIOZ et al., 2006; DODD & SHARPLEY, 2015;

VIDON et al., 2019). Daher sind für die Verringerung der Nährstoffbelastung durch gelösten Phosphor neben der Entwicklung gewässerbegleitender Vegetation weitere Managementmaßnahmen notwendig (DODD & SHARPLEY, 2015).

Alternativ zu einer festen Breite empfehlen einige Autorinnen und Autoren die Entwicklung von gewässerbegleitender Vegetation mit einer variablen Breite, die sich an weiteren wichtigen Faktoren orientiert, die den Nährstoffeintrag und Nährstoffrückhalt beeinflussen, wie z. B. die Größe der zum Gewässer hin entwässernden Fläche oder der Hangneigung (POLYAKOV et al., 2005). In Bereichen in denen aufgrund der Rahmenbedingungen wie Bodeneigenschaften oder Hangneigung ein relativ hoher Nährstoffrückhalt zu erwarten ist, könnten bereits schmalere Streifen gewässerbegleitender Vegetation einen ausreichenden Rückhalt gewährleisten, wohingegen bei ungünstigen Rahmenbedingungen sehr viel breitere Streifen notwendig sind. Neben den in POLYAKOV et al. (2005) und DOSSKEY et al. (2008) genannten Ansätzen zur Abschätzung der notwendigen Breiten in Abhängigkeit von den Rahmenbedingungen steht auch das von GERICKE et al. (2020) entwickelte Bayesische Modell Online zur Verfügung, mit dem sich die Wahrscheinlichkeit des Nährstoffrückhalts in Abhängigkeit von der Breite, der Nährstoffverbindung, dem präferenziellen Fließweg, Bodenart, Hangneigung und Eintragspfad abschätzen lässt (siehe [weitere Informationen in der freshwaterplatform](#))

Zusammenfassend weisen die Reviews deutlich darauf hin, dass eine Breite von 5 m nur in Einzelfällen einen größeren Teil der Nährstoffe, insbesondere des Stickstoffs zurückhalten, Breiten von ca. 15 m für einen effektiven Rückhalt notwendig sind und Breiten > 30 m i. d. R zu keinem deutlich höheren Effekt mehr führen. Zusätzlich zur Breite hängt der Nährstoffrückhalt von weiteren Faktoren ab, die im Weiteren entsprechend ihrer Bedeutung (GERICKE et al. 2020) beschrieben werden.

Präferenzielle Fließwege: Wie oben beschrieben (siehe Abschnitt zum Oberflächenabfluss) hängt der Nährstoffrückhalt wesentlich von der Rauigkeit des Bodens im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation ab, da dadurch die Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses verringert und dieser vermehrt im Boden infiltriert und Bodenpartikel sedimentieren. Da die Fließgeschwindigkeit neben der Rauigkeit des Bodens auch von der Fließtiefe abhängt, ist der Nährstoffrückhalt am größten, wenn der Oberflächenabfluss nicht konzentriert, sondern gleichmäßig auf der ganzen Länge die gewässerbegleitende Vegetation mit geringer Fließtiefe durchfließt (BARLING & MOORE, 1994; DOSSKEY, 2001; HOFFMANN et al., 2009; DODD & SHARPLEY, 2015). Wenn sich der Oberflächenabfluss konzentriert, erhöht sich die Fließtiefe und damit die Fließgeschwindigkeit. Darüber hinaus wird bei diesem höheren Abfluss lokal die Infiltrationskapazität des Bodens überschritten und weniger Oberflächenabfluss versickert. Die Ausbildung solcher präferenziellen Fließwege wird von vielen Autorinnen und Autoren als wesentlicher Faktor angesehen, der den Nährstoffrückhalt durch die gewässerbegleitende Vegetation beeinträchtigen kann (DOSSKEY, 2001; DORIOZ et al., 2006; VENOHR & FISCHER, 2017). Die auf Ackerflächen häufig angelegten Drainagen sind künstliche präferenzielle Fließwege, die sehr nährstoffreiches Sickerwasser (MUSCUTT et al., 1993) direkt ins Gewässer einleiten und damit den Nährstoffrückhalt durch die gewässerbegleitende Vegetation deutlich verringern (FENNESSY & CRONK, 1997; COLLINS et al., 2009; HILL, 2019). Daher wird von einigen Autorinnen und Autoren empfohlen, das Drainwasser nicht direkt ins Gewässer, sondern in den Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation einzuleiten (MANDER et al., 2017; ZAK et al., 2018).

Bodeneigenschaften (org. Material und Bodenart): Wie im Absatz zum Zwischenabfluss bereits erwähnt, erhöht sich die Denitrifikationsleistung der Mikroorganismen mit dem Anteil an organischem Material im Boden (HICKEY & DORAN, 2004; COLLINS et al., 2009), da das organische Material abgebaut wird und so anaerobe Bedingungen fördert (DOSSKEY et al., 2001), unter denen die Mikroorganismen dann Nitrat als Sauerstoffquelle für den weiteren Abbau des organischen Materials nutzen (FENNESSAY & CRONK, 1997). Neben dem rezenten Oberboden, der reich an organischem Material ist, kann im Uferbereich auch in tieferen Bodenschichten fossiles Oberbodenmaterial oder Ablagerungen von kohlenstoffreichen Sedimenten vorkommen, die zur Denitrifikation und damit zum Nitratrückhalt beitragen (HILL, 2019). Von einigen Autorinnen und Autoren wird sogar empfohlen, zusätzliches organisches Material z. B. in Form von Stallabwasser auszubringen (MANDER et al., 2017), was vor dem Hintergrund der negativen Auswirkung einer organischen Belastung in Fließgewässern fragwürdig erscheint.

Darüber hinaus hat die Bodenart Einfluss auf den Nährstoffrückhalt. Gröberes, sandiges Bodenmaterial wird vom Zwischenabfluss schneller durchflossen als schluffig-toniger Boden, wodurch sich die Verweilzeit und damit die Möglichkeit für eine Aufnahme der Nährstoffe durch die Pflanzen sowie zur Denitrifikation verringert; darüber hinaus wird die Denitrifikation durch die bessere Durchlüftung grobmaterialreicher Böden erschwert (HILL, 2019). In Gebieten mit sandigen Böden ist daher ein deutlich breiterer Streifen gewässerbegleitender Vegetation notwendig, um den gleichen Nitratrückhalt zu erreichen (HILL, 2019). Die Bodenart beeinflusst neben anderen Parametern wie dem Gefälle auch den Wasserdurchfluss. Aus Wasserdurchfluss und Breite ergibt sich wiederum die Verweilzeit des Bodenwassers im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation und daher ist es nicht verwunderlich, dass sich der Nitratrückhalt anhand von Wasserdurchfluss und Breite abschätzen lässt (siehe Regressionsgleichung in SWEENEY & NEBOLD, 2014). In sehr tonhaltigen oder verdichteten Böden versickert der Oberflächenabfluss wiederum zu langsam, wodurch der Anteil des Zwischenabflusses und damit der Nährstoffrückhalt sinkt. Generell besitzen Böden im Bereich gewässerbegleitender Vegetation jedoch eine sehr viel höhere Versickerungsrate als Ackerflächen (POLYAKOV et al., 2005).

Hangneigung: Je steiler das Gelände bzw. der Acker zur gewässerbegleitenden Vegetation hin abfällt, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich Erosionsrinnen bilden, in denen der Oberflächenabfluss konzentriert wird und punktuell mit großer Geschwindigkeit und Tiefe auf die gewässerbegleitende Vegetation trifft und sie durchfließt (BARLING & MOORE, 1994; PARKYN, 2004). Dies führt, wie im Abschnitt zu den präferenziellen Fließwegen beschrieben zu einem deutlich geringeren Nährstoffrückhalt. Bei geringer Hangneigung der Ackerflächen ist die Gefahr der Ausbildung solcher präferenziellen Fließwege zwar geringer, jedoch erhöht sich auch der Anteil des Niederschlagswassers und damit der Nährstofffracht, die über das dann nährstoffreiche Grundwasser ins Gewässer gelangt. Da die gewässerbegleitende Vegetation nur Nährstoffe aus dem Oberflächen- und Zwischenabfluss zurückhalten kann, müsste sich bei hohem Grundwasseranteil der Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Nährstofffrachten im Gewässer verringern. Es gibt noch keine Studien, welche die Anteile der drei Eintragspfade an der Nährstofffracht bei unterschiedlicher Hangneigung der Ackerflächen modelliert und bilanziert haben. Jedoch gibt es Hinweise darauf, dass der Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf den Nährstoffrückhalt bei hohem Grundwasseranteil und geringer Hangneigung, wie in sandigen Tiefland-Regionen der Niederlande, gering ist (HILL, 2019).

Da die Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses neben der Rauigkeit des Bodens und der Fließtiefe auch vom Gefälle abhängt, erhöht sich mit zunehmender Hangneigung im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation die Fließgeschwindigkeit und damit verringert sich die Infiltration des Niederschlagswassers und Sedimentation von Bodenpartikeln (DOSSKEY, 2001; DORIOZ et al., 2006). Je geringer das Gefälle zum

Gewässer hin, desto länger verbleibt das Niederschlagswasser und damit die Nährstoffe im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation und desto höher müsste auch der Nährstoffrückhalt sein (FENNESSEY & CRONK, 1997). Dies bestätigen einige empirische Studien (PARKYN, 2004; POLYAKOV et al., 2005; HOFFMANN et al., 2009) und der quantitative Review von GERICKE et al. (2020), wobei die Bedeutung der Hangneigung für den Nährstoffrückhalt zwar größer als die der Art der Vegetation und des Eintragspfades zu sein scheint, aber weniger wichtig als Bodenart, Breite und Art der Nährstoffverbindung.

Eintragspfade: Der Stickstoff-Rückhalt ist im Zwischenabfluss vermutlich aufgrund der Denitrifikation deutlich höher als im Oberflächenabfluss (MAYER et al., 2007; VENOHR & FISCHER, 2017). Im Gegensatz dazu ist der Phosphor-Rückhalt im Zwischenabfluss geringfügig kleiner als im Oberflächenabfluss (VENOHR & FISCHER, 2017), vermutlich, weil dieser vor allem durch die Sedimentation der Bodenpartikel erfolgt.

Art der gewässerbegleitenden Vegetation: In der Literatur wird häufig zwischen grasig/krautiger Vegetation und Gehölzen unterschieden. In Bezug auf den Oberflächenabfluss wird immer wieder argumentiert, dass grasig/krautige Vegetation im Vergleich zu Gehölzen eine höhere Rauigkeit besitzt, daher die Fließgeschwindigkeit stärker reduziert und zu einer höheren Sedimentation sowie Infiltration und damit zu einem höheren Nährstoffrückhalt führt. Die Unterschiede scheinen aber gering zu sein und in Freilanduntersuchungen häufig nicht nachweisbar (UUSI-KÄMPPI et al., 2000; DORIOZ et al., 2006; DOSSKEY, 2001, 2010), bzw. können gehölzbestandene Bereiche auch eine größere Rauigkeit besitzen als grasig/krautige Vegetation (DOSSKEY et al., 2010). Die Rauigkeit unter Gehölzen ergibt sich vor allem durch Totholz, Streu und krautigen Unterwuchs (MUSCUTT et al., 1993). Neben der Rauigkeit gibt es noch weitere Faktoren, die für einen höheren Nährstoffrückhalt unter Gehölzen sprechen. Die Menge an Nährstoffen, die durch die Pflanzen aus dem Zwischenabfluss aufgenommen werden, ist bei Gehölzen deutlich größer als bei grasig/krautiger Vegetation (HOFFMANN et al., 2009) und hält über einen längeren Zeitraum an (DOSSKEY et al., 2010). Darüber hinaus hängt die Infiltration des Oberflächenabflusses von Faktoren wie der Durchwurzelungstiefe, Bodenporen und Evapotranspiration der Vegetation ab, die generell in gehölzbestandenen Bereichen größer sind (DOSSKEY et al., 2010).

Es gibt bisher keine umfassende Studie zu den Unterschieden zwischen grasig/krautiger Vegetation und Gehölzen in Hinblick auf all diese Faktoren und deren Auswirkung auf den Nährstoffrückhalt. Jedoch gibt es keinen signifikanten Unterschied zwischen dem im Freiland beobachteten Nährstoffrückhalt unter grasig/krautiger Vegetation und Gehölzen (MAYER et al., 2007; DOSSKEY et al., 2010; VALKAMA, 2018; GERICKE et al., 2020), bzw. wurde zum Teil auch ein größerer Rückhalt unter Gehölzen beobachtet (FENNESSEY & CRONK, 1997; VENOHR & FISCHER, 2017). Dies weist darauf hin, dass die Art der gewässerbegleitenden Vegetation im Vergleich zur Breite eine eher untergeordnete Bedeutung für den Nährstoffrückhalt besitzt. Dies bestätigt auch der quantitative Review von GERICKE et al. (2020), nach der die Art der Vegetation den Nährstoffrückhalt am wenigsten stark beeinflusst (i. .V. .z. Eintragspfad < Hangneigung < Bodenart < Breite < Art der Nährstoffverbindung).

In der Literatur wird häufig anstelle einer entweder nur grasig/krautigen bzw. verholzten Vegetation eine Kombination beider Vegetationsarten empfohlen, um den unterschiedlichen Mechanismen beim Transport und Rückhalt des partikulär gebundenen Phosphor bzw. gelösten Nitrat Rechnung zu tragen (FENNESSEY & CRONK, 1997; PARKYN, 2004; MANDER et al., 2017): Eine zur Ackerfläche hin vorgelagerte grasig/krautige Zone zum Sediment- und damit Phosphor-Rückhalt in Verbindung mit einer zum Gewässer hin anschließenden Gehölzzone zur Erhöhung der Denitrifikationsleistung. In der Review von VENOHR & FISCHER (2017)

hatten solche Kombinationen aus grasig/krautiger und Gehölzzonen eine etwas höhere Retentionsleistung. Jedoch kann dies auch auf die i. d. R. größere Breite im Vergleich zu den rein gehölzbestandenen Randstreifen zurückzuführen sein, die wiederum eine höhere Retentionsleistung als die rein grasig/krautige Vegetation aufwiesen.

Alterungseffekte: Nitrat kann im Randstreifen durch Mikroorganismen abgebaut (Denitrifikation) und dem System endgültig entzogen werden. Zwar nimmt der Nitrat-Rückhalt aus dem Oberflächenabfluss mit zunehmendem Alter der gewässerbegleitenden Vegetation ab, nicht aber der im Zwischenabfluss (VALKAMA et al., 2018). Im Gegensatz dazu reichert sich Phosphor im Boden an und die Aufnahmekapazität des Randstreifens erschöpft sich nach einiger Zeit (HICKEY & DORAN, 2004; DORIOZ et al., 2006), wobei die Aufnahmekapazität von tonigen Böden mit hohem Anteil organischen Materials besonders hoch ist (COLLINS et al., 2009). Der im Boden gebundene Phosphor ist überwiegend an Eisen- und Aluminiumoxide gebunden und steht mit dem gelösten Phosphor im Bodenwasser in einem Reaktionsgleichgewicht (HOFFMANN et al., 2009). Daher steigt mit dem im Boden gebundenen Phosphor die Konzentration von gelöstem Phosphor im Bodenwasser und die Randstreifen können Quelle für gelösten Phosphor werden (JUSI-KÄMPPE et al., 2000; DOSSKEY, 2001; POLYAKOV et al., 2005; COLLINS et al., 2009; HOFFMANN et al., 2009; DODD & SHARPLEY, 2015; HADDAWAY et al., 2018). Darüber hinaus wird unter anaeroben Bedingungen vermehrt Eisen(III)-oxid durch mikrobielle Aktivität reduziert und der daran gebundene Phosphor als leicht lösliches Phosphat freigesetzt (HOFFMANN et al., 2009; VIDON et al., 2019). Dieser Prozess ist möglicherweise auch der Grund für die beobachtete Remobilisierung und den Austrag von gelöstem Phosphor mit zunehmender Bodentemperatur, da diese die mikrobielle Aktivität erhöht (DODD & SHARPLEY, 2015). Bei den typischerweise in wassergesättigten Böden vorherrschenden hohen pH-Werten wird dieser gelöste Phosphor aber wieder als Calcium- oder Eisen(II)-Phosphat ausgefällt, was den Austrag an gelöstem Phosphor beschränkt (HOFFMANN et al., 2009). Von einigen Autorinnen und Autoren wird sogar empfohlen Eisen- und Calcium-reiches Material im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation auszubringen, um Phosphor zu binden und auszufällen (MANDER et al., 2017), was jedoch vor dem Hintergrund der negativen Wirkung hoher Eisenkonzentrationen in Fließgewässern fragwürdig erscheint.

Neben dem Abbau und der Bindung im Boden werden die Nährstoffe von der gewässerbegleitenden Vegetation aufgenommen und zwischengespeichert, jedoch wieder freigesetzt, wenn die Pflanzen absterben und abgebaut werden (DOSSKEY, 2001; COLLINS et al., 2009). Um den partikulär gebundenen Phosphor zu mobilisieren scheiden viele Pflanzen Wurzelexsudate wie z. B. Enzyme aus, beim Abbau der Biomasse entstehen aber leicht lösliche Phosphor-Verbindungen, so dass mit zunehmendem Alter der gewässerbegleitenden Vegetation der Anteil von gelöstem Phosphor zunimmt. In ähnlicher Weise könnte auch die mikrobielle Biomasse im Boden zu einer Zunahme an gelöstem Phosphor führen. ROBERTS et al. (2012) sehen in dieser Transformation von partikulär gebundenem Phosphor in gelösten Phosphor und nicht etwa in der oben beschriebenen P-Sättigung des Bodens bzw. Eisen(III)-Reduktion den wahrscheinlichsten Grund für die Remobilisierung von Phosphor und hohe Konzentrationen von gelöstem Phosphor im Bodenwasser. Daher wird von manchen Autorinnen und Autoren empfohlen regelmäßig Biomasse und damit Nährstoffe aus der gewässerbegleitenden Vegetation zu entnehmen (DOSSKEY, 2001; PARKYN, 2004; HOFFMANN et al., 2009; DODD & SHARPLEY, 2015; HADDAWAY et al., 2018; MANDER et al., 2017; VENOHR & FISCHER, 2017). Mit Hilfe einer solchen Bewirtschaftung können dem System relevante Phosphor-Mengen entzogen werden (HOFFMANN et al., 2009; STUTTER et al., 2019).

Wissenslücken und Forschungsbedarf zum Nährstoffrückhalt

Alterungseffekte: Viele Autorinnen und Autoren empfehlen regelmäßig Biomasse und damit Nährstoffe aus der gewässerbegleitenden Vegetation zu entnehmen, um die Aufnahmekapazität des Randstreifens für Phosphor zu erhalten. Ansonsten würde sich der Phosphor langfristig anreichern und in Form leicht löslicher Phosphor-Verbindungen ausgetragen (siehe Absatz zum Alterungseffekt). Mit Hilfe einer solchen Bewirtschaftung können dem System relevant Phosphor-Mengen entzogen werden (Hoffmann et al., 2009; Stutter et al., 2019). Ob dies tatsächlich Einfluss auf den Phosphor-Eintrag ins Gewässer hat ist jedoch noch unklar, ebenso wie mögliche negative Auswirkungen einer solchen Bewirtschaftung auf den Nährstoffrückhalt über z. B. die Verringerung des organischen Materials für die Denitrifikation oder die Verdichtung bzw. Erosion der Böden durch Erntemaschinen (Wenger et al., 1999). Darüber hinaus wird von einigen Autorinnen und Autoren in Frage gestellt, ob in Management-Zeiträumen eine P-Sättigung im Boden erreicht wird und dies tatsächlich der wesentliche Grund für den P-Austrag ist (Roberts et al., 2012). Hierzu wären Langzeitstudien notwendig, um die tatsächlichen Gründe für den Austrag von gelöstem Phosphor zu klären und die langfristigen Auswirkungen einer Bewirtschaftung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den Nährstoffrückhalt unter realen Bedingungen zu untersuchen.

Anteil verschiedener Eintragspfade an der Gesamtfracht: Wie im Absatz zu den Eintragspfaden erläutert, hat die gewässerbegleitende Vegetation keinen Einfluss auf den Eintrag aus dem Grundwasser. Die Wirksamkeit des Nährstoffrückhalts durch die gewässerbegleitende Vegetation hängt daher wesentlich davon ab, welcher Teil der Nährstofffracht über das ggf. nährstoffreiche Grundwasser ins Gewässer gelangt (COLLINS et al., 2009). Der Grundwasseranteil hängt von den lokalen pedologischen / geologischen Bedingungen und der Topographie ab und kann lokal stark schwanken (HILL 2019). In Gebieten mit durchlässigem, z. B. sandiger Bodenart und geringer Hangneigung versickert ein größerer Teil des Niederschlagswassers und der darin gelösten Nährstoffe ins Grundwasser und fließt dem Gewässer dann an anderer Stelle und oft ohne Kontakt zur gewässerbegleitenden Vegetation oder ihrer Wurzelzone zu. In großräumigeren Modellierungsstudien könnte geklärt werden, unter welchen Rahmenbedingungen (Boden, Geologie, Topographie) die durch die gewässerbegleitende Vegetation zurückgehaltene Nährstofffracht einen signifikanten Teil der Gesamtfracht im Gewässer ausmacht. Eine erste bisher unveröffentlichte Modellierungsstudie von Gericke et al. (unveröff.) weist darauf hin, dass durch die Entwicklung von gewässerbegleitender Vegetation entlang aller Fließgewässer ein großer Teil der Nährstoffe aus dem Oberflächen- und Zwischenabfluss zurückhalten werden kann, der Einfluss auf den Gesamteintrag jedoch deutlich geringer ist. In den zwei von GERICKE et al. (unveröff.) modellierten Einzugsgebieten wurde der Eintrag aus dem Oberflächen- und Zwischenabfluss durch die gewässerbegleitende Vegetation um ca. 25 bzw. 50 Prozentpunkte reduziert, was aufgrund des überwiegenden Eintrags durch das Grundwasser nur einer Verringerung des Gesamteintrags um < 5 Prozentpunkten entsprach (weitere Informationen in der freshwaterplatform).

Wirksamkeit auf Einzugsgebietsebene: Der ganz überwiegende Teil der Studien zum Nährstoffrückhalt wurde unter experimentellen Bedingungen auf kleinen Versuchsfeldern oder kurzen Gewässerabschnitten durchgeführt (DOSSKEY, 2001; FELD et al., 2017). Unter realen Bedingungen kann die Wirksamkeit insbesondere durch präferenzielle Fließwege im weiteren Sinne (Erosionsrinnen, Wegenetz, Drainagen) stark eingeschränkt werden (POLYAKOV et al., 2005; BERESWILL et al., 2012). Es stellt sich daher die Frage, ob die Ergebnisse der Studien auf längere Gewässerstrecken oder ganze Einzugsgebiete übertragbar sind. Einige Autorinnen und Autoren vermuten, dass der Nährstoffrückhalt auf Einzugsgebietsebene geringer sein dürfte, als aufgrund der kleinräumigen Freilanduntersuchungen zu erwarten (VENOHR & FISCHER, 2017). Hierzu gibt

es jedoch nur wenige empirische Studien (COLLINS et al., 2009). POLYAKOV et al. (2005) zitiert eine Studie aus West-Australien, in der keine Wirkung auf den Stickstoff-Rückhalt auf Einzugsgebietsebene nachgewiesen werden konnte. In HILL (2019) werden mehrere Studien aufgeführt, in denen die Nitrat-Reduktion auf Einzugsgebietsebene in Frankreich mit 5-11%, 10-15%, 22% und 30-35% deutlich geringer war, als die hohe Retentionsleistung von >80%, die unter günstigen Bedingungen bereits von 10 m breiter gewässerbegleitender Vegetation erbracht werden kann. HILL (2019) weist aber auch darauf hin, dass es sich hierbei vermutlich eher um konservative Werte handelt, da diese sich i. d. R auf Niedrigwasserzeiten beziehen, die gewässerbegleitende Vegetation aber vor allem in regenreichen Hochwasserzeiten Nährstoffe aus dem dann auftretenden Oberflächen- und Zwischenabfluss zurückhält. Ähnlich wie bei der Frage nach dem Anteil verschiedener Eintragspfade an der Gesamtfracht, könnten Modellierungsstudien zur Abschätzung der Wirksamkeit auf Einzugsgebietsebene beitragen. In einer ersten explorativen Modellierungsstudie haben WEISSTEINER et al. (2013) den potenziellen Nährstoffrückhalt durch die gewässerbegleitende Vegetation auf EU-Ebene modelliert. Die Ergebnisse sind jedoch aufgrund der groben Auflösung der Eingangsdaten nur bedingt auf der Ebene einzelner Einzugsgebiete anwendbar (z. B. Erfassung der Landnutzungsdaten und damit gewässerbegleitenden Vegetation in einem 25 m Raster).

Wirksamkeit im Gewässernetz: Abgesehen davon, dass die Effekte einer natürlichen bachbegleitenden Vegetation grundsätzlich positiv sind und damit so umfangreich wie möglich genutzt werden sollten, kann mit einer solchen Modellierung des Nährstoffrückhalts auf Einzugsgebietsebene ermittelt werden, wo im Gewässernetz (Oberlauf, Mittellauf, Unterlauf) die Entwicklung von gewässerbegleitender Vegetation besonders wirksam wäre und die oft begrenzten Mittel am effektivsten eingesetzt werden könnten. In der Literatur wird argumentiert, dass die Entwicklung von gewässerbegleitender Vegetation (i) in den Oberläufen am effektivsten sein müsste, da der größte Teil des Abflusses und damit der Nährstofffracht in größeren Gewässern aus diesen Oberläufen stammt (FENNESSEY & CRONK, 1997), bzw. (ii) an der Quelle des Nährstoffeintrags, d. h. vor allem in kleinen Gewässern entlang von Ackerflächen (FELD et al. (2017).

Genereller Forschungsbedarf: Zusammenfassend lässt sich sagen, dass es vor allem ein Wissensdefizit in Bezug auf die großräumige Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation gibt, d. h. die Notwendigkeit weg von kleinräumigen experimentellen Studien hin zur Modellierungsstudien auf Einzugsgebietsebene, welche den Nährstoffrückhalt durch die gewässerbegleitende Vegetation berücksichtigen. Nur so ließe sich die Bedeutung der gewässerbegleitenden Vegetation im Kontext weiterer Faktoren beurteilen, welche die Nährstoffkonzentration und -fracht in Fließgewässern bestimmen.

3.2.2 Feinsedimentrückhalt

Literaturquellen

Der Feinsedimentrückhalt wird i. d. R im Zusammenhang mit dem Nährstoffrückhalt untersucht, insbesondere mit dem an Bodenpartikel gebundenen partikulären Phosphor. Entsprechend groß ist die Zahl der Primärstudien. Darüber hinaus gibt es bereits eine Vielzahl von Reviews, die diese Primärstudien unter unterschiedlichen Gesichtspunkten und mit unterschiedlichen Schwerpunkten ausgewertet und zusammengefasst haben. Anstatt der Liste der vorhandenen Reviews eine weitere hinzuzufügen, wird im Rahmen des F+E Vorhabens im Folgenden der Stand des Wissens auf Grundlage der bereits umfangreichen Auswertungen der Primärliteratur aus 28 Reviews dargestellt. Darüber hinaus wurde die aktuelle Literatur zur generellen Bedeutung von Feinsediment für die Besiedlung von Fließgewässern gesichtet.

Bedeutung von Feinsediment für die Besiedlung von Fließgewässern

Feinsediment: Unter Feinsediment wird i. d. R. das durch Bodenerosion von angrenzenden Flächen oder durch Ufererosion ins Gewässer eingetragene Bodenmaterial mit einem Durchmesser < 2 mm (Sand, Schluff, Ton) (GIESWEIN et al., 2019) bzw. im engeren Sinne nur die Schluff und Tonfraktion $< 0,063$ mm verstanden, an die sich Nährstoffe wie Phosphor oder Schadstoffe binden können (COLLINS et al., 2017). In der gemäßigten Klimazone - zu der Deutschland gehört - wäre die Bodenerosion unter der überwiegend aus Wald bestehenden natürlichen Vegetation sehr gering bzw. vernachlässigbar (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1992). Natürlicherweise überwiegt daher der absolut gesehen geringe Eintrag durch Ufererosion.

Auswirkung erhöhter Feinsedimentkonzentrationen auf die Besiedlung von Fließgewässern: Zum einen erhöht das in Suspension transportierte Feinsediment die Trübung, verringert so bei langanhaltenden hohen Konzentrationen den Lichteinfall und das Wachstum der Wasserpflanzen (Primärproduktion) und beeinträchtigt damit auch höhere Ebenen in der Nahrungskette wie Makroinvertebraten und Fische (siehe Review in KEMP et al., 2011). Darüber hinaus binden Nährstoffe, Schwermetalle und organische Schadstoffe an das Feinsediment, insbesondere die Tonpartikel, gelangen somit ins Gewässer und werden mit dem Sediment abgelagert (siehe Literatur in COLLINS et al., 2012; FOUCHER et al., 2015).

Am besten dokumentiert ist die negative Wirkung der Kolmation, d. h. der Ablagerung des Feinsediments in den Porenzwischenräumen von Bach- / Flussbetten. Dies führt zum Verlust des Kies-Lückensystems als wichtiger Lebensraum für Makroinvertebraten und als Laichort für Fische, die ihre Eier dort ablegen (Kieslaicher). In dem mit Feinsediment zugesetzten Kies-Lückensystem ist der Wasseraustausch und damit der Sauerstoffgehalt gering. In Verbindung mit einem hohen Nährstoffgehalt durch den partikulär gebundenen Phosphor, einer erhöhten Primärproduktion und einem erhöhten biologischen Sauerstoffbedarf beim Abbau dieser organischen Substanz kann es zu Sauerstoffmangel kommen (siehe Review in KEMP et al., 2011). Man spricht in diesem Zusammenhang auch von einer synergistischen Wirkung der beiden Stressoren (erhöhte Feinsediment- und Nährstoffkonzentration), die größer ist als die Summe der Wirkungen der beiden einzelnen Stressoren. Bei einer moderaten Zunahme der Nährstoffkonzentrationen ist eine antagonistische Wirkung der beiden Stressoren zu beobachten: Während ohne Feinsedimentbelastung mit leichtzunehmender Nährstoffkonzentration noch eine Zunahme der Abundanz der Makroinvertebraten zu beobachten ist, führt dies bei gleichzeitig hohen Feinsedimentkonzentrationen zu einer Abnahme (MATTHAEI et al., 2010; PIGGOTT et al., 2015). Die alleinige Zunahme der Feinsedimentbelastung wirkt sich insbesondere auf die sensitiven Arten auch ohne Nährstoffbelastung immer negativ und stärker als eine übliche Nährstoffbelastung aus (WAGENHOFF et al., 2012; LANGE et al., 2014; ELBRECHT et al., 2016). In mehreren Studien wurde eine abrupte Abnahme des Anteils der sensitiven Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (%EPT) beobachtet, wenn mehr als 10-20% der Sohle mit Feinsediment bedeckt sind (BURDON et al., 2013). Die Fischfauna wird nicht nur durch diese Abnahme der Fischnährtiere beeinträchtigt, sondern auch durch die mechanische Schädigung der Kiemen und den Verlust des Laichsubstrats, insbesondere für die Lachsartigen (Salmoniden). So nimmt die Überlebenswahrscheinlichkeit der Embryos des atlantischen Lachs (*Salmo salar*) bereits bei einem Feinsedimentanteil von 10% von 90% auf 30% ab (siehe Review in KEMP et al., 2011).

Ob es zu einer Kolmation kommen kann hängt auch vom Gewässertyp ab. Insbesondere kiesiges Sohlmaterial hat einen großen Porenraum, der von Feinsediment zugesetzt werden kann. Daher sind vor allem grobmaterialreiche Fließgewässertypen wie Kiesgewässer anfällig für Kolmation. Im Gegensatz dazu ist eine Kolmation in Fließgewässern mit natürlicherweise feinem Sohlmaterial (Sand, Schluff, Ton) nur eingeschränkt möglich und problematisch. Hier gibt es kaum Arten, die auf den Porenraum als Habitat angewiesen sind. Jedoch beeinträchtigt auch hier die Ablagerung von Feinsediment nicht in, sondern auf der Sohle (=Verschlammung) den Lebensraum und die Besiedlung der Gewässer. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen,

dass viele Gewässertypen wie die sandgeprägten Tieflandbäche (LAWA Typ 14), die überwiegend feinkörniges Sohlmaterial aufweisen, natürlicherweise untergeordnet auch kiesige Sohlbereiche besitzen. Gerade diese kleinräumigen kiesigen Bereiche sind wichtiger Lebensraum für typische Arten dieser Fließgewässertypen und potenziell durch Kolmation betroffen, kommen aber aufgrund anderer Belastungen wie dem Gewässerausbau häufig schon gar nicht mehr vor. Nicht zuletzt findet auch in sandgeprägten Fließgewässern ein großer Teil der mikrobiellen Aktivität und damit der stofflichen Umsätze im Interstitial statt (FISCHER et al., 2005).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Feinsedimentbelastung einen übergeordneten Stressor darstellt, der das Makrozoobenthos stärker beeinträchtigt als die Nährstoffbelastung und sich in Verbindung mit einer Erhöhung der Nährstoffkonzentration noch negativer auswirkt (WAGENHOFF et al., 2012); insbesondere in natürlicherweise kiesig geprägten, aber auch in sandgeprägten Fließgewässertypen.

Eintragspfade von Feinsediment ins Gewässer

Die Quantifizierung der verschiedenen Eintragspfade wurde erst im letzten Jahrzehnt durch die Verwendung von Markern als "Fingerabdruck" (fingerprinting) möglich (COLLINS et al., 2017). Es liegt zwar noch keine umfassende Literatur-Review vor, dennoch zeigen viele Studien aus Mitteleuropa und vergleichbaren Regionen, dass der Eintrag aus dem landwirtschaftlichen Umfeld (Bodenerosion durch Oberflächenabfluss auf Ackerflächen und unbefestigten Wegen, Drainagen) den größten Anteil am Feinsediment-Eintrag ausmacht, im Vergleich zur Ufererosion und anderen Quellen wie z. B. Baustellen und Straßenstaub (RUSSELL et al., 2001; WALLING et al., 2008; COLLINS et al., 2010, FOUCHER et al., 2015; LAMBA et al., 2015). Die Waldschäden im Zuge des Klimawandels und die dadurch verursachten großen vegetationsfreien Flächen können vermutlich zu ähnlich großen Feinsedimenteinträgen führen, wie sie auf Kahlschlagflächen z. B. in den USA schon lange beobachtet werden (WENGER et al., 1999). Dieser Eintrag kann die Feinsedimentproblematik in Zukunft noch deutlich verschärfen, insbesondere in bisher weniger belasteten Gewässern in bewaldeten Einzugsgebieten.

Feinsedimentrückhalt durch die gewässerbegleitende Vegetation

Rückhalt des durch Oberflächenabfluss erodierten Oberbodens: Im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation versickert ein Teil des Oberflächenabflusses, wodurch sich die Fließtiefe, Fließgeschwindigkeit und Transportkapazität verringert. Dies führt zur Ablagerung des durch den Oberflächenabfluss transportierten Feinsediments. Dies hängt wesentlich von der Rauigkeit des Bodens ab. Je höher die Rauigkeit, desto stärker wird die Fließgeschwindigkeit verringert, was zu einer vermehrten Infiltration des Oberflächenabflusses und Sedimentation führt (MUSCUTT et al., 1993; YUAN et al., 2009). Die sedimentierten Bodenpartikel werden schließlich von der Vegetation überwachsen und damit Teil des durchwurzeltten Oberbodens (DOSSKEY et al., 2010).

Der größte Teil der Bodenpartikel sedimentiert direkt am Übergang des Ackers zur gewässerbegleitenden Vegetation (MUSCUTT et al., 1993) bzw. auf den ersten Metern (POLYAKOV et al., 2005). Dies trifft jedoch nur für die gröberen Partikel wie Sand und Schluff zu. Die kleineren Bodenpartikel (Ton) werden erst im weiteren Verlauf sedimentiert (DOSSKEY, 2001; DORIOZ et al., 2006). Gerade an die Tonpartikel sind besonders labile, leicht pflanzenverfügbare Phosphor-Verbindungen (DODD & SHARPLEY, 2015) und Schadstoffe gebunden. Daraus folgt, dass ein schmales Band gewässerbegleitender Vegetation zwar den größten Teil der Bodenpartikel, jedoch nicht die besonders relevanten kleinen Tonpartikel zurückhält (DORIOZ et al., 2006; SWEENEY & NEWBOLD, 2014).

Ufererosion: Sofern die Ufer nicht befestigt sind ändert sich mit dem Aufkommen einer natürlicherweise überwiegend holzigen gewässerbegleitenden Vegetation die Uferstabilität. Die Gehölze erhöhen mit ihren tiefreichenden Wurzeln die Uferstabilität und verringern im Vergleich zu Uferabschnitten ohne Vegetation den Eintrag von Feinsediment durch Ufererosion (MUSCUTT et al., 1993; WENGER et al., 1999, DOSSKEY, 2001; HICKEY & DORAN, 2004). Darüber hinaus erhöht der Eintrag von Totholz aus der Ufervegetation die Uferstabilität: Totholz am Böschungsfuß schützt den unteren Teil der Ufer vor Strömungsangriff und Erosion; Totholz im Gewässer erhöht generell die Sohlrauigkeit, führt zu vermehrter Sedimentation, einer Erhöhung der Sohle, Verringerung der Gewässertiefe / Uferhöhe und verringert damit auch die Menge an Ufermaterial, die eingetragen werden kann (DOSSKEY et al., 2010).

Andererseits wird durch die Beschattung eine möglicherweise bereits vorhandene grasig-krautige Vegetation zurückgedrängt, die ansonsten den oberen Bereich der Ufer durchwurzeln würde. Dadurch verringert sich zwischen den Gehölzen im oberen Bereich der Ufer die Uferstabilität (siehe dazu auch Kapitel 3.2.6). Dies führt bis zur Ausbildung eines natürlichen, breiteren Querprofils nach einigen Jahrzehnten (PARKYN et al., 2005; MCBRIDE et al., 2010) potenziell zu einer erhöhten Ufererosion im Vergleich zu den durch grasige Vegetation befestigten Ufern (COLLIER et al., 2001; PARKYN et al., 2005; Referenzen in MCBRIDE et al., 2010). Werden die Gehölze nicht gleichzeitig, sondern sukzessive entwickelt, kann eine solche Erhöhung des Eintrags von Feinsediment vermieden werden (PARKYN et al., 2005). Nach Ausbildung eines natürlichen, flachen Gewässerquerschnitts ist die Ufererosion und der Eintrag von Feinsediment allein schon aufgrund der geringeren Uferhöhe und des verminderten Strömungsangriffs verringert. Generell ist die Ufererosion in Waldbächen geringer als in Wiesenbächen (siehe Referenzen in MCBRIDE et al., 2010).

Faktoren die den Feinsedimentrückhalt beeinflussen

Breite der gewässerbegleitenden Vegetation: In den meisten Reviews wird die Breite der gewässerbegleitenden Vegetation als wesentlicher Faktor genannt, der den Feinsedimentrückhalt beeinflusst. Mit zunehmender Breite kann ein größerer Teil des Oberflächenabflusses in den Boden infiltrieren, wodurch sich die Fließtiefe und -geschwindigkeit verringert und zunehmend kleinere Bodenpartikel sedimentieren. Der überwiegende Teil der Reviews kommt zu dem Schluss, dass unter günstigen Bedingungen eine Breite von 5-10 m für einen effektiven Feinsedimentrückhalt (ca. 80%) ausreicht (Abbildung 5).

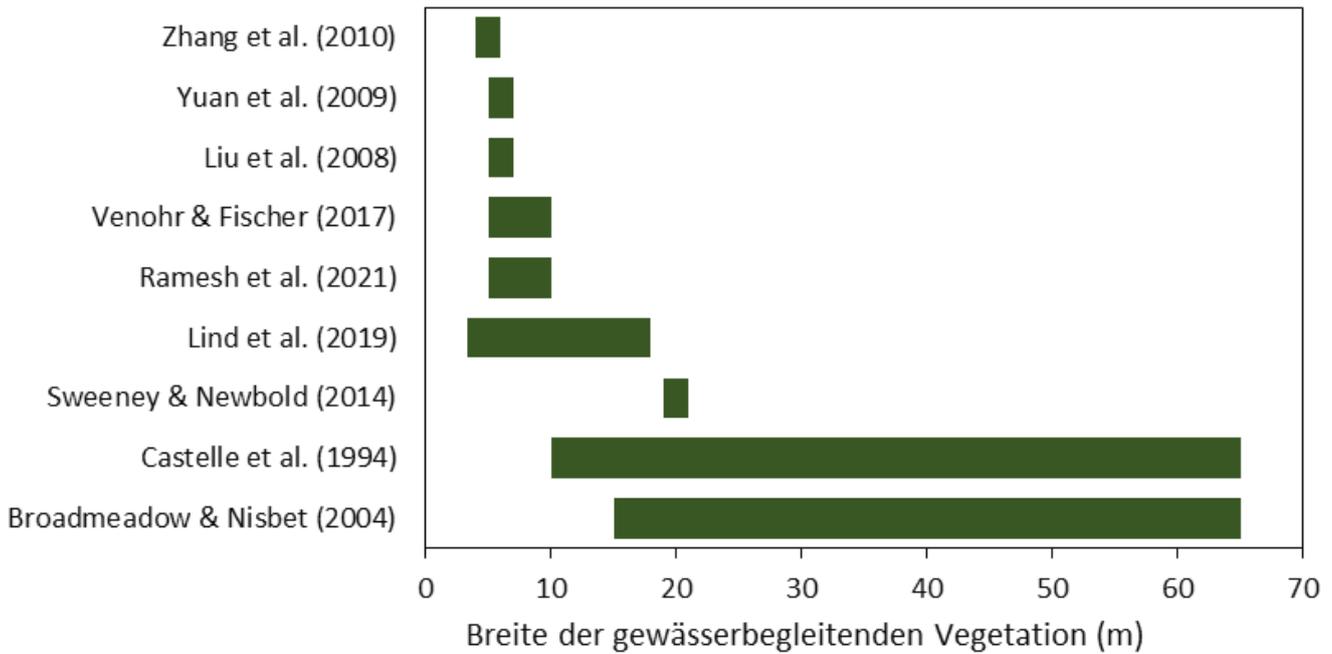


Abbildung 5: In den Reviews genannte notwendige Breite der gewässerbegleitenden Vegetation für einen effektiven Feinsedimentrückhalt (ca. >80%).

Die in VENOHR & FISCHER (2017) aus Primärstudien zusammengestellten 205 Datensätze zeigen, dass der mittlere Feinsedimentrückhalt mit der Breite in Form einer Sättigungskurve erst sehr schnell zunimmt, bei einer Breite von 5 m ca. 80% erreicht und darüber hinaus eine Zunahme der Breite zu nur noch einer vergleichsweise geringen Zunahme des Feinsedimentrückhalts führt (Abbildung 6 links). Die Variabilität des Rückhalts ist jedoch in Abhängigkeit von den spezifischen Rahmenbedingungen bei dieser geringen Breite noch sehr hoch und nimmt erst ab einer Breite von etwa 10 m deutlich ab. Erst dann ist auch unter weniger günstigen Bedingungen mit diesem hohen Rückhalt zu rechnen. Sehr ähnliche Abbildungen und Regressionsgleichungen finden sich bei LIU et al. (2008), COLLINS et al. (2009), YUAN et al. (2009) und ZHANG et al. (2010), was aufgrund der ähnlichen Datengrundlage nicht verwunderlich ist. In der aktuellsten Review von RAMESH et al. (2021) wird gemäß der dort genannten Regressionsgleichung ein Rückhalt von 80% erst bei einer Breite von ca. 10 m erreicht.

Bei vielen der in den oben erwähnten Reviews ausgewerteten Primärstudien handelt es sich um Freilandexperimente unter kontrollierten, oft optimalen Bedingungen (z. B. geringe angeschlossene Ackerfläche, künstliche Beregnung, gleichmäßiger Oberflächenabfluss ohne präferenzielle Fließwege). Berücksichtigt man überwiegend Freilandstudien unter realistischen Bedingungen, ist der Feinsedimentrückhalt bei gleicher Breite deutlich geringer. Er beträgt dann bei der oben erwähnten Breite von 10 m nur 65%, wohingegen ein ähnlich hoher Rückhalt von ca. 80% erst bei einer Breite von > 20 m erreicht wird (SWEENEY & NEWBOLD, 2014; Abbildung 6 rechts).

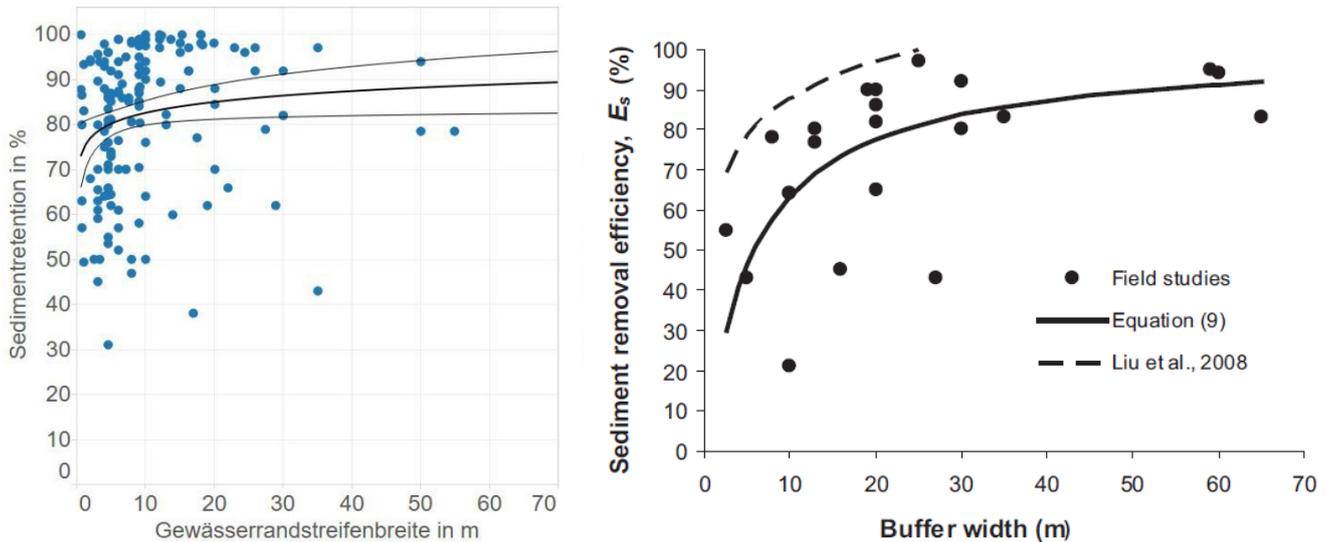


Abbildung 6: Feinsedimentrückhalt in Abhängigkeit von der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation, (a) einschließlich unter Berücksichtigung von Freilandexperimenten unter kontrollierten, optimalen Bedingungen (links, aus VENOHR & FISCHER, 2017) bzw. (b) mit einem Focus auf Freilanduntersuchungen unter realistischen, suboptimalen Bedingungen, i. V. z. der mit VENOHR & FISCHER (2017) vergleichbaren Review von LIU et al. (2008) (rechts, SWEENEY & NEWBOLD, 2014).

Präferenzielle Fließwege: Analog zum Rückhalt der Nährstoffe aus dem Oberflächenabfluss hängt auch der Feinsedimentrückhalt wesentlich von der Rauigkeit des Bodens im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation ab, da dadurch die Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses verringert wird und dieser vermehrt im Boden infiltriert. Durch die Verringerung des Abflusses wird die Fließtiefe und damit die Fließgeschwindigkeit weiter herabgesetzt. Daher ist der Feinsedimentrückhalt am größten, wenn der Oberflächenabfluss nicht konzentriert, sondern gleichmäßig auf der ganzen Länge die gewässerbegleitende Vegetation mit geringer Fließtiefe durchfließt (BARLING & MOORE, 1994; DOSSKEY, 2001). Wenn sich der Oberflächenabfluss konzentriert erhöht sich die Fließtiefe und damit die Fließgeschwindigkeit. Darüber hinaus wird bei diesem höheren Abfluss lokal die Infiltrations-Kapazität des Bodens überschritten und weniger Oberflächenabfluss versickert. Die Ausbildung solcher präferenziellen Fließwege wird von vielen Autorinnen und Autoren als wesentlicher Faktor angesehen, der den Feinsedimentrückhalt durch die gewässerbegleitende Vegetation beeinträchtigen kann (DOSSKEY, 2001; VENOHR & FISCHER, 2017).

Im Gegensatz zum Nährstoffrückhalt werden die auf Ackerflächen häufig angelegten Drainagen in der Literatur bisher kaum als künstliche präferenzielle Fließwege betrachtet und diskutiert, über die Feinsediment direkt ins Gewässer gelangt und damit die Wirksamkeit der gewässerbegleitenden Vegetation verringern. Jedoch zeigen mehrere Studien, dass der Feinsediment-Eintrag über Drainagen annähernd gleich hoch und ebenso bedeutend sein kann wie der Eintrag über die Erosion des Oberbodens durch Oberflächenabfluss (RUSSELL et al., 2001; CHAPMAN et al., 2005; DEASY et al., 2009). Dies ist insbesondere deshalb von hoher ökologischer Bedeutung, da die Drainagen ein wichtiger Eintragspfad für sehr feine Bodenpartikel $< 2 \mu\text{m}$ zu sein scheinen (LEGALL et al., 2017).

Hangneigung: In einigen wenigen Reviews und Meta-Analysen wurde der Einfluss der Hangneigung der Randstreifen auf den Feinsedimentrückhalt untersucht und quantifiziert. Die Ergebnisse dieser Studien zeigen, dass der Feinsedimentrückhalt ab einem bestimmten Schwellenwert des Gefälles von 5% (YUAN et al., 2009) bzw. 9% (LIU et al., 2008) und 10% (ZHANG et al., 2010) abnimmt. Als Grund wird die höhere Fließgeschwindigkeit, die damit geringere Verweilzeit und Infiltration des Oberflächenabflusses und daraus resultierende höhere Transportkraft angenommen. Tatsächlich nimmt der Feinsedimentrückhalt aber nicht kontinuierlich mit zunehmender Hangneigung ab. Vielmehr nimmt der Feinsedimentrückhalt zuerst einmal mit der Hangneigung zu, bevor bei 9-10% ein maximaler Rückhalt erreicht wird und dieser dann mit weiter zunehmender Hangneigung wieder abnimmt (Abbildung 7). Bei zu geringer Hangneigung kann sich offensichtlich noch kein Abfluss ausbilden, aus dem die gewässerbegleitende Vegetation das Sediment zurückhalten könnte (LIU et al., 2008). Der Einfluss der Hangneigung ist aber geringer als der der Breite und liegt in der Größenordnung von 10-20 Prozentpunkten (LIU et al., 2008; YUAN et al., 2009; ZHANG et al., 2010). Je nach Hangneigung ändert sich der Feinsedimentrückhalt in dieser Größenordnung, wohingegen durch eine Zunahme der Breite von 5 auf 20 m der Rückhalt um 50 Prozentpunkte erhöht werden kann (Abbildung 6 rechts).

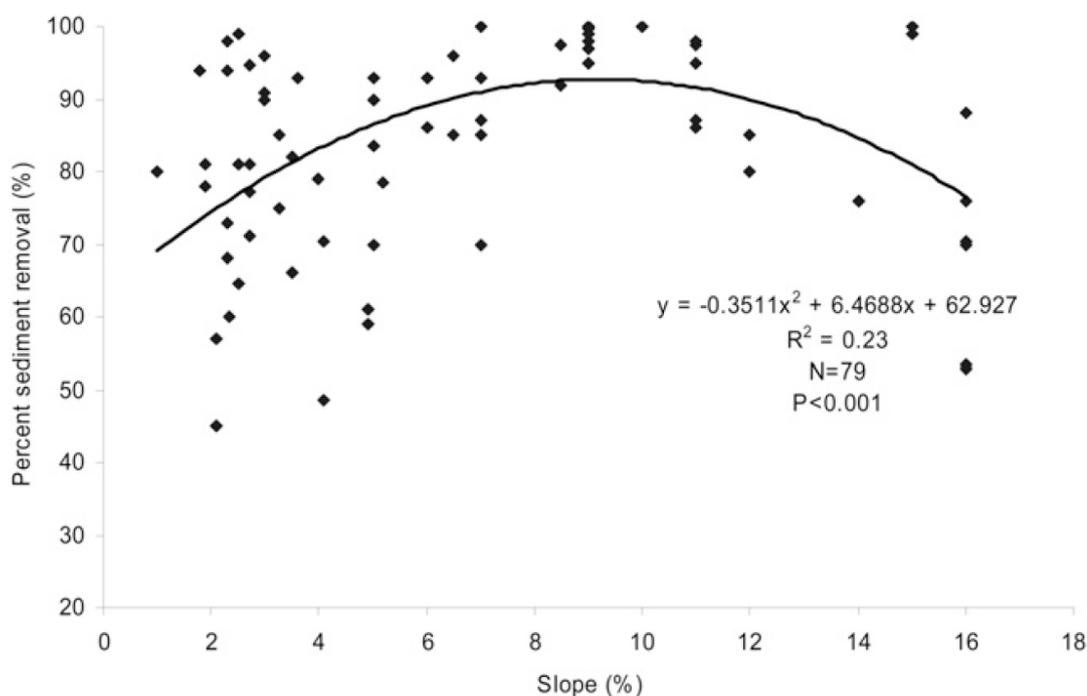


Abbildung 7: Feinsedimentrückhalt in Abhängigkeit von der Hangneigung im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation (Gefälle zum Gewässer hin) aus Liu et al. (2008).

Art der gewässerbegleitenden Vegetation: In der Literatur wird häufig zwischen grasig/krautiger Vegetation und Gehölzen unterschieden. Ähnlich wie bei den Untersuchungen zum Rückhalt des an Bodenpartikel gebundenen Phosphor (siehe Abschnitt zum Nährstoffrückhalt) konnten die meisten Studien keinen Einfluss verschiedener Vegetationstypen auf den Feinsedimentrückhalt feststellen (YUAN et al., 2009; LIND et al., 2019). Die Untersuchung des Einflusses der Vegetation wird auch dadurch erschwert, dass gehölzbestandene Bereiche oft breiter sind als grasig/krautige Vegetationsstreifen und sich der Einfluss von Breite und Vegetation schwer getrennt betrachten lässt. Lediglich in der Review von RAMESH et al. (2021) konnte ein

geringerer Rückhalt unter Gehölzen i. V. z. grasig/krautiger Vegetation bzw. Gehölzen mit Unterwuchs nachgewiesen werden. Die Autoren weisen jedoch selbst darauf hin, dass der Stichprobenumfang für die Gehölze gering ist und alle Abschnitte aus einer einzigen Primärstudie stammen. Aufgrund des seitlichen Lichteinfalls dürften alle schmalen gehölzbestandenen Bereiche ohnedies einen dichten Unterwuchs aufweisen, so dass sich die Frage nach der Wirksamkeit schmaler, rein gehölzbestandener Vegetationsstreifen praktisch kaum stellen dürfte.

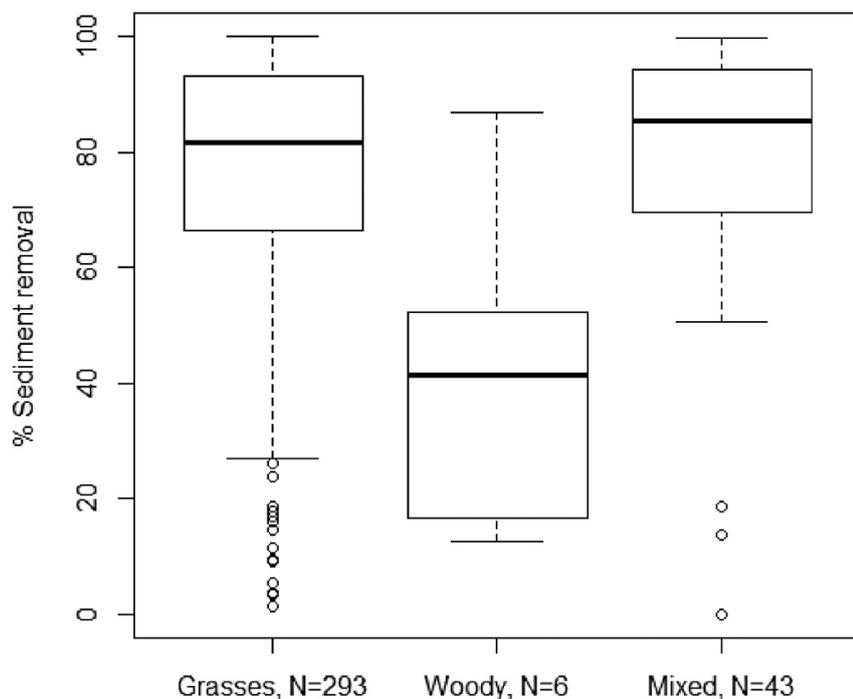


Abbildung 8: Feinsedimentrückhalt in Abhängigkeit verschiedener Vegetationstypen (grasig/krautig, Gehölze, Gehölze mit Unterwuchs) aus RAMESH et al. (2021).

Bodeneigenschaften (Bodenart des Ackers, Infiltrationskapazität des Bodens im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation): Wie oben bereits erwähnt werden die größeren Bodenpartikel (Sand) auf den ersten Metern zurückgehalten, wohingegen kleinere Bodenpartikel (Schluff, Ton) erst im weiteren Verlauf mit zunehmender Infiltration des Oberflächenabflusses und Verringerung der Fließgeschwindigkeit sedimentieren (DOSSKEY, 2001; PARKYN, 2004). Der Sedimentrückhalt verringert sich daher mit abnehmender Größe der Bodenpartikel und ist damit von der Bodenart des Ackerbodens abhängig von der das erodierte Feinsediment stammt (POLYAKOV et al., 2005).

Die größeren Bodenpartikel (Sand) sedimentieren am Übergang von der Ackerfläche zur gewässerbegleitenden Vegetation aufgrund der höheren Rauigkeit und verringerten Fließgeschwindigkeit. Die kleineren Bodenpartikel (Schluff, Ton) bleiben jedoch in Suspension. Sie werden durch einen anderen Mechanismus zurückgehalten; die Infiltration des Oberflächenabflusses (PARKYN, 2004). Daher hängt deren Rückhalt nicht nur von der Rauigkeit im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation ab, sondern auch von der Infiltrationskapazität des Bodens (DOSSKEY, 2001).

Wissenslücken und Forschungsbedarf zum Feinsedimentrückhalt

Anteil des Eintrags über Drainagen am Feinsedimenteintrag: Wie im Absatz zu den präferenziellen Fließwegen erläutert, zeigen mehrere Studien, dass der Feinsediment-Eintrag über Drainagen annähernd gleich hoch und ebenso bedeutend sein kann wie der Eintrag über die Erosion des Oberbodens durch Oberflächenabfluss (RUSSELL et al., 2001; CHAPMAN et al., 2005; DEASY et al., 2009). Auf diesen Eintragspfad über Drainagen hat die gewässerbegleitende Vegetation jedoch keinen Einfluss. Der Anteil des Feinsedimenteintrags über die Drainagen hängt vermutlich stark von den lokalen pedologischen und klimatischen Bedingungen ab (z. B. Bodenart und Grobporenanteil des Ackerbodens, Regenintensität) und ist eventuell auch von der Bauart abhängig. In weiteren Studien sollte geklärt werden, unter welchen Bedingungen der Feinsedimenteintrag besonders hoch ist und wie dieser ggf. verringert werden kann, auch wenn die Drainagen nicht geschlossen werden können.

Wirksamkeit auf Einzugsgebietsebene: Nahezu alle Studien zum Feinsedimentrückhalt wurden unter experimentellen Bedingungen auf kleinen Versuchsflächen oder kurzen Gewässerabschnitten durchgeführt (DOSSKEY, 2001). Unter realen Bedingungen kann die Wirksamkeit insbesondere durch präferenzielle Fließwege im weiteren Sinne (Erosionsrinnen, Wegenetz, Drainagen) stark eingeschränkt werden. Es stellt sich daher die Frage, ob die Ergebnisse der Studien auf längere Gewässerstrecken oder ganze Einzugsgebiete übertragbar sind. Darüber hinaus hängt der Rückhalt von weiteren Faktoren wie Hangneigung und Bodeneigenschaften ab, die innerhalb eines Einzugsgebietes stark variieren können. Daher variiert auch die Wirksamkeit je nach Lage im Einzugsgebiet und Gewässernetz potenziell stark. Es stellt sich daher die Frage, in welchem Teil des Einzugsgebietes die Entwicklung gewässerbegleitender Vegetation am wirksamsten ist und die oft begrenzten Mittel am effektivsten eingesetzt werden können. Diese Fragen könnten mit Hilfe von Einzugsgebietsmodellen geklärt werden (YUAN et al., 2009). Die Modelle müssten dann aber auch mit einzugsgebietsweiten Messungen kalibriert und validiert werden. Im Gegensatz zum Nährstoffrückhalt auf Einzugsgebietsebene, wurden keine vergleichbaren großskaligen Studien zum Feinsedimentrückhalt gefunden.

3.2.3 Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln

Literaturquellen

Der Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln (PSM) wurde bisher zwar weniger häufig als der Nährstoff- und Feinsedimentrückhalt untersucht, jedoch aufgrund der ähnlichen Prozesse oft im Zusammenhang mit diesen. Darüber hinaus gibt es eine größere Zahl von Primärstudien, die sich explizit mit dem Rückhalt von PSM beschäftigen und auch bereits eine größere Zahl an Reviews. Daher wird analog zum Nährstoff- und Feinsedimentrückhalt im Rahmen des F+E Vorhabens der Stand des Wissens im Folgenden auf Grundlage der bereits umfangreichen Auswertungen der Primärliteratur in den 16 vorliegenden Reviews dargestellt. Diese Literatur beschäftigt sich mit überwiegend grasig/krautigen Vegetationsfilterstreifen an Ackerflächen und nicht zwingend explizit mit Vegetationsstreifen an Gewässern, d. h. der natürlicherweise holzigen gewässerbegleitenden Vegetation. Darüber hinaus wurde die aktuelle Literatur zur generellen Bedeutung bzw. Wirkung von PSM auf die Besiedlung von Fließgewässern gesichtet.

Bedeutung von Pflanzenschutzmitteln für die Besiedlung von Fließgewässern

Pflanzenschutzmittel (PSM): Pflanzenschutzmittel sind Agrochemikalien, die das Wachstum der Ackerpflanzen fördern, indem sie andere unerwünschte Pflanzen sowie die Ackerpflanzen schädigende Pilz- und Tierarten (insbesondere Insektenarten) unterdrücken bzw. abtöten. Sie werden daher auch als Herbizide, Fungizide sowie Insektizide und in ihrer Gesamtheit als Pestizide bezeichnet.

Auswirkung von Pflanzenschutzmitteln auf die Besiedlung in und an Fließgewässern: Während der Eintrag von Nährstoffen und Feinsediment vor allem die Besiedlung der Gewässer an sich beeinflusst, wirken sich Pflanzenschutzmittel sowohl auf die Besiedlung im Fließgewässer als auch auf die Organismen entlang der Fließgewässer, d. h. auf die terrestrische Fauna im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation aus. Betroffen sind hierbei die Wasserpflanzen und insbesondere die Insektenfauna.

Die Makrophyten werden als Wasserpflanzen potenziell vor allem durch Herbizide beeinträchtigt. In Labor- und Freilandexperimenten haben verschiedene Herbizide wie Atrazin, Hexazinon, Metazachlor und Iofensulfuron insbesondere die Biomasseproduktion von Makrophyten (SOLOMON et al., 1996; MOHR et al., 2007; WIECZOREK et al., 2017; RIBEIRO et al., 2019), aber auch von Algen (MOHR et al., 2007; FERNÁNDEZ-NAVEIRA et al., 2016) und dem Phytobenthos (BIGHIU et al., 2020) verringert. So konnten MOHR et al. (2007) ab einer Metazachlor Konzentration von 5 µg/l negative Effekte und ab 20 µg/l einen massiven Rückgang der Biomasse, insbesondere bei den Fadenalgen um den Faktor 10 beobachten. Kritisch sind vor allem Herbizide die persistent und leicht löslich sind, d. h. die nicht in Form der Abbauprodukte, sondern als wirksames Herbizid schnell ins Gewässer gelangen (SALAZAR-LEDESMA, et al., 2018), wie z. B. die Triazine Atrazin und Hexazinon (RIBEIRO et al., 2019). Die Makrophyten und das Phytobenthos scheinen sich jedoch nach einer für das Freiland typischen, zeitlich begrenzten Herbizid-Belastung (Stoßbelastung von wenigen Tagen) relativ schnell wieder zu erholen (SOLOMON et al., 1996; KING et al., 2016; WIECZOREK et al., 2017; BIGHIU et al., 2020).

In Bezug auf Fungizide und insbesondere Insektizide wird in der Literatur vor allem der Einsatz von Makrophyten und Algen zur Phytoremediation diskutiert. Es erscheint unstrittig, dass Wasserpflanzen in langsam durchflossenen Pflanzenkläranlagen die Pestizid-Konzentration signifikant und in der Größenordnung von >70% reduzieren können (STEHLE et al., 2011). Jedoch scheinen die Pestizide in natürlichen, schnell durchflossenen Bächen nur temporär an die Wasserpflanzen zu binden, um später bei geringeren Pestizid-Konzentrationen wieder in Lösung zu gehen (STANG et al., 2016).

Herbizide haben auf die terrestrische Insektenfauna vor allem eine indirekte Wirkung (PROSSER et al., 2016). Diese scheint vor allem auf der Abnahme des Blütenangebots und der generellen Veränderung der Vegetationsstruktur zu beruhen. So untersuchten FEBER et al. (1996) gleichzeitig die Pflanzen- und Schmetterlingsgemeinschaften an Feldrändern, die dem Breitbandherbizid Glyphosat ausgesetzt waren. Dies führte zu einer signifikanten Abnahme von Abundanz (53–58% Reduktion) und Artenreichtum (19–23% Reduktion) der Schmetterlinge. Dies ging einher mit einer signifikant geringeren Häufigkeit von Blüten und mehrjährigen Nektarquellen. Vergleichbare Beobachtungen machten auch PLEASANTS & OBERHAUSER (2012). Die generelle Veränderung der Vegetationsstruktur wirkt unterschiedlich stark auf die Insektenfauna. HAWTHORNE & HASSALL (1995) beobachteten keinen signifikanten Unterschied in Abundanz und Artenzahl von Laufkäfern beim Vergleich von mit Herbiziden behandelten Ackerändern und Naturschutzgebieten. Hingegen beobachtete BRUST (1990) einen Rückgang bei großen Käfern mit einer Körperlänge von >10 cm in mit Herbiziden besprühten Parzellen. Der Effekt stand in Zusammenhang mit der Effektivität der Herbizide (Paraquat > Glyphosat > Atrazin = Simazin). Die Abundanz der Käfer nahm 7 bzw. 14 Tage nach der Ausbringung von Paraquat und Glyphosat signifikant um 28% bzw. 30% ab. Die Abundanz auf mit Atrazin und Simazin behandelten Parzellen war nach 21 Tagen im Vergleich zu Kontrollparzellen verringert, der Unterschied war jedoch nicht signifikant ($p > 0,05$). Die Anwendung von Paraquat und Atrazin ist in Deutschland untersagt, die prinzipielle Wirkung auf die Vegetationsstruktur dürfte sich aber nicht von zugelassenen Herbiziden unterscheiden. Schließlich hat der vom Anwender gewünschte Effekt der Herbizide, die Unterdrückung des

Wachstums anderer Pflanzenarten als der Nutzpflanze, eine Wirkung auf phytophage Arten (z. B. SPEIGHT & WHITTAKER, 1987). Direkte toxische Wirkungen von Herbiziden auf Insekten scheinen allenfalls eine untergeordnete Rolle zu spielen. Darauf deuten Versuche, bei denen Insektenarten mit Pflanzen gefüttert wurden, die mit Herbiziden behandelt wurden, während eine Vergleichsgruppe unbehandelte Pflanzen als Nahrung erhielt. Die Mortalität unterschied sich nicht, jedoch waren in manchen Fällen Elemente des Lebenszyklus wie z. B. die Verpuppungsdauer betroffen (SPEIGHT & WHITTAKER, 1987; KJAER & ELMGAARD, 1996).

Insektizide wirken sich im Unterschied dazu direkt auf die Mortalität der terrestrischen Insektenfauna aus, inklusive vieler Nicht-Zielorganismen. Eine verbreitete Substanzklasse von Insektiziden sind die Neonicotinoide, selektive Nervengifte, die auf Nervenzellen von Insekten weit stärker wirken als auf Nervenzellen von Wirbeltieren. Sie werden insbesondere zur Bekämpfung von phytophagen Insekten eingesetzt, die auf Kulturpflanzen fressen. Neonicotinoide haben gemäß der Pesticide Properties Database (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm>) eine mäßige bis hohe Toxizität für Honigbienen. Dies betrifft sowohl letale als auch subletale Effekte, z. B. auf die generelle Aktivität und das Sammelverhalten von Honigbienen. Die meisten dieser Erkenntnisse wurden in Laborstudien ermittelt. Inwieweit die Erkenntnisse auf das Freiland übertragbar sind, ist im Einzelfall umstritten (LUNDIN et al., 2015).

Viele Wasserinsekten sind jedoch besonders anfällig für Neonicotinoide (ANDERSON et al., 2014), z. B. bestimmte Arten aus den Gruppen der Stechmücken (Culicidae), Zuckmücken (Chironomidae), Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Köcherfliegen (Trichoptera), während Steinfliegen (Plecoptera) und Schnaken (Tipulidae) etwas weniger empfindlich sind (ROESSINK et al., 2013; ANDERSON et al., 2014; MORRISSEY et al., 2015; WILLIAMS & SWEETMAN, 2019). Dies gilt insbesondere für die Larven, also für die aquatischen Lebensstadien und den Fall, dass Neonicotinoide ins Gewässer gelangen. Auch bei Wasserinsekten wurden viele subletale Wirkungen beobachtet, z. B. Inaktivität und andere Verhaltensänderungen (ANDERSON et al. 2014). In Mesokosmen-Experimenten wurde die Emergenz von Zuckmücken (Chironomidae) durch Zugabe von Neonicotinoiden erheblich reduziert (WILLIAMS & SWEETMAN, 2019). Diese Ergebnisse lassen sich teilweise auch im Freiland beobachten: In Feuchtgebieten mit höheren Neonicotinoid-Konzentrationen wurde eine signifikante Abnahme der Abundanz von Wasserinsekten beobachtet (CAVALLARO et al., 2019). Larven von Wasserinsekten können Neonicotinoid-Verbindungen über kontaminierte Blätter aufnehmen, wodurch die Abundanz von Zerkleinerern im Gewässer beeinflusst werden kann (CAVALLARO et al., 2019). Auch andere Insektizide wirken auf Wasserinsekten. Permethrin, ein Pyrethroid das als Kontakt- und Fraßgift wirkt, hat im Gewässer erhebliche Auswirkungen auf Insekten. Eine häufig beobachtete Verhaltensänderung von Wasserinsektenlarven nach der Applikation von Permethrin ist eine erhöhte organismische Drift (WURZEL, 2020), in der Regel ein Zeichen dafür, dass sich die Bedingungen im Gewässer verschlechtert haben und die Organismen somit versuchen, passiv ein besser geeignetes Habitat aufzusuchen.

Synergistische Wirkungen verschiedener PSM sind bislang noch nicht gut verstanden. Untersuchungen von WERNECKE et al. (2019) deuten darauf hin, dass z. B. Mischungen von Neonicotinoiden und Fungiziden erheblich stärkere Effekte auf Nicht-Zielorganismen haben können, als die Applikation der einzelnen Stoffe.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich PSM über eine Vielzahl von Wirkungsketten auf Nicht-Zielorganismen unter den Insekten auswirken, sowohl im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation (terrestrische Insektenarten), als auch auf die Gewässerfauna. Herbizide wirken insbesondere über die Reduktion des Blütenangebotes auf blütenbesuchende Insekten, über die Reduktion von Wildpflanzen auf herbivore Insekten und über die Veränderung der Vegetationsstruktur auf bodenlebende Insekten. Insektizide

können auch Nicht-Zielorganismen unter den Insekten töten oder subletale Effekte wie z. B. Verhaltensänderungen verursachen. Vieles deutet darauf hin, dass Wasserinsekten, vor allem im Larvalstadium, besonders sensitiv auf Insektizide reagieren. In einer aktuellen Studie wurde nachgewiesen, dass der diffuse PSM-Eintrag in kleinen Tieflandbächen die größte Belastung für das Makrozoobenthos darstellt, noch vor der Beeinträchtigung der Habitatdiversität und der Nährstoffbelastung (LIESS et al., 2021).

Letale oder andere akut toxische Effekte von PSM auf Fische sind i. V. z. Makrozoobenthos eher selten (SCHÄFER et al., 2011; NOWELL et al., 2018) Jedoch ist nicht ausreichend gut untersucht, welche Konzentrationen und toxischen Effekte sich bei einer ereignisbasierten Beprobung ergeben würden (d. h. während Regenereignissen) sowie welche chronischen Effekte und Wechselwirkungen es gibt (SCHÄFER et al., 2012). Darüber hinaus reichern sich die PSM in Fischen an und können damit potenziell die Fitness der Tiere beeinträchtigen (BELENGUER et al., 2014). So wurden beispielsweise bei Salmoniden Verhaltensänderungen beobachtet, die zu einer verminderten Nahrungsaufnahme und Wachstum führten (BALDWIN et al., 2009).

Eintragspfade von Pflanzenschutzmitteln ins Gewässer

Pflanzenschutzmittel werden hauptsächlich in der Landwirtschaft eingesetzt. Jedoch finden sie auch in Privatgärten und als Biozide zur Unkrautbekämpfung auf öffentlichen Grünflächen, entlang von Straßen und Bahnanlagen Anwendung (GERECKE et al., 2002). Einige Indikatorsubstanzen für Biozide wie Mecoprop und Carbendazim stammen zu einem größeren Teil bzw. Indikatorsubstanzen wie Carbendazim überwiegend aus nicht-landwirtschaftlichen Quellen (IKSR 2010). Diese urbanen Quellen können einen substantziellen Anteil an der PSM-Belastung in Fließgewässern ausmachen (TAUCHNITZ et al., 2020).

Im Gegensatz zum Nährstoffeintrag spielen Kläranlagen und die daran angeschlossenen urbanen Gebiete und landwirtschaftlichen Betriebe als Punktquellen beim Eintrag von PSM in Gewässer noch eine große Rolle (MÜLLER et al. 2002). Nicht nur in Deutschland, sondern europaweit wird der Anteil des Eintrags aus Punktquellen auf 40-90% geschätzt (JAEKEN & DEBAER, 2005 in REICHENBERGER et al., 2007). In den von NEUMANN et al. (2002) untersuchten Gewässern stammte ein größerer Teil der Herbizide und der ganz überwiegende Teil der Insektizide und Fungizide von Hofflächen landwirtschaftlicher Betriebe. Auch in der Studie von GERECKE et al. (2002) stammte der größte Teil der in der Landwirtschaft eingesetzten PSM Atrazin, Metolachlor und Isoproturon sowie die überwiegend aus nicht-landwirtschaftlichen Anwendungen eingetragenen Biozide wie Mecoprop aus Kläranlagen. Auch in einer aktuelleren Studie stammten die für Wasserorganismen besonders problematischen Neonicotinoide ganz überwiegend aus Kläranlagen (MÜNZE et al., 2017). Diese Studien legen nahe, dass die gute fachliche Praxis (Vermeidung von Verlusten bei Lagerung, Entsorgung, Spritzenreinigung) noch nicht in allen Betrieben eingehalten wird und ein relevanter Teil der PSM-Belastung aus nicht-landwirtschaftlichen Quellen stammt. Der PSM-Eintrag aus landwirtschaftlichen Punktquellen lässt sich nach Ansicht vieler Autorinnen und Autoren einfach vermeiden (RÖTTELE, 2013), wird aber vermutlich nicht ausreichen, um die PSM-Konzentrationen in den Gewässern in ausreichendem Umfang zu reduzieren (REICHENBERGER et al., 2007).

Neben den Punktquellen spielen aber auch die diffusen Quellen eine wichtige Rolle. Ähnlich wie die Nährstoffe können die PSM prinzipiell über den Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und das Grundwasser ins Gewässer gelangen (siehe Abschnitt zum Nährstoffrückhalt für weitere Erläuterungen zu den Eintragspfaden). Darüber hinaus können die PSM bei der Ausbringung über Wind verfrachtet und als sogenannte Abdrift ins Gewässer gelangen. Es wird geschätzt, dass etwa 35% des PSM-Eintrags diffus über den Oberflächenabfluss und 5% über die Abdrift erfolgen (RÖTTELE, 2013).

Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln durch Vegetationsfilterstreifen

Oberflächenabfluss: Im Bereich der Vegetationsfilterstreifen versickert ein Teil des Oberflächenabflusses, wodurch sich die Fließtiefe und -geschwindigkeit verringert und dieser zusammen mit den gelösten PSM vermehrt im Boden infiltriert. Der Zwischenabfluss hat eine deutlich geringere Fließgeschwindigkeit und damit höhere Verweilzeit. Dadurch können die gelösten PSM im Oberboden gebunden und abgebaut werden. Dies hängt wesentlich von der Rauigkeit des Bodens ab. Je höher die Rauigkeit, desto stärker wird die Fließgeschwindigkeit verringert, was zu einer vermehrten Infiltration des Oberflächenabflusses führt (LACAS et al., 2005). Die Rauigkeit und die durch den verringerten Abfluss geringere Transportkapazität führt darüber hinaus zur Sedimentation der an Bodenpartikel gebundenen PSM (KRUTZ et al., 2005; LACAS et al., 2005). Die sedimentierten Bodenpartikel werden schließlich von der Vegetation überwachsen und damit Teil des durchwurzelteten Oberbodens. Analog zum Rückhalt von partikulär gebundenem Phosphor ist zu berücksichtigen, dass die Sedimentation der größeren Bodenpartikel (z. B. Sand, Schluff) auf den ersten Metern erfolgt, die kleineren Bodenpartikel (Ton) aber erst im weiteren Verlauf sedimentieren. Daher werden die an Tonpartikel gebundenen PSM in schmalen Vegetationsfilterstreifen nicht zurückgehalten (KRUTZ et al., 2005).

Die in den Boden infiltrierten PSM werden vor allem an organisches Material gebunden (LACAS et al., 2005) und sowohl die adsorbierten als auch die im Bodenwasser gelösten PSM abgebaut (KRUTZ et al., 2005; LACAS et al., 2005). Aufgrund des höheren Anteils organischen Materials erfolgt dieser Abbau vor allem im Oberboden, in dem die mikrobielle und enzymatische Aktivität hoch ist (KRUTZ et al., 2005; LACAS et al., 2005). Die Abbauprodukte (Metabolite) sind jedoch teilweise sehr stabil und die vollständige Mineralisation braucht zum Teil mehrere Jahre (LACAS et al., 2005). Die Wirkungen und Wechselwirkungen der großen Zahl möglicher Metabolite sind bisher kaum untersucht und schwer abschätzbar (LACAS et al., 2005). Es gibt auch Hinweise darauf, dass die Aufnahme der PSM durch die Vegetation einen substantziellen Beitrag zum Rückhalt von PSM leisten kann (KRUTZ et al., 2005; DOSSKEY et al., 2010).

Abdrift: Bei der Ausbringung der PSM wird ein Teil durch Wind verdriftet und kann so außerhalb der Ackerflächen, z. B. in Gewässer gelangen. Trotz der geringen relativen Menge im Vergleich zum Eintrag aus dem Oberflächenabfluss kann die Abdrift zu zwar nur kurzzeitigen aber dennoch hohen Konzentrationen in Gewässern führen, da die gesamte Abdrift innerhalb der kurzen Zeit der Ausbringung die Gewässer erreicht (REICHENBERGER et al., 2007). Mittlerweile gehören technische Lösungen zur Minimierung der Abdrift und die Berücksichtigung der Wetterbedingungen bei der Ausbringung von PSM zur guten fachlichen Praxis (TOPPS-Provisis). Diese technischen Lösungen sind jedoch bei Raumkulturen wie Hopfen, Obstanlagen und Rebflächen nur eingeschränkt umsetzbar und in einigen Regionen ist der Einsatz von Techniken mit hoher Abdrift wie z. B. durch Hubschrauber noch immer gängige Praxis. Wie bei anderen Vegetationsfilterstreifen führen auch bei der gewässerbegleitenden Vegetation zwei unterschiedliche Prozesse zum Rückhalt der Abdrift: Die Verringerung der Windgeschwindigkeit im Bereich der Ackerflächen und die Auskämmung und Ablagerung der Tropfen auf der Vegetations-Oberfläche (REICHENBERGER et al., 2007).

Faktoren die den Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln beeinflussen

Breite der Vegetationsfilterstreifen: Die Abhängigkeit des Rückhalts von PSM von der Breite der Vegetationsfilterstreifen wird hier getrennt für die zwei Eintragspfade der Abdrift und des Oberflächenabflusses betrachtet. Die notwendige Breite zum Rückhalt der Abdrift hängt maßgeblich von der Windgeschwindigkeit und der Dichte der als Windschutz fungierenden Gehölze ab. Das Vorhandensein von Gehölzen verringert die notwendige Breite der Vegetationsfilterstreifen für einen effektiven Rückhalt bzw. erhöht den Rückhalt auch bei

höheren Windgeschwindigkeiten (REICHENBERGER et al., 2007). Zur Abschätzung der Effektivität von Vegetationsfilterstreifen unterschiedlicher Breite stehen in Deutschland offizielle Datenbanken zur Verfügung (GANZELMEIER et al., 1995 und RAUTMANN et al., 2001 in REICHENBERGER et al., 2007).

Der PSM-Rückhalt aus dem Oberflächenabfluss wird wesentlich von der Breite des Vegetationsfilterstreifens bestimmt. Die Breite der Vegetationsfilterstreifen lässt sich als Proxy für die Verweilzeit verstehen, während der die PSM infiltrieren, im Oberboden adsorbiert und ebenso wie die partikulär gebundenen und sedimentierten PSM abgebaut werden können (KRUTZ et al., 2005; REICHENBERGER et al., 2007). Der überwiegende Teil der Reviews kommt zu dem Schluss, dass eine Breite von 5-10 m für einen effektiven Rückhalt von PSM (ca. 80%) ausreicht (Abbildung 9).

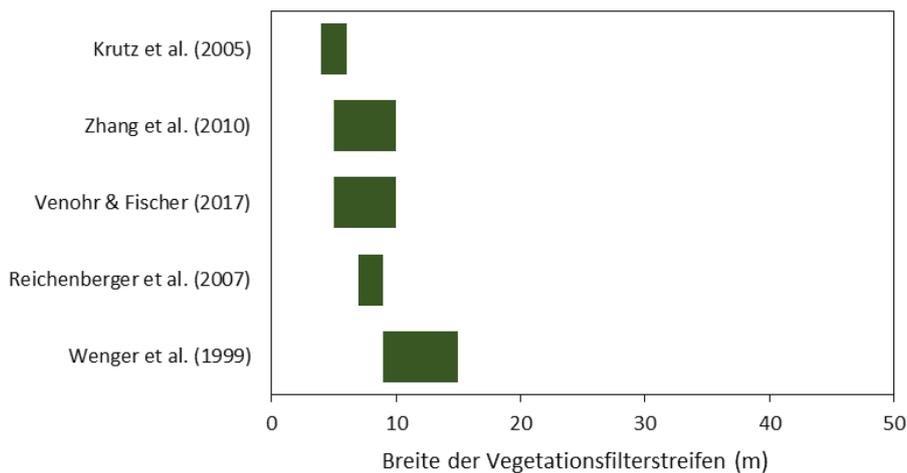


Abbildung 9: In den Reviews genannte notwendige Breite der Vegetationsfilterstreifen für einen effektiven Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln (ca. >80%).

VENOHR & FISCHER (2017) haben mehr als 40 Datensätze zum Rückhalt von PSM unterschiedlicher Löslichkeit aus verschiedenen Primärstudien zusammengestellt. Demnach nimmt der mittlere Rückhalt der PSM mit der Breite in Form einer Sättigungskurve erst sehr schnell und bei hohen Breiten nur noch vergleichsweise wenig zu (Abbildung 10 links). Auf Grundlage dieser Sättigungskurve könnte man ableiten, dass ein substanzieller Rückhalt von ca. 80% erst bei einer Breite von > 20 m erreicht wird. Jedoch macht die Darstellung in einem Box-Whisker Plot deutlich, dass der geringe mittlere Rückhalt bei großen Breiten auf wenige sehr geringe Werte zurückzuführen ist (Abbildung 10 rechts), die vermutlich mit der stark unterschiedlichen Löslichkeit der verschiedenen PSM zusammenhängt. In der überwiegenden Zahl der Fälle (Median) wird ein Rückhalt von 80% schon bei einer Breite von ca. 5-10 m erreicht (Abbildung 10 rechts).

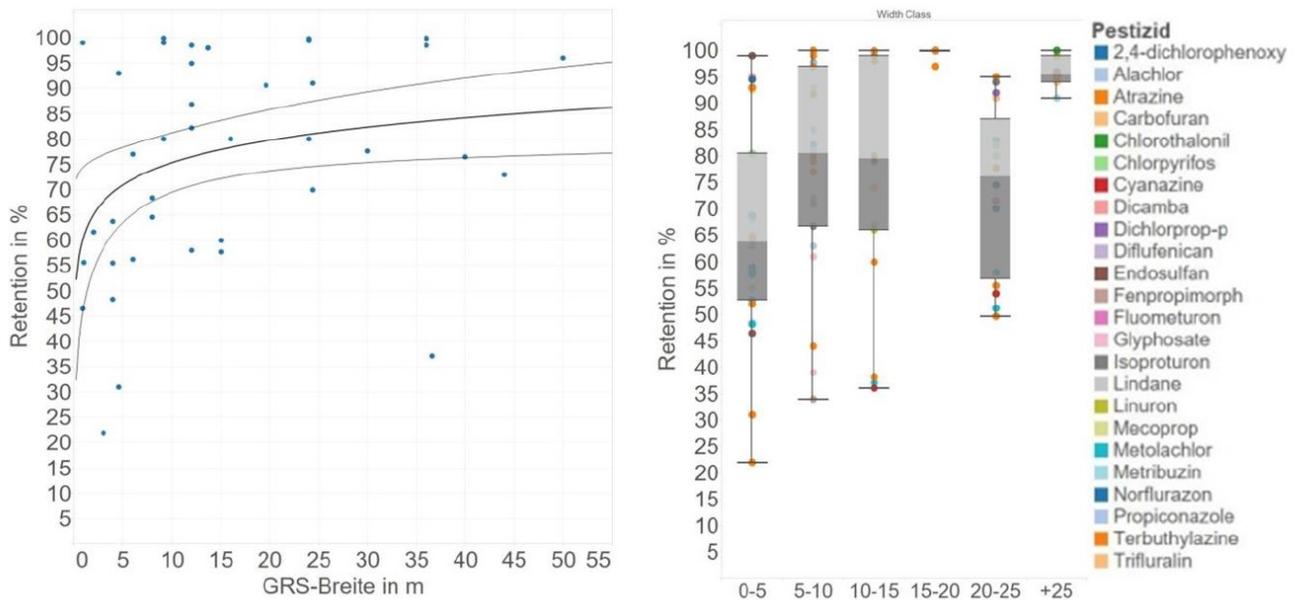


Abbildung 10: Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln in Abhängigkeit von der Breite des Vegetationsfilterstreifens (aus Venohr & Fischer 2017).

Breite in Abhängigkeit von der Löslichkeit der PSM: Generell ist der Rückhalt von an Bodenpartikel stark gebundenen PSM deutlich höher als die der leichter wasserlöslichen, mäßig bis schwach adsorbierten PSM (KRUTZ et al., 2005; REICHENBERGER et al., 2007). In den von ARORA et al. (2010) ausgewerteten Primärstudien betrug der durchschnittliche Rückhalt von schwach, mäßig und stark adsorbierten PSM 61%, 63% und 76%. Um die unterschiedlichen Untersuchungen besser vergleichen zu können haben ARORA et al. (2010) darüber hinaus auf Grundlage der Angaben zum Rückhalt von Oberflächenabfluss und Feinsediment den Rückhalt modelliert. Demnach beträgt der Rückhalt von schwach bis mäßig bzw. stark adsorbierten PSM im Mittel 45% bzw. 70%. Dabei werden die PSM nach ihrem Sorptionskoeffizienten K_{oc} in schwach (< 100 l/kg), mäßig (100 - 1.000 l/kg) und stark (> 1.000 l/kg) gebunden unterteilt. Bei stark gebundenen PSM ($K_{oc} > 1.000$ l/kg) ist davon auszugehen, dass sie ganz überwiegend an Bodenpartikel gebunden transportiert werden. Der K_{oc} wird berechnet aus dem Verhältnis der Konzentration des PSM im Boden (mg/kg) und im Bodenwasser (mg/L), normiert über den organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens, an den die organischen PSM-Verbindungen adsorbieren.

In ARORA et al. (2010) werden diese modellierten Werte zum Rückhalt nicht in Abhängigkeit von der Breite des Vegetationsfilterstreifens, sondern in Abhängigkeit vom Verhältnis der angeschlossenen Ackerfläche zur Fläche des Vegetationsfilterstreifens dargestellt. Auch wenn sich daraus keine direkten Empfehlungen für die Breite des Vegetationsfilterstreifens ableiten lassen zeigen die Ergebnisse doch deutlich den Unterschied zwischen (i) dem unabhängig von der Größe des Vegetationsfilterstreifens hohen Rückhalt stark adsorbierter PSM (Abbildung 11 links) und (ii) der deutlichen Abnahme des Rückhalts von mäßig bis schwach adsorbierten PSM bei geringerem Flächenverhältnis, d. h. abnehmender Fläche des Vegetationsfilterstreifens (Abbildung 11 rechts). Ein hoher Rückhalt ($\sim 80\%$) von mäßig bis schwach gebunden PSM ist demnach nur bei einem Flächenverhältnis von < 5 zu erwarten, aber auch bei ungünstigen Flächenverhältnissen ist immer noch ein Rückhalt von ca. 50% möglich.

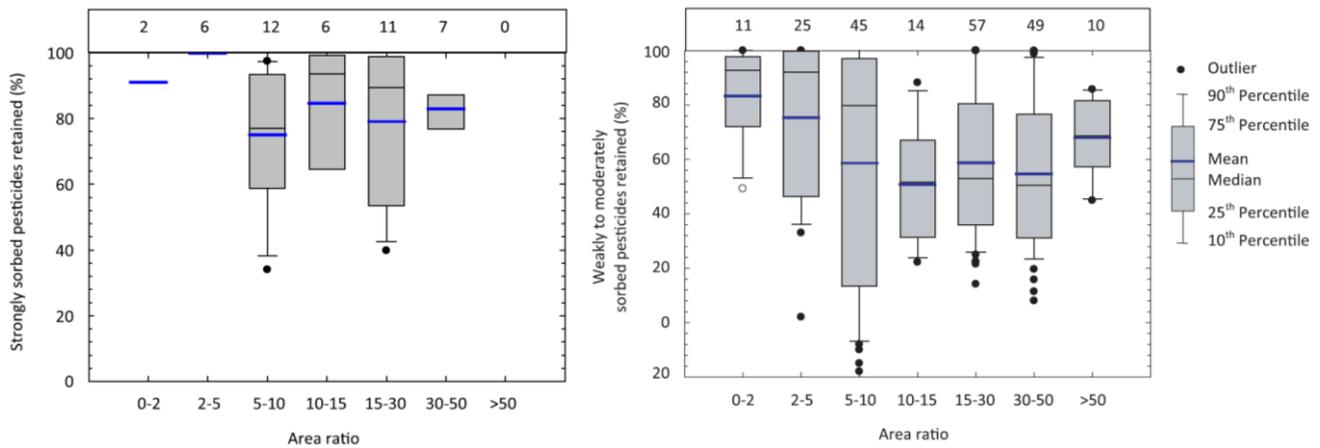


Abbildung 11: Rückhalt von stark (links) bzw. mäßig bis schwach (rechts) adsorbierten Pflanzenschutzmitteln in Abhängigkeit vom Verhältnis von angeschlossener Ackerfläche zur Fläche des Vegetationsfilterstreifens (aus Primärstudien abgeleitete Werte in ARORA et al., 2010).

REICHENBERGER et al. (2007), die den Rückhalt in Abhängigkeit von der Breite des Vegetationsfilterstreifens darstellen kommen zu ähnlichen Ergebnissen: Der Rückhalt von stark adsorbierten PSM ($K_{oc} > 1.000 \text{ l/kg}$) ist zwar tendenziell ab einer Breite von ca. 8 m höher (ca. 80%), der Unterschied zu schmalere Vegetationsfilterstreifen ist jedoch nicht statistisch signifikant (Abbildung 12 links). Der Rückhalt von mäßig bis schwach adsorbierten PSM ($K_{oc} < 1.000 \text{ l/kg}$) steigt hingegen mit zunehmender Breite des Vegetationsfilterstreifens bis zu einer Breite von ca. 8 m signifikant an (Abbildung 12 rechts).

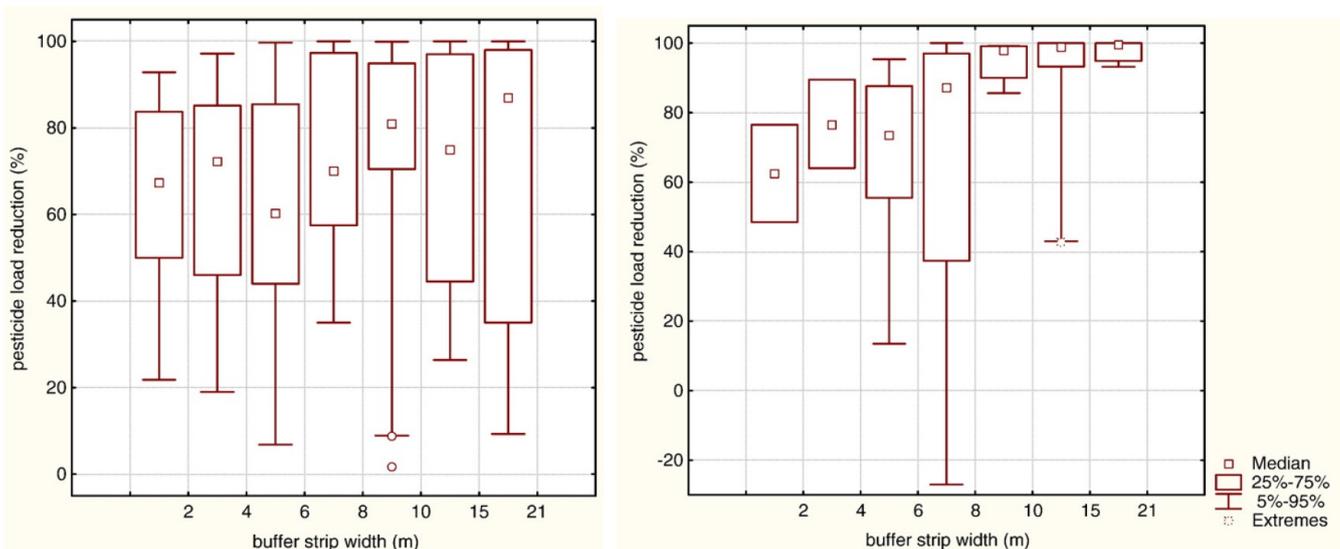


Abbildung 12: Rückhalt von stark (links) bzw. mäßig bis schwach (rechts) adsorbierten Pflanzenschutzmitteln in Abhängigkeit von der Breite des Vegetationsfilterstreifens (aus Primärstudien zusammengestellte Werte in REICHENBERGER et al. 2007).

Präferenzielle Fließwege: Analog zum Rückhalt der Nährstoffe und des Feinsediments aus dem Oberflächenabfluss hängt auch der Rückhalt der PSM wesentlich von der Rauigkeit des Bodens im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation ab, da dadurch die Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses verringert wird und dieser vermehrt im Boden infiltriert. Daher ist der PSM-Rückhalt am größten, wenn der Oberflächenabfluss nicht konzentriert, sondern gleichmäßig auf der ganzen Länge die gewässerbegleitende Vegetation mit geringer Fließtiefe und -geschwindigkeit durchfließt (NORRIS, 1993 in REICHENBERGER et al., 2007). Wenn sich der Oberflächenabfluss konzentriert, erhöht sich die Fließtiefe und damit die Fließgeschwindigkeit. Darüber hinaus wird bei diesem höheren Abfluss lokal die Infiltrations-Kapazität des Bodens überschritten und weniger Oberflächenabfluss versickert. Zusammen mit Makroporen und Rissen im Boden als präferenzielle Fließwege werden diese von vielen Autorinnen und Autoren als wesentlicher Faktor angesehen, der den Rückhalt von PSM durch die gewässerbegleitende Vegetation beeinträchtigen kann (MUSCUTT et al., 1993; DOSSKEY, 2001; REICHENBERGER et al., 2007). Durch die präferenziellen Fließwege verringert sich die Verweilzeit der PSM im Oberboden, wo sie adsorbiert und besser abgebaut werden können als in tieferen Bodenschichten (REICHENBERGER et al., 2007). Die auf Ackerflächen häufig angelegten Drainagen sind künstliche präferenzielle Fließwege, in denen nicht nur leicht lösliche, sondern auch an Bodenpartikel gebundene PSM transportiert werden können (REICHENBERGER et al., 2007).

Art der Vegetation: In der Literatur finden sich keine Hinweise, dass die Art der Vegetation den Rückhalt von PSM signifikant beeinflusst (ZHANG et al., 2010). Dies ist aber möglicherweise auch auf die geringe Anzahl von Studien zum PSM-Rückhalt in rein gehölzbestandenen Vegetationsfilterstreifen zurückzuführen. Ähnlich wie beim Feinsedimentrückhalt wird die Untersuchung des Einflusses der Vegetation auch dadurch erschwert, dass gehölzbestandene Bereiche oft breiter sind als grasig/krautige Vegetationsstreifen und sich der Einfluss von Breite und Vegetation schwer getrennt betrachten lässt. Aufgrund des seitlichen Lichteinfalls dürften alle schmalen gehölzbestandenen Bereiche ohnedies einen dichten Unterwuchs aufweisen, so dass sich die Frage nach der Wirksamkeit schmaler, rein gehölzbestandener Vegetationsfilterstreifen praktisch kaum stellen dürfte.

Bodeneigenschaften (Bodenart, Anteil organischen Materials, Bodenfeuchte): Anders als lange angenommen bilden sich präferenzielle Fließwege im Boden nicht nur in tonigem, sondern auch in schluffigem oder auch sandigem Material aus. Nichtsdestotrotz ist der PSM-Rückhalt in sehr tonigen Böden mit großen Megaporen und Rissen und damit vielen präferenziellen Fließwegen kleiner als in wenig strukturierten Sandböden (REICHENBERGER et al., 2007). Präferenzielle Fließwege erhöhen ebenso wie ein geringer Anteil organischen Materials im Oberboden die Auswaschung von PSM in tiefere Bodenschichten und letztendlich ins Grundwasser, insbesondere von leicht löslichen und schwer abbaubaren PSM (KRUTZ et al., 2005; LACAS et al., 2005; REICHENBERGER et al., 2007).

Die Konzentration auf den Ackerflächen und der Eintrag von PSM in Gewässer erfolgt vor allem während der ersten stärkeren Niederschlagsereignisse nach der Ausbringung (MUSCUTT et al., 1993). Dies hängt auch damit zusammen, dass die PSM über die Zeit im Boden abgebaut werden (COLLINS et al., 2009). Daher sind die Bodenverhältnisse (Bodenfeuchte, Grundwasserstand) und der Vegetationszustand (grasig/krautiger Unterwuchs) zu diesem Zeitpunkt vermutlich ausschlaggebend für den Rückhalt von PSM.

Belaubung der gewässerbegleitenden Vegetation: Der Rückhalt der Abdrift durch Feldgehölze wie die gewässerbegleitende Vegetation hängt von der Dichte der Belaubung ab und nimmt von unbelaubten Gehölzen zu vollbelaubten Gehölzen von etwa 25% auf 90% zu (REICHENBERGER et al., 2007). Natürlich aufgewachsene Gehölzbestände scheinen die Abdrift besser zurückzuhalten, da künstlich angelegte, dichte Feldgehölze zu windundurchlässig sind und den Wind eher verwirbeln als abbremsen (REICHENBERGER et al., 2007).

Übertragbarkeit der Ergebnisse auf gewässerbegleitende Vegetation: REICHENBERGER et al. (2007) argumentieren, dass in der überwiegenden Zahl der Studien Vegetationsfilterstreifen direkt am Feldrand und nur in wenigen Fällen tatsächlich gewässerbegleitende Vegetation untersucht wurde. Sie argumentieren, dass der Grundwasserflurabstand in Gewässernähe normalerweise sehr gering ist, daher die mit dem Oberflächenabfluss infiltrierten PSM schnell über das Grundwasser ins Gewässer gelangen können und der Rückhalt von PSM in der gewässerbegleitenden Vegetation geringer sein müsste und nicht vergleichbar hoch wie in den Studien zu Feldrändern. Darüber hinaus handelt es sich bei vielen der in den oben erwähnten Reviews ausgewerteten Primärstudien um Freilandexperimente unter kontrollierten, oft optimalen Bedingungen wie z. B. geringe angeschlossene Ackerfläche, künstliche Beregnung auf trockenen Boden mit hoher Infiltrationskapazität, gleichmäßiger Oberflächenabfluss ohne präferenzielle Fließwege (LACAS et al., 2005). Dies ist vermutlich eine der Ursachen für die große Variabilität des beobachteten PSM-Rückhalts in den verschiedenen Primärstudien und es handelt sich dabei eher um optimistische Werte.

Wissenslücken und Forschungsbedarf zu Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln

Wirksamkeit auf Einzugsgebietsebene: Nahezu alle Studien zum Rückhalt von PSM wurden unter experimentellen Bedingungen auf kleinen Versuchsfeldern oder kurzen Gewässerabschnitten durchgeführt (DOSSKEY, 2001) und der Rückhalt i. d. R. über einen Vergleich der PSM-Konzentration am Anfang und Ende des Vegetationsfilterstreifens quantifiziert (LACAS et al., 2005). In keiner der Studien wurde die Wirkung der Vegetationsfilterstreifen auf die PSM-Konzentration im Gewässer auf größeren räumlichen Skalen wie z. B. ganzer Einzugsgebiete untersucht (KRUTZ et al., 2005). Insbesondere da möglicherweise noch ein großer Teil der PSM-Belastung aus Punktquellen stammt, erscheint es sinnvoll und notwendig die tatsächlich im Gewässer erreichbare Reduktion der PSM-Konzentrationen durch die gewässerbegleitende Vegetation abzuschätzen.

3.2.4 Wassertemperatur

Literaturquellen

Die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Wassertemperatur wird zwar in vielen Reviews erwähnt (n = 17), sie steht jedoch nur in 5 dieser Reviews im Focus. Daher wurden für die Darstellung des Stands des Wissens neben den Reviews auch ausgewählte der 55 erfassten Primärstudien herangezogen. Darüber hinaus wurde die aktuelle Literatur zur generellen Bedeutung der Wassertemperatur für die Besiedlung von Fließgewässern gesichtet. Da die gewässerbegleitende Vegetation, die natürlicherweise in Mitteleuropa fast ausschließlich aus Laubgehölzen bestehen würde, vor allem im belaubten Zustand auf die Wassertemperatur wirkt, bezieht sich dieses Kapitel auf die Vegetationsperiode, d. h. den Sommer.

Bedeutung der Wassertemperatur für die Besiedlung von Fließgewässern

Wassertemperatur: In der Literatur werden verschiedene Größen zur Beschreibung der Wassertemperatur herangezogen. Zum einen lässt sich die Wassertemperatur über Mittelwerte beschreiben, wie z. B. die mittlere Tagestemperatur. Diese weist in den mittleren Breiten einen ausgeprägten Jahresgang auf, ist im Winter am geringsten, steigt im Frühjahr an und erreicht ihr Maximum im Spätsommer. Zum anderen schwankt die Wassertemperatur an sonnigen Tagen im Sommer im Tagesverlauf um mehrere Grad Celsius. Diese Schwankungen kann man sich als tägliche Fluktuationen auf der Jahresganglinie der mittleren Wassertemperatur vorstellen. Die maximale Wassertemperatur im Tagesverlauf wird in der Literatur häufig als Größe zur Beschreibung der Wassertemperatur herangezogen, da die Beschattung durch die gewässerbegleitende Vegetation einen deutlich größeren Einfluss auf dieses Tagesmaximum als auf das Tagesminimum in der Nacht oder die mittlere Tagestemperatur hat (HICKEY & DORAN, 2004; BOWLER et al., 2012).

Auswirkung der Wassertemperatur auf die Besiedlung von Fließgewässern: Im Wesentlichen wirkt sich eine Erhöhung der Wassertemperatur über zwei Prozesse auf die Besiedlung von Fließgewässern aus. Zum einen erhöht sich der Stoffwechsel insbesondere der wechselwarmen Tiere wie Fische und Insekten; damit auch Wachstums- und Reproduktionsraten, aber auch der Sauerstoffbedarf (siehe Literaturzitate in SOUCHON & TISSOT, 2012). Zum anderen verändert die Wassertemperatur andere Umweltvariablen, insbesondere sinkt die Löslichkeit und damit der Sauerstoffgehalt im Wasser.

Bei den Fischen kann sich eine geringe Erhöhung der Wassertemperatur positiv auf das Wachstum und damit die Abundanz und Biomasse auswirken. So benötigt die Entwicklung vom Ei bis zum Jungfisch eine gewisse Anzahl von Tagesgraden, d. h. die Entwicklungszeit in Tagen ergibt sich aus den Tagesgraden geteilt durch die mittlere Wassertemperatur und verkürzt sich daher bei höherer Wassertemperatur. Bei einer weiteren Erhöhung der Wassertemperatur liegt diese jedoch oberhalb des optimalen Temperaturbereichs und führt zu Temperaturstress, den Fische zwar über einen kürzeren Zeitraum von einem bis wenigen Tagen überstehen können, aber dennoch geschwächt werden. Oberhalb schließt sich dann die letale Temperatur an, bei der die Tiere innerhalb weniger Minuten sterben. Eine Zusammenstellung dieser Schwellenwerte für 19 in mittelgroßen bis großen Fließgewässern Westeuropas weit verbreiteten Fischarten (überwiegend Cypriniden) findet sich in SOUCHON & TISSOT (2012). Für die von Laubbäumen potenziell beeinflussbaren Lebensstadien (Larven, Jungfische, Adulte) liegen die Schwellenwerte demnach zwischen 15-30°C (Obergrenze Optimum) bzw. 24-37°C (letale Temperatur). Für die meisten der 19 Arten endet der optimale Temperaturbereich bei 25°C und beginnt die letale Temperatur bei 30°C. Für die Fischarten der kühleren, kleinen Mittelgebirgsbäche (überwiegend Salmoniden) liegen diese Schwellenwerte mit ca. 20°C (Obergrenze Optimum; ELLIOTT, et al. 1995) und 25°C (letale Temperatur; ELLIOTT & ELLIOTT, 2010) deutlich niedriger.

Auch bei den Invertebraten kann sich eine geringe Erhöhung der mittleren Wassertemperatur im Sommer positiv auf die Abundanz einiger, auch sensitiver Arten in Mittelgebirgsgewässern auswirken (Eintags-, Stein- und Köcherfliegen sowie Käfer). Ungefähr gleich viele sensitive Arten werden jedoch negativ beeinflusst und einige Arten kommen ab einer mittleren Wassertemperatur im Sommer von > 14-16°C nicht mehr vor (HAIDEKKER & HERING, 2008). Auch die absolute maximale Wassertemperatur ist ähnlich gut mit dem Vorkommen und Abundanz der sensitiven Invertebraten korreliert. Die Tagesamplitude (Schwankung der Wassertemperatur im Tagesverlauf) hatte in der Arbeit von HAIDEKKER & HERING (2008) keinen signifikanten Einfluss auf die sensitiven Invertebratenarten. In Laborstudien konnte jedoch nachgewiesen werden, dass mit zunehmender Tagesamplitude schon bei geringerer mittlerer Wassertemperatur negative Effekte auftreten (COX & RUTHERFORD, 2000). Der Einfluss der Wassertemperatur auf die Invertebraten ist in kleinen Mittelgebirgsbächen deutlich höher als in Mittelgebirgsflüssen, vermutlich aufgrund des höheren Anteils kaltstenothermer Arten, die auf durchgängig niedrige Wassertemperaturen angewiesen sind (HAIDEKKER & HERING, 2008). Neben der Wirkung auf den Stoffwechsel und die Entwicklung kann eine erhöhte Wassertemperatur die negativen Auswirkungen anderer Stressoren verstärken. So nimmt beispielsweise die negative Wirkung des Feinsediments mit zunehmender Wassertemperatur zu (PIGGOTT et al., 2015; 2021), vermutlich aufgrund der geringeren Löslichkeit von Sauerstoff, die in Verbindung mit dem geringen Wasseraustausch in dem mit Feinsediment gefüllten Porenraum zu Sauerstoffmangel führen kann.

Bei einer weiteren Erhöhung der Wassertemperatur wird die letale Temperatur erreicht. Die in Laborexperimenten bestimmte letale Wassertemperatur liegt für Eintags-, Stein- und Köcherfliegen bei ca. 21-25°C, 22-31°C bzw. 26-33°C (STEWART et al., 2013). Da in dieser Review Daten aus diversen Studien der warmgemäßigten, zum Teil aber auch subtropischen Zone berücksichtigt wurden, liegen die letalen Temperaturen

der Invertebratenarten des relativ nördlich gelegene Mitteleuropas sehr wahrscheinlich am unteren Ende dieser Spannen. Die meisten Autorinnen und Autoren geben als letale Wassertemperatur für sensitive Invertebratenarten in der gemäßigten Zone daher auch einen Schwellenwert von 21°C an (DE KOWZLOWSKI & BUNTING, 1981; Quinn et al., 1994; Cox & Rutherford, 2000; STEWART et al., 2013).

Einflussfaktoren auf die Wassertemperatur in Fließgewässern

Die Wassertemperatur ergibt sich aus der Zufuhr und Abgabe von Wärme H_w , die mit Hilfe der sogenannten Wärmehaushaltsgleichung bilanziert werden kann (CAISSIE, 2006; WEBB et al, 2008; KELLEHER et al., 2012). Die Wärmezufuhr erfolgt im Wesentlichen durch die direkte kurzweilige Sonneneinstrahlung (H_s) und die langwellige atmosphärische Gegenstrahlung (H_{li}), die zum Teil von der Wasseroberfläche als Rückstrahlung reflektiert werden (H_r) sowie durch Konvektion (H_{conv} , Wärmeströmung fühlbarer Wärme von der Luft zum Wasser). Die Wärmeabgabe erfolgt im Wesentlichen durch Verdunstungskälte (H_{evap} , Evaporation) und die langwellige Ausstrahlung (H_{lo}). Die Wärmezufuhr und -abgabe durch Konduktion (Wärmeleitung von Luft zum Wasser bzw. vom Wasser zum Gewässerbett) ist vernachlässigbar klein. Je nach Wassertemperatur erhöht bzw. erniedrigt der Grundwasserzustrom die Wassertemperatur.

$$H_w = H_s + H_{li} - H_r + H_{conv} - H_{evap} - H_{lo}$$

Da einige der Komponenten von der Wassertemperatur abhängen (z. B. der Sättigungsdampfdruck und damit die Verdunstung), würde sich bei konstanten Bedingungen von Wärmezufuhr und -abgabe eine Gleichgewichtstemperatur einstellen (EDINGER et al., 1968). Da sich die Bedingungen ständig ändern (z. B. Einstrahlung im Tagesverlauf, Lufttemperatur - und feuchte, Wind), wird die Gleichgewichtstemperatur selten erreicht und das Wasser befindet sich ständig in Erwärmung bzw. Abkühlung.

Im Sommer wird die Wärmehaushaltsgleichung von der Zufuhr durch die direkt Sonneneinstrahlung H_s und die Abgabe durch Verdunstung H_{evap} bestimmt (WEBB et al., 2008). Anders als im Winter ist die Wärmezufuhr durch Konvektion im Vergleich zur direkten Sonneneinstrahlung gering. Dies ist wichtig, um den größeren Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf die maximale Tagestemperatur im Vergleich zur mittleren Tagestemperatur besser verstehen zu können: Die mittlere Wassertemperatur im Jahresverlauf wird auch durch die Wärmeströmung von der Luft zum Wasser bestimmt und ist damit, neben der direkten Sonneneinstrahlung, auch von der Lufttemperatur abhängig. Die Erwärmung und maximale Wassertemperatur im Tagesverlauf hängt aber ganz überwiegend von der direkten Sonneneinstrahlung ab. Die Wärmezufuhr aus der im Tagesverlauf wärmer werdenden Luft ist aufgrund der geringen spezifischen Wärmekapazität von Luft und des damit geringen Wärmeübergangskoeffizienten gering. Die Wärmezufuhr über Konvektion ist daher zu langsam und kaum für die kurzfristigen täglichen Wassertemperatur-Schwankungen verantwortlich.

Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Wassertemperatur in Fließgewässern

Generelle Wirkungsweise: Die gewässerbegleitende Vegetation beschattet die Wasseroberfläche und verringert damit die Wärmezufuhr durch kurzweilige direkte Sonneneinstrahlung um etwa 70-90% (DAN MOORE et al., 2005). Fließt ein Gewässer in einen beschatteten Bereich wird die Wassertemperatur daher im weiteren Gewässerverlauf abnehmen und sich der neuen Gleichgewichtstemperatur annähern (DAN MOORE et al., 2005). Darüber hinaus ist zu vermuten, dass Gehölze neben der Beschattung noch über andere Prozesse Einfluss auf die Wassertemperatur haben, da die Wassertemperatur in bewaldeten Einzugsgebieten, in denen Gehölze auch weiter vom Gewässer entfernt stehen, noch geringer ist, als in durch gewässerbegleitende Gehölze beschatteten Gewässerabschnitten (siehe unten). So ist beispielsweise die Luft- und Boden-

temperatur in Wäldern in der Größenordnung von 3-6°C bzw. 10-15°C niedriger als im Offenland (DAN MOORE et al., 2005). Dies kann sich potenziell auf die Wärmezufuhr über Konvektion bzw. auf die Bodentemperatur und damit die Temperatur des dem Gewässer zufließenden Zwischenabfluss bzw. oberflächennahen Grundwassers auswirken (WENGER, 1999). Diese möglichen Wirkungsweisen der weiter vom Gewässer entfernt stehenden Gehölze sind in der Literatur aber bisher nicht untersucht worden.

Mittlere Tagestemperatur: In der von BOWLER et al. (2012) zusammengestellten Literatur zur Wirkung von gehölzbestandenen Gewässerrandstreifen und bewaldeten Einzugsgebieten war die mittlere Wassertemperatur im Mittel um 0,4°C bzw. 1,5°C geringer als in Gewässerabschnitten bzw. Einzugsgebieten ohne Gehölze. Neuere Modellierungsstudien legen nahe, dass die mittlere Wassertemperatur im Sommer durch die Beschattung direkt am Gewässer (10 m Puffer) im Mittel um ca. 1,6°C verringert werden kann (BEAFOUR et al., 2016)

Tageshöchsttemperatur: Im Vergleich zur mittleren Wassertemperatur hat die gewässerbegleitende Vegetation eine deutlich größere Wirkung auf die Tageshöchsttemperatur (HICKEY & DORAN, 2004). In der von BOWLER et al. (2012) zusammengestellten Literatur zur Wirkung von gehölzbestandenen Gewässerrandstreifen und bewaldeten Einzugsgebieten war die maximale Wassertemperatur im Mittel um 3,2°C bzw. 5,0°C geringer als in Gewässerabschnitten bzw. Einzugsgebieten ohne Gehölze. Dies stimmt sehr gut mit der in neueren empirischen Studien beobachteten Verringerung der Tageshöchsttemperatur an sonnigen Tagen um im Mittel 3,8°C bzw. 4,6°C überein (TURSCHWELL et al., 2018; KAIL et al., 2021); sowie mit der modellierten Verringerung von ca. 3,5°C durch die vorhandenen Ufergehölze im Oberlauf der Loire (LOICQ et al., 2018)

Die größere Wirkung auf die Tageshöchsttemperatur i. V. z. geringeren Wirkung auf die mittlere Tagestemperatur ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die gewässerbegleitende Vegetation vor allem über die Beschattung und Verringerung der kurzweiligen direkten Sonneneinstrahlung die Wassertemperatur beeinflusst. Wie oben erläutert wirkt sich dies vor allem auf die Tageshöchsttemperatur aus. Die gewässerbegleitende Vegetation kann auch die Lufttemperatur signifikant verringern und damit neben der Tageshöchsttemperatur auch die mittlere Wassertemperatur absenken. Solche mikroklimatischen Veränderungen sind jedoch erst bei größeren Breiten der gewässerbegleitenden Vegetation zu erwarten (siehe unten).

Faktoren die die Wirkung auf die Wassertemperatur beeinflussen

Breite der gewässerbegleitenden Vegetation: Mit zunehmender Breite der gewässerbegleitenden Vegetation wirkt sich diese wie oben beschrieben auf die mikroklimatischen Verhältnisse aus, verringert Luft- und Bodentemperatur und damit die Wärmezufuhr über Konvektion sowie die Temperatur des dem Gewässer zufließenden oberflächennahen Grundwassers. Ein mit Wäldern vergleichbares Mikroklima wird ab einer Breite von ca. 45 m erreicht (DAN MOORE et al., 2005). Aber auch für die Verringerung der Wassertemperatur durch die Beschattung ist die Breite von Bedeutung, da die gewässerbegleitende Vegetation nicht nur die senkrecht, sondern auch die seitlich einfallende direkte Sonneneinstrahlung zurückhält. Je nach Art der Vegetation (Form des Kronendachs, Vorhandensein von Unterwuchs) und der Exposition (Ausrichtung zur Sonne) hat die Beschattung der seitlich einfallenden Strahlung eine unterschiedliche Bedeutung (SWEENEY & NEWBOLD, 2014). Generell lässt sich aber feststellen, dass gewässerbegleitende Gehölze mit einer Breite von ca. 15 m den größten Teil der seitlich einfallenden Strahlung zurückhalten (SWEENEY & NEWBOLD, 2014). In Übereinstimmung damit wird in der Literatur meist eine Breite von 10-30 m angegeben, die eine substantielle Erhöhung insbesondere der Tageshöchsttemperatur im Vergleich zu vollständig bewaldeten Einzugs-

gebieten verhindert (Abbildung 13). Ab einer durchgängigen Breite von 30 m kann eine mit bewaldeten Einzugsgebieten vergleichbare Wassertemperatur erreicht werden (BROADMEADOW & NISBET, 2004). Aber auch weit über diese Breite von 30 m hinaus verringern Wälder im Umfeld die Wassertemperatur (Barton et al., 1985), wie oben erwähnt vermutlich aber durch andere Prozesse wie die Verringerung der Temperatur des oberflächennahen Grundwassers.

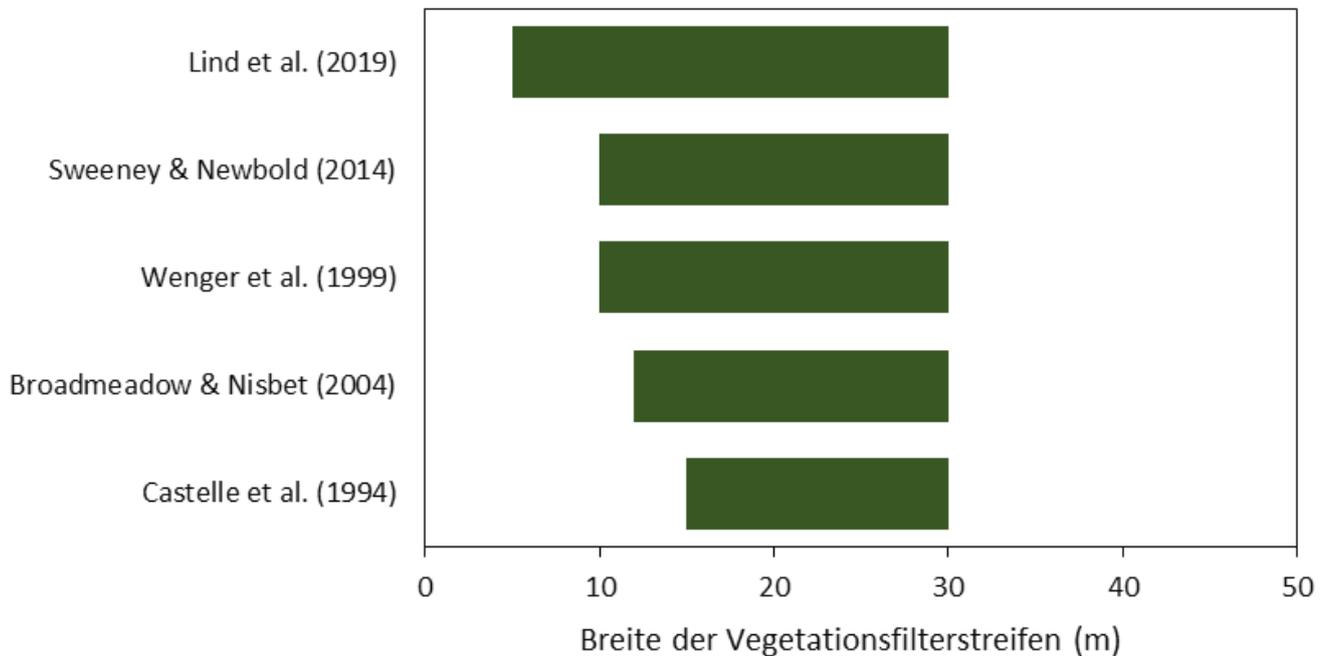


Abbildung 13: In den Reviews genannte notwendige Breite der gewässerbegleitenden Vegetation, um eine substantielle Erhöhung der Wassertemperatur im Vergleich zu bewaldeten Einzugsgebieten zu vermeiden.

Länge der gewässerbegleitenden Vegetation: Die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation hängt nicht nur von deren Breite, sondern sogar noch stärker von der Länge des beschatteten Gewässerabschnitts ab (BARTON et al., 1985). Fließt ein Gewässer in einen beschatteten Bereich verringert sich die Wärmezufuhr und damit die Gleichgewichtstemperatur. Die Wassertemperatur nimmt im weiteren Gewässerverlauf ab und nähert sich asymptotisch der neuen Gleichgewichtstemperatur an (BARTON et al., 1985; KAIL et al., 2021; Abbildung 14). Entscheidend für die Wassertemperatur ist dabei die Verweilzeit, während der das Wasser sich der neuen Gleichgewichtstemperatur annähern kann (RUTHERFORD et al, 2004). Daher kann die Länge des Gewässerabschnitts bis zur Annäherung an die Gleichgewichtstemperatur und damit zur Erreichung des maximalen Effekts der Beschattung zwischen wenigen hundert Metern in Tieflandbächen (KAIL et al., 2021) bis mehreren Kilometern in schnell fließenden Gebirgsbächen (BARTON et al, 1985) betragen. An Stelle kurzer Gewässerabschnitte mit sehr breiter gewässerbegleitender Vegetation erscheint es daher sinnvoller lange Gewässerabschnitte mit Gehölzstreifen von > 10 m Breite auszustatten (KAIL et al., 2021).

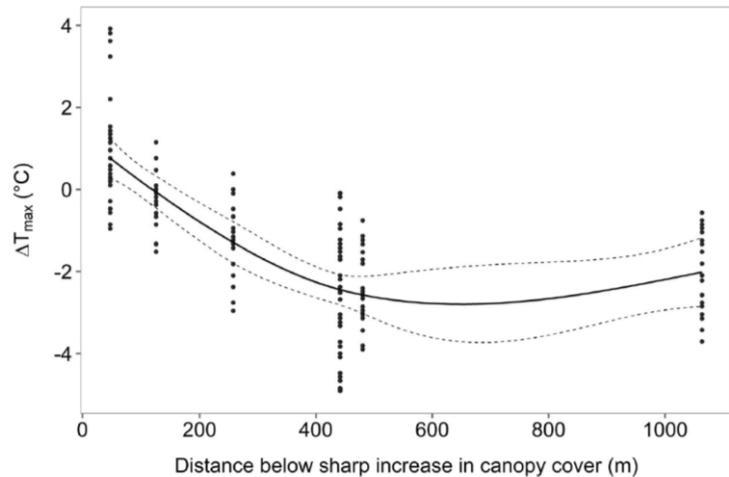
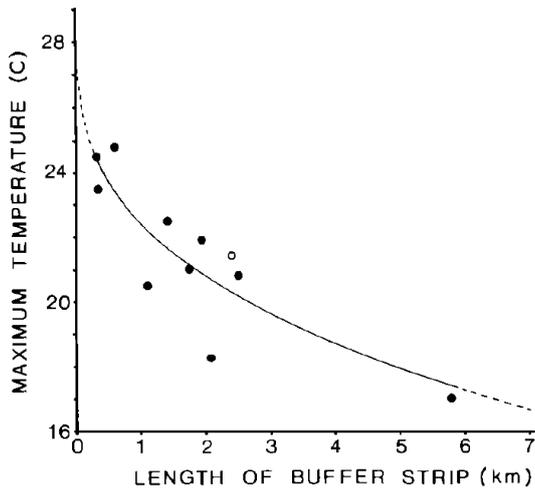


Abbildung 14: Verringerung der maximalen Wassertemperatur (wöchentlich) bzw. des Tagesmaximums in Abhängigkeit von der Länge des beschatteten Gewässer-abschnitts in Forellengewässern in Ontario (USA) (links, aus BARTON et al., 1985) und Bächen im deutschen Tiefland (rechts, aus KAIL et al. 2021).

Wassertemperatur des Oberlaufs (Übertemperatur): Schon seit Jahrzehnten ist aus Modellierungsstudien bekannt, dass erwärmtes Wasser, das wärmer als die Gleichgewichtstemperatur ist, sich gemäß einer exponentiellen Abklingfunktion abkühlt (ähnlich wie in Abbildung 14). Der Temperaturunterschied zwischen der tatsächlichen, erhöhten Wassertemperatur und der Gleichgewichtstemperatur wird auch als "excess temperature" oder Übertemperatur bezeichnet (JOBSON, 1973). Je höher die Übertemperatur, desto stärker kann sich das Wasser abkühlen. Daher ist es nicht verwunderlich, dass die Abkühlung in einem beschatteten Gewässerabschnitt nicht nur von der Reduktion der Wärmezufuhr abhängt (neue Gleichgewichtstemperatur), sondern auch von der Eingangstemperatur des Wassers aus dem Oberlauf (DAN MOORE et al., 2005; COATS & JACKSON, 2020; KAIL et al., 2021). Je sonniger der Tag und je länger das Wasser durch einen nicht beschatteten Gewässerabschnitt geflossen ist, desto stärker wurde es erwärmt und desto größer ist das Potenzial für eine Abkühlung in einem stärker beschatteten Abschnitt.

Bedeckungsgrad der gewässerbegleitenden Vegetation: In einigen Studien wurde der Einfluss des Bedeckungsgrades untersucht, d. h. wie sich eine Änderung des Anteils der Gehölze in einem Pufferstreifen entlang des Gewässers auf die Tageshöchsttemperatur auswirkt. Im Gegensatz zu den Studien, in denen lediglich voll beschattete mit voll besonnten Gewässerabschnitten verglichen wurden, erlauben diese Regressionsgleichungen die Wirkung verschieden dichter bzw. lückiger Vegetation abzuschätzen. In den Gleichungen von KAIL et al. (2021) wird neben der Änderung des Bedeckungsgrades auch noch die Tagesamplitude der Wassertemperatur als Proxy für die Übertemperatur berücksichtigt, die sich wiederum aus der Bewölkung, der fehlenden Beschattung im Oberlauf und der Jahreszeit (Frühsommer bis Spätsommer) ergibt. Neben den empirischen Gleichungen ist ein entsprechendes Bayes'sches Modell online verfügbar: [weitere Informationen in der freshwaterplatform](#).

Gewässer- und Vegetationseigenschaften: Die überwiegende Zahl der empirischen und Modellierungsstudien wurde an kleinen Fließgewässern durchgeführt, die sich aufgrund des geringen Wasservolumens und der geringen Fließtiefe im Tagesverlauf schnell erwärmen, eine hohe Übertemperatur erreichen und daher die Beschattung durch Ufergehölze potenziell eine große Wirkung auf die Tageshöchsttemperatur haben kann (DAN MOORE et al., 2005; LIND et al., 2019). Bei höheren Abflüssen oder in größeren Gewässern dämpft das größere Wasservolumen im Vergleich zur Wasseroberfläche (= "Heizfläche") die täglichen Temperaturschwankungen (SWEENEY & NEWBOLD, 2014). Die Tagesamplituden und damit die Tageshöchsttemperatur und Übertemperatur nehmen daher mit dem Abfluss und der Größe des Gewässers ab. Die Wirkung der Beschattung durch die gewässerbegleitende Vegetation auf die Tageshöchsttemperatur ist daher sehr wahrscheinlich in sommerlichen Niedrigwasserphasen am größten. Darüber hinaus müsste die Wirkung mit zunehmender Gewässergröße abnehmen, was neuere Modellierungsstudien belegen (LOICQ et al., 2018). So verringerte sich der Effekt der Beschattung auf die Tageshöchsttemperatur in der Loire von einer Abnahme um 3,5°C im Oberlauf auf eine Abnahme um ca. 1°C 300 km weiter im Unterlauf. Neben den gedämpften Tagesschwankungen aufgrund des größeren Wasservolumens ist dies vermutlich auch Folge des breiteren Querschnitts, der bei größeren Gewässern nicht mehr vollständig von den Baumkronen beschattet wird. Dies verdeutlicht, dass die Beschattung natürlich auch von der Art und Größe der Vegetation abhängt. Für die Berechnung der Beschattung von Bäumen verschiedener Wuchsformen und Größe stehen entsprechende Berechnungsverfahren zur Verfügung (z. B. RUTHERFORD et al., 2018; SAVOY et al., 2021).

Wissenslücken und Forschungsbedarf zur Regulierung der Wassertemperatur

Wirksamkeit auf Einzugsgebietsebene: Die meisten Studien zur Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Wassertemperatur wurden an vergleichsweise kurzen Gewässerabschnitten von mehreren hundert Metern bis wenigen Kilometern durchgeführt. Darüber hinaus wurde vor allem die Wirkung auf die Tageshöchsttemperatur untersucht. Es gibt nur wenige (Modellierungs-)Studien zur Wirkung auf Einzugsgebietsebene (BEAUFORT et al., 2016; LOICQ et al., 2018) und keine großräumige Studie, die den Einfluss anderer Stressoren mitberücksichtigt, wie z. B. die Überlagerung der positiven Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation durch Rückstaubereiche, die einen großen Einfluss auf die Wassertemperatur haben (DRIPPS & GRANGER, 2013; CLAESON & COFFIN, 2016; MAHEU et al., 2016).

3.2.5 Regulierung der Primärproduktion

Literaturquellen

Die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation in Form von Randstreifen auf die Primärproduktion wird in zwei Reviews randlich erwähnt (BARLING & MOORE, 1994; PARKYN, 2004), nur in einer Review tatsächlich behandelt (FELD & HERING, 2017) und in sieben Primärstudien untersucht. Daher wurde für die Darstellung des Stands des Wissens neben den dezidierten Studien zu Randstreifen auch weitere Literatur zur Wirkung von Ufergehölzen im Allgemeinen berücksichtigt. Darüber hinaus wurde die aktuelle Literatur zur generellen Bedeutung der Primärproduktion für die Besiedlung von Fließgewässern gesichtet.

Bedeutung der Primärproduktion für die Besiedlung von Fließgewässern

Primärproduktion: Die Primärproduktion, genauer die Bruttoprimärproduktion, ist die Gesamtheit des durch autotrophe Organismen im Gewässer fixierten Kohlenstoffs; allgemeinverständlich ausgedrückt die hauptsächlich durch Wasserpflanzen und Algen über Photosynthese produzierte Biomasse. Ein Teil dieser Produktion wird durch die Wasserpflanzen und Algen wieder verbraucht (Respiration). Die Nettoprimärproduktion ergibt sich aus der Bruttoprimärproduktion abzüglich der Respiration.

Generelle Bedeutung: Die Nettoprimärproduktion ist die Biomasse, die durch die Primärproduzenten gewonnen wurde und als Nahrungsquelle für alle heterotrophen Organismen (Konsumenten wie Invertebraten und Fische) zur Verfügung steht. Daher nimmt mit den Primärproduzenten auch die Abundanz und Biomasse der Makroinvertebraten und Fische zu. Darüber hinaus dienen vor allem die Wasserpflanzen (Makrophyten) als Lebensraum (HAURY & BAGLINIÈRE, 1996; GRENOUILLET et al., 2000; LUSARDI et al., 2018), vor allem in natürlicherweise weniger stark beschatteten Unterläufen, in denen Makrophyten vermehrt vorkommen. Gemäß des in der Fließgewässerökologie zentralen "River Continuum Concept" ändert sich die Primärproduktion und damit deren Bedeutung für die Besiedlung durch Makroinvertebraten entlang des Fließgewässer-Kontinuums von kleinen Bächen hin zu großen Flüssen (VANNOTE et al. 1980): Im Oberlauf wird das Gewässer natürlicherweise vollständig durch Ufergehölze beschattet. Daher ist die Primärproduktion und damit die Menge des im Gewässer produzierten, autochthonen organischen Materials gering. Wichtigste Nahrungsquelle ist das aus dem Uferbereich eingetragene Falllaub. Entsprechend überwiegen Arten, die das meist grobe pflanzliche Material zerkleinern bzw. das zerkleinerte Material sammeln und als Nahrung nutzen (Makrozoobenthos-Arten der Zerkleinerer und Sammler). Mit zunehmender Breite werden Teile des Gewässers nicht mehr beschattet und die Primärproduktion nimmt zu. Damit verschiebt sich das Artenspektrum und neben den Sammlern kommen vor allem Weidegänger vor, die sich von dem Algenaufwuchs ernähren. Im Unterlauf nimmt die Primärproduktion aufgrund der zunehmenden Trübung wieder etwas ab und es überwiegen die Sammler, wobei neben den Filterern auch viele Substratfresser vorkommen. Eine durch Nährstoffeintrag und/oder fehlende Beschattung anthropogen erhöhte Primärproduktion verschiebt die Besiedlung entsprechend hin zu Weidegängern und Sammlern.

Einflussfaktoren auf die Primärproduktion in Fließgewässern

Die Primärproduktion in Fließgewässern hängt vor allem vom für die Photosynthese verfügbaren Licht und damit auch von der Beschattung und Trübung ab. Des Weiteren hat der Wasserchemismus einen größeren Einfluss, sowie die Temperatur, da bei geringeren Temperaturen die Lichtsättigung der Photosynthese schon bei geringeren Lichtintensitäten erreicht wird. Die Nährstoffverfügbarkeit (Stickstoff und Phosphor) ist ein weiterer wichtiger Faktor, der jedoch von den oben genannten Faktoren überlagert wird (SCHÖNBORN, 1992).

Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Primärproduktion

Aufgrund der oben genannten Bedeutung des Lichts für die Primärproduktion wird in der Literatur überwiegend auf die Beschattung durch die gewässerbegleitende Vegetation und deren Wirkung auf die Primärproduktion eingegangen. Im Gegensatz dazu wird der Einfluss auf die Primärproduktion über den Rückhalt von Nährstoffen kaum untersucht.

Insbesondere in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten mit anthropogen erhöhten Nährstoffkonzentrationen verringert sich die Primärproduktion durch die Beschattung der gewässerbegleitenden Vegetation erheblich. So war die Brutto- bzw. Nettoprimärproduktion in den Sommermonaten in einem künstlich beschatteten Gewässerabschnitt um 60% bzw. 90% geringer als in dem nicht-beschatteten Kontrollabschnitt (NEBGEN et al., 2019; Abbildung 15). KAYLOR & WARREN (2018) fanden in bewaldeten Gewässerabschnitten im Vergleich zu nicht-bewaldeten Kahlschlagflächen eine um 50-60% geringere Chlorophyll-a Konzentration und NOEL et al. (1986) einen um 64-91% verringerten Algenaufwuchs, d. h. einen Effekt in ähnlicher Größenordnung. Auch zwei Modellierungsstudien kommen zu ähnlichen Ergebnissen und prognostizieren einen Rückgang des Phytoplanktons (GHERMANDI et al.; 2009) und Chlorophyll-a (HUTCHINS et al., 2010) um 44% bzw. 44-47%. Damit hat die Beschattung einen deutlich größeren Effekt auf die Primärproduktion als die Verringerung des Nährstoffeintrags (HUTCHINS et al., 2010) und wird als geeignete Maßnahme zur Verringerung übermäßigen Algenwachstums angesehen, bis der Nährstoffeintrag verringert werden kann (GHERMANDI et al., 2009).

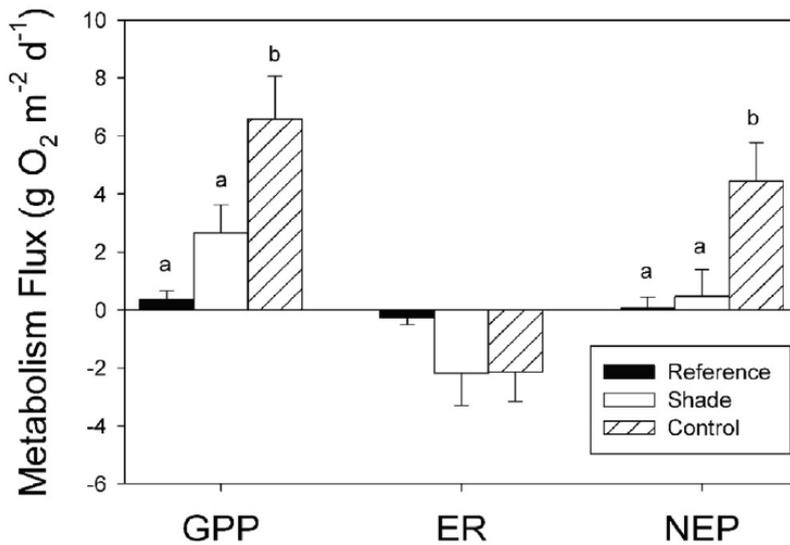


Abbildung 15: Brutto- und Netto-Primärproduktion (GPP, NEP) und Respiration (ER) in den Sommermonaten in einem nicht-beschatteten (Control), künstlich beschatteten (Shade) und bewaldeten (Reference) Gewässerabschnitt (aus NEBGEN et al., 2019).

Im Gegensatz dazu beobachteten THOMPSON & PARKINSON (2011) keine signifikant geringere Algen-Biomasse in beschatteten Gewässerabschnitten. Sie führen dies auf den höheren Feinsedimentanteil in den urbanen, nicht-beschatteten Gewässerabschnitten zurück, der das Algenwachstum trotz der fehlenden Beschattung unterdrückt. Dies ist ein Beispiel, wie unterschiedliche Stressoren in antagonistischer Weise interagieren können und die Verringerung eines Stressors (hier Feinsedimentanteil) potenziell zur Verschärfung der negativen Auswirkungen eines anderen Stressors (hier fehlende Beschattung) führen kann.

In der Literatur wird häufig erwähnt, dass eine hohe Primärproduktion aufgrund fehlender Beschattung zu einem hohen Gehalt an organischem Material und damit durch die Respiration bei Nacht potenziell zu Sauerstoffzehrung und Sauerstoffmangel führen kann. Der geringe Effekt der Beschattung auf den Sauerstoffgehalt und den chemischen Sauerstoffbedarf in der Modellierungsstudie von GHERMANDI et al. (2009) legt nahe, dass dies - zumindest in an organischem Material armen Sandgewässern - unwahrscheinlich ist. Auch in den von NEBGEN et al. (2019) untersuchten Sandgewässern in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten war die Respiration in dem künstlich beschatteten Gewässerabschnitt nicht geringer als in dem nicht-beschatteten Kontrollabschnitt. Möglicherweise wird also die Bedeutung der Beschattung und Verringerung der Primärproduktion in Hinblick auf den Sauerstoffgehalt bisher überschätzt. In natürlicherweise organisch geprägten Fließgewässertypen bzw. bei einer zusätzlichen organischen Belastung durch z. B. Punktquellen (Kläranlagen) könnte eine erhöhte Primärproduktion jedoch durchaus zu Sauerstoffmangel führen.

Faktoren die die Wirkung auf die Primärproduktion beeinflussen

Es gibt nur wenige Studien, aus denen sich ableiten lässt, von welchen Faktoren die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Primärproduktion abhängt. In der Freiland-Studie von KIFFNEY et al. (2003) wurde der Algenaufwuchs und die Chlorophyll-a Konzentration durch einen 10 m breiten bewaldeten Pufferstreifen bereits um 66% bzw. 69% verringert. Dieser Effekt erhöhte sich im 30 m breiten Pufferstreifen lediglich für den Algenaufwuchs noch geringfügig auf 71%. Dies weist darauf hin, dass ähnlich wie bei der Wassertemperatur bereits eine Breite von > 10 m ausreicht um den größten Teil der möglichen Wirkung zu erreichen.

Sowohl die Wirkung auf die Wassertemperatur, als auch auf die Primärproduktion beruhen vor allem auf der Beschattung und Verringerung der direkten kurzwelligen Sonneneinstrahlung. Daher kann man annehmen, dass die Wirkung auf die Primärproduktion von ähnlichen Faktoren abhängt (siehe Kapitel 3.2.4), insbesondere von der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation (siehe oben) als auch der Länge des beschatteten Gewässerabschnitts, sowie vom Bedeckungsgrad und den Eigenschaften der Gewässer (Breite) sowie der Vegetation (Wuchsform, Größe). Darüber hinaus verringert sich die Bedeutung der Beschattung vermutlich mit der Trübung und Tiefe des Gewässers, da dann die Primärproduktion bereits durch die Reflexion und Absorption des Lichts an den Trübstoffen im Wasserkörper und den damit geringeren Lichteinfall auf der Gewässersohle verringert wird.

Wissenslücken und Forschungsbedarf zur Regulierung der Primärproduktion

Die Verringerung der Primärproduktion ist eine der weniger gut untersuchten Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation. Die wenigen Studien beschäftigen sich vor allem mit der Wirkung der Beschattung auf die Primärproduktion. Die gewässerbegleitende Vegetation beeinflusst jedoch noch weitere, für die Primärproduktion wichtige Faktoren wie z. B. den Nährstoff-, Pestizid- und Feinsedimenteintrag, sowie die Wassertemperatur. Je nachdem durch welche Belastungen ein Gewässer beeinträchtigt ist, kann sich die Entwicklung der gewässerbegleitenden Vegetation unterschiedlich und unterschiedlich stark auf die Primärproduktion auswirken. Entsprechende Studien, welche die (Wechsel-)Wirkungen der unterschiedlichen Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Primärproduktion untersuchen, fehlen bisher.

3.2.6 Natürliche Uferstabilität

Literaturquellen

Die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Uferstabilität und damit den Gewässerquerschnitt und die Gerinnebettform wird nur in wenigen Veröffentlichungen zu Gehölzstreifen bzw. Gewässerrandstreifen erwähnt. Darunter sind 5 Reviews, von denen sich eine dezidiert mit diesem Thema befasst (Hughes, 2016) und eine weitere zumindest substantielle Information liefert (Sweeney & Newbold, 2014). Daneben enthält die Literaturdatenbank 8 Primärstudien zu dem Thema, von denen vor allem McBride et al. (2010) einen umfassenderen Überblick über die Literatur gibt. Die geringe Anzahl an Publikationen hängt nicht mit der ökologischen Bedeutung dieser Funktion zusammen. Sie ist vermutlich vielmehr dadurch begründet, dass bisher nur in wenigen Fällen mit der Entwicklung von Ufergehölzen auch die Entnahme der Ufersicherung und das Zulassen einer eigendynamischen morphologischen Entwicklung verbunden war. Nur in diesen Fällen ist die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Uferstabilität tatsächlich relevant.

Im Gegensatz dazu ist die Bedeutung der Uferstabilität für die Ausbildung des Gewässerquerschnitts und der Gerinnebettform ein wichtiges Forschungsfeld in der Gewässermorphologie, vor allem im britischen und anglo-amerikanischen Raum. Daher wurde für die Darstellung des Stands des Wissens neben den dezidierten Studien zu Randstreifen auch die fluvialmorphologische Literatur berücksichtigt. Darüber hinaus wurde die aktuelle Literatur zur generellen Bedeutung des Gewässerquerschnitts und der Gerinnebettform für die Besiedlung von Fließgewässern gesichtet.

Bedeutung der Uferstabilität für die Besiedlung von Fließgewässern

Die Uferstabilität hat vor allem über den Einfluss auf den Gewässerquerschnitt und die Gerinnebettform indirekt eine große Bedeutung für die Besiedlung von Fließgewässern. Schon seit Beginn der modernen fluvialmorphologischen Forschung ist bekannt, dass die Breite und Tiefe des Gewässerquerschnitts von der Uferstabilität abhängt (EATON, 2006). Je stabiler das Ufermaterial, desto höhere Ufer können sich ausbilden

und desto schmalere und tiefere Gewässerquerschnitte entstehen (KNIGHTON, 1998). Das Breiten/Tiefen Verhältnis des Gewässerquerschnitts bestimmt wiederum welche Gerinnebettform sich ausbildet (EATON et al., 2010; KLEINHANS & VAN DEN BERG, 2011; CANDEL et al., 2021): Weniger stabile Ufer erlauben keine engen Mäander, sondern führen zu breiteren und flacheren Querschnitten, in denen sich mehrere Reihen von (Kies-)Bänken ausbilden, einem sogenannten verwilderten Mehrbettgerinne wie wir es von einigen Mittelgebirgsflüssen und vor allem aus dem Alpenraum kennen. Stabilere Ufer resultieren in schmalen Querschnitten, in denen sich nur eine Reihe alternierender (Kies-)Bänke ausbilden kann, die zu einem mäandrierenden Einbettgerinne führen (stabile Ufer erlauben die Ausbildung enger Mäander). Neben diesen Extremen gibt es auch noch Übergangsformen wie z. B. den Allier in Frankreich, die in der deutschen Fließgewässertypologie oft als nebengerinnereiche Fließgewässer bezeichnet werden. Sehr stabile Ufer führen zu extrem schmalen und tiefen Querschnitten, in denen sich auch keine (Kies-)Bänke mehr ausbilden können (CROSATO & MOSSELMAN, 2009). Beispiel hierfür sind die schmalen, eingetieften Wiesenbäche mit kohäsivem Ufermaterial und dichter grasiger Vegetation, deren Breite um ein Mehrfaches kleiner sein kann, als vergleichbare Bäche im Wald (DAVIES-COLLEY, 1997; QUINN et al., 1997, sowie 12 weitere Referenzen in MCBRIDE et al., 2010).

Die Habitatausstattung und damit die Besiedlung der verschiedenen Gerinnebettformen bzw. Fließgewässertypen unterscheidet sich deutlich. Verwilderte Fließgewässer besitzen ausgedehnte, dynamische (Kies-)Bänke, wohingegen Auenstrukturen wie Altarme nur in mäandrierenden Gewässern vorkommen können. Die extrem eingetieften Wiesenbäche sind hingegen strukturarm. Eine natürliche holzige gewässerbegleitende Vegetation führt also im Gegensatz zu rein grasiger-Vegetation ("Böschungsrasen") zu einer natürlichen Struktur- und Artenvielfalt.

An dieser Stelle wird explizit darauf hingewiesen, dass Ufererosion ein natürlicher und notwendiger Prozess für die Schaffung und Erhaltung der Gewässerstruktur- und Habitatdiversität ist. Werden Ufergehölze durchgängig zur Stabilisierung der Ufer gepflanzt ("grüne Verrohrung") unterbindet dies die natürliche Morphodynamik und führt zu strukturarmen und artenarmen Gewässern. Die Bedeutung der gewässerbegleitenden Vegetation und deren Einfluss auf die Uferstabilität besteht gerade darin, diese natürliche Morphodynamik und Ausbildung eines natürlichen Gewässerquerschnitts und einer natürlichen Gerinnebettform zu ermöglichen.

Einflussfaktoren auf die Uferstabilität von Fließgewässern

Die Uferstabilität hängt maßgeblich von der Kohäsivität des Ufermaterials und der Vegetation ab. Mit zunehmendem Schluff/Ton Anteil wird das Ufer lehmiger (Auelehm), kohäsiver und damit stabiler gegenüber Erosion. Auch die Wurzeln der Vegetation befestigen das Ufer, vor allem die vielen Feinwurzeln grasiger Vegetation (SIMON & COLLISON, 2002). Damit beeinflusst die Vegetation vor allem in kleinen Fließgewässern die Uferstabilität, da bei gleicher absoluter Durchwurzelungstiefe in kleineren Gewässern ein größerer Teil des Ufers durchwurzelt und befestigt ist (EATON & GILES, 2009; POLLEN-BANKHEAD & SIMON, 2009).

Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf Uferstabilität und Gewässerquerschnitt

Wie in Kapitel 1.1 bereits erwähnt bezieht sich der Begriff der gewässerbegleitenden Vegetation in diesem Bericht immer auf die natürliche Vegetation entlang von Gewässern, bei der es sich in unseren mittleren Breiten und temperierten Ökosystemen ganz überwiegend um (Au-)Wälder handelt (ELLENBERG, 1996). Je nachdem, ob vor der Entwicklung der natürlichen Ufergehölze keine Vegetation oder grasige-Vegetation am Ufer vorhanden war, sind zwei unterschiedliche Effekte auf die Uferstabilität denkbar.

War bisher keine Vegetation vorhanden und die Ufer nicht befestigt, erhöht sich mit dem Aufkommen einer natürlicherweise überwiegend holzigen gewässerbegleitenden Vegetation die Uferstabilität. Die Gehölze erhöhen mit ihren tiefreichenden Wurzeln die Uferstabilität und verringern im Vergleich zu Uferabschnitten ohne Vegetation den Eintrag von Feinsediment durch Ufererosion (MUSCUTT et al. 1993; WENGER et al., 1999; DOSSKEY 2001; HICKEY & DORAN, 2004). Darüber hinaus erhöht der Eintrag von Totholz aus der Ufervegetation die Uferstabilität: Totholz am Böschungsfuß schützt den unteren Teil der Ufer vor Strömungsangriff und Erosion; Totholz im Gewässer erhöht generell die Sohlrauigkeit, führt zu vermehrter Sedimentation, einer Erhöhung der Sohle, Verringerung der Gewässertiefe / Uferhöhe und verringert damit auch die Menge an Ufermaterial, die eingetragen werden kann (DOSSKEY et al., 2010).

War bisher eine grasige Vegetation vorhanden, wird diese durch das Aufkommen der Gehölze und die Beschattung zurückgedrängt. Dadurch verringert sich zwischen den Gehölzen im oberen Bereich der Ufer die Uferstabilität. Dies führt bis zur Ausbildung eines natürlichen, breiteren Querprofils nach einigen Jahrzehnten (PARKYN et al., 2005; MCBRIDE et al., 2010) potenziell zu einer erhöhten Ufererosion im Vergleich zu den durch grasige Vegetation befestigten Ufern (COLLIER et al., 2001; PARKYN et al., 2005; Referenzen in MCBRIDE et al., 2010). Werden die Gehölze nicht gleichzeitig, sondern sukzessive entwickelt, kann eine solche Erhöhung des Eintrags von Feinsediment vermieden werden (PARKYN et al., 2005). Nach Ausbildung eines natürlichen, flachen Gewässerquerschnitts ist die Ufererosion und der Eintrag von Feinsediment allein schon aufgrund der geringeren Uferhöhe und des verminderten Strömungsangriffs verringert. Generell ist die Ufererosion in Waldbächen geringer als in Wiesenbächen (siehe Referenzen in MCBRIDE et al., 2010).

Faktoren, die die Wirkung auf die Uferstabilität beeinflussen

Breite der gewässerbegleitenden Vegetation: In SWEENEY & NEWBOLD (2014) wird eine der wenigen Studien zitiert, in der der Zusammenhang zwischen der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation und der Uferstabilität untersucht wurde. Demnach erhöht bereits eine gewässerbegleitende Vegetation von 10 m Breite die Uferstabilität, was einfach nachzuvollziehen ist, da die Gehölze direkt am Gewässer den dem Strömungsangriff ausgesetzten Teil des Ufers schützen und weiter vom Gewässer entfernt stehende Gehölze nur noch eine geringe bis keine Wirkung haben können.

Gewässergröße: Es gibt keine dezidierten Studien, aus denen sich ableiten lässt, welche anderen Faktoren als die Breite der Vegetation die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Uferstabilität, den Gewässerquerschnitt, Gerinnebettform und Gewässermorphologie bestimmen. Jedoch ist auffällig, dass die Zunahme der Gewässerbreite und Abnahme der Gewässertiefe durch Ufergehölze an kleinen Fließgewässern (Bächen) beobachtet wurde. Hier beeinflusst die grasige Vegetation aufgrund der geringen Uferhöhe einen großen Teil des Ufers. Mit zunehmender Gewässergröße und Uferhöhe verringert sich der Einfluss der grasigen Vegetation auf die Uferstabilität vermutlich, da ein größerer Teil des Ufers nicht mehr durchwurzelt ist (SWEENEY & NEWBOLD, 2014). Damit sollte in größeren Gewässern auch die Entwicklung von Ufergehölzen und die Unterdrückung der grasigen Vegetation weniger zu einer Aufweitung des Querprofils führen, sondern vor allem die Uferstabilität erhöhen. Dies würde auch erklären, warum größere Gewässerbreiten in einigen Studien nicht im Wald, sondern im Offenland beobachtet wurden (siehe Referenzen in MCBRIDE et al., 2010). Damit wäre die Gewässergröße ein wesentlicher Faktor, der die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Uferstabilität bestimmt und diese an kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern von größerer Bedeutung ist als an großen Flüssen.

Wissenslücken und Forschungsbedarf zum Einfluss auf die Uferstabilität

Im Gegensatz zu der umfassenden fluvialmorphologischen Literatur zur generellen Wirkung von Ufergehölzen gibt es kaum Studien, die sich dezidiert mit der Veränderung der Uferstabilität und der dadurch ausgelösten morphologischen Entwicklung von Gewässern beschäftigen, an denen Ufergehölze entwickelt wurden.

Zumindest in Mitteleuropa ist dies vermutlich dadurch begründet, dass bisher nur in wenigen Fällen mit der Entwicklung von Ufergehölzen auch die Entnahme der Ufersicherung und das Zulassen einer eigendynamischen morphologischen Entwicklung verbunden war. Mit den in den Bewirtschaftungsplänen vermehrt vorgesehenen Maßnahmen zur Entwicklung von Ufergehölzen mit passiver eigendynamischer Entwicklung ergibt sich zunehmend die Notwendigkeit die Auswirkungen besser abschätzen zu können; auch um unbeabsichtigte negative Entwicklungen zu vermeiden (z. B. vermehrte Ufererosion und Feinsedimenteintrag). Daraus ergibt sich ein eindeutiger Forschungsbedarf, insbesondere für quantitative Studien und Langzeitstudien, in denen die Uferstabilität vor, während und nach der Entwicklung der Ufergehölze untersucht wird (HUGHES, 2016).

3.2.7 Falllaub-Eintrag

Literaturquellen

Der Eintrag von Falllaub aus der gewässerbegleitenden Vegetation wird nur in wenigen Veröffentlichungen zu Gehölzstreifen bzw. Gewässerrandstreifen erwähnt. Darunter sind 3 Reviews sowie zwei Primärstudien, die in der Literaturdatenbank erfasst sind. Die geringe Anzahl an Publikationen hängt nicht mit der ökologischen Bedeutung dieser Funktion zusammen. Sie ist vermutlich vielmehr dadurch begründet, dass die Bedeutung des Falllaubs als wichtige Quelle für das grobpartikuläre organische Material (CPOM) und damit Nahrungsquelle als Lehrbuchwissen gilt. Daher wurde für die Darstellung des Stands des Wissens neben den dezidierten Studien zu Randstreifen auch die generelle Literatur zu Falllaub in Fließgewässern und dessen Bedeutung für die Besiedlung von Fließgewässern gesichtet.

Bedeutung des Falllaubs für die Besiedlung von Fließgewässern

Wie oben bereits erwähnt, ist Falllaub eine wichtige Quelle und Teil des grobpartikulären organischen Materials (CPOM), das von außen als allochthones Material ins Gewässer eingetragen wird. Zum CPOM gehört neben dem Falllaub alles organische Material mit einem Durchmesser > 1 mm, also auch Gras, krautige Vegetation und kleines verholztes Material wie Rindenbruchstücke, Reisig und Zweige (Streu in KAIL & GERHARD, 2003). Falllaub als Teil des allochthonen CPOM ist vor allem für kleine Fließgewässer (Bäche) von Bedeutung, da diese natürlicherweise von Ufergehölzen beschattet sind und daher die autochthone Primärproduktion organischen Materials durch Photosynthese im Gewässer selbst gering ist. In den auch natürlicherweise weniger beschatteten größeren Fließgewässern überwiegt dann die Primärproduktion durch höhere Wasserpflanzen und Algen (siehe auch Beschreibung des River Continuum Concept in Kapitel 3.2.5 zur Primärproduktion). In Gewässern ohne Ufergehölze kann auch andere terrestrische Vegetation als Falllaub - wie Gras oder die krautige Vegetation - eine wichtige allochthone Quelle grobpartikulären organischen Materials (CPOM) darstellen (MENNINGER & PALMER, 2007). Trotzdem ist der CPOM-Eintrag in bewaldeten Gewässerabschnitten (ganz überwiegend in Form von Falllaub) etwa 2-6mal größer als der CPOM-Eintrag in Gewässern ohne Ufergehölze (DELONG & BRUSVEN, 1994; Gray, 1997; SCARSBROOK et al., 2001; STENROTH et al., 2014).

Für Makroinvertebraten ist Falllaub vor allem als Nahrungsquelle von großer Bedeutung. Gemäß des River Continuum Concept (VANNOTE et al., 1980) überwiegen in den bewaldeten und beschatteten Oberläufen Arten, die das grobpartikuläre organische Material (CPOM) zerkleinern bzw. das zerkleinerte Material sammeln und als Nahrung nutzen (Makrozoobenthos Arten der Zerkleinerer und Sammler). Mit zunehmender Gewässerbreite und Lichteinfall nimmt die Primärproduktion und damit der Anteil der Weidegänger zu, die sich von dem Algenaufwuchs ernähren. Ein fehlender Eintrag von Falllaub führt nicht nur zu einer Verringerung der direkt darauf angewiesenen Zerkleinerer und Sammler, sondern auch zu einem Rückgang der Räuber, die sich von diesen Primärkonsumenten ernähren (WALLACE et al., 1997). Dies kann zu einem Rückgang der Abundanz und Biomasse der Makroinvertebraten in der Größenordnung von -90% bzw. -80% führen (WALLACE et al., 1999). Die Artenzahl und damit Biodiversität der Makroinvertebraten hängt nicht nur vom Vorkommen von Falllaub ab, sondern nimmt auch mit der Diversität des Falllaubs zu (LEROY & MARKS, 2006). Dies liegt unter anderem an der damit verbundenen höheren Diversität an Pilzen, welche die Blätter aufbereiten und damit leichter verdaubar für die Makroinvertebraten machen (LECERF et al., 2005). Das Falllaub vieler nicht-heimischer Arten wie z. B. der Platanen wird deutlich langsamer abgebaut und ist für die heimischen Makroinvertebraten schlechter oder nicht verwertbar (CASAS et al., 2013). Somit sollte nicht nur der Eintrag von Falllaub gesichert, sondern auch auf eine natürliche Vielfalt an Baumarten geachtet werden. Die Bedeutung des Falllaubs kann je nach Gewässertyp und Sohlsubstrat unterschiedlich sein. So hängen die Lebensgemeinschaften auf moosbewachsenen Blöcken mehr von dem feinputikulären organischen Material ab, dass sich im Moos verfängt und weniger von grobpartikulärem organischem Material wie Falllaub (WALLACE et al., 1997).

Für Fische ist Falllaub vor allem indirekt über die Wirkung auf das Makrozoobenthos als Fischnahrung von Bedeutung. Im Nahrungsnetz von Waldbächen beruht die Ernährung der Fische als Top-Predatoren zu einem großen Teil auf dem Eintrag von Falllaub und der damit hohen Biomasse des Makrozoobenthos sowie terrestrischer Insekten (Hicks, 1997). Beim Makrozoobenthos sind es unter anderem die terrestrischen Lebensstadien der merolimnischen Arten, die als Nahrung für Fische dienen. Diese nutzen Ufergehölze zur Orientierung und als Schwarmplatz, wohingegen sie sich bei fehlenden Ufergehölzen weiter vom Gewässer entfernen. Daher erhöhen Ufergehölze die Nahrungsverfügbarkeit für Fische (GRUNBLATT et al., 2019). Selbst die Besiedlung der kleinen Oberläufe ohne Fischbestand kann über die Drift des Makrozoobenthos in den Unterlauf als wichtige Nahrungsquelle für Fische dienen (WIPFLI & GREGOVICH, 2002).

Eintragungspfade von Falllaub in Fließgewässer

Falllaub wird prinzipiell auf zwei Wegen ins Gewässer eingetragen, entweder vertikal als Laub, dass direkt von den Gehölzen ins Gewässer fällt (ggf. vom Wind verweht) oder lateral, in Form von Laub, dass über den Boden rutscht, vom Wind bodennah verweht oder abgeschwemmt wird. Der Anteil des lateral eingetragenen Falllaubs nimmt mit der Gewässergröße von ca. 80% in Gewässern erster Ordnung auf ca. 10% in Gewässern vierter Ordnung ab (WEIGELHOFER & WARINGER, 1994). Grund hierfür ist die Zunahme der Gewässerfläche in größeren Gewässern und damit die absolute Menge des vertikal eingetragenen Falllaubs. In diesen kleinen bis mittelgroßen Gewässern 1.-4. Ordnung nehmen die Baumkronen den gesamten Gewässerquerschnitt ein, da die Kronen der Bäume vorrangig in den freien Bereich über der Wasserfläche wachsen (CILLERO et al., 1999). Erst in Flüssen (> 4. Ordnung) nimmt der Eintrag bezogen auf die Gewässerfläche deutlich ab (CONNERS & NAIMAN, 1984). Neben der Gewässergröße hängt der Anteil des lateral eingetragenen Falllaubs auch von der Hangneigung ab. An steileren Hängen wird mehr Falllaub durch den Oberflächenabfluss ins Gewässer abgeschwemmt (WEIGELHOFER & WARINGER, 1994). In kleinen Kerbtalgewässern

überwiegt also der laterale Eintrag und in größeren Flachlandgewässern der vertikale Eintrag. Der absolute Eintrag in Fließgewässern der gemäßigten Breiten liegt bezogen auf die Länge des Gewässers in der Größenordnung von 0,2 bis knapp 3 kg m⁻¹ yr⁻¹ (CONNERS & NEIMAN, 1984; WEIGELHOFER & WARINGER, 1994; POZO et al., 1997).

Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf den Eintrag von Falllaub in Fließgewässern

Die gewässerbegleitende Vegetation in Form von Gehölzstreifen bzw. Gewässerrandstreifen führt zu einem Eintrag von Falllaub. In der Literatur finden sich aber nur wenige Angaben zu der eingetragenen Menge. In der einzigen in BROADMEADOW & NISBET (2004) aufgeführten Studie führte ein 2-5 m bzw. 50-100 m breiter, 12 Jahre alter Bestand natürlicher Ufergehölze zu einem Falllaub Eintrag von etwa 22% bzw. 50% im Vergleich zu einem vollständig bewaldeten Gewässerabschnitt (OELBERMANN & GORDON, 2000). Die Unterschiede im Falllaub-Eintrag zwischen den renaturierten Abschnitten und dem bewaldeten Gewässerabschnitt führen die Autoren vor allem auf das geringere Alter des renaturierten Bestands zurück. Auch in dem von THOMAS et al. (2016) untersuchten Gehölzbestand mit einer Breite von 15-65 m war der Falllaub-Eintrag im Vergleich zu einem Gewässerabschnitt ohne Gehölze signifikant erhöht, aber immer noch deutlich geringer als in einem quasi bewaldeten Gewässerabschnitt. Die Autoren kommen daher zu dem Schluss, dass zur Sicherstellung eines naturnahen Falllaub-Eintrags sehr breite Gehölzstreifen >60 m notwendig sind.

Faktoren die den Eintrag von Falllaub aus der gewässerbegleitenden Vegetation beeinflussen

Auf Grundlage der wenigen Studien zum Eintrag von Falllaub aus Gehölzstreifen lässt sich nicht ableiten, von welchen Faktoren die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation abhängt. Jedoch ist zu vermuten, dass die Breite der gewässerbegleitenden Vegetation und das Alter des Bestandes den Falllaub-Eintrag maßgeblich bestimmen. Darüber hinaus dürfte, wie oben beschrieben, an steileren Hängen der laterale Eintrag größer sein und damit eine geringere Breite für einen substanziellen Eintrag ausreichen.

Wissenslücken und Forschungsbedarf zum Falllaubeintrag aus der gewässerbegleitenden Vegetation

Im Gegensatz zur Bedeutung des Falllaubs für die Besiedlung von Fließgewässern ist dessen Eintrag wenig untersucht. Dies gilt insbesondere für den Eintrag aus schmalen Uferstreifen, auf denen Ufergehölze im Rahmen des Gewässermanagements entwickelt wurden.

3.2.8 Totholz-Eintrag

Literaturquellen

Der Eintrag von Totholz aus der gewässerbegleitenden Vegetation wird nur in wenigen Veröffentlichungen zu Gehölzstreifen bzw. Gewässerrandstreifen erwähnt. Darunter sind zwar 9 Reviews, die jedoch nur allgemein auf die Funktion von Totholz eingehen und wenig konkrete Angaben zum Totholz-Eintrag aus Gehölzstreifen machen (am ehesten in SWEENEY & NEWBOLD, 2014). Darüber hinaus sind vier Primärstudien in der Literaturdatenbank erfasst. Die geringe Anzahl an Publikationen hängt nicht mit der ökologischen Bedeutung dieser Funktion zusammen. Sie ist vermutlich vielmehr dadurch begründet, dass Gehölzstreifen bisher vorrangig zum stofflichen Rückhalt entwickelt wurden und die positive Wirkung von Totholz nicht im Fokus stand. Vielmehr wird Totholz häufig immer noch im Rahmen der Gewässerunterhaltung geräumt, trotz der unten beschriebenen hohen ökologischen Bedeutung.

Im Gegensatz dazu ist der Eintrag von Totholz und dessen positive Wirkung auf die Gewässerstruktur und Besiedlung von Fließgewässern seit Jahrzehnten ein wichtiges Forschungsfeld in der Gewässermorphologie und Fließgewässerökologie. Daher wurde für die Darstellung des Stands des Wissens neben den dezidierten Studien zu Randstreifen auch die allgemeine fluvialmorphologische und ökologische Literatur zu Totholz berücksichtigt. Darüber hinaus wurde die umfangreiche Literatur zur generellen Bedeutung von Totholz für die Besiedlung von Fließgewässern gesichtet.

Bedeutung von Totholz für die Besiedlung von Fließgewässern

Unter Totholz wird vor allem in der anglo-amerikanischen Literatur i. d. R. alles verholzte organische Material mit einem Durchmesser > 10 cm verstanden, in manchen Fällen noch zusätzlich definiert über eine Mindestlänge von 1 m. Die Definition über den Mindestdurchmesser von > 10 cm wurde in den mittlerweile auch zahlreichen europäischen Arbeiten i. d. R. übernommen. In Anlehnung an einige Studien unterscheiden KAIL & GERHARD (2003) dieses grobe Totholz von feinem Totholz (> 1 cm - 10 cm), um Totholz eindeutig vom grobpartikulären organischen Material (CPOM) abzugrenzen (> 1 mm - 1 cm).

Zum einen ist Totholz direkt Nahrungsquelle und Lebensraum für Makroinvertebraten und Fische. Viele Makroinvertebraten nutzen Totholz in den unterschiedlichsten Lebensstadien als Nahrungsquelle und Lebensraum, wie z. B. zur Eiablage, Verpuppung und Emergenz (ANDERSON et al., 1984; HARMON et al., 1986). Die Abundanz und Biomasse ist auf Totholz im Vergleich zu vielen anderen Substraten sehr hoch und ist insbesondere in sandgeprägten Fließgewässern als oft einziges lagestabiles Hartsubstrat von besonderer Bedeutung (BENKE & WALLACE, 2003). Viele Arten sind auf das Vorkommen von Totholz angewiesen. HOFFMANN & HERING (2000) haben verschiedene Primärstudien aus Mitteleuropa wie z. B. SPÄNHOF et al. (2000) ausgewertet und konnten für mehr als 100 Arten eine enge Bindung mit Totholz belegen. Darüber hinaus nutzen Jungfische strukturreiches Totholz als Rückzugsort mit geringer intraspezifischer Konkurrenz und adulte Tiere als Unterstand und Schutz vor Fressfeinden (CROOK & ROBERTSON, 1999; DOLLOFF & WARREN, 2003; ZALEWSKI et al., 2003). In vielen Studien wurde in Gewässerabschnitten mit Totholz eine größere Abundanz und Biomasse von Fischen nachgewiesen (ZIKA & PETER, 2002; BECKER et al., 2003). In einigen Fällen ist jedoch unklar, ob Totholz tatsächlich zu einer größeren Fischpopulation führt oder die Tiere sich nur vermehrt im Bereich des Totholzes aufhalten. Auch andere aquatische und terrestrische Organismengruppen wie Vögel, Reptilien, Amphibien und Säuger (z. B. Fischotter) nutzen Totholz als Lebensraum, Unterschlupf oder hängen von Nahrungsquellen ab, die durch Totholz entstehen (STEEL et al., 2003).

Zum anderen beeinflusst Totholz die Besiedlung der Gewässer auch indirekt. Es modifiziert die Strömungsverhältnisse und beeinflusst dadurch die Hydrologie, Hydraulik, dies führt wiederum zum Rückhalt von Sediment und organischem Material, und beeinflusst die Gewässermorphologie sowie den Stoffhaushalt der Gewässer (zusammenfassende Darstellungen in HARMON et al., 1986; MASER & SEDELL, 1994; GURNELL et al. 1995).

Hydrologie/Hydraulik: Totholz erhöht die Sohlrauigkeit (SHIELDS & GIPPEL, 1995; BUFFINGTON & MONTGOMERY, 1999; MANGA & KIRCHNER, 2000), Strömungsenergie wird an Totholz-Verkläuerungen abgebaut (ABBE & MONTGOMERY, 2003; CURRAN & WOHL, 2003) und ein oberwasserseitiger Rückstau verursacht. Dies führt zu einer Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit und zur Retention des Abflusses (GREGORY et al. 1985; EHRMAN & LAMBERTI, 1992). Als Folge der Abflussverzögerung verändert sich der Ablauf der Hochwasserwelle. Der Wasserstand erhöht sich langsamer und der Scheitel der Hochwasserwelle ist niedriger, d. h. die Abflusskurve wird breiter und flacher (GREGORY et al., 1985; MACDONALD & KELLER, 1987).

Daneben wird die Strömung abgelenkt und die Fließgeschwindigkeit lokal erhöht (BEEBE, 1997), was insgesamt zu einer Erhöhung der Habitatdiversität z. B. für Fische unterschiedlicher Altersgruppen führt (MCMAHON & HARTMAN, 1989; RABENI & JACOBSEN, 1993).

Rückhalt von Sediment und organischem Material: Die verringerte Transportkapazität führt zu einem Netto-Sedimentrückhalt (BILBY, 1981; SMITH et al., 1993; WEBB & ERSKINE, 2003), was z. B. zur Anhebung der Sohle in eingetieften Gewässern genutzt werden kann. Darüber hinaus lagert sich organisches Material wie CPOM und feines Totholz in von grobem Totholz geschaffenen Stillwasserbereichen ab und wird in große Mengen mechanisch zurückgehalten (SPEAKER et al., 1984; EHRMAN & LAMBERTI, 1992). Dies erhöht die Nahrungsverfügbarkeit für das Makrozoobenthos und damit die absolute Biomasse sowie die Abundanz der entsprechenden Ernährungstypen wie Zerkleinerer und Sammler (SMOCK et al., 1989).

Gewässermorphologie: Durch die Ablenkung der Strömung und Erhöhung der Strömungsdiversität entstehen Erosionsformen wie Kolke (CARLSON et al., 1990; FAUSCH & NORTHCOOTE, 1992; KAIL, 2003) und Uferabbrüche (NAKAMURA & SWANSON, 1993) sowie Akkumulationsformen wie Kiesbänke (FETHERSTON et al., 1995; ABBE & MONTGOMERY, 2003). Dies erhöht nicht nur die Habitatdiversität für Fische, die z. B. Kolke als Unterstand nutzen (BAILLIE et al., 2013), sondern auch die Substratdiversität (RICE & CHURCH, 1996; BUFFINGTON & MONTGOMERY, 1999) und damit Habitatdiversität für das Makrozoobenthos. Insbesondere die Bildung von Totholz-Verkläuerungen führt, je nach Größenordnung der Verkläuerung, zur Bildung von Nebengerinnen (COLLINS & MONTGOMERY, 2002; WEBB & ERSKINE, 2003) und hat selbst großräumigen Einfluss auf die natürliche Gerinnebettform und Auenstrukturen (PIÉGAY & GURNELL, 1997; O'CONNOR et al., 2003).

Stoffhaushalt: Totholz erhöht durch die Ablenkung der Strömung hin zur Sohle den Wasseraustausch im Porenraum (MUTZ & RHODE, 2003; DOUGHTY et al., 2020), was die Sauerstoffversorgung im Porenraum und damit den Abbau organischen Materials und das Selbstreinigungsvermögen erhöht. Sowohl die im Porenraum (Interstitial) lebenden Makrozoobenthos-Arten, als auch die Fischbrut ist auf eine gute Sauerstoffversorgung angewiesen.

Einflussfaktoren auf den Eintrag von Totholz in Fließgewässern aus der gewässerbegleitenden Vegetation

Der Eintrag von Totholz in Fließgewässer erfolgt zum einen durch Prozesse, die zu einem vergleichsweise stetigen Eintrag führen (BENDA et al., 2003; BURTON et al., 2016). Hierzu zählt die Seneszenz, d. h. das Altern, Absterben und zu Boden fallen von Bäumen. Damit ist das Alter des Bestandes ein wichtiger Faktor, der den Totholz-Eintrag bestimmt. Bei größerer Hangneigung zum Gewässer hin, wie z. B. in Kerbtälern, fallen die Bäume vermehrt in Richtung des Gewässers, was den Totholz-Eintrag mehr als verdoppeln kann (SOBOTA et al., 2006). Darüber hinaus führt Ufererosion zum Eintrag von dann in der Regel ganzen Sturzbäumen, wobei der Eintrag oft während Hochwasserereignissen erfolgt (COMITI et al., 2016) und insbesondere bei geringer Uferstabilität und vergleichsweise hohem Gefälle hoch ist (z. B. verwilderte Gewässerläufe wie in PICCO et al., 2016). Damit beeinflussen alle Faktoren, welche die laterale morphologische Entwicklung von Fließgewässern beeinflussen auch den Totholz-Eintrag (Uferstabilität, Sediment- und Abflussregime). Zum anderen gibt es stochastisch vorkommende Ereignisse wie Hangrutschungen, Stürme (Windwurf), Waldbrände oder Insektenbefall (BENDA et al., 2003; BURTON et al., 2016). Diese kommen zwar selten vor, während oder nach diesen Ereignissen werden aber lokal große Mengen Totholz in Fließgewässer eingetragen (KELLER & SWANSON, 1979; MAY, 2002; REEVES et al., 2003).

Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf den Totholz-Eintrag

Das Vorhandensein der gewässerbegleitenden Vegetation in Form von Ufergehölzen ist die Voraussetzung für den Eintrag von Totholz durch die oben aufgeführten Prozesse. Da ein Teil des eingetragenen Totholzes bei Hochwasserereignissen nach unterstrom transportiert wird, findet man Totholz auch in Gewässerabschnitten ohne Ufergehölze, die damit vom Eintrag im Oberlauf profitieren. In naturnahen, bewaldeten Gewässerabschnitten in Mitteleuropa findet man heute Totholz in der Größenordnung von $2 \text{ m}^3 / 100 \text{ m}$ bezogen auf die Gewässerlänge bzw. $41 \text{ m}^3 / \text{ha}$ bezogen auf die Gewässerfläche, wobei die Werte mit $1\text{-}7 \text{ m}^3 / 100 \text{ m}$ bzw. $25\text{-}100 \text{ m}^3 / \text{ha}$ stark schwanken (KAIL, 2004). In älteren Waldbeständen in Europa und Nordamerika mit vergleichbaren Baumarten sind die Totholz-Mengen in etwa dreimal so groß und liegen eher im Bereich von $50\text{-}300 \text{ m}^3 / \text{ha}$ (KAIL, 2004).

Faktoren die den Totholz-Eintrag aus der gewässerbegleitenden Vegetation beeinflussen

Breite: Viele Autorinnen und Autoren schlussfolgern aus den oben beschriebenen möglichen Eintragspfaden, dass ein Gehölzbestand mit einer Breite, die der maximalen Höhe der Bäume im Bestand entspricht einen natürlichen Totholz-Eintrag sicherstellen sollte (WENGER, 1999; BROADMEADOW & NISBET, 2004; SWEENEY & NEWBOLD, 2014; BURTON et al., 2016), wobei dies häufig mit einer Breite von 30 m gleichgesetzt wird. Dies stimmt gut mit den Ergebnissen von Modellierungsstudien und empirischen Untersuchungen in Laubwäldern überein, in denen der größte Teil des Totholz-Eintrags (90-95%) aus einem 20-25 m breiten Gehölzstreifen eingetragen wird (GREGORY et al., 2003). Auch die empirischen Daten einer neueren Studie an kleinen steilen Oberläufen bestätigen diese Annahme, da mit ca. 80% der größte Teil des Totholzes, für das die Eintragsquelle bestimmt werden konnte, aus einer Entfernung von $< 15 \text{ m}$ vom Ufer eingetragen wurde und der Ursprung fast allen Totholzes in einem Bereich von 30 m lag (BURTON et al., 2016). Jedoch konnte in dieser Studie die Eintrags-Quelle für mehr als die Hälfte des Totholzes nicht bestimmt werden. Dieser Teil kann auf unterschiedlichste Art und Weise eingetragen worden sein, wie z. B. aus weiter vom Gewässer entfernten Bereichen durch Prozesse wie Hangrutschungen oder Transport aus dem Oberlauf. In Tiefland- und weniger steilen Mittelgebirgsgewässern, in denen Hangrutschungen eine untergeordnete Bedeutung haben, sollten diese Annahmen zutreffen. In steileren Mittelgebirgsgewässern mit steilen Hängen und für Hangrutschungen anfälliger Geologie, sind für den Totholz-Eintrag auch weiter vom Gewässer entfernte Bereiche relevant. Aufgrund der geringen Wahrscheinlichkeit von Hangrutschungen lässt sich dieser Totholz-Eintrag aber nur schwer abschätzen.

Alter des Baumbestandes: Der Zusammenhang zwischen dem Alter des Baumbestandes und dem Totholz-Eintrag sowie der Totholz-Menge im Gewässer wurde in verschiedenen Modellierungsstudien für verschiedene Baumarten untersucht (siehe Review in GREGORY et al., 2003; STOUT et al., 2018). In diesen Modellen wird der maximale Totholz-Eintrag und auch die maximale Totholz-Menge in Abhängigkeit von der dominanten Baumart nach etwa 150-250 Jahren erreicht. Danach stellt sich ein dynamisches Gleichgewicht zwischen dem Totholz-Eintrag und dem Verlust durch Holz-Abbau sowie Transport in den Unterlauf ein. Die Totholz-Menge nimmt in den Modellen jedoch in den ersten Jahrzehnten am stärksten zu und nähert sich dann asymptotisch dem dynamischen Gleichgewichtszustand. Daher wird in den Modellen nach einigen Jahrzehnten bereits die Hälfte der natürlichen Totholz-Menge erreicht. Im Gegensatz dazu nahm in einer empirischen Studie in Mischwaldbeständen (Esche, Birke, Buche, Ahorn, Fichte, Tanne) unterschiedlichen Alters die Totholz-Menge auch noch in >300 Jahren alten Beständen zu (WARREN et al., 2009). Ob nach Jahrhunderten ein Gleichgewichtszustand erreicht wird erscheint jedoch vor dem Hintergrund der heutigen, marginalen Totholz-Menge in mitteleuropäischen Fließgewässern weniger relevant. Bedeutender ist wohl die Beobach-

tung, dass innerhalb der ersten Jahrzehnte der Entwicklung einer gewässerbegleitenden Vegetation Totholz-Mengen in der Größenordnung von ca. 1 m³ / 100 m bzw. 20-40 m³ / ha erreicht werden können, d. h. etwa die Hälfte der heute in naturnahen Gewässern vorgefundenen Menge (Ergebnisse der Regressionsmodelle in WARREN et al., 2009, nach 50 Jahren in 1-5m breiten Gewässern).

Uferverbau: In Abschnitten mit Uferverbau ist die Totholz-Menge deutlich reduziert, da der Eintrag durch Ufererosion verhindert wird (ANGRADI et al., 2004). Neben der Entwicklung der gewässerbegleitenden Vegetation sollte also spätestens nach dem Aufkommen der ersten größeren Gehölze der Uferverbau entfernt werden, um einen möglichst naturnahen und raschen Eintrag von Totholz sicherzustellen.

Wissenslücken und Forschungsbedarf zum Totholz-Eintrag aus der gewässerbegleitenden Vegetation

Wie oben beschrieben ist die positive Wirkung von Totholz auf die Hydrologie, Hydraulik, den Sedimenthaushalt, die Gewässermorphologie, den Stoffhaushalt und die Besiedlung von Fließgewässern hinreichend gut untersucht und belegt. Forschungsbedarf gibt es jedoch noch in Hinblick auf die Entwicklung des Totholz-Eintrags und der Totholz-Menge im Laufe des Aufkommens der gewässerbegleitenden Vegetation. Es gibt kaum Untersuchungen, aus denen sich ableiten lässt, wie schnell mit einem substanziellen Totholz-Eintrag durch passive Renaturierung der Ufergehölze zu rechnen ist.

3.2.9 Lebensraum für terrestrische Arten

Literaturquellen

Die Funktion der gewässerbegleitenden Vegetation als Lebensraum für terrestrische Arten wird nur in fünf Reviews behandelt. Darüber hinaus stehen aber in der Datenbank mit 41 Veröffentlichungen eine größere Zahl von Primärstudien zur Verfügung, insbesondere zur Bedeutung der gewässerbegleitenden Vegetation für Vögel. Daneben wurde die generelle Literatur zur Bedeutung der terrestrischen Flora und Fauna für die Besiedlung von Fließgewässern ausgewertet.

Bedeutung der terrestrischen Arten für die Besiedlung von Fließgewässern

Die terrestrische Flora und Fauna stehen in enger funktionaler Beziehung zu der aquatischen Besiedlung von Fließgewässern. Zum einen ist terrestrisches organisches Material in Form von Laub und Totholz wichtige Nahrungsquelle und Lebensraum für aquatische Arten (siehe Kapitel 3.2.7 und 3.2.8). Zum anderen bestehen enge Verknüpfungen zwischen dem terrestrischen und aquatischen Nahrungsnetz (siehe Review in BAXTER et al., 2005, Abbildung 16). Terrestrische Invertebraten sind wichtige Nahrungsquelle für aquatische Arten, insbesondere für Fische, deren Nahrung bis zur Hälfte aus dem direkten Gewässerumfeld stammen kann (BAXTER et al., 2005). Dieser Eintrag von Nahrung ins Gewässer variiert über das Jahr stark und ist vom späten Frühjahr bis zum frühen Herbst am größten. Umgekehrt machen aquatische Insekten zwischen 25-100% der Nahrung von Spinnen, Eidechsen, Vögeln und Fledermäusen aus (BAXTER et al., 2005). Dieser Austrag von Nahrung aus dem Gewässer variiert über das Jahr noch stärker und ist zur Zeit des Schlupfs der Insekten im späten Frühjahr bzw. Frühsommer deutlich größer als während des restlichen Jahres. Gerade zu dieser Zeit des Jahres ist das terrestrische Nahrungsangebot gering und daher von großer Bedeutung für die terrestrischen Arten (XIANG et al., 2017).

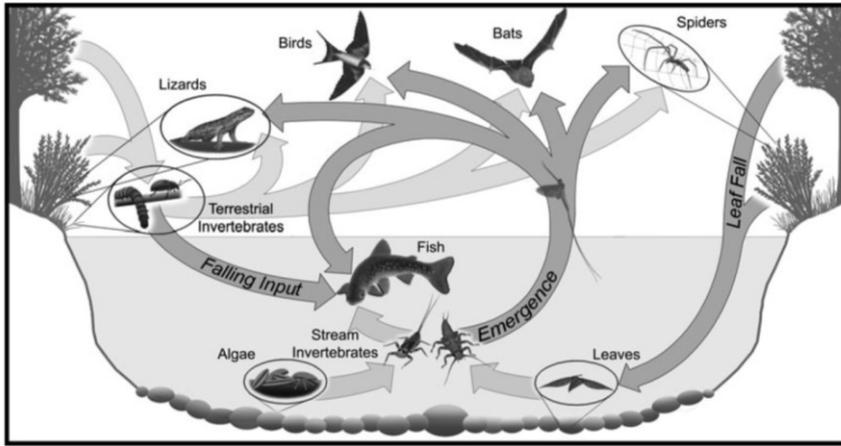


Abbildung 16: Beziehung der terrestrischen und aquatischen Nahrungsnetze (aus Baxter et al., 2005).

Fehlt dieser terrestrische Eintrag von Nahrung kann sich das ganze Nahrungsnetz im Gewässer verändern. So beobachteten NAKANO et al. (1997) in ihrem bahnbrechenden Experiment, dass der damit verstärkte Fraßdruck der Fische auf die aquatischen Makroinvertebraten zu einer Zunahme des Algenaufwuchses führte, da dieser nicht mehr von den Weidegängern kontrolliert wurde.

Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Besiedlung des Gewässerumfeldes durch terrestrische Arten

Pflanzen: Nicht nur in den gemäßigten Breiten, sondern weltweit ist die Diversität an Pflanzen im Umfeld von Fließgewässern i. d. R. höher als in angrenzenden, nicht vom Gewässer beeinflussten Bereichen. Dies ist vermutlich auf die hohe Habitatdiversität durch die regelmäßige Überflutung und die kleinräumige Variabilität der Topographie und Bodenverhältnisse in Auen zurückzuführen (NAIMAN et al., 1993). Diese Umweltvariablen und somit die gewässerbegleitende Vegetation ändern sich entlang des Fließgewässer-Kontinuums von kleinen Bächen hin zu größeren Flüssen, d. h. auch die Beta-Diversität der Vegetation im Gewässerumfeld ist größer als in anderen Landschaften (PIELECH et al., 2015). Die natürlichen Störungen und daraus resultierende größere Habitatdiversität lässt sich in breiten Gehölzstreifen zumindest teilweise durch Femelhieb imitieren (MALLIK et al., 2014). Bereits in einem Gehölzstreifen mit einer Breite von 10-30 m kann der größte Teil der typischen Pflanzenarten der gewässerbegleitenden Vegetation vorkommen (SPACKMAN & HUGHES, 1995). In schmalen Gehölzstreifen von 10 m ist die Strauch- und Krautschicht jedoch noch sehr ausgeprägt und erst in 30m breiten Gehölzstreifen entspricht diese der naturnahen Krautschicht bewaldeter Gewässerabschnitte (ELLIOTT & VOSE, 2016), was gut mit den Studien zur Beschattung übereinstimmt (siehe Kapitel 3.2.4).

Insekten: Die gewässerbegleitende Vegetation wird zum einen von den terrestrischen Lebensstadien aquatischer Insekten genutzt, d. h. von z. B. Eintags-, Stein- und Köcherfliegen sowie Libellen, die als Larven im Gewässer leben und als adulte, flugfähige Insekten einen Teil ihres Lebenszyklus an Land verbringen. Sie sind spezifisch auf die gewässerbegleitende Vegetation angewiesen, entfernen sich i. d. R. nur geringfügig vom Gewässer und stellen somit einen erheblichen Anteil der Insektenbesiedlung im Gewässerumfeld. Insbesondere Steinfliegen halten sich in Waldbächen mit natürlicher gewässerbegleitender Vegetation überwiegend nah am Gewässer auf (PETERSEN et al., 2004; EHLERT, 2009), wohingegen sie sich in Bächen des Offenlandes auf der Suche nach geeigneten Habitaten weiter vom Gewässer entfernen. Einige Organismengruppen wie die Köcherfliegen, Eintagsfliegen und Zuckmücken schlüpfen bereits im Wasser und

benötigen dann strukturreiche Gewässerabschnitte mit strömungsberuhigten Zonen, um das Gewässer zu verlassen. Andere Gruppen, wie z. B. viele Steinfliegen- und Libellen-Larven, verlassen das Gewässer aktiv, um im Schutz der Vegetation die Imaginalhäutung zu vollziehen. Unabhängig vom Schlupf nutzen viele dieser Organismengruppen die gewässerbegleitende Vegetation dann als Orientierung, um sich entlang der Gewässer auszubreiten und neue Gewässerabschnitte zu besiedeln (siehe Kapitel 3.2.10). Die erhöhte Dichte dieser semiterrestrischen Insekten ist somit charakteristisch für die gewässerbegleitende Vegetation und unterscheidet sie von der Insektenbesiedlung weiter vom Gewässer entfernter Lebensräume.

Zum anderen wird die gewässerbegleitende Vegetation von rein terrestrischen Insektenarten besiedelt, die oft in enger funktionaler Beziehung zu der aquatischen und semiterrestrischen Insektenfauna stehen (vgl. auch Absatz zur Bedeutung terrestrischer Arten für die Besiedlung von Fließgewässern). Insbesondere für die auf der Bodenoberfläche lebenden Insekten und Spinnentiere (epigäische Arthropoden) sind die schlüpfenden Wasserinsekten eine wichtige Nahrungsgrundlage (HERING & PLACHTER, 1997; PAETZOLD et al., 2005). Dies ist einer der Gründe, warum räuberische Insekten, z. B. Laufkäfer, sich an der Uferlinie konzentrieren, vorausgesetzt, dass sie dort auch geeignete Habitate finden (MANDERBACH, 1998). Neben den Laufkäfern (Carabidae) sind insbesondere Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) in den unmittelbaren Uferbereichen anzutreffen. Darüber hinaus können auch Ameisen (Formicidae) in hoher Abundanz vorkommen, vorausgesetzt, dass die Uferbereiche nicht unmittelbar hochwassergefährdet sind. Als wichtigste räuberische Nicht-Insektengruppen können die Spinnen gelten, insbesondere Vertreter der Familien Lycosidae und Linyphiidae (HERING, 1995; MANDERBACH, 1998; PAETZOLD et al., 2005). In Bächen der Offenlandschaft dominieren Jagdspinnen die keine Netze bauen, im Gegensatz zu Bächen mit natürlichen Ufergehölzen, in denen vor allem netzbauende Spinnen vorkommen (RAMBERG et al., 2020). Voraussetzung für die Etablierung dieser charakteristischen, von räuberischen Organismen geprägten Lebensgemeinschaften der Ufer ist eine naturnahe Gewässermorphologie mit flachen Uferzonen, die regelmäßig überschwemmt werden. Die angeschwemmten Wasserinsektenlarven und -imagines, wie z. B. Zuckmücken, Köcherfliegen und Eintagsfliegen, werden von der Strömung an das Ufer gespült, wo sie eine leichte Beute für räuberische Insekten darstellen. Ein weiterer Effekt der flachen Uferzonen liegt in den häufigen Überflutungen, die verhindern, dass sich dauerhaft Vegetation etabliert. Diese offenen Standorte sind idealer Lebensraum für viele Arten der epigäischen Fauna wie z. B. Laufkäfer und Kurzflügelkäfer. Und schließlich sind gerade in den Auen nährstoffreicherer Gewässer die wassergesättigten und nährstoffreichen Ufersedimente ein bevorzugtes Habitat vieler Fliegen- und Mückenarten, vor allem von Vertretern der Familien Chironomidae, Ceratopogonidae und Ephydriidae, die ebenfalls zum reichhaltigen Beutespektrum in Uferzonen beitragen.

Der unmittelbare Uferstreifen hat also eine hohe Bedeutung als Lebensraum für semiterrestrische und terrestrische Insekten. Eine naturnahe Ufervegetation, insbesondere Gehölze, fördern semiterrestrische Insekten. Naturnahe Uferstrukturen, vor allem vegetationsfreie Bereiche (Kies- und Sandbänke), die auch sehr klein sein können, ermöglichen die Besiedlung mit einer typischen räuberischen Arthropodenfauna, die sich überwiegend von der aquatischen Biomasse ernährt. Aber auch grasige gewässerbegleitende Vegetation kann sich bereits positiv auf die terrestrische Insektenfauna auswirken (MCCRACKEN et al., 2012).

Amphibien: Einige typische Amphibienarten feuchter Standorte profitieren von der gewässerbegleitenden Vegetation bzw. sind generell auf größere Waldbestände angewiesen. Werden auf Kahlschlagflächen Gehölzstreifen an den Gewässern erhalten, nutzen Salamander diese als Rückzugsort. Mit zunehmender Breite der Gehölzstreifen (0-55 m) nimmt das Vorkommen als auch die Anzahl der verschiedenen Salamander-Arten zu (Arten des Süd-Westens der USA wie *Desmognathus brimleyorum*, *Eurycea multiplicata*, *Plethodon serratus*, *P. glutinosus*, *P. caddoensis*, GUZY et al., 2019). Für den Erhalt stabiler Amphibien-Populationen

scheinen größere Waldbestände notwendig zu sein, wobei sich die Ansprüche verschiedener Arten stark unterscheiden können. So korreliert der Waldanteil in einer Entfernung von 50-100 m am besten mit dem Vorkommen des Springfrosches (*Rana dalmatina*), wohingegen Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) am stärksten vom Waldanteil in einem Radius von 100-400 m abhängen (FICETOLA et al., 2009). Auch andere in diesen Studien zitierte Arbeiten zeigen, dass das Vorkommen von Amphibien von Gehölzen in einer Entfernung von mehreren hundert Metern beeinflusst wird.

Vögel: Wie alle anderen Wälder sind auch Auwälder Lebensraum für viele Waldvogelarten. Die gewässerbegleitende Vegetation in Form von Auwäldern beherbergt jedoch eine größere Zahl an Waldvögeln und hat eine überproportionale Bedeutung für den Erhalt dieser Arten im Vergleich zu anderen Wäldern (DECAMPS et al., 1987; BENTLEY & CATTERALL, 1997; WIEBE & MARTIN, 1998; MOSLEY et al., 2006; BENNETT et al., 2014; XIANG et al., 2017). Mit dem Anteil der Gehölze im Gewässerumfeld nimmt die Naturnähe der Vogelgemeinschaft zu, was sich in der Zunahme der Waldvögel, Baumsammler und sensitiven Arten sowie der Abnahme der Bodensammler und toleranten Arten widerspiegelt (BRYCE et al., 2002).

Im Vergleich zu vollständig bewaldeten Gewässerabschnitten kommen in Gehölzstreifen entlang von Gewässern nicht nur die typischen Waldvögel, sondern auch Waldrandarten vor, die auf die Saumhabitate am Übergang vom Wald zur Offenlandschaft angewiesen sind bzw. Habitate in beiden Lebensräumen nutzen (PEREIRA et al., 2014). Daher führen diese Saumhabitate in schmalen Gehölzstreifen in der Größenordnung von ca. 20 m zu einer hohen relativen Diversität (bezogen auf die geringe Fläche, SHIRLEY & SMITH, 2005) oder sogar hohen absoluten Diversität (HAGAR, 1999). Jedoch kommen erst in deutlich breiteren Gehölzbeständen von ca. 30 m viele typische Arten vor (CROONQUIST & BROOKS, 1993; PEARSON & MANUWAL, 2001) und einige Waldvögel erst in sehr breiten Waldbeständen von ca. >40 m bis >70 m (SPACKMAN & HUGHES, 1995; KINLEY & NEWHOUSE, 1997; HAGAR, 1999; PEARSON & MANUWAL, 2001; SHIRLEY & SMITH, 2005). Generell nimmt die Diversität und Abundanz der Vögel mit der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation zu (CASTELLE et al., 1994).

Säugetiere: Verschiedene Säugetiere nutzen die gewässerbegleitende Vegetation sehr unterschiedlich. Fledermäuse suchen die Ufergehölze zur Nahrungssuche auf. Dabei bevorzugen sie Gewässer mit dichteren Gehölzbestände, die sie teilweise mehr als doppelt so häufig aufsuchen als Gewässer ohne Ufergehölze, sehr wahrscheinlich, weil die Insekten als Beutetiere dort in höherer Dichte vorkommen (SCOTT et al., 2010). Größere Säugetiere wie Rehe, Füchse und Dachse werden in Ackerlandschaften sehr viel häufiger entlang von Hecken bzw. Ufergehölzstreifen beobachtet als in der freien Landschaft (HILTY & MERENLENDER, 2004; DONDINA et al., 2016; PELLETIER-GUITTIER et al., 2020). Dabei bevorzugen die Tiere lange Gehölzstreifen mit dichtem Unterwuchs, was ein Hinweis darauf ist, dass sie diese als Wander- bzw. Ausbreitungskorridor nutzen (PELLETIER-GUITTIER et al., 2020). Die (Wieder-)Besiedlung von Fließgewässern durch den Fischotter (*Lutra lutra*) hängt neben der Wasserqualität auch von der gewässerbegleitenden Vegetation ab, wobei sie alte Gehölzbestände bevorzugen (BEDFORD, 2009 und dort zitierte Literatur). Auch der Fischotter scheint sich bevorzugt entlang von Gewässern mit Gehölzstreifen auszubreiten (siehe auch Kapitel 3.2.10). Kleinsäuger nutzen die gewässerbegleitende Vegetation als Lebensraum. Die Besiedlung durch Kleinsäuger wie Mäuse entspricht in Gehölzstreifen von 30 m Breite zwar noch nicht der Artgemeinschaft naturnaher Wälder, sie ist jedoch deutlich diverser und der Parasitenbefall geringer als auf Kahlschlagflächen (COCKLE & RICHARDSON, 2003). Dabei ist zu beachten, dass relativ schmale Gehölzstreifen in der Größenordnung von 20 m Kleinsäuger fördern, die Waldränder bevorzugen und erst deutlich breitere Waldbestände geeigneten Lebensraum für Kleinsäuger der Waldinnenbereiche darstellen (DARVEAU et al., 2001). Auch in der Studie von DONDINA et al. (2016) war die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der Haselmaus ab einer Breite von > 20 m sehr viel höher als in schmalen Feldgehölzen.

Faktoren die die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Besiedlung des Gewässerumfeldes durch terrestrische Arten beeinflusst

Breite: In der umfassenden Review von LIND et al. (2019) werden folgende Breiten für die gewässerbegleitende Vegetation angegeben, die zur Ausbildung oder zum Erhalt einer für diesen Lebensraum typischen terrestrischen Fauna und Flora erforderlich sind: Für Pflanzen im Mittel 24 m (10-40 m), für Vögel im Mittel 144 m (40-500 m), für Amphibien und Kleinsäuger im Mittel 53 m (20-100 m). Dieser Review berücksichtigt zwar auch Studien aus den Subtropen und Tropen, die Ergebnisse stimmen aber recht gut mit den oben aufgeführten Studien aus den gemäßigten Breiten überein.

Demnach ist im Vergleich zu anderen Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation ein relativ breiter Gehölzstreifen von ca. 20-30 m notwendig, um einer größeren Zahl typischer Vogel- und Kleinsäugerarten Lebensraum zu bieten. Die typischen Artgemeinschaften (Amphibien, Vögel, Säugetiere) von Wäldern stellen sich jedoch erst in deutlich breiteren Gehölzstreifen bzw. Waldbeständen ein. Bei den Insekten kann man zwischen der Uferfauna unterscheiden, die im oder auf dem Ufersubstrat direkt am Ufer lebt (<5 m) und den terrestrischen Stadien der Wasserinsekten, die nach dem Schlupf auf Paarungssuche und zur Ausbreitung breitere Gehölzstreifen von ca. 20 m benötigen (HERING et al., 2021).

Art der Vegetation: Viele der oben aufgeführten Studien haben die Besiedlung des direkten Gewässerumfeldes durch terrestrische Arten zwischen Gewässerabschnitten mit und ohne Gehölze untersucht. Daraus lässt sich ableiten, dass die oben genannten Effekte auf die terrestrische Flora und Fauna durch eine natürliche, holzige gewässerbegleitende Vegetation zu erwarten ist. Einige der Organismengruppen wie z. B. die Insekten profitieren bereits von grasiger gewässerbegleitender Vegetation (MCCRACKEN et al., 2012), ebenso wie Offenlandarten (z. B. Wiesenbrüter). Aus naturschutzfachlicher Sicht kann es zum Schutz einzelner Offenlandarten daher durchaus angebracht sein grasig-krautige gewässerbegleitende Vegetation zu entwickeln. Die typischen Artgemeinschaften der natürlicherweise von Ufergehölzen begleitenden Fließgewässer stellt sich aber in der Regel nur in natürlichen Gehölzbeständen ein. Generell zeichnen sich diese durch eine höhere Artenvielfalt aus als grasige gewässerbegleitende Vegetation (LOVELL et al., 2006 und dort zitierte Literatur). Dabei ist es wichtig eine natürliche Pflanzengemeinschaft zu entwickeln, da nur dieser Lebensraum für eine natürliche und typische terrestrische Ufer-Fauna bietet (MADDEN et al., 2015), d. h. die Entwicklung nicht standorttypischer Baumarten in Form von z. B. Kurzumtriebsplantagen ist ungeeignet als Lebensraum für eine typische gewässerbegleitende Fauna.

Wissenslücken und Forschungsbedarf zur Funktion als Lebensraum für terrestrische Arten

Viele der oben aufgeführten Studien stammen zwar aus den gemäßigten Breiten, jedoch nicht aus Mitteleuropa. Für die meisten anderen Funktionen wie z. B. die Beschattung und Regulierung der Wassertemperatur ist die genaue Art-Zusammensetzung der gewässerbegleitenden Vegetation weniger entscheidend, da die Funktion auf universellen physikalischen Prinzipien beruht. Die Funktion der gewässerbegleitenden Vegetation als Lebensraum für terrestrische Arten hängt jedoch wesentlich von den spezifischen Arten ab. Insbesondere die Studien zur Besiedlung durch Vögel stammen überwiegend aus Nordamerika. Bei den dortigen Waldbeständen handelt es sich oft um Douglasien, im Gewässerumfeld dominieren jedoch mit mitteleuropäischen Verhältnissen vergleichbare Laubbaumarten wie Erlen, Eschen und Ahorn. Daher sind zumindest die prinzipiellen Aussagen auf Mitteleuropa übertragbar. Um genauere Aussagen zur Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf spezifische mitteleuropäische Vogelarten machen zu können, sollten vergleichbare Studien in unserer Region durchgeführt werden. Limitierend ist hierbei die oft geringe Breite der gewässerbegleitenden Vegetation und die geringe Zahl von Gewässerabschnitten mit wirklich breiten Gehölzstreifen.

3.2.10 Ausbreitungs-Korridor

Literaturquellen

Die Rolle der gewässerbegleitenden Vegetation als linienhafte Struktur entlang von Gewässern, die als Korridor für die Ausbreitung und Migration dient, ist zwar hinreichend bekannt, wurde jedoch im Vergleich zu anderen Funktionen wie dem stofflichen Rückhalt bislang deutlich seltener untersucht. Darüber hinaus gibt es eine größere Zahl von Studien, die sich generell mit der Funktion von Ausbreitungskorridoren beschäftigen, unabhängig davon, ob es sich dabei um Gehölzstreifen entlang von Gewässern oder andere Korridore handelt (siehe Reviews in BEIER & NOSS, 1998; GILBERT-NORTON et al., 2010). Für all diese Studien gilt, dass es methodisch schwierig ist die Funktion von Korridoren für die Ausbreitung nachzuweisen (BEIER & NOSS, 1998; HICKEY & DORAN, 2004). Manche Autoren schlussfolgern allein aus der Nutzung der Korridore als Lebensraum, dass diese den Arten zur Ausbreitung dienen. In anderen Studien konnte beobachtet werden, dass sich Tiere im Vergleich zum Offenland bevorzugt entlang der Korridore bewegen, d. h. ausbreiten. Dabei bleibt jedoch unklar, ob dies tatsächlich einen Effekt auf die durch den Ausbreitungskorridor verbundenen Lebensräume und Populationen hat. Letztendlich lässt sich dies nur durch Studien nachweisen, in denen die Populationsentwicklung von durch Korridore verbundenen Lebensräumen mit solchen ohne Ausbreitungskorridor verglichen wird. Für die folgende Literaturoswertung wurden nur Reviews und Primärstudien berücksichtigt, die entweder über die Beobachtung der Ausbreitung oder Unterschiede in z. B. der Abundanz oder Artzusammensetzung der verbundenen Populationen die Funktion der Gehölzstreifen als Ausbreitungskorridor nachweisen konnten. Die Funktion der gewässerbegleitenden Vegetation als Lebensraum wird in Kapitel 3.2.9 behandelt.

Neben den zwei Reviews, die sich explizit mit der Wirkung von Korridoren auf die Ausbreitung beschäftigen (BEIER & NOSS, 1998; GILBERT-NORTON et al., 2010), wird die Funktion der gewässerbegleitenden Vegetation als Ausbreitungskorridor in vier Reviews randlich behandelt. Daneben konnten noch 24 Primärstudien gefunden werden, in denen diese Funktion untersucht wurde. Jedoch genügen nur die wenigsten davon den oben erwähnten Anforderungen. Aufgrund der dünnen Studienlage wurden hier auch einzelne Studien aus Regionen außerhalb der gemäßigten Breiten berücksichtigt. Darüber hinaus wurde die allgemeine Literatur zur Bedeutung der Ausbreitung entlang der gewässerbegleitenden Vegetation für die Besiedlung von Fließgewässern gesichtet.

Bedeutung der gewässerbegleitenden Vegetation als Ausbreitungskorridor für die Besiedlung von Fließgewässern

Die Ausbreitung im terrestrischen Bereich entlang der gewässerbegleitenden Vegetation ist vor allem für die terrestrischen Lebensstadien aquatischer Insekten von Bedeutung, d. h. für z. B. Eintags-, Stein- und Köcherfliegen, die als Larven im Gewässer leben und als adulte, flugfähige Insekten einen Teil ihres Lebenszyklus an Land verbringen. Während der Larvalzeit im Gewässer werden die Tiere durch die Strömung nach unterstrom verdriftet, entweder, weil sie sich aktiv in die Drift begeben, um z. B. ungünstigen Bedingungen zu entgehen (Verhaltensdrift) oder weil sie passiv mit der Strömung verdriftet werden. Als flugfähige adulte Tiere kompensieren insbesondere die Weibchen diese Drift und fliegen zur Eiablage nach oberstrom. Damit vermeiden diese Arten die sukzessive Verlagerung nach unterstrom in Bereiche des Fließgewässer-Kontinuums mit abweichenden, für sie ungünstigen Habitatbedingungen. Darüber hinaus dient die Drift und die terrestrische Ausbreitung der (Wieder-)Besiedlung weiterer Gewässerabschnitte (SCHÖNBORN, 1992). Über diese Ausbreitung werden einzelne Populationen bzw. Artgemeinschaften zu sogenannten Meta-Populations bzw. Meta-Communities verbunden, die aufgrund des Austauschs von Individuen und Genen resilienter gegenüber Störungen sind (DOWNES et al., 2016; SARREMEJANE et al., 2017).

Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Ausbreitung terrestrischer Arten entlang von Fließgewässern

Generelle Wirkung von Korridoren: Die umfassendste Auswertung der Literatur zur Wirkung von Korridoren auf die Ausbreitung findet sich in GILBERT-NORTON et al. (2010). In ihrer Meta-Analyse konnten sie zeigen, dass Korridore von verschiedenen Organismengruppen wie Vögeln, Invertebraten, Pflanzen und Vertebraten zur Ausbreitung genutzt werden. Die Ausbreitung über die Korridore war im Mittel etwa um 50% größer als ohne Korridore. Bei den Korridoren handelt es sich jeweils um ein für die betrachtete Art geeignetes Habitat, das zwei Populationen verbindet und von einer Matrix ungeeigneter Lebensräume umgeben ist. Im einfachsten Fall wurde dies in den betrachteten Studien mit zwei Populationen verglichen, die nicht oder durch einen qualitativ schlechteren Korridor verbunden waren. Im Fall der gewässerbegleitenden Vegetation wäre der Korridor ein Gehölzstreifen, der zwei Populationen verbindet und von einer Matrix aus Agrarflächen oder urbanen Flächen umgeben ist.

Insekten: Hier sind es vor allem die terrestrischen Lebensstadien aquatischer Insekten, insbesondere die flugfähigen Stadien vieler Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten, die sich entlang von Bachläufen ausbreiten und sich dabei an Gehölzstrukturen orientieren (WINTERBOURN et al., 2007 und dort zitierte Literatur). Insbesondere Steinfliegen halten sich in Waldbächen mit natürlicher gewässerbegleitender Vegetation überwiegend nah am Gewässer auf (PETERSEN et al., 2004; EHLERT, 2009), wohingegen sie sich in Bächen des Offenlandes auf der Suche nach geeigneten Habitaten weiter vom Gewässer entfernen. Von vielen Insektenarten ist bekannt, dass sie positiv polarotaktisch sind, d. h. sich vorrangig hin zu von Wasserflächen reflektiertem, horizontal polarisiertem Licht bewegen. Die Spiegelung der Gehölze auf der Wasseroberfläche verringert die Polarisation, was potenziell dazu führt, dass die Insekten zur Gewässermittle hin und beim Kompensationsflug entlang des Gewässers geleitet werden (FARKAS et al., 2016). Möglicherweise verringern die Ufergehölze auch die Windgeschwindigkeit und erlauben so eine einfachere Ausbreitung bei ungünstigen Wetterverhältnissen. Die genannten Studien legen nahe, dass sich aquatische Insekten bei der Ausbreitung während ihrer terrestrischen Lebensphase an der gewässerbegleitenden Gehölzvegetation orientieren.

Vögel: In einer Studie in Mischwaldbeständen in Ontario (Kanada) flogen auch Vögel bevorzugt entlang der Ufergehölze (MOSLEY et al., 2006), wobei unklar bleibt, ob sie sich tatsächlich entlang der Ufergehölze ausbreiten oder sich diese Bewegungsrichtung aus der höheren Dichte an Insekten in Gewässernähe ergibt, von denen sich viele der beobachteten Vogelarten ernähren.

Säugetiere: Die Ausbreitung von Säugetieren entlang der gewässerbegleitenden Vegetation wurde in Europa am Beispiel des Baummarders (*Martes martes*, BALESTRIERI et al., 2015) und des Europäischen Fischotter (*Lutra lutra*, VAN LOOY et al., 2014) untersucht. Baummarder nutzen vor allem gewässerbegleitende Gehölze (bzw. Waldstreifen) für die Ausbreitung. Dabei wirken sich größere Vegetationslücken (Fragmentierung) sowie Abschnitte mit nur geringer Vegetationsdeckung eher negativ auf die Eignung der gewässerbegleitenden Vegetation als Ausbreitungskorridor aus (BALESTRIERI et al., 2015). Auch der Europäische Fischotter bevorzugt dichte, geschlossene Gehölzstreifen zur Wanderung, wobei begradigte und überbaute Ufer offensichtlich gemieden werden (VAN LOOY et al., 2014). Auch andere größere Säugetiere wie Rehe und Füchse werden in Ackerlandschaften sehr viel häufiger entlang von Hecken bzw. Ufergehölzstreifen beobachtet als in der freien Landschaft (HILTY & MERENLENDER, 2004; PELLETIER-GUITTIER et al., 2020). Dabei bevorzugen die Tiere lange Gehölzstreifen mit dichtem Unterwuchs, was ein Hinweis darauf ist, dass sie diese als Wander- bzw. Ausbreitungskorridor nutzen (PELLETIER-GUITTIER et al., 2020). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch PAOLINO et al. (2018) in ihrer Studie zur Ausbreitung des Ozelots (*Leopardus pardalis*)

in Brasilien, die unter anderem vom Waldanteil im Gewässerkorridor beeinflusst wird. In der Literatur werden für Säugetiere geeignete Ausbreitungskorridore entlang der Fließgewässer als breite und möglichst dichte, nicht fragmentierte Gehölzstreifen mit intakten Uferstrukturen beschrieben.

Faktoren die die Funktion der gewässerbegleitenden Vegetation als Ausbreitungskorridor beeinflussen

Art der Vegetation: Dichte Fichtenbestände und andere Nadelholz-Monokulturen wirken als Barriere für die Ausbreitung von Insekten wie z. B. die adulten, flugfähigen Stadien der Eintags-, Stein-, und Köcherfliegen (HERING et al., 1993). Daher wird die Funktion der gewässerbegleitenden Vegetation als Ausbreitungskorridor nur durch wirklich naturnahe, standortgerechte Laubgehölze erfüllt.

Fragmentierung: In einer der wenigen Modellierungsstudien, die mit Hilfe empirischer Daten validiert wurde, konnten PINAUD et al. (2018) zeigen, dass die Ausbreitung der Fledermausart *Rhinolophus ferrumequinum* (Große Hufeisennase) in einer Agrarlandschaft im französischen Tiefland von der Fragmentierung der Feldgehölze abhängt, d. h. von Lücken im lateralen Verlauf der Korridore. Ab einer Länge von > 50 m wurden Lücken in den Feldgehölzen mit einer sehr viel geringeren Wahrscheinlichkeit überwunden. Einen ähnlichen Effekt haben vermutlich auch Lücken in Ufergehölzstreifen.

Wissenslücken und Forschungsbedarf zur Funktion als Ausbreitungskorridor

Wie oben bereits erläutert ist es methodisch schwierig die Funktion der gewässerbegleitenden Vegetation als Ausbreitungskorridor zu untersuchen (BEIER & NOSS, 1998; HICKEY & DORAN, 2004). Dies dürfte zumindest zum Teil die dünne Studienlage erklären. Neuere Studien zeigen, dass die Ausbreitung (Ausbreitungsvermögen und Ausbreitungskorridore) neben den Habitatbedingungen ein zentraler Faktor ist, der die Besiedlung von Gewässern bestimmt (DOWNES et al., 2016; SARREMEJANE et al., 2017). Die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Besiedlung im und am Fließgewässer über ihre Funktion als Ausbreitungskorridor wird daher möglicherweise stark unterschätzt und sollte genauer untersucht werden.

3.3 Kurzbeschreibungen der Funktionen

Im Folgenden werden die ausführlichen Beschreibungen der Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation aus Kapitel 3.2 kurz zusammengefasst. Ziel ist es, dem Leser des Forschungsberichts einen kurzen Überblick über jede Funktion zu geben. Aufgrund der Kürze kann auf Fachbegriffe schlecht verzichtet werden und die Kurzbeschreibungen sind daher eher für Leser mit grundlegendem Wissen im Bereich der Gewässerökologie gedacht und weniger als allgemeinverständliche Beschreibung der Funktionen für die breite Öffentlichkeit. Des Weiteren werden hier nur die Bedeutung der Funktion für die Besiedlung von Fließgewässern und die grundlegenden Funktionsweisen erläutert. Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass es bei fast allen Funktionen wichtige Faktoren gibt, deren Einfluss im Detail verstanden werden muss, um die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation in einer bestimmten Region oder einem spezifischen Gewässerabschnitt abschätzen zu können. Es wird daher dringend empfohlen, für spezifische Fragestellungen zu einzelnen Funktionen oder deren Wirkung unter spezifischen Rahmenbedingungen die ausführliche Beschreibung in Kapitel 3.2 zu lesen.

Entsprechend der Tabelle 1 lassen sich die Funktionen in vier Gruppen zusammenfassen: (1) den stofflichen Rückhalt, (2) Wirkungen, die mit der Beschattung durch die gewässerbegleitende Vegetation zusammenhängen, (3) den Eintrag organischen Materials wie Falllaub und Totholz und (4) die Funktion der gewässerbegleitenden Vegetation als Lebensraum und Ausbreitungskorridor für (semi-)terrestrische Arten. Diese vier Gruppen von Funktionen sind in einer Übersichtsgrafik in Anhang Anhang 2 dargestellt und werden im Folgenden beschrieben.

3.3.1 Stofflicher Rückhalt

Nährstoffrückhalt

Bedeutung von Nährstoffen für die Besiedlung von Fließgewässern: Die Nährstoffverfügbarkeit (Stickstoff und Phosphor) ist der wesentliche Faktor, der die Primärproduktion in Fließgewässern bestimmt. Eine erhöhte Nährstoffkonzentration führt zu einer Verschiebung der Artzusammensetzung der Primärproduzenten von Makrophyten hin zu Algen und zu einer übermäßigen Primärproduktion (Eutrophierung). Als Folge verändert sich auch die Artzusammensetzung insbesondere der Makroinvertebraten. Sensitive Arten wie Eintags-, Stein- und Köcherfliegen gehen zurück, Weidegänger und Filtrierer nehmen zu. In vorbelasteten Gewässern kann es durch die sekundäre saprobielle Belastung zu Sauerstoffmangel bei Nacht kommen.

Nährstoffrückhalt durch die gewässerbegleitende Vegetation: Der im Oberflächenabfluss ganz überwiegend als Nitrat gelöste Stickstoff und der geringe Anteil des Phosphors, der als Orthophosphat im Wasser gelöst ist, versickert und fließt dem Gewässer im Zwischenabfluss zu (siehe Grafik in Anhang Anhang 3). Dort wird das Nitrat im wechselfeuchten Boden unter anaeroben Bedingungen abgebaut (Denitrifikation) und entweicht als elementarer Stickstoff in die Atmosphäre oder wird wie auch das Orthophosphat durch die Pflanzen aufgenommen. Der überwiegend partikulär gebundene Phosphor sedimentiert mit den groben Bodenpartikeln am Übergang der Ackerfläche zur gewässerbegleitenden Vegetation, der leicht pflanzenverfügbare Phosphor sedimentiert mit den kleineren Tonpartikeln aber erst im weiteren Verlauf und damit ab einer Breite von ca. > 15 m. Insbesondere der weniger stark an Bodenpartikel gebundene, leicht pflanzenverfügbare Phosphor wird durch die Pflanzen aufgenommen, es gibt jedoch keinen Prozess wie die Denitrifikation, der dem System den Phosphor vollständig entzieht. Der Rückhalt des Nitrats und Phosphors nimmt mit der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation in Form einer Sättigungskurve erst sehr schnell zu und erreicht bei einer Breite von 30 m ca. 80%. Darüber hinaus führt eine Zunahme der Breite nur noch zu einer vergleichsweise geringen Zunahme des Nährstoffrückhalts. Insbesondere im Bereich von 5-15 m nimmt auch die Variabilität des Rückhalts ab, d. h. die spezifischen Bedingungen, die den Rückhalt beeinträchtigen werden weniger bedeutend und es wird mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Rückhalt von > 65% erreicht. Beeinflusst wird der Rückhalt neben der Breite durch präferenzielle Fließwege im weiteren Sinne (Bodenporen, Erosionsrinnen, aber auch Fahrwege, Drainagen) (-), den Anteil des organischen Materials im Boden (+), die Bodenart (+-) und die Hangneigung (-). Anders als häufig angenommen scheint der Nährstoffrückhalt durch grasige Vegetation nicht generell größer zu sein als unter Gehölzen, was jedoch auch damit zusammenhängen kann, dass gehölzbestandene Bereiche oft breiter sind als grasig/krautige Vegetationsstreifen Aufgrund des seitlichen Lichteinfalls dürften alle schmalen gehölzbestandenen Bereiche ohnedies einen dichten Unterwuchs aufweisen, so dass sich die Frage nach der Wirksamkeit schmaler, rein gehölzbestandener Vegetationsstreifen praktisch kaum stellen dürfte.

Feinsedimentrückhalt

Bedeutung des Feinsediments für die Besiedlung von Fließgewässern: In der gemäßigten Klimazone wäre der Eintrag von Feinsediment durch Bodenerosion natürlicherweise sehr gering bzw. vernachlässigbar. Die anthropogen verursachte Bodenerosion und der Feinsedimenteintrag in Fließgewässer haben verschiedene negative Auswirkungen. Insbesondere führt die Kolmation zum Verlust des Kies-Lückensystems als Lebensraum für Makroinvertebraten und Laichgrund für kieslaichende Fischarten. Darüber hinaus kann es in Verbindung mit erhöhtem Nährstoffeintrag und höheren Wassertemperaturen zu verstärkten Abbauprozessen bei gleichzeitig vermindertem Stoffaustausch und damit zu Sauerstoffmangel im Interstitial kommen. Der Feinsedimenteintrag ist ein übergeordneter Stressor, der das Makrozoobenthos noch stärker beeinträchtigt als die Nährstoffbelastung, insbesondere in natürlicherweise grobmaterialreichen Fließgewässertypen wie z. B. Kiesbächen.

Feinsedimentrückhalt durch die gewässerbegleitende Vegetation: Unter günstigen Bedingungen reicht eine 5-10 m breite gewässerbegleitende Vegetation für einen effektiven Feinsedimentrückhalt (ca. 80%) aus. Jedoch gibt es weitere Faktoren wie eine hohe Hangneigung (>9-10%), tonreiche Ackerböden, eine geringe Infiltrationskapazität des Bodens im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation und insbesondere die Ausbildung präferenzierter Fließwege, welche den Rückhalt verringern und dann deutliche größere Breiten von > 20 m für einen effektiven Rückhalt (ca. 80%) notwendig sind. Insbesondere die problematischen Tonpartikel werden erst in breiteren Gehölzstreifen durch die Infiltration des Oberflächenabflusses zurückgehalten (siehe Grafik in Anhang Anhang 3). Bisher kaum diskutiert wird der potenziell große Einfluss von Drainagen auf die Wirksamkeit der gewässerbegleitenden Vegetation, obwohl diese einen wesentlichen Eintragspfad für Feinsediment darstellen können.

Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln (PSM)

Bedeutung von Pflanzenschutzmitteln für die Besiedlung an und in Fließgewässern: Herbizide verringern das Blütenangebot und damit indirekt die von Blütenpflanzen abhängige terrestrische Insektenfauna sowie die pflanzenfressenden herbivoren Arten. Insektizide wirken sich direkt auf die terrestrische und aquatische Insektenfauna (Makrozoobenthos) aus. Insbesondere die Nervengifte der Gruppe der Neonicotinoide, aber auch andere Insektizide haben letale und subletale negative Effekte. Auch die Wasserpflanzen (Makrophyten, Phytobenthos) werden durch Herbizide beeinträchtigt und deren Biomasse kann deutlich abnehmen. Bei einer zeitlich begrenzten Herbizid-Belastung (Stoßbelastung von wenigen Tagen) erholen sich die Bestände der Wasserpflanzen relativ schnell wieder. Bei Fischen treten akut toxische Effekte selten auf, jedoch sind die Effekte bei Stoßbelastungen (z. B. während Regenereignissen) sowie chronische Effekte und Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukten nicht ausreichend gut untersucht.

Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln durch die gewässerbegleitende Vegetation: Der Rückhalt der PSM hängt maßgeblich von deren Löslichkeit ab und ist bei hoher Löslichkeit geringer. Aber auch mäßig bis schwach adsorbierte PSM können durch Vegetationsfilterstreifen mit einer Breite von > 8-10 m zu einem großen Teil zurückgehalten werden. Der Rückhalt ist in Böden mit hohem Anteil organischen Materials größer. Wie auch beim Nährstoff- und Feinsedimentrückhalt verringert die Ausbildung präferenzierter Fließwege, insbesondere das Vorhandensein von Drainagen, den Rückhalt. Bisher kaum untersucht wurde die Wirkung und Wechselwirkung der Abbauprodukte (Metabolite). Darüber hinaus ist nicht sicher, ob die Ergebnisse der Studien an Vegetationsfilterstreifen uneingeschränkt auf die gewässerbegleitende Vegetation übertragen werden können.

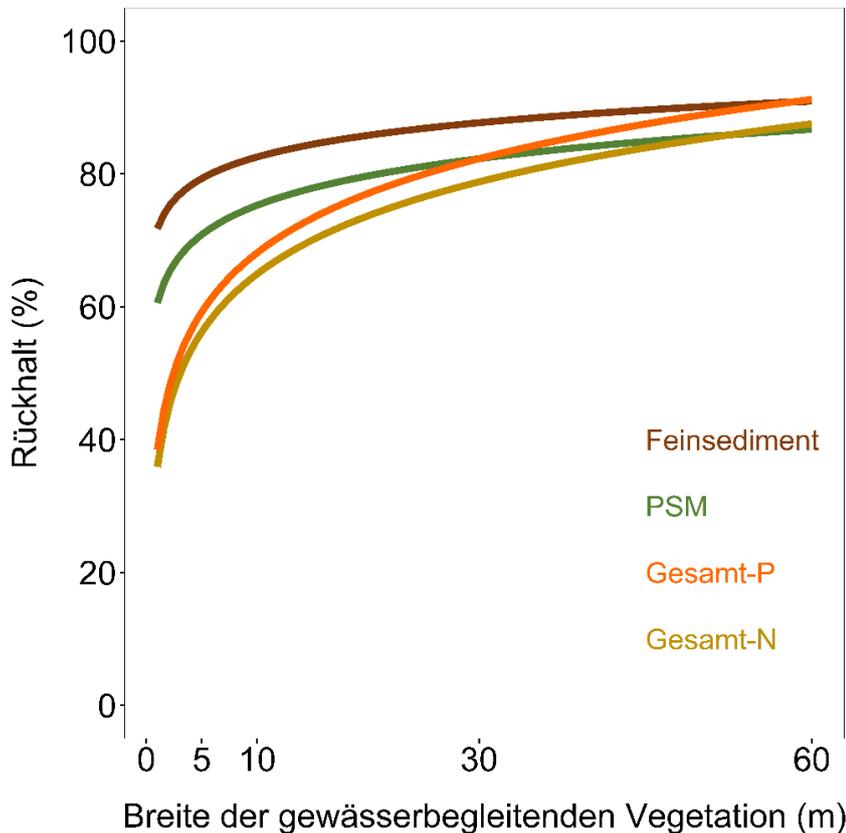


Abbildung 17: Abhängigkeit des stofflichen Rückhalts für die drei Stoffgruppen und zwei Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) von der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation auf Grundlage von VENOHR & FISCHER (2017).

Gesamter stofflicher Rückhalt

Alle drei oben aufgeführten Stoffgruppen (Nährstoffe, Feinsediment, Pflanzenschutzmittel) wirken sich negativ auf die Besiedlung der Fließgewässer und den ökologischen Zustand aus (siehe Abschnitte zur generellen Wirkung der Umweltvariablen in Kapitel 3.2 sowie zum ökologischen Zustand in Kapitel 4). Sofern nicht einer der Stoffgruppen im Fokus steht, sollte die gewässerbegleitende Vegetation so gestaltet sein, dass möglichst alle drei Stoffgruppen substantziell zurückgehalten werden. Um den potenziellen Rückhalt für die drei Stoffgruppen und die zwei unterschiedlichen Nährstoffe (N, P) besser vergleichen zu können, wurden bei den Autoren der aktuellsten und umfangreichsten Review (VENOHR & FISCHER, 2017) die Regressionsgleichungen zum Rückhalt angefragt, freundlicherweise zur Verfügung gestellt und gemeinsam in einer Grafik dargestellt (Abbildung 17). Daraus lässt sich ableiten, dass für einen substantziellen stofflichen Rückhalt aller Stoffgruppen (Nährstoffe N, P, Feinsediment, Pflanzenschutzmittel) von >60% eine minimale Breite von 10 m notwendig ist. Diese Empfehlung ergibt sich auch aus der ansonsten hohen Variabilität des Rückhalts bei Breiten kleiner 10 m (siehe Abbildung 4, Abbildung 6, Abbildung 10, Abbildung 11, Abbildung 12). Die optimale Breite für den stofflichen Rückhalt liegt bei etwa 30 m, da eine breitere gewässerbegleitende Vegetation kaum noch zu einer Erhöhung und einem Zugewinn beim Rückhalt führt. Da VENOHR & FISCHER (2017) insgesamt 364 Datensätze aus 145 Primärstudien ausgewertet haben und auch andere umfangreiche Reviews zu ähnlichen Ergebnissen und Regressionsgleichungen kommen (COLLINS et al., 2009; WEISSTEINER et al., 2013; SWEENEY & NEWBOLD, 2014; VALKAMA et al., 2018), kann diese Empfehlung als wissenschaftlich fundiert und abgesichert angesehen werden.

3.3.2 Beschattung

Wassertemperatur

Bedeutung der Wassertemperatur für die Besiedlung von Fließgewässern: Zum einen erhöht sich mit der Wassertemperatur der Stoffwechsel insbesondere der wechselwarmen Tiere wie Fische und Insekten; damit auch Wachstums- und Reproduktionsraten, aber auch der Sauerstoffbedarf. Zum anderen verändert die Wassertemperatur andere Umweltvariablen, insbesondere sinkt die Löslichkeit und damit der Sauerstoffgehalt im Wasser. Ähnlich wie bei den Nährstoffen kann sich eine geringe Zunahme der Wassertemperatur positiv auf das Wachstum und damit die Abundanz und Biomasse auswirken. Eine weitere Zunahme führt jedoch zu Temperaturstress (Fische > 20-25°C, Makroinvertebraten > 15-16°C) und hat schließlich letale Effekte (Fische > 25-37°C, Makroinvertebraten > 21-33°C).

Regulierung der Wassertemperatur durch die gewässerbegleitende Vegetation: Die Beschattung führt zu einer Verringerung der direkten kurzwelligen Sonneneinstrahlung. In kleinen Gewässern verringert sich dadurch die mittlere Wassertemperatur im Sommer um 1-2°C und die Tageshöchsttemperatur im Sommer im Mittel um 3-5°C. Neben einer Mindestbreite von 10 m und der Höhe der Vegetation nimmt die Wirkung vor allem mit der Länge des beschatteten Gewässerabschnitts zu.

Aus mehreren Gründen ist die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation in kleinen Gewässern besonders groß: In Hinblick auf die mittlere Wassertemperatur ist zu berücksichtigen, dass die Beschattung der Wasserfläche zu einer Verringerung der Sonneneinstrahlung und damit des Wärmeeintrags führt, aber nicht zu einer wirklichen Abkühlung. In bewaldeten Einzugsgebieten ist die Temperatur des dem Gewässer zufließenden oberflächennahen Grundwassers geringer, welches zu einer tatsächlichen Abkühlung führen kann. Eine einmal im Oberlauf gering gehaltene mittlere Wassertemperatur kann sich auch auf weit unterstrom gelegene Gewässerabschnitte positiv auswirken, da sich die mittlere Temperatur im Unterlauf nur langsam erhöht. In Hinblick auf die Tageshöchsttemperatur ist zu berücksichtigen, dass sich die Beschattung in größeren Gewässern weniger stark auswirken kann, da das größere Wasservolumen die täglichen Temperaturschwankungen dämpft. Damit ist die Tageshöchsttemperatur in größeren Gewässern geringer, sie sind weniger stark "überhitzt" und das Niveau der Übertemperatur geringer, auf die die Beschattung wirken kann. Darüber hinaus wird in größeren Gewässern nur noch ein Teil des Gewässerquerschnitts von den Ufergehölzen beschattet. Aber auch in größeren Gewässern verringert die Beschattung die Tageshöchsttemperatur um 1-2°C. Die Reduktion der Tageshöchsttemperatur ist vermutlich auf den beschatteten Bereich und einen vergleichsweise kurzen Unterlauf beschränkt. Dies liegt zum einen daran, dass sich die Tageshöchsttemperatur in unbeschatteten Bereichen innerhalb weniger Kilometer um mehrere Grad Celcius erhöhen kann. Zum anderen durchläuft ein Wasservolumen auf längeren Strecken im Tagesverlauf sowohl Phasen der Erwärmung, als auch der Abkühlung so dass sich am Ende der Effekt auf die Tageshöchsttemperatur wieder aufhebt.

Zur Verringerung der mittleren Wassertemperatur erscheint es daher sinnvoll Ufergehölze bzw. größere Waldbestände in den Oberläufen der Einzugsgebiete zu entwickeln. Zur Verringerung der Tageshöchsttemperatur sollten an Stelle kurzer Gewässerabschnitte mit sehr breiter gewässerbegleitender Vegetation lange Gewässerabschnitte mit Gehölzstreifen von > 10 m Breite ausgestattet werden, insbesondere an kleinen Gewässern.

Regulierung der Primärproduktion

Bedeutung der Primärproduktion für die Besiedlung von Fließgewässern: Die Nettoprimärproduktion ist die Biomasse, die durch die Primärproduzenten gewonnen wird und als Nahrungsquelle für alle heterotrophen Organismen (Konsumenten wie Invertebraten und Fische) zur Verfügung steht. Daher nimmt mit den Primärproduzenten auch die Abundanz und Biomasse der Makroinvertebraten und Fische zu. Darüber hinaus dienen vor allem die Wasserpflanzen (Makrophyten) als Lebensraum. Gemäß des in der Fließgewässerökologie zentralen "River Continuum Concept" ändert sich die Primärproduktion und damit deren Bedeutung für die Besiedlung durch Makroinvertebraten und damit auch für Fische entlang des Fließgewässer-Kontinuums. Im Oberlauf wird das Gewässer natürlicherweise vollständig durch Ufergehölze beschattet, die Primärproduktion ist gering und wichtigste Nahrungsquelle ist das aus dem Uferbereich eingetragene Falllaub. Entsprechend überwiegen Arten, die das meist grobe pflanzliche Material zerkleinern bzw. das zerkleinerte Material sammeln und als Nahrung nutzen (Makrozoobenthos-Arten der Zerkleinerer und Sammler). Mit zunehmender Breite werden Teile des Gewässers nicht mehr beschattet und die Primärproduktion im Gewässer nimmt zu. Damit verschiebt sich das Artenspektrum und neben den Sammlern kommen vor allem Weidegänger vor, die sich von dem Algenaufwuchs auf Steinen und Totholz im Gewässer ernähren. Im Unterlauf nimmt die Primärproduktion aufgrund der zunehmenden Trübung wieder etwas ab und es überwiegen die Sammler, wobei neben den Filtrierern auch viele Substratfresser vorkommen. Eine durch Nährstoffeintrag und/oder fehlende Beschattung anthropogen überhöhte Primärproduktion verschiebt die Besiedlung entsprechend hin zu Weidegängern und Sammlern.

Regulierung der Primärproduktion durch die gewässerbegleitende Vegetation: In kleinen Fließgewässern kann die gewässerbegleitende Vegetation über die Beschattung zu einer erheblichen Verringerung der anthropogen überhöhten Primärproduktion um ca. 50-90% beitragen; insbesondere in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten mit hohem Nährstoffeintrag. Die Entwicklung der gewässerbegleitenden Vegetation kann daher als eine sehr effektive Maßnahme zur Verringerung übermäßigen Algenwachstums angesehen werden. Wie relevant diese verringerte Primärproduktion für die Vermeidung eines möglichen Sauerstoffdefizits in verschiedenen Gewässertypen ist, muss noch geklärt werden. Ähnlich wie bei der Wirkung der Beschattung auf die Wassertemperatur sollten eher durchgehende > 10 m breite Gehölzstreifen entwickelt werden, deren Wirkung mit zunehmender Gewässerbreite abnimmt. Da gerade kleine Fließgewässer auch natürlicherweise beschattet sind und eine an geringe Primärproduktion angepasste Besiedlung aufweisen sollten, empfiehlt sich vor allem die Entwicklung der gewässerbegleitenden Vegetation in den Oberläufen.

Natürliche Uferstabilität

Bedeutung der natürlichen Uferstabilität für die Besiedlung von Fließgewässern: Die Uferstabilität hat vor allem über den Einfluss auf den Gewässerquerschnitt und die Gerinnebettform indirekt eine große Bedeutung für die Besiedlung von Fließgewässern. Je stabiler die Ufer, desto steilere Ufer können sich ausbilden und desto schmalere und tiefere Gewässerquerschnitte entstehen. Das Breiten/Tiefen-Verhältnis des Gewässerquerschnitts bestimmt wiederum, welche Gerinnebettform sich ausbildet. Weniger stabile Ufer führen eher zu verwilderten Mehrbettgerinnen, stabilere Ufer zu mäandrierenden Einbettgerinnen, Übergangsformen werden in der deutschen Fließgewässertypologie oft als nebengerinnereiche Fließgewässer bezeichnet. Sehr stabile Ufer wie die der Wiesenbäche führen zu extrem schmalen, tiefen und strukturarmen Querschnitten. Die Habitatausstattung und damit die Besiedlung der verschiedenen Gerinnebettformen bzw. Fließgewässertypen unterscheidet sich deutlich. Verwilderte Fließgewässer besitzen ausgedehnte, dynamische (Kies-)Bänke, wohingegen Auenstrukturen wie Altarme nur in mäandrierenden Gewässern vorkommen können. Die extrem eingetieften Wiesenbäche sind hingegen strukturarm. Eine natürliche holzige gewässerbegleitende Vegetation führt also im Gegensatz zu rein grasiger Vegetation ("Böschungsrasen") zu einer natürlichen Struktur- und Artenvielfalt.

Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf die natürliche Uferstabilität: Die gewässerbegleitende Vegetation in Form von Ufergehölzen unterdrückt eine dichte grasige Vegetation und erhöht die Uferstabilität lokal. Dies führt vor allem in kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern langfristig zur Ausbildung eines natürlichen Gewässerquerschnitts, einer natürlichen Gerinnebettform und einer damit verbundenen Habitatausstattung. Voraussetzung dafür ist die Beseitigung eines eventuell vorhandenen Uferverbau und die Flächenverfügbarkeit für diese eigendynamische Entwicklung. Zwar kann es während der Veränderung des Gewässerquerschnitts zu einer Erhöhung der Ufererosion und des Feinsedimenteintrags kommen, langfristig ist diese aber in gehölzbestandenen Gewässerabschnitten mit natürlicher Querschnitts- und Gerinnebettform geringer. Zur Initiierung dieser eigendynamischen Entwicklung reicht bereits eine Ufergehölzstreifen von 10 m Breite aus, langfristig sind dann weitere Flächen für die Verlagerung des Gewässers notwendig. Diese Aussagen lassen sich aus der generellen fluvialmorphologischen Literatur ableiten, sowie auf Grundlage der wenigen dezidierten Untersuchungen zu entwickelten Ufergehölzstreifen im Rahmen des Gewässermanagements. Hier sind weitere quantitative Langzeit-Untersuchungen notwendig, um die langfristige morphologische Entwicklung der mit Ufergehölzstreifen ausgestatteten Gewässer besser abschätzen zu können.

3.3.3 Eintrag organischen Materials (Falllaub, Totholz)

Falllaub-Eintrag

Bedeutung des Falllaubs für die Besiedlung von Fließgewässern: Falllaub ist eine wichtige Quelle und Teil des grobpartikulären organischen Materials (CPOM), das von außen als allochthones Material ins Gewässer eingetragen wird und als Nahrungsquelle insbesondere für Makroinvertebraten dient. Es ist vor allem in kleinen Fließgewässern (Bäche) von Bedeutung, die natürlicherweise von Ufergehölzen beschattet sind und daher die autochthone Primärproduktion organischen Materials durch Photosynthese im Gewässer gering ist. In diesen Gewässern überwiegen Arten, die das CPOM zerkleinern bzw. das zerkleinerte Material sammeln und als Nahrung nutzen (Makrozoobenthos-Arten der Zerkleinerer und Sammler). Ein fehlender Eintrag von Falllaub führt nicht nur zu einer Verringerung der direkt darauf angewiesenen Zerkleinerer und Sammler, sondern auch zu einem Rückgang der Räuber, die sich von diesen Primärkonsumenten ernähren. Dies kann zu einem Rückgang der Abundanz und Biomasse der Makroinvertebraten in der Größenordnung von 90% bzw. 80% führen. Damit ist Falllaub auch für Fische von Bedeutung, die sich vom Makrozoobenthos ernähren. Selbst die Besiedlung der kleinen Oberläufe ohne Fischbestand kann über die Drift des Makrozoobenthos in den Unterlauf als wichtige Nahrungsquelle für Fische dienen.

Falllaub-Eintrag aus der gewässerbegleitenden Vegetation: Die gewässerbegleitende Vegetation in Form von Gehölzstreifen bzw. Gewässerrandstreifen führt zu einem Eintrag von Falllaub, welches als Nahrungsquelle eine zentrale Rolle vor allem in kleinen, natürlicherweise beschatteten Fließgewässern spielt. Der Eintrag aus im Rahmen des Gewässermanagements entwickelten Ufergehölzstreifen ist jedoch kaum untersucht. Die wenigen Studien weisen darauf hin, dass Breiten weit über 10 m für einen substanziellen, mit natürlichen Verhältnissen vergleichbaren Falllaub-Eintrag notwendig sind. Dieser wirkt sich dann aber auch signifikant positiv auf die Besiedlung von Fließgewässern aus, insbesondere auf das Makrozoobenthos. Das ins Gewässer eingetragene Falllaub darf jedoch nicht verdriftet, sondern muss auch teilweise zurückgehalten werden, damit es als Nahrungsquelle zur Verfügung steht. Daher spielt der natürliche Rückhalt von Falllaub in Stillwasserbereichen oder an Totholz vermutlich eine mindestens ebenso wichtige Rolle wie der Eintrag.

Totholz-Eintrag

Bedeutung von Totholz für die Besiedlung von Fließgewässern: Totholz ist zum einen direkt Nahrungsquelle und Lebensraum für Makroinvertebraten und Fische. Viele Makroinvertebraten nutzen Totholz und den sich darauf bildende Aufwuchs von Pilzen und Algen in den unterschiedlichsten Lebensstadien als Nahrungsquelle und Lebensraum und sind auf das Vorkommen von Totholz angewiesen. Darüber hinaus nutzen Fische strukturreiches Totholz als Rückzugsort zum Schutz vor Fressfeinden. Zum anderen beeinflusst Totholz die Besiedlung der Gewässer auch indirekt. Es erhöht die Sohlrauigkeit, verringert die Strömungsgeschwindigkeit und führt zur Retention bei erhöhten Abflüssen. Daneben wird die Strömung abgelenkt, die Fließgeschwindigkeit und damit die Strömungs- und Habitatdiversität lokal erhöht. Die Ablenkung der Strömung hin zur Sohle erhöht den Wasseraustausch im Porenraum, was die Sauerstoffversorgung im Porenraum und damit den Abbau organischen Materials und das Selbstreinigungsvermögen erhöht. Die verringerte Transportkapazität führt zu einem Netto-Sedimentrückhalt. Darüber hinaus hält Totholz anderes organisches Material wie CPOM zurück, was die Nahrungsverfügbarkeit für das Makrozoobenthos und damit die Biomasse sowie die Abundanz der entsprechenden Ernährungstypen wie Zerkleinerer und Sammler erhöht. Durch die Ablenkung der Strömung und Erhöhung der Strömungsdiversität entstehen Erosionsformen wie Kolke und Uferabbrüche sowie Akkumulationsformen wie Kiesbänke. Dies erhöht nicht nur die Habitatdiversität für Fische, sondern auch die Substrat- und damit Habitatdiversität für das Makrozoobenthos. Insbesondere die Bildung von Totholz-Verkläuerungen kann zur Bildung von Nebengerinnen führen und hat selbst großräumigen Einfluss auf die natürliche Gerinnebettform und Auenstrukturen.

Totholz-Eintrag aus der gewässerbegleitenden Vegetation: Das Vorhandensein der gewässerbegleitenden Vegetation in Form von Ufergehölzen ist die Voraussetzung für den Eintrag von Totholz. Dieser Eintrag erfolgt zum einen durch Prozesse, die zu einem vergleichsweise stetigen Eintrag führen. Hierzu zählt die Seneszenz, d. h. das Altern, Absterben und zu Boden fallen von Ästen und Bäumen. Bei größerer Hangneigung zum Gewässer hin, wie z. B. in Kerbtälern, fallen die Äste und Bäume vermehrt in Richtung des Gewässers, was den Totholz-Eintrag mehr als verdoppeln kann. Darüber hinaus führt Ufererosion zum Eintrag von dann in der Regel ganzen Sturzbäumen, wobei der Eintrag oft während Hochwasserereignissen erfolgt. Damit beeinflussen alle Faktoren, welche die laterale morphologische Entwicklung von Fließgewässern bestimmen auch den Totholz-Eintrag (Uferstabilität, Sediment- und Abflussregime). Für einen naturnahen Totholz-Eintrag durch diese Prozesse sollte die Breite der gewässerbegleitenden Vegetation der Höhe des ausgewachsenen Baumbestandes entsprechen (ca. 30 m), aber auch schon aus 15-20 m breiten Gehölzstreifen kann ein substanzieller Totholz-Eintrag erfolgen. Die Entwicklung von entsprechend alten Beständen, aus denen relevante Mengen Totholz anfallen, benötigt jedoch mehrere Jahrzehnte. Zum anderen gibt es stochastisch vorkommende Ereignisse wie Hangrutschungen, Stürme (Windwurf), Waldbrände oder Insektenbefall. Diese kommen zwar selten vor, während oder nach diesen Ereignissen werden aber lokal große Mengen Totholz in die Fließgewässer eingetragen. Aufgrund der (forstlichen) Nutzung im Gewässerumfeld ist der Eintrag durch diese Prozesse i. d. R. unterbunden, selbst wenn ein Gehölzstreifen vorhanden ist. Daher ist es nicht verwunderlich, dass die Totholz-Menge selbst in naturnahen, bewaldeten Gewässerabschnitten in Mitteleuropa heute mit 25-100 m³ / ha deutlich geringer ist als in vergleichbaren, aber älteren und weniger intensiv genutzten Waldbeständen in Nordamerika.

3.3.4 Lebensraumfunktionen

Lebensraum für terrestrische Arten

Bedeutung der terrestrischen Arten für die Besiedlung von Fließgewässern: Die gewässerbegleitende Vegetation ist wichtiger Lebensraum für viele Organismengruppen wie z. B. Pflanzen, Insekten, Spinnen, Amphibien, Vögel und Säugetiere. Aufgrund der hohen Dynamik (Überflutungen) und der hohen Habitatdiversität am Übergang der Gehölzstreifen zur Offenlandschaft (Saumhabitate) ist die Artenvielfalt im Vergleich zu vielen anderen Ökosystemen besonders hoch. Diese terrestrische Flora und Fauna steht in enger funktionaler Beziehung zu der aquatischen Besiedlung von Fließgewässern. Zum einen ist terrestrisches organisches Material in Form von Laub und Totholz wichtige Nahrungsquelle und Lebensraum für aquatische Arten. Zum anderen bestehen enge Verknüpfungen zwischen dem terrestrischen und aquatischen Nahrungsnetz. Terrestrische Invertebraten sind wichtige Nahrungsquelle für aquatische Arten, insbesondere für Fische, deren Nahrung bis zur Hälfte aus dem direkten Gewässerumfeld stammen kann. Umgekehrt machen aquatische Insekten zwischen 25-100% der Nahrung von Spinnen, Vögeln und Fledermäusen aus. Fehlt dieser terrestrische Eintrag von Nahrung kann sich das ganze Nahrungsnetz im Gewässer verändern.

Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Besiedlung des Gewässerumfeldes durch terrestrische Arten: Nicht nur in den gemäßigten Breiten, sondern weltweit ist die Diversität an Pflanzen im Umfeld von Fließgewässern i. d. R. höher als in angrenzenden, nicht vom Gewässer beeinflussten Bereichen. Dies ist vermutlich auf die hohe Habitatdiversität durch die regelmäßige Überflutung und die kleinräumige Variabilität der Topographie und Bodenverhältnisse in Auen zurückzuführen. Diese Vegetation ist Lebensraum für terrestrische Insektenarten, aber auch für die terrestrischen Lebensstadien aquatischer Insekten wie z. B. Eintags-, Stein- und Köcherfliegen sowie Libellen. Die erhöhte Dichte dieser semiterrestrischen Insekten ist somit charakteristisch für die gewässerbegleitende Vegetation und unterscheidet sie von der Insektenbesiedlung weiter vom Gewässer entfernter Lebensräume. Einige typische Amphibienarten feuchter Standorte profitieren von der gewässerbegleitenden Vegetation bzw. sind generell auf größere Waldbestände angewiesen. Die gewässerbegleitende Vegetation in Form von Auwäldern beherbergt eine größere Zahl an Waldvögeln und hat eine überproportionale Bedeutung für den Erhalt dieser Arten im Vergleich zu anderen Wäldern. Darüber hinaus kommen in Gehölzstreifen entlang von Gewässern nicht nur die typischen Waldvögel, sondern auch Waldrandarten vor, die auf die Saumhabitate am Übergang vom Wald zur Offenlandschaft angewiesen sind bzw. Habitate in beiden Lebensräumen nutzen. Verschiedene Säugetiere nutzen die gewässerbegleitende Vegetation z. B. zur Nahrungssuche oder als Ausbreitungskorridor. Im Vergleich zu anderen Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation ist ein relativ breiter Gehölzstreifen von ca. 20-30 m notwendig, um einer größeren Zahl typischer Insekten-, Vogel- und Kleinsäugerarten Lebensraum zu bieten. Die typischen Artgemeinschaften von Wäldern, insbesondere der Amphibien, aber auch der Vögel und Säugetiere, stellen sich jedoch erst in deutlich breiteren Gehölzstreifen bzw. Waldbeständen ein. Dabei ist es wichtig eine natürliche Pflanzengemeinschaft zu entwickeln, da nur diese einen Lebensraum für eine natürliche und typische terrestrische Ufer-Fauna bietet.

Ausbreitungskorridor

Bedeutung der Ausbreitung im terrestrischen Gewässerumfeld für die Besiedlung von Fließgewässern: Die Ausbreitung im terrestrischen Bereich entlang der Gewässer ist vor allem für die terrestrischen Lebensstadien aquatischer Insekten von Bedeutung, d. h. für z. B. Eintags-, Stein- und Köcherfliegen. Während der Larvalzeit im Gewässer werden die Tiere durch die Strömung nach unterstrom verdriftet. Als flugfähige adulte Tiere (Imagines) kompensieren insbesondere die Weibchen diese Drift und fliegen zur Eiablage bach- bzw. fluss-

aufwärts. Damit vermeiden diese Arten die sukzessive Verlagerung nach unterstrom in Bereiche des Fließgewässer-Kontinuums mit abweichenden, für sie ungünstigen Habitatbedingungen. Darüber hinaus dient die Drift und die terrestrische Ausbreitung der (Wieder-) Besiedlung weiterer Gewässerabschnitte. Über diese Ausbreitung werden einzelne Populationen bzw. Artgemeinschaften zu sogenannten Meta-Populationen bzw. Meta-Communities verbunden, die aufgrund des Austauschs von Individuen und Genen resilienter gegenüber Störungen sind.

Die gewässerbegleitende Vegetation als Ausbreitungskorridor: Die gewässerbegleitende Vegetation wird nicht nur von den terrestrischen Stadien der Wasserinsekten, sondern auch von vielen andere Organismengruppen wie z. B. Vögeln und Säugetieren als Ausbreitungskorridor genutzt. In der Literatur werden für Säugetiere geeignete Ausbreitungskorridore entlang der Fließgewässer als breite und möglichst dichte, nicht fragmentierte Gehölzstreifen mit intakten Uferstrukturen beschrieben. Neuere Studien zeigen, dass die Ausbreitung neben den Habitatbedingungen ein zentraler Faktor ist, der die Besiedlung von Gewässern bestimmt. Die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Besiedlung im und am Fließgewässer über ihre Funktion als Ausbreitungskorridor wird daher möglicherweise stark unterschätzt.

4 Abschätzung der ökologischen Wirkung gewässerbegleitender Vegetation auf Grundlage der Literaturlauswertung

4.1 Ansatz zur Abschätzung der ökologischen Wirkung

Wie bereits in Kapitel 2 erwähnt gibt es nur wenige Studien, welche die gesamte Wirkungskette von der gewässerbegleitenden Vegetation, über die direkten Wirkungen wie z. B. den Nährstoffrückhalt, sowie über indirekte Wirkungen wie z. B. die Regulierung der Primärproduktion und Einfluss auf den Sauerstoffgehalt bis hin zu den Organismengruppen untersucht haben. Vielmehr werden in der Literatur i. d. R. entweder (i) nur die direkt von der gewässerbegleitenden Vegetation beeinflussten Umweltvariablen erfasst und damit verbundenen Funktionen untersucht, wie z. B. der Rückhalt von Nährstoffen oder (ii) die direkte Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Organismengruppen untersucht, ohne die kausale Wirkungskette über die Umweltvariablen zu berücksichtigen (Betrachtung des Wirkungsgefüges des konzeptionellen Modells als "Black-Box"). Darüber hinaus wurde nur in wenigen Studien der ökologische Zustand der Organismengruppe anhand der Verfahren zur Zustandseinstufung gemäß den Vorgaben der EG-WRRL bewertet und quantifiziert.

Daher lassen sich die Wirkungen der unterschiedlichen Funktionen auf die verschiedenen Organismengruppen und insbesondere den ökologischen Zustand der biologischen Qualitätskomponenten gemäß EG-WRRL nur sehr eingeschränkt direkt auf Grundlage empirischer Studien belegen. Alternativ werden hier die ökologischen Wirkungen der gewässerbegleitenden Vegetation indirekt abgeleitet und verifiziert. Für jede Organismengruppe wird in einem ersten Schritt die in Kapitel 3.2 beschriebene generelle Bedeutung der Umweltvariablen für die Besiedlung von Fließgewässern mit der Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf diese Umweltvariablen verglichen (z. B. die Absätze "Bedeutung von Nährstoffen für die Besiedlung von Fließgewässern" und "Nährstoffrückhalt durch die gewässerbegleitende Vegetation" in Kapitel 3.2.1). Auf Grundlage dieses Vergleichs lässt sich die zu erwartende, potenzielle Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die verschiedenen Organismengruppen abschätzen. Dabei wird von einem realistischen, etwa 10 m breiten, durchgängigen Streifen gewässerbegleitender Vegetation ausgegangen. Diese potenzielle Wirkung wird dann mit der in empirischen Studien beobachteten Wirkung auf die Organismengruppen verglichen und so die Experteneinschätzung verifiziert. In einem letzten Schritt werden dann die Experteneinschätzung der zu erwartenden, potenziellen Wirkungen und die Ergebnisse der empirischen Studien zusammengeführt und die ökologische Wirkung auf Grundlage des derzeitigen Wissensstandes abgeschätzt. Dies ist das zentrale Ziel und Ergebnis der Literaturstudie.

Folgende grundsätzlichen Überlegungen gelten für alle Organismengruppen:

- Grundsätzlich positive Wirkung: In unseren mittleren Breiten und temperierten Ökosystemen wären die meisten Fließgewässer natürlicherweise von (Au-)Wäldern gesäumt, d. h. die gewässerbegleitende Vegetation würde ganz überwiegend aus Sträuchern und Bäumen bestehen (ELLENBERG 1996). Daher ist grundsätzlich davon auszugehen, dass die Entwicklung einer solchen natürlichen holzigen Vegetation entlang von Fließgewässern eine positive Wirkung auf alle Organismengruppen hat, die natürlicherweise in und an den Gewässern leben.
- Positive Wirkung ist mit größerer Naturnähe gleichzusetzen: Im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie wird hier der gewässertypspezifische natürliche Zustand als Referenzzustand und Bewertungsmaßstab verwendet. Eine positive Wirkung wird hier mit einer Zunahme der Naturnähe der Besiedlung gleichgesetzt. In diesem Sinne ist eine Zunahme der Abundanz und selbst eine höhere Diversität nicht automatisch und immer als positiv anzusehen. Wenn in dem entsprechenden Fließgewässertyp die

entsprechenden Arten natürlicherweise nicht vorkommen bzw. mit einer geringeren Abundanz, ist dies vielmehr als nicht gewässertypspezifisch und negativ zu bewerten.

- Komplexe Wechselwirkungen sind zu erwarten: Die gewässerbegleitende Vegetation wirkt sich auf verschiedene Umweltvariablen aus, wie den Nährstoffgehalt und die Wassertemperatur, bei denen es sich im Gegensatz zu Schadstoffen nicht zwingend um Stressoren handelt, die sich in jedem Fall negativ auswirken. Viele Arten haben für jeden dieser Umweltvariablen ein ökologisches Optimum, d. h. entlang des Umweltgradienten erhöht eine Zunahme der Umweltvariable zuerst das Vorkommen oder die Abundanz der Art, bis das Optimum erreicht ist. Danach führt eine weitere Zunahme der Umweltvariable zu einer Abnahme des Vorkommens oder Abundanz. Für verschiedene Umweltvariablen wird dieses Optimum oft bei unterschiedlichen Gehölzanteilen erreicht und daher ist mit zunehmender Naturnähe der gewässerbegleitenden Vegetation mit komplexen Wechselwirkungen und Reaktionen der Organismengruppen zu rechnen.
- Multiple Stressoren beeinträchtigen die Besiedlung von Fließgewässern: Das Fehlen einer natürlichen gewässerbegleitenden Vegetation ist nur einer von vielen (multiplen) Stressoren, die auf die Organismengruppen wirken. Neben rein additiven Effekten wirken die Stressoren häufig auch synergistisch bzw. antagonistisch, d. h. die Gesamtwirkung ist größer bzw. geringer als die Wirkung der einzelnen Stressoren. In Abhängigkeit von dem spezifischen Mix an Stressoren in einem Fließgewässer kann die Entwicklung einer naturnahen gewässerbegleitenden Vegetation sehr unterschiedliche ökologische Auswirkungen haben. Dies ist bei der Interpretation der empirischen Studien zur Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Organismengruppen zu beachten.

4.2 Ökologische Wirkung auf Makrophyten und Phytobenthos

Zu erwartende potenzielle Wirkung: Über den Nährstoffrückhalt sowie die Beschattung (Wassertemperatur und Licht) hat die gewässerbegleitende Vegetation Einfluss auf drei wesentliche Umweltvariablen, welche die Primärproduktion und damit auch die Makrophyten und das Phytobenthos maßgeblich bestimmen. Während die Nährstoffkonzentration und damit die Trophie auf Makrophyten und das Phytobenthos wirkt, werden vor allem die Makrophyten als Indikatoren für Veränderungen der Wassertemperatur verwendet (VAN DE WEYER et al., 2007 in LANUV NRW, 2017). Darüber hinaus hängt die Primärproduktion maßgeblich von der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) ab, die durch Beschattung verringert wird. Wie in Kapitel 3.2.3 erläutert scheint die im Freiland typische kurzfristige Stoßbelastung durch Herbizide zu keinen langfristig substantziellen Beeinträchtigungen zu führen. Daher wird im Folgenden vor allem auf die Nährstoffe, Wassertemperatur und direkte Sonneneinstrahlung eingegangen.

Der *Nährstoffrückhalt* der gewässerbegleitenden Vegetation liegt unter günstigen Bedingungen (z. B. keine präferenziellen Fließwege wie Drainagen) je nach Nährstoffverbindung im Mittel in der Größenordnung von 65-70% (siehe Kapitel 3.2.1). Sofern der Eintrag aus diffusen Quellen über den Oberflächen- und Zwischenabfluss den größten Teil der Nährstoffbelastung im Gewässer ausmacht, kann diese dadurch substantziell reduziert werden. Unter diesen Umständen ist mit einer deutlichen Wirkung auf die Makrophyten-Besiedlung und das Phytobenthos zu rechnen, da diese maßgeblich von der Trophie abhängen (Riis et al., 2000; BAATTRUP-PEDERSEN et al., 2003, 2015, 2016). Legt man die nicht-gewässertypspezifischen Wertebereiche der 7-stufigen chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA (Tabelle 12 in LAWA 1998) würde man über eine Reduktion der Gesamt-Phosphor bzw. Gesamt-Stickstoff Belastung um 65-70% eine Verbesserung um etwa eine 3/4 Güteklasse erreichen. Geht man beispielsweise von der maximalen Gesamtstickstoff

Konzentration in der LAWA Güteklasse III aus (12 mg/l) und reduziert dies um 70% (3,6 mg/l), so fällt dieser reduzierte Wert in den unteren Bereich der Güteklasse II-III. Es ist also in jedem Fall mit einer Verbesserung um mindestens eine Güteklasse in diesem 7-stufigen Bewertungsverfahren zu rechnen, was rechnerisch einer 3/4 Güteklasse auf einer 5-stufigen Skala entspricht. Die LAWA-Güteklassen sind jedoch nicht gewässertypspezifisch und unterscheiden auch nicht zwischen den unterschiedlichen biologischen Qualitätskomponenten der EG-WRRL. Trotzdem stimmt diese erste Einschätzung erstaunlich gut mit den Ergebnissen der gewässertypspezifischen Untersuchung von POIKANE et al. (2021) überein, in der der Einfluss des Gesamt-Stickstoffs auf den ökologischen Zustand der biologischen Qualitätskomponente der Makrophyten / Phytobenthos auf Grundlage empirischer Daten quantifiziert wurde. Auf Grundlage der linearen Regressionsmodelle in POIKANE et al. (2021) (Figure S3 im Supplementary Material) lässt sich die Verbesserung des ökologischen Zustands der Makrophyten / Phytobenthos bei einer Abnahme der Nährstoffbelastung um 65-70% abschätzen. Bei einer Reduktion der Konzentration des Gesamt-Stickstoffs bzw. löslichen reaktiven Phosphats um 65-70% ist in beiden Fällen mit einer Verbesserung um etwa 1/2 bis eine 3/4 Güteklasse zu rechnen (der Gesamt-Phosphor wurde in der Studie nicht untersucht).

Die mittlere *Wassertemperatur* im Sommer wird von der gewässerbegleitenden Vegetation in kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern in der Größenordnung von 1-2°C und die Tageshöchsttemperatur um ca. 3-5°C verringert (siehe Kapitel 3.2.4). Eine deutliche Erhöhung der Wassertemperatur wirkt sich durchaus auf die Makrophyten und das Phytobenthos aus. So kann die Einleitung von Kühlwasser oder Sumpfungswässern zu einer Verschiebung des Artenspektrums und insbesondere zur Verbreitung thermophiler Neophyten führen (HUSSNER & LÖSCH 2005). Dies wird vermutlich vor allem durch die stark erhöhte Wassertemperatur im Winter verursacht, die z. B. in der Erft nicht unter 10°C fällt (HUSSNER & LÖSCH, 2005) und weniger durch die Wassertemperatur im Sommer beeinflusst. Die kleinräumige Verbreitung verschiedener Makrophyten-Arten wird darüber hinaus durch den lokalen Zustrom kühlen Grundwassers beeinflusst, das eine bis zu 20°C geringere Wassertemperatur aufweisen kann als das Oberflächenwasser (FORTNER & WHITE, 1988). Die Diversität der Diatomeen nimmt bei einer starken Zunahme der Wassertemperatur um mehr als 10°C ab (FRIBERG et al., 2009) und die Biomasse der Makrophyten sowie generell die Bruttoprimärproduktion deutlich zu (Rasmussen et al., 2011). Im Gegensatz dazu haben geringe Unterschiede in der Wassertemperatur von wenigen Grad im Vergleich zu anderen Umweltvariablen wie der Wasserchemie (Nährstoffkonzentration) einen vergleichsweise geringen Einfluss auf die Makrophyten-Besiedlung von Fließgewässern (FERREIRA & MOREIRA, 1999; RIIS et al., 2000; BAATTRUP-PEDERSEN et al., 2003). Es erscheint daher unwahrscheinlich, dass die Verringerung der mittleren Wassertemperatur im Sommer um 1-2°C durch die gewässerbegleitende Vegetation einen substantziellen Einfluss auf die Besiedlung und den ökologischen Zustand der Makrophyten und des Phytobenthos hat.

Die direkte Sonneneinstrahlung und damit auch die *photosynthetisch aktive Strahlung (PAR)* wird durch die gewässerbegleitende Vegetation um etwa 70-90% reduziert (KIFFNEY et al., 2003; DAN MOORE et al., 2005). Das Wachstum der Makrophyten und des Phytobenthos hängt vor allem vom verfügbaren Licht für die Photosynthese und damit auch von der Beschattung ab (siehe Kapitel 3.2.5). Darüber hinaus verringert eine geringe Wassertemperatur das Wachstum, da bei geringeren Temperaturen die Lichtsättigung der Photosynthese schon bei geringeren Lichtintensitäten erreicht wird. Die Nährstoffverfügbarkeit (Stickstoff und Phosphor) ist ein weiterer wichtiger Faktor, der jedoch von den oben genannten Faktoren überlagert wird

(SCHÖNBORN, 1992). Das Wachstum wird aufgrund der Beschattung durch die gewässerbegleitende Vegetation um ca. 50-90% reduziert (NOEL, et al., 1986; GHERMANDI et al., 2009; HUTCHINS et al., 2010; KAYLOR & WARREN, 2018; NEBGEN et al., 2019). Damit hat die Beschattung potenziell einen deutlich größeren Effekt auf das Wachstum der Makrophyten und des Phytobenthos als die Verringerung des Nährstoffeintrags (HUTCHINS et al., 2010).

Empirische Evidenz: In vielen Studien wurde ein Rückgang der Biomasse der Makrophyten (O'GRADY, 1993; TEIXEIRA-DE MELLO et al., 2016) und des Phytobenthos (NOEL et al., 1986; HILL et al., 2003; KIFFNEY et al., 2003; REID et al., 2010; KAYLOR & WARREN, 2018; TURUNEN et al., 2019) mit zunehmender Beschattung durch die gewässerbegleitende Vegetation beobachtet. Nur in einer Studie konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen Ufergehölzen und der Biomasse des Phytobenthos nachgewiesen werden (THOMPSON & PARKINSON, 2011). Im Gegensatz dazu nahm der Anteil der eutrophen Diatomeen-Arten (HILL et al., 2002) bzw. der Trophie Index für Diatomeen TDI (MUTINOVA et al., 2020) nicht mit dem Anteil der Ufergehölze ab. Lediglich in der Studie von SMUCKER et al. (2013) konnte eine Zunahme der auf Nährstoffe sensitiv reagierenden Diatomeen-Arten mit dem Gehölzanteil nachgewiesen werden. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die gewässerbegleitende Vegetation wie oben vermutet vor allem über die Beschattung (geringeres Wachstum und Biomasse) und weniger über den Nährstoffrückhalt (Rückgang von Trophie-Indizes) auf die Makrophyten und das Phytobenthos wirkt. Während GRIFFITH et al. (2002) einen Rückgang der Diatomeen-Diversität mit zunehmendem Anteil an Ufergehölzen beobachteten, konnten HILL et al. (2002) und MUTINOVA et al. (2020) keine solche Korrelation nachweisen. Generell ist das Vorhandensein von Ufergehölzen mit einer naturnäheren Besiedlung verbunden, vergleichbar mit unbelasteten Referenzgewässern (HILL et al., 2003).

Darüber hinaus wurden in den Studien folgende Effekte der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Makrophyten und das Phytobenthos beobachtet: (i) In Gewässern ohne Ufergehölze wurden mehr motile Diatomeen-Arten vorgefunden (GRIFFITH et al., 2002, HILL et al., 2003; SMUCKER et al., 2013). (ii) Einzelne Studien belegen, dass die Beschattung durch die gewässerbegleitende Vegetation in Zusammenspiel mit einer natürlichen Makrophyten-Besiedlung die Ausbreitung invasiver Makrophyten-Arten verhindern kann (EVANGELISTA et al., 2017). (iii) Die Beschattung durch die gewässerbegleitende Vegetation beeinflusst vor allem die Artzusammensetzung der Makrophyten und weniger bzw. nicht die der Diatomeen, die wiederum mehr von der Wasserqualität (Nähr- und Trübstoffe) abhängen (TURUNEN et al., 2019). Sie konnten bei den Makrophyten insbesondere eine Abnahme der Graminoiden (Wasserpflanzen mit grasartigem Wuchs) und der Helophyten (Blätter zumindest zum Teil aus dem Wasser ragend) sowie eine Zunahme der Bryophyten (Moose) beobachten. Die Autorinnen und Autoren führen die geringe Wirkung auf die Artzusammensetzung der Diatomeen auch auf die relativ hohe Trübung der Untersuchungsgewässer zurück, die auch in nicht-beschatteten Bereichen die Lichtverfügbarkeit für die rein benthischen Diatomeen limitiert, nicht aber für die teilweise aus dem Wasser ragenden emersen Makrophyten.

Abschätzung der ökologischen Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Makrophyten und das Phytobenthos auf Grundlage des derzeitigen Wissensstandes: Die vorhandenen empirischen Studien stützen ganz überwiegend die oben beschriebene potenzielle Wirkung und Vermutung, dass die gewässerbegleitende Vegetation vor allem über die Beschattung und Verringerung der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) die Makrophyten und Phytobenthos-Besiedlung deutlich reduziert, zu einer naturnäheren Besiedlung führt, aber nicht zwingend die Diversität verringert. Dies kann potenziell zu einer Verbesserung des ökologischen Zustands der Makrophyten und des Phytobenthos in der Größenordnung von 1/2 bis zu einer 3/4 Güteklasse führen, die allein schon aufgrund des Nährstoffrückhalts zu erwarten ist (POIKANE et al., 2021). Die positive Wirkung auf den ökologischen Zustand über den Nährstoffrückhalt ist aber nur zu erwarten, wenn der Nährstoffeintrag vor allem über den von der gewässerbegleitenden Vegetation beeinflussbaren Oberflächen- und Zwischenabfluss erfolgt und keine präferenziellen Fließwege vorhanden sind (siehe Kapitel 3.2.1). Werden die Nährstoffe vor allem über das Grundwasser oder präferenzielle Fließwege im weiteren Sinne wie Drainagen eingetragen, bleibt aber immer noch die positive Wirkung der Beschattung. Die positive Wirkung auf den ökologischen Zustand ist vermutlich in kleinen Fließgewässern am größten, die natürlicherweise vollständig beschattet und daher im Referenzzustand makrophytenarm bzw. -frei sind (LANUV, 2017). Hier sollte die deutliche Reduktion der nicht gewässertypspezifischen Makrophyten und Phytobenthos Besiedlung in degradierten Gewässerabschnitten zu einer deutlich besseren Bewertung des ökologischen Zustands führen.

4.3 Ökologische Wirkung auf das Makrozoobenthos

Zu erwartende potenzielle Wirkung: Potenziell wirken sich die meisten Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos aus. Daher ist die zu erwartende potenzielle Wirkung schwerer abzuschätzen als bei den Makrophyten, die im Wesentlichen nur von zwei Funktionen abhängen (Kapitel 4.2).

Der *Nährstoffrückhalt* der gewässerbegleitenden Vegetation um im Mittel 65-70% wirkt sich vermutlich vor allem indirekt über die Verringerung der Primärproduktion auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos aus. Da immer noch ein Teil der Nährstoffe ins Gewässer gelangt, wird die Primärproduktion sehr wahrscheinlich nicht so weit reduziert, dass dies über das geringere Nahrungsangebot limitierend auf die Abundanz des Makrozoobenthos wirkt. Vielmehr ist es wahrscheinlich, dass die Reduktion von einer hohen zu einer mittleren Nährstoffbelastung insbesondere in natürlicherweise nährstoffärmeren Mittelgebirgsgewässern zu einer Zunahme der sensitiven Arten wie Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT) und zu einer Verschiebung der Ernährungstypen weg von Weidegängern und Filtrieren führt (siehe Kapitel 3.2.1). Einige Autorinnen und Autoren weisen darauf hin, dass die durch Nährstoffeintrag erhöhte Primärproduktion durch die Sauerstoffzehrung beim Abbau des abgestorbenen organischen Materials zu einer sekundären saprobiellen Belastung und zu einem Sauerstoffdefizit führen kann (siehe Kapitel 3.2.1), was massive negative Auswirkungen auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos zur Folge hätte. Die Literaturstudie hat jedoch gezeigt (siehe Kapitel 3.2.5), dass (i) die Beschattung einen deutlich größeren Effekt auf die Primärproduktion hat als die Verringerung des Nährstoffeintrags (Hutchins et al., 2010; Kapitel 4.2) und (ii) die Respiration und damit der Sauerstoffbedarf in beschatteten im Vergleich zu nicht-beschatteten Gewässerabschnitten nicht signifikant geringer ist (NEBGEN et al., 2019). In natürlicherweise organisch geprägten Fließgewässertypen bzw. bei einer zusätzlichen organischen Belastung durch z. B. Punktquellen (Kläranlagen) kann eine erhöhter Nährstoffeintrag und Primärproduktion durchaus zu Sauerstoffmangel führen

(siehe Kapitel 3.2.1). In anderen, insbesondere sandgeprägten Gewässern wird aus den oben genannten Gründen die Bedeutung des Nährstoffeintrags bzw. Nährstoffrückhalts in Hinblick auf ein Sauerstoffdefizit bisher möglicherweise überschätzt. Damit hat allein der Nährstoffrückhalt durch die gewässerbegleitende Vegetation vermutlich keinen großen Einfluss auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos, sondern nur in Verbindung mit einem zusätzlichen Feinsedimentrückhalt. Dies gilt insbesondere für Gewässer, in denen ein größerer Teil des Nährstoffeintrags über das von der gewässerbegleitenden Vegetation nicht beeinflussbare Grundwasser erfolgt, was vor allem auf Tieflandgewässer zutreffen dürfte (siehe Verweis auf unveröffentlichte Modellierungsstudie von GERICKE et al., in Kapitel 3.2.1).

Der *Feinsedimentrückhalt* von ca. 60-80% dürfte sich hingegen vor allem in grobmaterialreichen Mittelgebirgsbächen deutlich auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos auswirken. Einige experimentelle Studien weisen darauf hin, dass sich die Feinsedimentablagerung im Interstitial (Kieslückensystem) auch ohne Nährstoffbelastung negativ auf das Makrozoobenthos auswirkt, insbesondere auf den Anteil der sensitiven EPT (WAGENHOFF et al., 2012; BURDON et al., 2013; LANGE et al., 2014; ELBRECHT et al., 2016; KAPITEL 3.2.2). Vermutlich ist dies auf den Verlust des Interstitials als Lebensraum zurückzuführen. Vor allem in Verbindung mit einem solchen Feinsedimenteintrag und dem dadurch verminderten Stoffaustausch im Interstitial führt eine zusätzliche Nährstoffbelastung des Sediments zu geringen Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial und zu einer synergistischen, d. h. in Kombination stärkeren Beeinträchtigung des Makrozoobenthos. Damit kommt dem Feinsedimentrückhalt im Vergleich zum Nährstoffrückhalt eine größere Bedeutung zu (siehe Kapitel 3.2.2). Jedoch wird durch die hier angenommene 10 m breite gewässerbegleitende Vegetation zwar der größte Teil der Bodenpartikel, jedoch nicht die besonders relevanten kleinen Tonpartikel zurückgehalten, an die insbesondere labile, leicht pflanzenverfügbare Phosphor-Verbindungen gebunden sind (DORIOZ et al., 2006; SWEENEY & NEWBOLD, 2014; DODD & SHARPLEY, 2015). Inwiefern dies die Wirkung des Feinsedimentrückhalts in einem 10 m breiten Streifen auf das Makrozoobenthos einschränkt ist schwer abschätzbar und vermutlich stark von den lokalen Gegebenheiten wie der Korngröße des erodierten Bodenmaterials oder dem bisher kaum untersuchten Eintrag von Feinsediment über Drainagen abhängig (siehe Kapitel 3.2.2).

Der *Rückhalt der meisten Pflanzenschutzmittel (PSM)* um ca. 80% hat potenziell einen sehr großen Einfluss auf das Makrozoobenthos, da die PSM sowohl letale, als auch subletale Effekte insbesondere auf bestimmte Arten der Eintags- und Köcherfliegen sowie Stech- und Zuckmücken haben (ROESSINK et al., 2013; ANDERSON et al., 2015, MORRISSEY et al., 2015; WILLIAMS & SWEETMAN, 2019). Dies gilt insbesondere für kleine Tieflandgewässer, in denen der diffuse PSM-Eintrag die größte Belastung für das Makrozoobenthos darstellt, noch vor der Beeinträchtigung der Habitatdiversität und der Nährstoffbelastung (LIESS et al, 2021). Jedoch erfolgt der Eintrag der PSM bzw. Biozide anders als der Nährstoff- und Feinsedimenteintrag nicht überwiegend über diffuse, sondern auch maßgeblich über Punktquellen (siehe Kapitel 3.2.3). Vermutlich wird weder allein die Reduktion des diffusen noch der punktuellen Einträge die PSM- bzw. Biozid-Konzentrationen in den Gewässern in ausreichendem Umfang reduzieren. Daher hängt die tatsächliche Wirkung in einzelnen Gewässern sicherlich stark von den lokalen Eintragspfaden ab. In kleinen Fließgewässern ist der Eintrag über Punktquellen wie Kläranlagen und die Einleitung der Oberflächenentwässerung urbaner Gebiete vermutlich eher gering, da diese in den meisten Fällen in größere Gewässer einleiten. Darüber hinaus ist noch nicht ausreichend geklärt, welche Auswirkungen die Abbauprodukte der PSM haben. Sollten die Abbauprodukte ähnliche Auswirkungen auf das Makrozoobenthos haben wie die Ausgangsstoffe, wäre der Rückhalt der ursprünglichen PSM durch die gewässerbegleitende Vegetation weitestgehend wirkungslos.

Die Verringerung der mittleren *Wassertemperatur* im Sommer um 1-2°C und der Tageshöchsttemperatur um 3-5°C wirkt sich potenziell positiv auf sensitive Makrozoobenthos-Arten aus, insbesondere auf Eintags-, Stein-, Köcherfliegen und Käfer sowie in Gewässern mit hohem Anteil kalt-stenothermer Arten, d. h. in kleinen Mittelgebirgsbächen (siehe Kapitel 3.2.4). Die letale Wassertemperatur vieler sensitiver Arten liegt in der Größenordnung von 21°C (DE KOWZLOWSKI & BUNTING, 1981; QUINN et al., 1994; STEWART et al., 2013). Es erscheint wahrscheinlich, dass diese Wassertemperatur in nicht-beschatteten Mittelgebirgsbächen im Sommer durchaus erreicht wird. Darüber hinaus führt eine Erhöhung der Tagesamplitude auf 10°C schon bei geringeren mittleren Wassertemperaturen zu negativen Effekten (COX & RUTHERFORD, 2000). Für mit Mitteleuropa vergleichbaren kleinen Fließgewässern in den gemäßigten Breiten wurde eine Abnahme der Tageshöchsttemperatur durch Beschattung von 24°C auf 16-18°C prognostiziert (COLLIER et al., 2001). Daher ist zu vermuten, dass die Beschattung durch die gewässerbegleitende Vegetation die mittlere Wassertemperatur als auch die Tageshöchsttemperatur in einem für das Makrozoobenthos relevanten Temperaturbereich signifikant verringert. Darüber hinaus liegt die prognostizierte Zunahme der mittleren Lufttemperatur im Sommer - die als guter Proxy für die mittlere Wassertemperatur angesehen werden kann - in Mitteleuropa bis 2050 bzw. 2100 in der Größenordnung von 1,4°C bzw. 4,0°C (Weiter-wie-bisher Szenario RCP 8.5, DWD, 2020). Die Entwicklung der einer durchgängigen gewässerbegleitenden Vegetation könnte also in kleinen bis mittelgroßen Gewässern - in denen diese Ufergehölze dann den größten Teil der Gewässerbite beschatten - die Auswirkungen des Klimawandels teilweise kompensieren.

Die *Primärproduktion* ist neben der Wassertemperatur eine weitere Umweltvariable, die durch die Beschattung beeinflusst wird. Anders als der Nährstoffrückhalt hat die Beschattung einen deutlich größeren Effekt und führt zu einer substanziellen Verringerung der Primärproduktion in der Größenordnung von 50-90% (siehe Kapitel 3.2.5). Bereits eine 10 m breite gewässerbegleitende Vegetation führt zu einer substanziellen und mit natürlichen Fließgewässern vergleichbaren Beschattung (siehe Kapitel 3.2.4, 3.2.5) und somit sehr wahrscheinlich auch zu einer substanziellen Verbesserung des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos, vor allem in natürlicherweise voll beschatteten, makrophytenarmen bzw. -freien kleinen Fließgewässern. Dies sollte sich unter anderem in einem Rückgang der auf Wasserpflanzen lebenden und sich davon ernährenden phytophagen Arten zeigen.

Die *Auswirkungen der übrigen Funktionen* auf das Makrozoobenthos sind aus folgenden Gründen entweder vermutlich gering oder schwer abschätzbar:

Die Ausbildung einer natürlichen Uferstabilität und damit verbundene Entwicklung einer natürlichen Gewässermorphologie erfolgt nur in Gewässern ohne Uferverbau und benötigt lange Entwicklungszeiträume. Die umfangreiche fluvialmorphologische Literatur unterstreicht die große Bedeutung der Ufervegetation und damit verbundenen Uferstabilität für die Gewässermorphologie (siehe Kapitel 3.2.6). Jedoch konnten keine Studien gefunden werden, die sich dezidiert mit der Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Habitatdiversität und den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos auf für das Gewässermanagement relevanten räumlichen und zeitlichen Skalen beschäftigt hat (schmale Puffer von 10-30 m und wenige Jahre). Ähnliches gilt für den Totholz-Eintrag (siehe Kapitel 3.2.8).

Zum Eintrag von Falllaub aus vergleichsweise schmalen Streifen gewässerbegleitender Vegetation ist wenig bekannt. Die wenigen Studien lassen vermuten, dass aus einem 10 m breiten Streifen nur ein geringer Eintrag erfolgt, im Vergleich zu den natürlichen Menge Falllaub, die in einem Waldbach eingetragen werden (siehe Kapitel 3.2.7). Inwiefern dieser geringe Eintrag schon ausreicht, um zu einer Erhöhung der Abundanz und Diversität der auf Falllaub angewiesenen Zerkleinerer zu führen, ist schwer abschätzbar, erscheint aber eher unwahrscheinlich.

Die Funktion der gewässerbegleitenden Vegetation als Lebensraum für terrestrische Arten hat über die Verknüpfung der terrestrischen und aquatischen Nahrungsnetze potenziell Einfluss auf das Makrozoobenthos. So beobachteten NAKANO et al. (1997) in ihrer Studie, dass eine Verringerung des terrestrischen Eintrags von Nahrung zu einem verstärkten Fraßdruck der Fische auf die aquatischen Makroinvertebraten führt (siehe Kapitel 3.2.9). Somit kann das Fehlen der gewässerbegleitenden Vegetation und der assoziierten terrestrischen Fauna potenziell zu einer Verringerung der Abundanz des Makrozoobenthos führen. Zwar sollte ein 10 m breiter Streifen bereits zu einer substanziellen Zunahme der terrestrischen Fauna, insbesondere der Insekten führen (Hering et al., 2021), jedoch lässt sich schwer abschätzen, ob dies über die Veränderung der Nahrungsnetze tatsächlich schon einen signifikanten Einfluss auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos haben könnte.

Die Ausbreitung im terrestrischen Bereich entlang der gewässerbegleitenden Vegetation ist vor allem für die terrestrischen Lebensstadien aquatischer Insekten von Bedeutung, z. B. für Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT), die als Larven im Gewässer leben und als adulte, flugfähige Insekten einen Teil ihres Lebenszyklus an Land verbringen (siehe Kapitel 3.2.10). Das Fehlen der gewässerbegleitenden Vegetation wirkt sich potenziell vor allem auf weniger ausbreitungsfähige Arten der EPT aus (siehe dazu Literaturstudie in PEREDO et al., 2021). Neuere Studien zeigen, dass die Ausbreitung (Ausbreitungsvermögen und Ausbreitungskorridore) neben den Habitatbedingungen ein zentraler Faktor ist, der die Besiedlung von Gewässern bestimmt (DOWNES et al., 2016; SARREMEJANE et al., 2017) und damit auch den ökologischen Zustand beeinflusst. Dies betrifft zwar nur einen Teil der Makrozoobenthos-Arten, jedoch unter anderem die bewertungsrelevanten EPT. Ob dies einen substanziellen Einfluss auf die Bewertung des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos hat ist jedoch schwer abschätzbar.

Empirische Evidenz: Die Ergebnisse der empirischen Studien sind erstaunlich konsistent und entsprechen weitestgehend den oben beschriebenen, zu erwartenden potenziellen Wirkungen. Generell wirkt sich die gewässerbegleitende Vegetation positiv auf das Makrozoobenthos aus und führt zu naturnäheren Artengemeinschaften. In der Literatur werden i. d. R. Gewässerabschnitte ohne Ufergehölze mit solchen mit gewässerbegleitender Vegetation unterschiedlicher Breite verglichen. In vielen Studien indizieren die entsprechenden Makrozoobenthos-Metrics wie der Index of Biotic Integrity (IBI) oder der Quantitative Macroinvertebrate Community Index (QMCI) einen signifikant besseren Zustand der Gewässerabschnitte mit gewässerbegleitender Vegetation (PARKYN et al., 2003; ZUMBERGE et al., 2003; REID et al., 2010), bzw. die Besiedlung ist naturnahen Referenzabschnitten ähnlicher als die Gewässerabschnitte ohne Ufergehölze (NEWBOLD et al., 1980; JOWETT et al., 2009; ASCHONTIS et al., 2016). Lediglich in der Studie von GILING et al. (2015) hatte die Entwicklung von Ufergehölzen nach 8-22 Jahren noch zu keiner signifikanten Verbesserung verschiedener Makrozoobenthos-Metrics (Artenzahl, EPT%) geführt, was die Autorinnen und Autoren auf die nur geringfügige Verbesserung von Umweltvariablen wie der Beschattung und weiterhin bestehende Belastungen im Einzugsgebiet zurückführen. In anderen Studien wurde ein vollständiger Kronenschluss und damit Beschattung innerhalb von 15 Jahren erreicht (SWEENEY & NEWBOLD, 2014) bzw. eine signifikante Veränderung der Besiedlung nach 10 Jahren (ORZETTI et al., 2010). In der umfassendsten Review von SWEENEY & NEWBOLD (2014) schlussfolgern die Autoren, dass eine durchgängige gewässerbegleitende Vegetation von 30 m Breite notwendig ist, um eine mit natürlichen Gewässern vergleichbare Besiedlung durch das Makrozoobenthos zu ermöglichen. Neben der notwendigen Zeit für die Entwicklung der Gehölze muss auch die notwendige Zeit für die Wiederbesiedlung des Gewässerabschnitts aus vorhandenen Quellpopulationen berücksichtigt werden. Daher ist nach SWEENEY & NEWBOLD (2014) erst nach mehreren Jahrzehnten mit einer natürlichen Besiedlung durch das Makrozoobenthos zu rechnen.

Wie bereits im obigen Abschnitt zur potenziellen Wirkung vermutet, wirkt die gewässerbegleitende Vegetation vor allem über die Beschattung und damit verbundene Verringerung der Lichtverfügbarkeit, Wassertemperatur und Primärproduktion auf das Makrozoobenthos (PARKYN et al., 2003; FELD et al., 2011).

Es gibt keinen Hinweis darauf, dass die gewässerbegleitende Vegetation zu einer Verringerung der saprobiellen Belastung führt (Gehalt an organischen Substanzen, die unter Sauerstoffverbrauch abgebaut werden) und dadurch Einfluss auf das Makrozoobenthos haben könnte. Zwar gibt es zwei Studien, in denen Saprobie-Zeiger vermehrt in Gewässerabschnitten ohne Ufergehölze vorkommen, dies ist jedoch vermutlich nicht ursächlich auf die gewässerbegleitende Vegetation zurückzuführen. In WEIGEL et al. (2000) wurden Ufergehölzstreifen mit beweideten Ufern verglichen, in denen die Beweidung vermutlich zu der saprobiellen Belastung geführt hat. YIRIGUI et al. (2019) weisen selbst darauf hin, dass die Ufergehölze vor allem in den größeren Gewässern fragmentiert sind oder fehlen, an denen sich auch die größeren Siedlungen befinden, die sehr wahrscheinlich für die beobachtete saprobielle Belastung verantwortlich sind. Auch COLLINS et al. (2021) konnten keine signifikante Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den saprobiellen Zustand nachweisen.

Auch der Eintrag von Falllaub scheint nicht die primäre Ursache für die naturnähere Besiedlung von Gewässerabschnitten mit gewässerbegleitender Vegetation zu sein. In vollständig bewaldeten Gewässerabschnitten bzw. wenn sehr breite Ufergehölzstreifen >100 m vorhanden sind, ist der Anteil der Zerkleinerer tatsächlich signifikant höher als in Gewässerabschnitten ohne gewässerbegleitende Vegetation (ZUMBERGE et al., 2003; TURUNEN et al., 2019). In Gewässerabschnitten mit schmalere gewässerbegleitender Vegetation von 15-60 m bzw. 10-30 m konnten THOMAS et al. (2016) und LECERF & RICHARDS (2010) zwar einen tendenziell aber nicht signifikant höheren Anteil an Zerkleinerern nachweisen, der in etwa nur halb so groß war wie in unbeeinträchtigten, vollständig bewaldeten Gewässerabschnitten (LECERF & RICHARDS, 2010). Dies stimmt gut mit der in Kapitel 3.2.7 erwähnten notwendigen Breite für einen naturnahen Falllaub-Eintrag von >60 m überein.

Im Gegensatz dazu führt auch ein relativ schmaler Streifen gewässerbegleitender Vegetation von 10-30 m Breite zu einem deutlichen Rückgang der Primärproduktion sowie der Abundanz bzw. der Biomasse des Makrozoobenthos. In Ausnahmefällen kann der Eintrag von organischem Material aus der gewässerbegleitenden Vegetation die durch Beschattung verringerte Primärproduktion überkompensieren und zu einer im Vergleich zu offenen Gewässerabschnitten größeren Menge an CPOM und Biomasse des Makrozoobenthos führen (THOMAS et al., 2016). Dazu gehören zum Beispiel anmoorige Gewässerabschnitte, in denen vermutlich die geringe Nährstoffkonzentration die Primärproduktion in offenen, nicht-beschatteten Gewässerabschnitten limitiert. In allen anderen Studien war die Abundanz bzw. Biomasse des Makrozoobenthos in den von gewässerbegleitender Vegetation beschatteten Gewässerabschnitten um den Faktor 2-4 geringer (SMITH, 1980; NOEL et al., 1986; KIFFNEY et al., 2003; THOMPSON & PARKINSON, 2011; KAYLOR & WARREN, 2018). Da die Nährstoffkonzentrationen in den offenen Gewässerabschnitten nicht höher war, ist nicht ein möglicher Nährstoffrückhalt, sondern die Beschattung und damit verringerte Lichtverfügbarkeit und Wassertemperatur die offensichtliche Ursache für die geringere Primärproduktion und Abundanz des Makrozoobenthos (SMITH, 1980; NOEL et al., 1986). Die höhere Biomasse in nicht-beschatteten Gewässerabschnitten ist vor allem auf das vermehrte Vorkommen von Chironomiden und Oligochaeten zurückzuführen (KIFFNEY et al., 2003; THOMPSON & PARKINSON, 2011). Im Gegensatz dazu nimmt die Abundanz sensitiver Arten - insbesondere der Stein- und Eintagsfliegen - in nicht-beschatteten Gewässerabschnitten ab. Den Rückgang dieser Gruppen um ca. 60% führen DAVIES & NELSON (1994) auf den vermehrten Eintrag von Feinsediment aus den Kahlschlagflächen und die Kolmatierung des Kieslückensystems zurück.

Generell nimmt die Anzahl bzw. der Anteil der sensitiven Eintags-, Stein-, und Köcherfliegen (EPT) mit der Breite der lokal vorkommenden gewässerbegleitenden Vegetation zu (WEIGEL et al., 2000; FORIO et al. 2020), was aber vor allem vom Anteil des von Ufergehölzen gesäumten Oberlaufs abhängt (RIOS & BAILEY, 2006; FORIO et al. 2020; STANFORD et al., 2020). Die Besiedlung des Makrozoobenthos wird also nicht nur von den lokalen Verhältnissen, sondern auch vom Vorkommen gewässerbegleitender Vegetation auf größeren räumlichen Skalen (Oberlauf) beeinflusst. Kurze Fragmente gewässerbegleitender Vegetation von wenigen hundert Metern Länge zeigen diesen positiven Effekt nicht (HARDING et al., 2006). Die geringe Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den Anteil der EPT in den von GREENWOOD et al. (2012) untersuchten Gewässern führen die Autorinnen und Autoren auf andere Stressoren, insbesondere die Feinsedimentbelastung und schlechte Wasserqualität zurück.

Die potenzielle positive Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf das Makrozoobenthos über den Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln (PSM) wurde nur in wenigen Studien betrachtet. Diese zeigen, dass größere bewaldete Abschnitte (> 50 m breit, >200 m lang) aber auch schmalere Streifen gewässerbegleitender Vegetation (5-10 m breit, >1,5 km lang) einen signifikant positiven Einfluss auf den SPEAR Metric haben (Bunzel et al., 2014), der den Anteil PSM-sensitiver Makrozoobenthos Arten beschreibt. Dies spricht für einen substantziellen Rückhalt der PSM und eine positive Wirkung auf das Makrozoobenthos, trotz des in Kapitel 3.2.3 erwähnten, relevanten Eintrags aus Punktquellen, der durch die gewässerbegleitende Vegetation nicht verringert wird.

Der ökologische Zustand gemäß EG-WRRL ist ein multimetrischer Index, der aus mehreren einzelnen Makrozoobenthos-Metrics berechnet wird. In diesen Einzelmetrics werden Arten, die nicht-gewässertypspezifische Habitatbedingungen indizieren i. d. R. negativ bewertet (z. B. in schlammigen Bereichen lebende Chironomiden) und sensitive Arten, die auf gewässertypspezifische Habitate angewiesen sind wie z. B. die EPT, positiv bewertet. Daher sollten die oben beschriebenen Wirkungen der gewässerbegleitenden Vegetation wie etwa der Feinsedimentrückhalt zu einer deutlichen Verbesserung des Bewertungsergebnisses führen. Dies gilt insbesondere für die kiesgeprägten Fließgewässertypen im Mittelgebirge. Die Ergebnisse der bisherigen Studien werden im Folgenden zusammengefasst:

- Für mit Mitteleuropa vergleichbare kleine Fließgewässer in den gemäßigten Breiten wurde eine Verbesserung eines biologischen Güte-Index um 14% durch die Etablierung gewässerbegleitender Vegetation modelliert (COLLIER et al., 2001). Dieser biologische Index ist jedoch nur sehr eingeschränkt mit dem ökologischen Zustand gemäß der EG-WRRL vergleichbar.
- Die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos gemäß EG-WRRL wurde in Frankreich in zwei Studien untersucht. VAN LOOY et al. (2013) konnten nachweisen, dass in kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern in Frankreich (2-4. Ordnung) der Anteil der Gehölze in einem 10 m breiten Pufferstreifen entlang des gesamten Oberlaufs mit dem ökologischen Zustand gemäß EG-WRRL positiv korreliert. Gemäß dieser Regressionsgleichung wird der gute ökologische Zustand erreicht, wenn 60% dieses Puffers bewaldet ist. Hierbei ist jedoch zu bedenken, dass die Landnutzung im Einzugsgebiet nicht in die Regressionsgleichung einging und daher ein hoher Gehölz-Anteil entlang der Gewässer möglicherweise auch ein Proxy für bewaldete Einzugsgebiete sein könnte. Damit würde die positive Wirkung eines bewaldeten Einzugsgebietes mit den Wirkungen der gewässerbegleitenden Vegetation vermischt und letztere möglicherweise überschätzt. In der zweiten Studie von TORMOS et al. (2014) wurde die Landnutzung im Einzugsgebiet in den statistischen Analysen mitberücksichtigt. Sie konnten zeigen, dass die gewässerbegleitende

Vegetation im Oberlauf - insbesondere die in einem 20 m breiten Streifen an beiden Uferseiten einen eigenständigen signifikant positiven Einfluss auf den ökologischen Zustand hat, unabhängig vom Anteil der Bewaldung im Einzugsgebiet. Der ökologische Zustand wurde zu 28% durch die Landnutzung im Einzugsgebiet und zusätzlich zu 10% durch die Landnutzung entlang der Gewässer im Oberlauf erklärt, d. h. das direkte Gewässerumfeld ist zwar nicht ebenso bedeutend wie das gesamte Einzugsgebiet, jedoch ein wichtiger Faktor.

- Auch in einem Datensatz mit WRRL-Probenahmestellen überwiegend aus Deutschland hatte die Landnutzung im Gewässerumfeld einen signifikanten Einfluss auf bewertungsrelevante Makrozoobenthos-Metrics, insbesondere in Mittelgebirgsbächen (DAHME et al., 2013). Unter anderem wurde der ASPT Metric betrachtet, der für die einheitliche Bewertung des ökologischen Zustands in mehreren europäischen Ländern entwickelt wurde. Dieser wird in den Mittelgebirgsgewässern deutlich schlechter, wenn der Anteil an Wald in einem 100 m breiten und 1 km langen Streifen im Oberlauf unter 31% fällt. Den geringeren Effekt in Tieflandgewässern führen die Autorinnen und Autoren darauf zurück, dass die Gewässer dort stärker degradiert und biologisch bessere Gewässerabschnitte selten sind, damit nicht die gesamte Spanne der Werte des ökologischen Zustands abgedeckt ist ("kurzer Gradient") und aus diesem technischen Grund weniger starke statistische Zusammenhänge nachweisbar sind. Möglicherweise ist dies aber auch ein Hinweis auf die oben postulierte größere potenzielle Wirkung in kiesgeprägten Mittelgebirgsgewässern mit ausgeprägtem Kieslückensystem und hohem Anteil kalt-stenothermer Arten.
- Neben dem ökologischen Zustand hängt auch der Renaturierungserfolg von der gewässerbegleitenden Vegetation im Oberlauf ab (LORENZ & FELD, 2013). Renaturierte Gewässerabschnitte, die den guten ökologischen Zustand erreichten, hatten mit 15-20% einen signifikant größeren Anteil an Gehölzen in einem 100 m breiten und 2,5 km nach oberstrom reichenden Puffer, als Abschnitte, die auch nach der Renaturierung den guten ökologischen Zustand noch verfehlten (5-7%). Da in dieser Studie Corine-Landnutzungsdaten mit einer vergleichsweise groben Auflösung von 25 ha verwendet und 100 m breite Puffer betrachtet wurden, beschreibt der Anteil der Gehölze vermutlich nicht nur das Vorhandensein der gewässerbegleitenden Vegetation, sondern ist vielmehr Proxy für den Waldanteil im direkten Oberlauf.

Einige Studien weisen darauf hin, dass die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation in kleinen Gewässern besonders hoch ist, die durch Ufergehölze vollständig beschattet werden können (POTTER et al., 2005; REID et al., 2010).

Abschätzung der ökologischen Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf das Makrozoobenthos auf Grundlage des derzeitigen Wissensstandes: Aus den obigen Überlegungen und empirischen Studien lässt sich schlussfolgern, dass das Makrozoobenthos vor allem vom Feinsedimentrückhalt sowie der Beschattung und damit verbundenen Verringerung der Wassertemperatur und Primärproduktion profitiert. Darüber hinaus wird die Belastung durch Pflanzenschutzmittel in einem relevanten Umfang reduziert. Um diese Funktionen zu erfüllen sind nicht nur die lokalen Bedingungen, sondern vor allem die gewässerbegleitende Vegetation weit im Oberlauf, d. h. größere räumliche Skalen von Bedeutung. Generell wirkt sich dies positiv auf das Makrozoobenthos aus und führt zu naturnäheren Artengemeinschaften. Degradations-Zeiger wie Chironomiden und Oligochaeten gehen zurück, ebenso wie auf Makrophyten lebende und phytophage Arten, wohingegen Gütezeiger wie Eintags-, Stein-, und Köcherfliegen zunehmen. Dies sollte sich vor allem in natürlicherweise kühlen, beschatteten und damit makrophytenarmen bzw. -freien, kleinen bis mittelgroßen Mittelgebirgsgewässern mit kiesigem Sohlsubstrat und ausgeprägtem Kieslückensystem positiv auf das Makrozoobenthos auswirken.

Die gewässerbegleitende Vegetation kann diese positive Wirkung nur dann entfalten, wenn das Makrozoobenthos nicht durch andere Stressoren limitiert wird. Daher sollte die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos immer im Kontext der lokal, im Oberlauf und gesamten Einzugsgebiet vorkommenden multiplen Stressoren betrachtet werden (siehe dazu auch Kapitel 5). Dies ist insbesondere deshalb von Bedeutung, da viele Studien gezeigt haben, dass die Landnutzung im Einzugsgebiet i. d. R einen größeren Einfluss auf das Makrozoobenthos hat als die gewässerbegleitende Landnutzung in Puffern entlang des Oberlaufs (POTTER et al., 2005; DAHM et al., 2013; WAHL et al., 2013; TORMOS et al., 2014; ZAWAL et al., 2016).

Die generell positive Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand gemäß EG-WRRL wurde bereits in mehreren Studien untersucht und belegt. Jedoch lässt sich daraus die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation nicht auf für das Gewässermanagement relevanten räumlichen Skalen von 10-30 m entlang der Gewässer ableiten. Gründe hierfür sind, dass in den bisherigen Studien (i) die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation nicht getrennt vom Einfluss der Landnutzung auf Einzugsgebietsebene betrachtet wurde, (ii) keine ausreichend hochaufgelösten Landnutzungsdaten zur Verfügung standen, die auch die schmale gewässerbegleitende Vegetation erfassen und/oder (iii) sehr breite Bereiche von z. B. 100 m entlang der Gewässer betrachtet wurden. Diese Lücke soll durch die statistischen Auswertungen in Kapitel 5 geschlossen werden.

4.4 Ökologische Wirkung auf Fische

Zu erwartende potenzielle Wirkung: Potenziell wirken sich einige Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand der Fische aus. Anders als beim Makrozoobenthos (siehe Kapitel 4.3) ist die Studienlage aber schlechter und daher die zu erwartende potenzielle Wirkung schwerer abschätzbar.

Der *Nährstoffrückhalt* der gewässerbegleitenden Vegetation um im Mittel 65-70% wirkt sich vermutlich vor allem indirekt über die Verringerung der Primärproduktion auf den ökologischen Zustand der Fische aus. Da immer noch ein Teil der Nährstoffe ins Gewässer gelangt wird die Primärproduktion sehr wahrscheinlich nicht so weit reduziert, dass dies über den Verlust an Makrophyten als Lebensraum (z. B. für phytophile Krautlaicher) und Nahrungsquelle (herbivore Fische) sowie der geringeren Abundanz des Makrozoobenthos als Fischnährtiere (benthivore Fische) limitierend auf die Fischfauna wirkt. Die Literaturstudie hat vielmehr gezeigt, dass die Primärproduktion vor allem durch die Beschattung limitiert und verringert wird (HUTCHINS et al., 2010, Kapitel 3.2.5 und 4.2). Potenziell könnte der Nährstoffrückhalt über die geringere Primärproduktion und damit verbundene Verringerung abgestorbenen Pflanzenmaterials zu einer geringeren Sauerstoffzehrung und damit besseren Sauerstoffversorgung im Kieslückensystem (Interstitial) führen. Davon würden Kieslaicher (litophile Fische) profitieren. Jedoch ist wie in Kapitel 4.3 bereits erläutert die Gefahr eines Sauerstoffdefizits allein aufgrund des Nährstoffeintrags aus diffusen Quellen nur in organischen Gewässern und bei zusätzlicher saprobieller Belastung gegeben (siehe Kapitel 3.2.1). Insbesondere in den schnell fließenden, kiesigen und i. d. R von Natur aus eher nährstoffarmen Mittelgebirgsgewässern erscheint dies im Mittelgebirgsraum unwahrscheinlich.

Der *Feinsedimentrückhalt* hat hingegen vermutlich einen größeren Einfluss auf den ökologischen Zustand der Fische, insbesondere in kiesgeprägten Fließgewässern. Die Kolmation (Ablagerung des Feinsediments in den Porenzwischenräumen) führt zum Verlust des Kies-Lückensystems als Laichort für litophile Fische. In dem mit Feinsediment zugesetzten Kies-Lückensystem ist der Wasseraustausch und damit der Sauerstoffgehalt gering. In Verbindung mit einem hohen Nährstoffgehalt durch den partikulär gebundenen Phosphor,

einer erhöhten Primärproduktion und einem erhöhten biologischen Sauerstoffbedarf beim Abbau dieser organischen Substanz kann es zu Sauerstoffmangel im Interstitial kommen (siehe Review in KEMP et al., 2011). Wie bereits in Kapitel 4.3 erwähnt sollte ein Feinsedimentrückhalt von ca. 60-80% durch einen 10 m breiten Streifen gewässerbegleitender Vegetation die Gefahr der Kolmatierung deutlich verringern. Beim verbleibenden Eintrag handelt es sich vor allem um kleine Tonpartikel, an die insbesondere labile, leicht pflanzenverfügbare Phosphor-Verbindungen gebunden sind (DORIOZ et al., 2006; SWEENEY & NEWBOLD, 2014; DODD & SHARPLEY, 2015). Jedoch werden diese kleinen Tonpartikel in den vergleichsweise schnell fließenden kiesigen Mittelgebirgsgewässern überwiegend als Suspensionsfracht in der fließenden Welle transportiert und werden sich vermutlich weniger im Bereich der normalerweise schnell überströmten Rauschen (Riffle) ablagern, in denen die Fische ihre Laichgruben anlegen.

Die Verringerung der mittleren *Wassertemperatur* im Sommer um 1-2°C und der Tageshöchsttemperatur um 3-5°C wirkt sich potenziell positiv auf sensitive Fischarten aus. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die größten Effekte insbesondere auf die Tageshöchsttemperatur in kleinen Fließgewässern beobachtet wurden und mit der Größe der Gewässer abnehmen (siehe Kapitel 3.2.4.), viele kleine Oberläufe jedoch auch natürlicherweise fischfrei sein können (z. B. zeitweise trockenfallende, temporäre Gewässer oder sehr steile Gewässer). Daher sollte man für die Abschätzung der Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation über die Wassertemperatur auf die Fische nicht von den größten in der Literatur beobachteten Effekten ausgehen. Für die von Laubbäumen potenziell beeinflussbaren Lebensstadien (Larven, Jungfische, Adulte) liegen die Obergrenze des Optimums und die letale Wassertemperatur bei 15-30° bzw. 24-37° (Cypriniden) sowie 20° bzw. 25° (Salmoniden) (siehe Kapitel 3.2.4.) Für mit Mitteleuropa vergleichbaren kleinen Fließgewässern in den gemäßigten Breiten wurde eine Abnahme der Tageshöchsttemperatur von 24°C auf 16-18°C prognostiziert (COLLIER et al., 2001). Daher ist zu vermuten, dass die Beschattung durch die gewässerbegleitende Vegetation die mittlere Wassertemperatur als auch die Tageshöchsttemperatur in einem für die Fische relevanten Temperaturbereich signifikant verringert, insbesondere für die Salmoniden. Darüber hinaus liegt die prognostizierte Zunahme der mittleren Lufttemperatur im Sommer - die als guter Proxy für die mittlere Wassertemperatur angesehen werden kann - in Mitteleuropa bis 2050 bzw. 2100 in der Größenordnung von 1,4°C bzw. 4,0°C (Weiter-wie-bisher Szenario RCP 8.5; DWD, 2020). Die Entwicklung der gewässerbegleitenden Vegetation könnte also in kleinen bis mittelgroßen Gewässern - in denen diese Ufergehölze dann den größten Teil der Gewässerbreite beschatten - die Auswirkungen des Klimawandels teilweise kompensieren.

Die *Primärproduktion* ist neben der Wassertemperatur eine weitere Umweltvariable, die durch die Beschattung beeinflusst wird. Die Beschattung führt zu einer substanziellen Verringerung der Primärproduktion in der Größenordnung von 50-90% (Kapitel 3.2.5). Bereits eine 10 m breite gewässerbegleitende Vegetation führt zu einer mit natürlichen Fließgewässern vergleichbaren Beschattung (Kapitel 3.2.4), Verringerung der Primärproduktion (Kapitel 3.2.5) und Rückgang der Abundanz des Makrozoobenthos um den Faktor 2-4 (Kapitel 4.3). Vor allem der Rückgang des Makrozoobenthos als Fischnährtiere, aber auch der Verlust an Makrophyten als Lebensraum (z. B. für phytophile Krautlaicher) führt sehr wahrscheinlich zu einem Rückgang der Fisch-Biomasse und Veränderung der Artzusammensetzung. Insbesondere in natürlicherweise voll beschatteten, makrophytenarmen bzw. -freien kleinen Fließgewässern nähert sich damit die Besiedlung den gewässertyp-spezifischen Verhältnissen an und sollte zu einer deutlichen Verbesserung des ökologischen Zustands führen.

Die *Auswirkungen der übrigen Funktionen* auf die Fische sind aus folgenden Gründen entweder vermutlich gering oder schwer abschätzbar:

Der Rückhalt der meisten Pflanzenschutzmittel (PSM) um ca. 80% hat sehr wahrscheinlich vor allem indirekt über den Schutz des Makrozoobenthos als Fischnährtiere einen Effekt auf den ökologischen Zustand der Fische. Zwar haben die im Freiland vorgefundenen PSM Konzentrationen keine letalen und geringe subletale Effekte auf die Fische (Kapitel 3.2.3), die Zunahme des Makrozoobenthos wirkt sich aber potenziell stark positiv auf die benthivoren Fische aus. Da die Auswirkungen der PSM und ihrer Metabolite auf das Makrozoobenthos schon nicht ausreichend gut verstanden sind, ist es umso schwerer die indirekte Wirkung auf die Fische abzuschätzen.

Auch einige weitere Funktionen könnten über die positive Wirkung auf das Makrozoobenthos indirekt auf den ökologischen Zustand der Fische wirken. Aufgrund der in Kapitel genannten Gründe ist die Wirkung auf das Makrozoobenthos und damit auch auf die Fische aber nur schwer abschätzbar. Dies betrifft die Funktionen der Ausbildung einer natürlichen Uferstabilität und die damit verbundene Entwicklung einer natürlichen Gewässermorphologie, den Eintrag von Falllaub, die Funktion der gewässerbegleitenden Vegetation als Lebensraum für terrestrische Arten und als Ausbreitungskorridor.

Empirische Evidenz: Generell wirkt sich die gewässerbegleitende Vegetation positiv auf die Fischfauna aus und führt zu naturnäheren Artengemeinschaften. So nahm beispielsweise der Index of Biotic Integrity (IBI) innerhalb der ersten drei Jahre in 2/3 der 30 Gewässerabschnitte zu, in denen die Entwicklung der gewässerbegleitenden Vegetation zugelassen wurde, im Vergleich zu nicht renaturierten Abschnitten (TEELS et al., 2006; Virginia, USA). In ihrer Review kommen SWEENEY & NEWBOLD (2014) zu dem Schluss, dass die Entwicklung einer > 30 m breiten gewässerbegleitenden Vegetation notwendig ist, um eine naturnahe Fischfauna sicherzustellen. Dies stimmt sehr gut mit den Ergebnissen der Meta-Analyse von LIND et al. (2019) überein, die eine Breite von 25 m empfehlen.

Dass die Studienlage etwas weniger eindeutig ist als beim Makrozoobenthos lässt sich vermutlich unter anderem darauf zurückführen, dass in einigen Studien eine höhere Abundanz, Biomasse und Diversität unabhängig von den gewässertypspezifischen Verhältnissen als positiv bewertet wird. Die Abundanz und Fisch-Biomasse ist in beschatteten Gewässerabschnitten aber häufig geringer (SMITH, 1980; O'GRADY, 1993; SOVELL et al., 2000; KAYLOR & WARREN, 2018). Der Rückgang bzw. Unterschied zu nicht-beschatteten Gewässerabschnitten liegt für die meist untersuchten Lachse und Forellen in der Größenordnung von -50% bis -80% (O'GRADY, 1993; KAYLOR & WARREN, 2018). Offensichtlicher Grund für diesen Rückgang ist die aufgrund der Beschattung und geringeren Primärproduktion verringerte Biomasse des Makrozoobenthos als Fischnährtiere (SMITH, 1980; O'GRADY, 1993; KAYLOR & WARREN, 2018).

Werden jedoch in nicht-beschatteten Gewässerabschnitten kritische Grenzwerte für Wassertemperatur und Feinsedimentbedeckung der Gewässersohle überschritten, führt die Entwicklung der gewässerbegleitenden Vegetation zu einer deutlichen Zunahme der Abundanz und Fisch-Biomasse. So prognostizieren JONES et al. (2006) für eine Verringerung der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation von 30 m auf 15 m und damit verbundenen Überschreitung der letalen Wassertemperatur von 20-24°C und kritischen Feinsedimentbedeckung eine Verringerung der Fisch-Biomasse um 66-97% (auf empirischen Daten beruhendes statistisches Modell für die Bachforelle, die Regenbogenforelle und den Bachsaibling für den US-Bundesstaat Georgia, der in der gemäßigten Klimazone liegt). DAVIES & NELSON (1994) beobachteten auf Kahlschlagflächen einen erhöhten Feinsedimenteintrag, verringerte Abundanz des Makro-

zoobenthos um ca. 60% und Rückgang der Abundanz der Bachforelle um ca. 50%, was durch eine gewässerbegleitende Vegetation mit einer Breite von 10-30 m teilweise und mit einer Breite von >30 m vollständig verhindert werden konnte. Auch TSCHAPLINKSI & PIKE (2017) beobachteten nach einer anfänglich höheren Anzahl an Junglachsen (+65%) in Gewässerabschnitten ohne gewässerbegleitende Vegetation einen deutlichen Rückgang als Folge einer erhöhten Ufererosion und Feinsedimenteintrags.

In der Literatur werden also zwei gegenläufige Trends beschrieben, die sich potenziell gegenseitig aufheben können: Eine Abnahme der Abundanz und Biomasse durch eine geringere Primärproduktion und Abundanz des Makrozoobenthos sowie eine Zunahme durch die Vermeidung kritischer hoher Wassertemperaturen und Feinsedimentanteile. Dies ist möglicherweise auch der Grund dafür, dass in einigen Studien kein Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Abundanz und Biomasse der Fischfauna nachgewiesen werden konnte (THOMAS et al., 2015; SIEVERS et al., 2017).

Neben diesem Einfluss auf die Abundanz und Biomasse wirkt sich die gewässerbegleitende Vegetation auch auf die Diversität aus. In dänischen Tieflandbächen ist die Fisch-Diversität in nicht-beschatteten Gewässerabschnitten größer als in Abschnitten mit gewässerbegleitender Vegetation (TEIXEIRA-DE MELLO et al., 2016). Die Autorinnen und Autoren führen dies auf die höhere Primärproduktion zurück, die analog zum Übergang von heterotrophen kleinen Fließgewässern zu autotrophen Flüssen und wie vom River Continuum Concept (VANNOTE et al., 1980) angenommen, eine höhere Diversität zur Folge haben sollte. Fehlende Ufergehölze führen also in kleinen Fließgewässern zu einer nicht gewässertypspezifischen Potamalisierung der Fischzönosen. Im Gegensatz dazu war die Abundanz der auf geringe Wassertemperaturen und hohe Sauerstoffkonzentrationen angewiesenen Forellen in den Abschnitten mit gewässerbegleitender Vegetation größer.

Anders als im Absatz zu den erwartbaren Wirkungen formuliert, kann die gewässerbegleitende Vegetation bereits nach wenigen Jahren zu einer Verbesserung der Uferstrukturen und einer naturnäheren Zusammensetzung der Fischfauna führen. So hat die Entwicklung von Ufergehölzen nach 10 Jahren zu einer Verdoppelung der Abundanz von Fischarten geführt, die Unterstände wie überhängende Vegetation und Kolke als Habitate nutzen (JOWETT et al., 2009). In einem vergleichsweise großen polnischen Fließgewässer 4. Ordnung nahm der Anteil lithophiler Fische, die überhängende Ufergehölze und assoziierte Pools als Unterstand nutzen, nach dem Entfernen der Ufergehölze deutlich ab und nach dem Wieder-Aufkommen der Ufergehölze wieder zu (PENCZAK, 1995).

Insgesamt sollte sich die gewässerbegleitende Vegetation durch die naturnäheren Abundanzen, die besseren Bedingungen für lithophile Kieslaicher und sensitive Salmoniden, die Verbesserung der Uferstrukturen und generell gewässertypspezifischere Artausstattung zu einer deutlichen Verbesserung des ökologischen Zustands führen. In der Literatur gibt es Hinweise drauf, dass dieser positive Effekt in kiesgeprägten Mittelgebirgsgewässern am größten sein könnte. In der Studie von ROY et al. (2006) hatte die gewässerbegleitende Vegetation (30 m Breite) nur in Gewässerabschnitten mit kiesigem Sohlsubstrat einen signifikanten Effekt auf die Abundanz und Diversität der Fischfauna. In der Literatur finden sich nur zwei Studien, in denen die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand der Fische gemäß der EG-WRRL untersucht wurde:

In der bereits in Kapitel 4.3 im Detail beschriebenen Studie von VAN LOOY et al. (2013) war neben dem Makrozoobenthos auch der ökologische Zustand der Fische mit dem Anteil der Gehölze in einem 10 m breiten Pufferstreifen entlang des gesamten Oberlaufs positiv korreliert, jedoch nur in den Mittelgebirgsge-

wässern und nicht in Tieflandgewässern. Gemäß dieser Regressionsgleichung wird der gute ökologische Zustand erreicht, wenn 60% dieses Puffers bewaldet ist. Auch in der in Kapitel 4.3 bereits genannten Untersuchung von LORENZ & FELD (2013) war der Renaturierungserfolg auch für Fische von der gewässerbegleitenden Vegetation abhängig. Renaturierte Gewässerabschnitte, die den guten ökologischen Zustand erreichten, hatten mit ca. 17-23% einen signifikant größeren Anteil an Gehölzen in einem 100 m breiten und 5 km nach oberstrom reichenden Puffer, als Abschnitte, die auch nach der Renaturierung den guten ökologischen Zustand noch verfehlten (ca. 5-7%). Im Vergleich dazu waren für das Makrozoobenthos die Ufergehölze bis nur 2,5 km oberstrom relevant (Kapitel 4.3). Dies weist darauf hin, dass die mobileren Fische vom Zustand der gewässerbegleitenden Vegetation weit in den Oberlauf hinein - und vermutlich auch in den Unterlauf hinab- abhängen. Für beide Studien gelten die in Kapitel 4.3 genannten Einschränkungen.

Abschätzung der ökologischen Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf die Fische auf Grundlage des derzeitigen Wissensstandes: Aus den obigen Überlegungen und empirischen Studien lässt sich schlussfolgern, dass die Fischfauna vor allem vom Feinsedimentrückhalt sowie der Beschattung und damit verbundenen Verringerung der Wassertemperatur und Primärproduktion profitieren. Darüber hinaus wirkt sich die höhere Habitatdiversität im Uferbereich und die potenzielle Erhöhung der Abundanz des Makrozoobenthos als Fischnährtiere durch die Reduktion der Einträge von Pflanzenschutzmitteln positiv aus. Es gibt Hinweise darauf, dass die gewässerbegleitende Vegetation den ökologischen Zustand insbesondere in kiesgeprägten Fließgewässertypen mit einem hohen Anteil kaltstenothermer Arten verbessert. Viele der empirischen Studien haben die Wirkung relativ breiter gewässerbegleitender Vegetation (10-30 m bzw. > 30 m) untersucht. Ob schmalere Ufergehölzstreifen von ca. 10 m bereits eine ähnliche Wirkung auf die Fischfauna besitzten ist unklar. Die meisten Funktionen, auf denen die Wirkung vermutlich beruht werden aber bereits durch einen solchen 10 m breiten Streifen weitestgehend erfüllt (Feinsediment- und PSM-Rückhalt, Wirkung der Beschattung auf Wassertemperatur und Primärproduktion, Schaffung von Uferstrukturen, siehe Kapitel 3.2.2, 3.2.3, 3.2.4, 3.2.5, 3.2.6). Daher erscheint eine positive Wirkung auch schmaler Ufergehölzstreifen von 10m Breite auf die Fischfauna eher wahrscheinlich.

5 Statistische Modelle zur Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation

Ziel der im Folgenden dargestellten statistischen Analysen war es, die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos nach EG-WRRL in Deutschland und insbesondere in Sachsen abzuschätzen. Das Makrozoobenthos eignet sich hierfür, da es sowohl lokale, aquatische Habitatbedingungen widerspiegelt also auch unmittelbar von der gewässerbegleitenden Vegetation abhängt (z. B. Zerkleinerer von Falllaub). Wie in Kapitel 4.3 bereits erläutert ist dies auf Grundlage der bisherigen Studien aus den folgenden inhaltlichen und technischen Gründen nicht direkt möglich:

Betrachtung des ökologischen Zustands nach EG-WRRL: In den meisten Studien wurde die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf unterschiedliche biologische Metrics untersucht, wie etwa die Artenzahl (Richness), Diversität oder den Anteil der Eintags-, Stein-, und Köcherfliegen (%EPT). Nur wenige Studien haben den ökologischen Zustand nach EG-WRRL in den statistischen Analysen als Zielvariable verwendet.

Multiple-Stressor Kontext: Der ökologische Zustand hängt natürlich nicht nur von der gewässerbegleitenden Vegetation ab, sondern wird von einer Vielzahl unterschiedlicher, sogenannter multipler Stressoren auf unterschiedlichen räumlichen Skalen beeinflusst. Viele Studien haben gezeigt, dass die Landnutzung im Einzugsgebiet - als Proxy für Belastungen auf dieser großräumigen Skala - einen größeren Einfluss auf das Makrozoobenthos hat als die gewässerbegleitende Landnutzung in Puffern entlang des Oberlaufs (POTTER et al., 2005; DAHM et al., 2013; WAHL et al., 2013; TORMOS et al., 2014; ZAWAL et al., 2016). Die gewässerbegleitende Vegetation kann ihre funktionale Wirkung auf das Makrozoobenthos nur dann entfalten, wenn nicht andere Stressoren limitierend wirken. Daher muss die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos immer im Kontext der lokal, im Oberlauf und gesamten Einzugsgebiet vorkommenden multiplen Stressoren betrachtet werden.

Funktionen ergeben sich aus der gewässerbegleitenden Vegetation auf unterschiedlichen räumlichen Skalen: Die unterschiedlichen Funktionen (Tabelle 1) werden durch die gewässerbegleitende Vegetation auf unterschiedlichen räumlichen Skalen erfüllt. So wird die Primärproduktion in einem Gewässerabschnitt bzw. an einer biologischen Probestelle vor allem von der Beschattung der lokal vorkommenden Ufergehölze beeinflusst, die Wassertemperatur hängt weniger von der lokalen und mehr von der Beschattung des direkten Oberlaufs von wenigen hundert Metern ab (Kapitel 3.2.4) und die Nährstoff- und PSM-Konzentrationen spiegelt die Bedingungen bis weit in den Oberlauf wieder. Daher sollte die gewässerbegleitende Vegetation auf unterschiedlichen räumlichen Skalen erfasst werden. Dies wurde bisher in keiner der Studien zum ökologischen Zustand so differenziert betrachtet.

Räumliche Auflösung der Landnutzungsdaten: In den bisherigen Studien zum ökologischen Zustand in Deutschland wurden entweder Corine-Landnutzungsdaten oder die deutschen ATKIS Landnutzungsdaten mit einer Auflösung von 24 ha bzw. 1 ha verwendet. Zwar werden speziell die Wald- und Gehölzflächen in ATKIS bereits ab einer Fläche von 0,1 ha erfasst, jedoch nur, wenn sie eine zusammenhängende, klar abgrenzbare Fläche einnehmen. Dies trifft auf schmale Gehölzstreifen entlang von Verkehrswegen und Gewässern oder gar einzelne Baumgruppen nicht zu. Damit decken die ATKIS-Daten gerade die ein bis zweireihigen Baumreihen mit einer Breite von 10-30 m entlang von Gewässern, die wichtiger Teil der gewässerbegleitenden Vegetation sind, nicht ab. Damit wurde in den bisherigen Studien zum ökologischen Zustand in Deutschland ein wesentlicher Teil der gewässerbegleitenden Vegetation nicht erfasst (siehe aber die französischen Studien auf Grundlage von Landnutzungsdaten mit ausreichend hoher räumlicher Auflösung in VAN LOOY et al., 2013 und TORMOS et al., 2014).

Breite der Puffer: Die geringe Auflösung der Landnutzungsdaten ist vermutlich auch der Grund, warum die bisherigen Studien die Landnutzung und Vegetation in einem vergleichsweise breiten Uferstreifen von jeweils 50 m links und rechts der Gewässer betrachtet haben (DAHM et al., 2013; LORENZ & FELD, 2013). Die Literaturstudie hat jedoch gezeigt, dass die Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation bereits von deutlich schmalere Puffern von 30 oder nur 10 m Breite erfüllt werden können und damit diese kleineren räumlichen Skalen für das Gewässermanagement relevant sind.

In den statistischen Analysen wurde daher

- der ökologische Zustand des Makrozoobenthos nach EG-WRRL als Zielgröße verwendet (Bewertungsergebnis des Moduls "allgemeine Degradation" des offiziellen Bewertungsverfahrens "Perlodes"),
- die Landnutzung und Gewässerstruktur auf unterschiedlichen räumlichen Skalen als Proxy für die multiplen Stressoren mit betrachtet (Beschreibung der räumlichen Skalen siehe Kapitel 5.1.2),
- auch die gewässerbegleitende Vegetation auf unterschiedlichen räumlichen Skalen quantifiziert,
- ein Landnutzungs-Datensatz mit hoher räumlicher Auflösung verwendet, in dem auch kleine Gehölzbestände wie einreihige Ufergehölze oder einzelne Gehölzgruppen in einem Puffer von 30 m Breite entlang der Gewässer erfasst sind.

Die generelle Frage nach der Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos wurde in drei spezifischen Fragestellungen konkretisiert, die in den folgenden drei Unterkapiteln behandelt werden:

Welche Bedeutung bzw. Wirkung hat das Fehlen von gewässerbegleitender Vegetation i. V. z. anderen Stressoren? In einem ersten Schritt wurde die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation im Kontext der multiplen Stressoren im gesamten Einzugsgebiet untersucht. Dazu wurde die gewässerbegleitende Vegetation zusammen mit der Landnutzung und Gewässerstruktur auf unterschiedlichen räumlichen Skalen als Prädiktor zur Vorhersage des ökologischen Zustands herangezogen. Somit kann bestimmt werden, inwiefern die Effekte anderer Stressoren die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation überlagern bzw. limitieren. Eine solche Multi-Stressor-Analyse ist wichtig, um daraus realistische Erwartungen an die Entwicklung von gewässerbegleitender Vegetation für das Gewässermanagement zu formulieren. Siehe dazu Kapitel 5.1.

Welche Wirkung hätte die gewässerbegleitende Vegetation unter den derzeitigen Rahmenbedingungen? Mit Hilfe des in Kapitel 5.1. entwickelten statistischen Modells lässt sich der ökologische Zustand von Gewässerabschnitten unter den derzeitigen Rahmenbedingungen (z. B. Landnutzung im Einzugsgebiet, lokale Gewässerstruktur) für verschiedene Ausprägungen der gewässerbegleitenden Vegetation prognostizieren. Dafür wurde die derzeitige Landnutzung und Gewässerstruktur auf den unterschiedlichen räumlichen Skalen für die sächsischen Makrozoobenthos-Probestellen bestimmt (z. B. Anteil urbaner Nutzung im Einzugsgebiet der Probestellen) und verschiedene Anteile an gewässerbegleitender Vegetation angenommen. Auf Grundlage des so prognostizierten ökologischen Zustands für unterschiedliche Anteile an gewässerbegleitender Vegetation lässt sich das Potenzial der Entwicklung von gewässerbegleitender Vegetation unter den derzeitigen Rahmenbedingungen in Sachsen abschätzen. Siehe dazu Kapitel 5.2.

Unter welchen Rahmenbedingungen hat die gewässerbegleitende Vegetation die größte Wirkung? In einer dritten Analyse wurde ermittelt, unter welchen Rahmenbedingungen, d. h. unter welchen übergeordneten Multi-Stressor-Bedingungen, die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation am größten ist. Daraus lässt

sich ableiten an welchen Gewässern der Erhalt oder die Entwicklung gewässerbegleitender Vegetation den größten Effekt und damit Nutzen für den Erhalt oder das Erreichen des guten ökologischen Zustands hat. Siehe dazu Kapitel 5.3.

Dabei wird in allen Schritten davon ausgegangen, dass die natürliche gewässerbegleitende Vegetation überwiegend aus Gehölzen besteht (siehe Definition des Begriffs gewässerbegleitende Vegetation in Kapitel 1.1). Deshalb wird die gewässerbegleitende Vegetation durch den Anteil von Gehölzen in einem 30 m breiten Puffer entlang der Gewässer beschrieben. Damit wird zwar die Quantität aber nicht die Qualität der gewässerbegleitenden Vegetation berücksichtigt. So liegen beispielsweise keine Daten zu der Zusammensetzung der Baumarten oder dem Vorhandensein von Drainagen vor, welche die Qualität und damit Funktionalität bestimmen. Dennoch ist dies ein pragmatischer Ansatz, der auch für große Datensätze anwendbar ist, die für eine statistische Auswertung notwendig sind.

5.1 Bedeutung der gewässerbegleitenden Vegetation im Multi-Stressor Kontext

5.1.1 Untersuchungsansatz

Wie oben bereits erläutert hängt der ökologische Zustand nicht nur von der gewässerbegleitenden Vegetation ab, sondern wird von einer Vielzahl unterschiedlicher, sogenannter multipler Stressoren auf unterschiedlichen räumlichen Skalen beeinflusst. Der lokale ökologische Zustand an einer Stelle im Gewässernetz spiegelt auch die Eigenschaften des gesamten oberhalb liegenden Einzugsgebiets wieder. Somit haben auch die Bedingungen und Stressoren weit im Oberlauf potenziell noch Einfluss auf den lokalen ökologischen Zustand. Dabei können sich diese Stressoren aufaddieren, gegenseitig verstärken oder überlagern und in jedem Einzugsgebiet entsteht somit eine individuelle, mitunter sehr komplexe Belastungssituation. Somit lässt sich die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation nicht isoliert, sondern nur unter gleichzeitiger Berücksichtigung der spezifischen Belastungssituation verstehen.

In der in Kapitel 3.2 ausgewerteten Literatur wird die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation oft an wenigen, nahe beieinander liegenden Probestellen untersucht. Aufgrund der räumlichen Nähe ist die Belastungssituation i. d. R sehr ähnlich. Dies ist insofern von Vorteil, als dass die übergeordneten Multi-Stressor-Bedingungen für alle Probestellen ähnlich sind und die Ergebnisse kaum beeinflussen. Dies ist jedoch auch von Nachteil, da diese Ergebnisse dann nur für die spezifischen Multi-Stressor-Bedingungen gelten und nur eingeschränkt auf andere Einzugsgebiete übertragbar sind.

Um die generelle Bedeutung der gewässerbegleitenden Vegetation für den ökologischen Zustand abschätzen zu können ist es daher notwendig einen größeren Datensatz zu verwenden, der die verschiedenen Belastungssituationen in der betrachteten Region abdeckt. Dann ist es aber auch notwendig die unterschiedlichen Belastungssituationen an den Probestellen zu beschreiben, um die Auswirkungen der multiplen Belastungen mit zu berücksichtigen. Daher wurde die gewässerbegleitende Vegetation zusammen mit der Landnutzung und Gewässerstruktur auf unterschiedlichen räumlichen Skalen als Prädiktor zur Vorhersage des ökologischen Zustands herangezogen. Somit kann bestimmt werden, inwiefern die Effekte anderer Stressoren die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation überlagern bzw. limitieren und welche Bedeutung die gewässerbegleitende Vegetation in diesem Multi-Stressor-Kontext für den ökologischen Zustand hat.

5.1.2 Methodik

Datengrundlage: Zur Bewertung der Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation im Multi-Stressor-Kontext konnte auf einen bestehenden Datensatz von 1109 Makrozoobenthos-Probestellen aus Hessen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt zurückgegriffen werden, der aufgrund der großen räumlichen Ausdehnung sehr verschiedene Belastungssituationen umfasst. Von den 1109 Probestellen, die zwischen 2004 und 2013 beprobt wurden, liegen 361 in Tieflandbächen und 748 in Mittelgebirgsbächen. Dieser Datensatz wurde im Rahmen des OSCAR Projektes (Seite OSCAR-Projekt) erstellt und beinhaltet unter anderem einen Landnutzungsdatensatz, in dem auch kleine Gehölzbestände wie einreihige Ufergehölze oder einzelne Gehölzgruppen in einem Puffer von 30 m Breite zu beiden Seiten entlang der Gewässer erfasst sind. Die Gehölze in dem 30 m Puffer wurden auf Luftbildern abgegrenzt. Eine solche Luftbildauswertung ist trotz der Fortschritte in der Fernerkundung für größere Gebiete noch immer aufwändig und rechenintensiv. Eine analoge Luftbildauswertung und Erfassung der Ufergehölze in Sachsen war im Rahmen des vorliegenden F+E Vorhabens daher nicht möglich. Da der Datensatz die gleichen Fließgewässertypen und Naturräume mit ähnlichen Belastungssituationen umfasst, erscheint es jedoch durchaus zulässig, die Ergebnisse der statistischen Analysen und das statistische Modell auf Sachsen zu übertragen.

Berücksichtigte räumliche Skalen und Stressoren: Für jede Probestelle wurden vier räumlichen Skalen abgegrenzt (Abbildung 18). Für diese Skalen wurden die jeweiligen Anteile urbaner, acker- und forstwirtschaftlicher sowie Grünland-Nutzung auf Grundlage von ATKIS-Landnutzungsdaten bestimmt. Für Skalen welche das Gewässernetz betreffen, wurden zudem Gewässerstrukturparameter quantifiziert. Diese Landnutzungs-Variablen können als Proxies für unterschiedliche Stressoren angesehen werden und wurden als Prädiktoren in den statistischen Analysen verwendet.

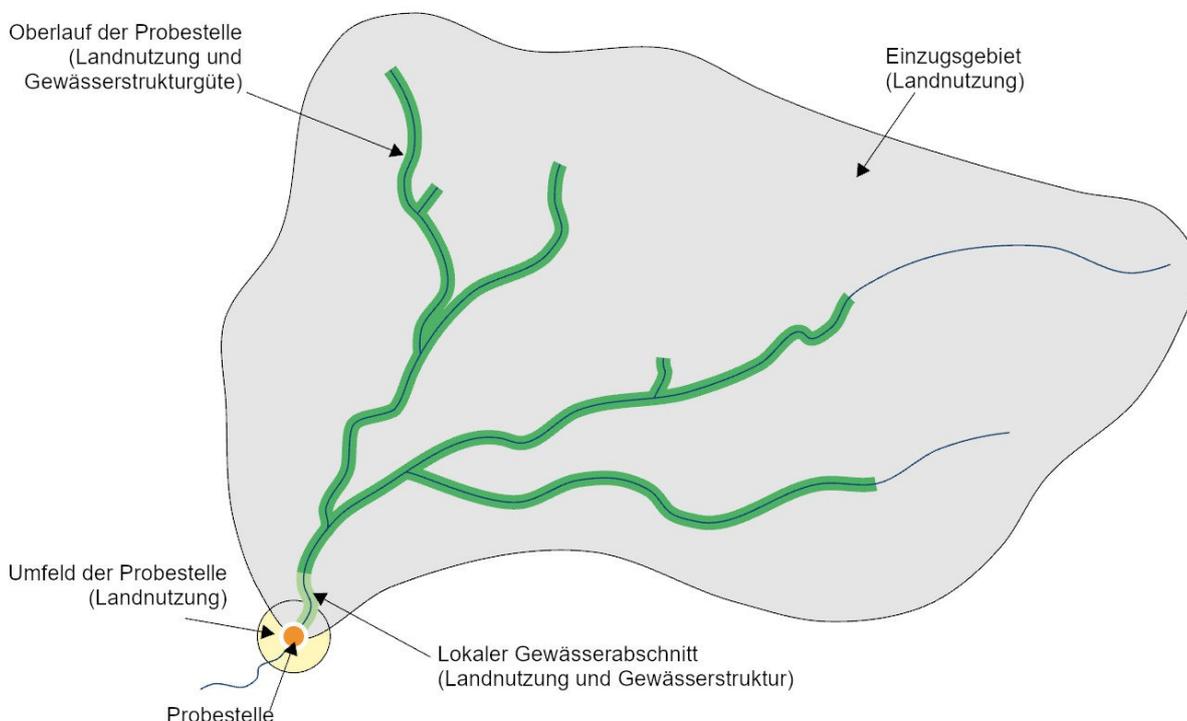


Abbildung 18: Schematische Darstellung der vier, in den statistischen Analysen berücksichtigten räumlichen Skalen.

- Im *Einzugsgebiet* der Probestellen dienen die Landnutzungsformen (Urban, Acker, Wald, Grünland) als Proxy-Variablen für Stressoren, die sich potenziell auf den ökologischen Zustand auswirken. Der Anteil urbaner Flächen ist vor allem Proxy für Punktquellen wie Kläranlagen und Regenüberläufe, die sowohl zu hydrologischen, als auch stofflichen Belastungen (z. B. Biozide, organische Belastung, Schadstoffe) führen können. Der Anteil landwirtschaftlicher Nutzung ist vor allem Proxy für diffuse Belastungen durch Nährstoffe, Feinsediment und Pflanzenschutzmittel. Der Anteil an Waldflächen im Einzugsgebiet hat nachweislich eher positive Effekte auf die Besiedlung der Fließgewässer und den ökologischen Zustand.
- Der *Oberlauf der Probestellen* umfasst in dieser Auswertung einen beidseitig 30 m breiten Streifen entlang der Gewässer bis 5 km oberhalb der Probestelle (d. h. inklusive der einmündenden Nebengewässer). Auf dieser Fläche wurde neben urbaner und landwirtschaftlicher Nutzung der Anteil an Wald (inklusive der auf den Luftbildern abgegrenzten Gehölze) quantifiziert. Letzterer dient zur Beschreibung des Anteils der *gewässerbegleitenden Vegetation des Oberlaufs* der Probestellen. Auf dieser räumlichen Skala erfüllt die gewässerbegleitende Vegetation insbesondere die Funktionen des stofflichen Rückhalts (Nährstoffe, Feinsediment, Pflanzenschutzmittel) und dient als Ausbreitungskorridor.
- Der *lokale Gewässerabschnitt* umfasst in dieser Auswertung einen beidseitig 30 m breiten Streifen entlang des Gewässers bis 500 m oberhalb der Probestelle. Auch auf dieser Fläche wurde neben urbaner und landwirtschaftlicher Nutzung der Anteil an Wald (inklusive der auf den Luftbildern abgegrenzten Gehölze) quantifiziert und dient zur Beschreibung des Anteils der *lokalen gewässerbegleitenden Vegetation* an der Probestelle. Auf dieser räumlichen Skala erfüllt die gewässerbegleitende Vegetation insbesondere die Funktionen der Beschattung und Reduktion der Primärproduktion sowie Verringerung der Wassertemperatur und Schaffung lokaler Uferstrukturen.
- Das Umfeld der Probestelle umfasst in dieser Auswertung einem Kreis mit 250 m Radius. Hier wird auch die jeweiligen Landnutzungen quantifiziert, um Probestellen die im Wald liegen zu identifizieren. An solchen bewaldeten Probestellen spiegelt der ökologische Zustand nicht nur den Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation wider, sondern wird auch positiv von der generellen Lage im Wald beeinflusst (z. B. Waldklima). An solchen Probestellen lässt sich der Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation schwer vom Einfluss des umgebenden Waldes unterscheiden. Der Anteil landwirtschaftlicher Nutzung spiegelt die unmittelbare, an das Gewässer angrenzende Bewirtschaftung wider (z. B. Ausbringen von Düngemitteln), ebenso wie der Anteil urbaner Nutzung (z. B. Pflanzenschutzmittel aus Gärten oder Lichtverschmutzung).

Anders als in den bisherigen Studien wurden die ATKIS-Daten um Gehölze ergänzt, die auf Luftbildern in einem beidseitigen 30 m breiten Puffer entlang der Gewässer abgegrenzt wurden (siehe Abschnitt zur Datengrundlage). Die ATKIS Landnutzungskategorien wurden zu den Klassen "Urban", "Agrar", "Grünland" und "Wald" zusammengefasst.

Zusätzlich zur Landnutzung auf diesen vier räumlichen Skalen wurden für den Oberlauf und den lokalen Gewässerabschnitt der Probestellen die vorhandenen Gewässerstrukturgütedaten aggregiert. Auf den jeweiligen Längen wurden Bewertungen der "Sohle" (arithmetisches Mittel aus Hauptparametern Laufentwicklung, Längsprofil und Sohlstruktur) und des "Ufers" (Querprofil und Uferstruktur) berechnet sowie die Gesamtbewertung von Sohle und Ufer. Die Umlandbewertung wurde hier also nicht berücksichtigt, da diese bereits durch die Daten zur Landnutzung in den Puffern beschrieben wird. Die Gewässerstrukturdaten beschreiben vielmehr die Habitatbedingungen im Gewässer bzw. die hydromorphologischen Belastungen durch Veränderungen der Gewässerstrukturen gegenüber dem natürlichen Leitbild. Diese stellen neben den stofflichen Belastungen die wichtigsten Stressoren dar, die den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos beeinträchtigen.

Biologische Zielgröße: Der ökologische Zustand des Makrozoobenthos wurde über den Multimetric Index (MMI) der Probestellen beschrieben. In diesen Metric gehen je nach Gewässertyp unterschiedliche Einzelmetrics ein, wie z. B. Anzahl Trichoptera, Häufigkeit von Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera oder Anteil von Litoralbesiedlern. Der daraus berechnete MMI reicht von 0 bis 1 und kann in 0,2 Schritten in die fünf Bewertungsklassen der WRRL unterteilt werden. Dies entspricht dann der Bewertung des Moduls "allgemeine Degradation" gemäß des WRRL-konformen Perloides Verfahrens. Dieses Modul spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren wider (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe).

Gewässertypspezifität: Auch bei der Bewertung der Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand (MMI) sollte zwischen Gewässern des Mittelgebirges und des Tieflands unterschieden werden. Es ist davon auszugehen, dass die gleiche Belastungssituation in unterschiedlichen Gewässertypen unterschiedliche Auswirkungen hat (z. B. Kolmatierung des Kieslückensystems in kiesgeprägten Mittelgebirgs Gewässern) und damit auch die Verringerung der Belastungen durch die gewässerbegleitende Vegetation sich unterschiedlich auswirkt. Des Weiteren liegt der Fokus auf kleinen Gewässern (Bäche), da an diesen die größte Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation zu erwarten ist (siehe Literaturlauswertung in Kapitel 3.2) Die Anzahl der Probestellen an größeren Fließgewässern (Flüssen) ist zu gering für eine belastbare statistische Analyse. Somit werden in dieser Auswertung 748 Probestellen aus Mittelgebirgsbächen und 361 aus Tieflandbächen berücksichtigt.

Statistische Methode: Die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation sowie der weiteren Stressoren auf den MMI wurde mit Hilfe von Random Forest Modellen untersucht, genauer gesagt mit Conditional Inference Trees, die besonders gut für hochkorrelierte Prädiktoren wie die hier verwendeten Landnutzungs-Anteile geeignet sind (HOTHORN et al., 2006; STROBL et al., 2006, 2008, 2009; HOTHORN & ZEILEIS, 2015). Random Forest Modelle bestehen aus einer großen Zahl einzelner Regressionsbäume. In jedem einzelnen Regressionsbaum wird nach demjenigen Prädiktor und Schwellenwert gesucht, mit dem sich der Datensatz in zwei Teildatensätze aufteilen lässt, die sich in Hinblick auf die Zielvariable (hier MMI) möglichst stark unterscheiden. Diese Teildatensätze werden weiter unterteilt, bis keiner der Prädiktoren mehr zu Unterdatensätzen führt, die sich signifikant in Hinblick auf die Zielvariable unterscheiden. Solche einzelnen Regressionsbäume neigen dazu zwar den speziellen Datensatz mit seinen spezifischen Sonderfällen gut zu modellieren, jedoch nur eingeschränkt die generellen Zusammenhänge widerzuspiegeln und sind daher weniger gut auf andere Datensätze übertragbar. In Random Forest Modellen wird für die Berechnung der einzelnen Regressionsbäume jeweils nur ein Teil des Datensatzes sowie der Prädiktoren zufällig ausgewählt und verwendet (zufällig = random). Diese sind dann zwar nicht perfekt an den Datensatz mit seinen Sonderfällen angepasst. Doch wenn man deren Ergebnisse am Ende kombiniert beschreibt das resultierende Random Forest Modell die generellen Zusammenhänge und ist besser auf andere Datensätze übertragbar. Im Gegensatz zu linearen Regressionsmodellen können Random Forest Modelle auch nicht-lineare Zusammenhänge gut abbilden. Darüber hinaus lässt sich die relative Bedeutung der einzelnen Prädiktoren für die Vorhersage intuitiv darstellen. Somit kann abgeschätzt werden wie groß die Bedeutung bzw. der Einfluss der gewässerbegleitenden Vegetation i. V. z. den anderen Stressoren auf den ökologischen Zustand (MMI) ist.

Um die Übertragbarkeit der Random Forest Modelle auf andere Datensätze zu bewerten, wurde in jedem Gewässertyp jeweils 80% des Datensatzes (=Trainingsdatensatz) dazu verwendet das Modell aufzustellen. Die verbleibenden 20% wurden als Testdatensatz verwendet, um das Modell zu validieren. Normalerweise wird versucht ein Modell zu entwickeln, dass die Zielvariable im Testdatensatz möglichst gut prognostiziert (hohe Modellgüte bzw. Bestimmtheitsmaß) und daher gut auf andere Datensätze übertragbar ist. Ist die Modellgüte für den Trainingsdatensatz hoch aber für den Testdatensatz gering, spricht man von einem "Overfitting": Das Modell ist zwar gut an den Trainingsdatensatz angepasst (= hoher fit), jedoch weniger gut übertragbar.

Eine Einschränkung des Random Forest Ansatzes ist, dass die Modellierung sehr guter bzw. schlechter MMI Werte aufgrund der Methode beschränkt möglich ist, da es unwahrscheinlich ist, dass einzelne Regressionsbäume des Random Forest Modells überwiegend an Daten von den Rändern des MMI-Gradienten angepasst werden. Dies sollte bei der Interpretation der modellierten MMI-Werte berücksichtigt werden.

Reduktion des Prädiktorensatzes: Nachdem jeweils ein Random Forest Modell unter Verwendung aller Prädiktoren an den Mittelgebirgs- und Tiefland-Datensatz angepasst wurde, erfolgte eine Vereinfachung der Modelle: Der vollständige Prädiktorendatensatz enthält die vier Landnutzungsklassen ("Urban", "Acker", "Grünland" und "Wald") auf den vier räumlichen Skalen (Einzugsgebiet, Oberlauf, lokaler Gewässerabschnitt und Umfeld der Probestelle) sowie die zwei Gewässerstrukturgüteparameter ("Sohle" und "Ufer") auf zwei räumlichen Skalen (Oberlauf, lokaler Gewässerabschnitt), insgesamt also $4 \times 4 + 2 \times 2 = 20$ Prädiktoren. Diese Prädiktoren sind zum Teil stark korreliert. Daher wurde nur eine Anzahl an Prädiktoren verwendet. Die Auswahl erfolgte auf Grundlage der Ergebnisse zur Bedeutung der 20 Prädiktoren in einem ersten Random Forest Modell sowie einer Ordination (PCA). Für jede räumliche Skala wurden diejenigen Prädiktoren ausgewählt, die den größten Einfluss auf das Makrozoobenthos hatten und gleichzeitig den Nutzungs-Gradienten auf dieser räumlichen Skala gut abbildeten. Somit konnte eine Auswahl getroffen werden (Tabelle 5), die sowohl die gewässerbegleitende Vegetation auf unterschiedlichen räumlichen Skalen beschreibt ("Wald" auf der Ebene des Probestellen-Umfelds, des lokalen Gewässerabschnitts und Oberlaufs), als auch Proxies für die wichtigsten stofflichen Belastungen ("Urban" und "Acker" im Einzugsgebiet sowie "Acker" an der Probestelle) und strukturellen Belastungen (Gewässerstrukturbewertung von "Sohle" und "Ufer" des Oberlaufs) beinhaltet. Beispielsweise wurde so ermittelt, dass neben der Gewässerstrukturbewertung des Oberlaufs die des lokalen Gewässerabschnitts nur einen geringen statistischen Einfluss auf das Makrozoobenthos hatte. Gleiches galt für die Grünlandnutzung, die nach der Berücksichtigung von Acker und Wald keinen eigenständigen statistischen Effekt mehr auf das Makrozoobenthos hatte. Aus statistischer Sicht sind diese Variablen also im Sinne einer Vereinfachung des statistischen Modells vernachlässigbar.

Tabelle 5: Finale Prädiktoren der Random Forest Modelle und Abkürzungen (GSG= Gewässerstrukturgüte).

Räumliche Skala	Urban	Agrar	Wald	GSG Sohle & Ufer
Einzugsgebiet (oberhalb Probestelle)	EZG_Urb	EZG_Agr		
Oberlauf (jeweils 30 m Breite, 5 km Länge oberhalb der Probestelle)			Ober_Wald	Ober_Sohle, Ober_Ufer
Lokaler Gewässerabschnitt (jeweils 30 m Breite, 0,5 km Länge oberhalb der Probestelle)			Lokal_Wald	
Probestellen-Umfeld (PS) (Kreis mit 250 m Radius um die Probestelle)		PS_Agrar	PS_Wald	

5.1.3 Ergebnisse

Das Random Forest Modell der Mittelgebirgsbäche hat ein – für ein ökologisches Modell – hohes Bestimmtheitsmaß, sowohl für den Trainingsdatensatz ($R^2=0,68$) als auch für den Testdatensatz ($R^2=0,54$) (Abbildung 19).

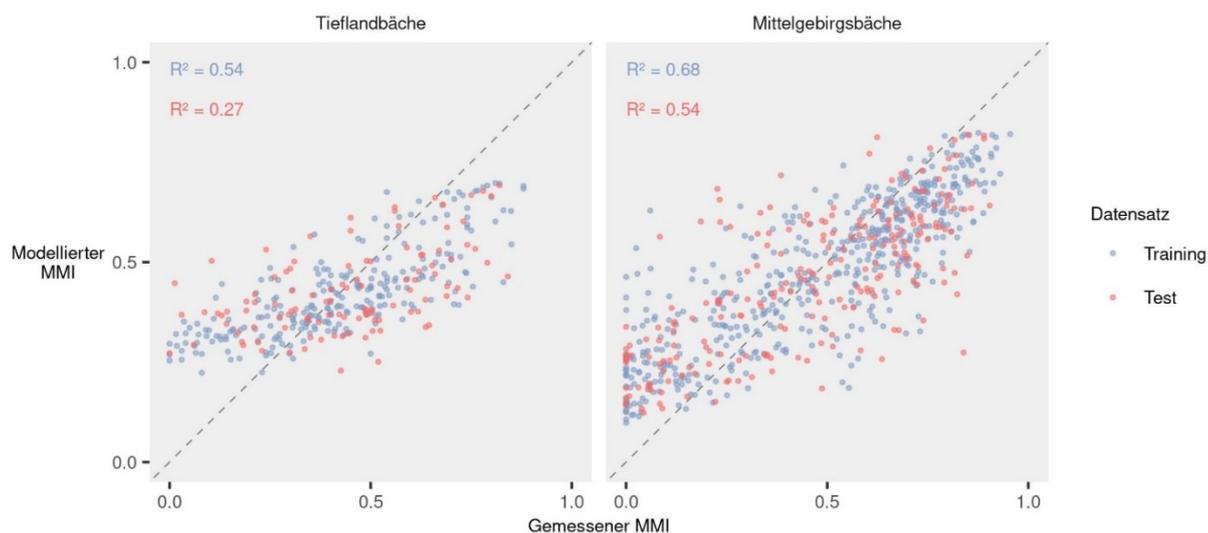


Abbildung 19: Tatsächliche (x-Achse) und der modellierte MMI-Werte (y-Achse) für den Tiefland- (links) und Mittelgebirgs-Datensatz (rechts) für Trainings- (blau) und Testdatensatz (rot) mit Ursprungsgrade als optische Referenz (gestrichelt).

Das Random Forest Modell für die Tieflandbäche hat zwar ein ähnlich hohes Bestimmtheitsmaß für den Trainingsdatensatz ($R^2=0,52$) aber eine deutlich schlechtere Modellgüte im Testdatensatz ($R^2=0,28$) (Abbildung 19). Die generell geringere Modellgüte im Tiefland-Datensatz (Trainings- und Testdatensatz) ist ein Hinweis darauf, dass es im Tiefland noch weitere Einflussfaktoren gibt, die den ökologischen Zustand bestimmen, aber nicht über die im Modell verwendeten Prädiktoren bzw. Proxies abgedeckt sind. Die deutlich geringere Modellgüte des Testdatensatzes hat vermutlich technische und inhaltliche Gründe. Wie oben bereits erwähnt besteht bei Random Forest Modellen die Tendenz besonders hohe und geringe Werte nicht gut vorherzusagen, was in kleineren Datensätzen besonders ausgeprägt ist. Dies trifft vor allem auf den

Tiefland-Datensatz zu ($n = 361$ gegenüber $n = 748$ im Mittelgebirgs-Datensatz) und drückt sich in dem großen Abstand der Probestellen-Punkte mit sehr geringem bzw. hohem MMI zur Ursprungsgerade aus (gestrichelte Linie in Abbildung 19).

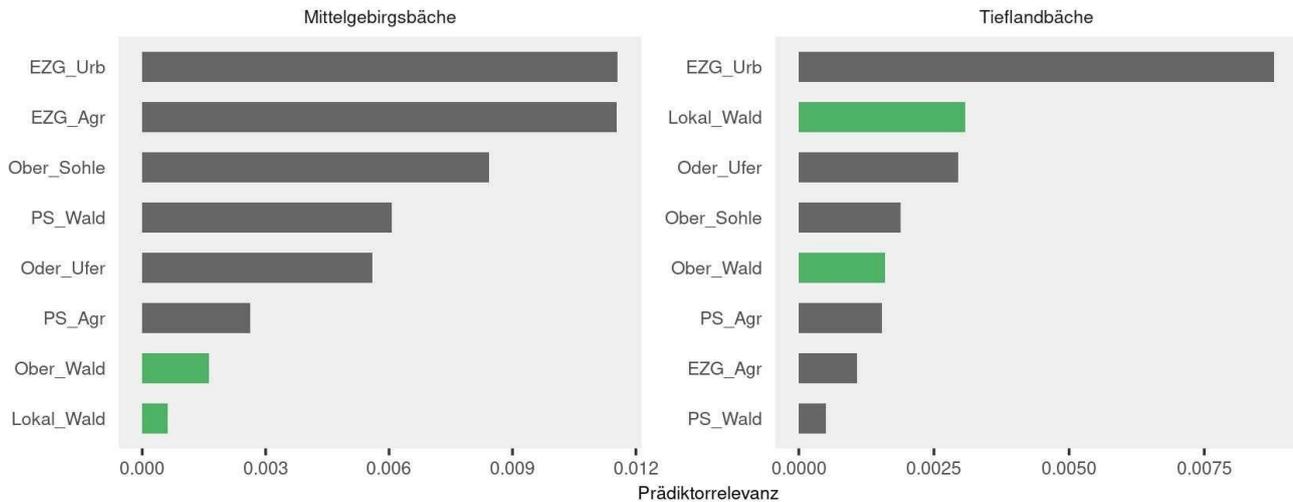


Abbildung 20: Bedeutung der einzelnen Prädiktoren in den Random Forest Modellen im Tiefland (rechts) und Mittelgebirge (links).

Im Tiefland ist die urbane Landnutzung im Einzugsgebiet (EZG_Urb) der mit Abstand wichtigste Prädiktor, der den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos beeinflusst (Abbildung 20). Allerdings ist die lokale gewässerbegleitende Vegetation (Lokal_Wald) der zweitwichtigste Prädiktor und vergleichbar bedeutend wie die Habitatbedingungen am Ufer (Ober_Ufer). Die gewässerbegleitende Vegetation im Oberlauf (Ober_Wald) ist von geringerer Bedeutung, aber noch ähnlich wichtig wie die Habitatbedingungen im Gewässer (Ober_Sohle).

Auch im Mittelgebirge ist die urbane Landnutzung im Einzugsgebiet (EZG_Urb) der wichtigste Prädiktor (Abbildung 20). Jedoch hat die landwirtschaftliche Ackernutzung im Einzugsgebiet (EZG_Agr) einen ähnlich großen Einfluss auf den ökologischen Zustand, gefolgt von den Habitatbedingungen im Gewässer (Ober_Sohle). Die gewässerbegleitende Vegetation hat für sich genommen einen geringen Einfluss auf den ökologischen Zustand. Zuerst einmal scheint dies in Widerspruch zu stehen zu den Ergebnissen der Literaturstudie, die gezeigt hat, dass die gewässerbegleitende Vegetation potenziell einen großen Einfluss auf das Makrozoobenthos hat und dies auch in vielen empirischen Studien nachgewiesen wurde (Kapitel 4.3). Dies wäre jedoch aus zwei Gründen eine Fehlinterpretation der statistischen Analyse.

Zum einen berücksichtigen die hier verwendeten Conditional Inference Trees die Korrelation zwischen den Prädiktoren, d. h. ein Prädiktor hat nur dann eine große Bedeutung, wenn er unabhängig von der Korrelation mit den anderen Prädiktoren auf die Zielvariable wirkt. Da sich die Landnutzungsklassen ausschließen, kann ein hoher Anteil urbaner und landwirtschaftlicher Nutzung mit einem geringen Waldanteil gleichgesetzt werden. Anders ausgedrückt ist in den Mittelgebirgsbächen der Waldanteil im Einzugsgebiet der wichtigste Prädiktor, der den ökologischen Zustand beeinflusst. Die Ergebnisse sind also vielmehr so zu interpretieren, dass es sich bei der gewässerbegleitenden Vegetation vermutlich überwiegend um Ufergehölze handelt, die Teil eines bewaldeten Einzugsgebietes sind und daher unabhängig vom Waldanteil im Einzugsgebiet nur einen geringen Einfluss und damit geringe Bedeutung besitzen. Das Problem in den Mittelgebirgsbächen

besteht also eher darin die Wirkung eines bewaldeten Einzugsgebietes von der der gewässerbegleitenden Vegetation zu trennen.

Zum anderen sagt das Ranking der Prädiktoren etwas darüber aus, welche Bedeutung die gewässerbegleitende Vegetation unter den gegebenen Rahmenbedingungen hat, d. h. im Kontext der multiplen Stressoren und der für die Region typischen Belastungssituationen. Sofern beispielsweise die urbane Landnutzung im Einzugsgebiet die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation limitiert, führt dies zu einer entsprechend geringen Bedeutung in Abbildung 20. Ob und unter welchen Rahmenbedingungen die gewässerbegleitende Vegetation eine große Wirkung auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos hat wird in Kapitel 5.3 untersucht.

5.1.4 Fazit

Aus diesen Ergebnissen folgt, dass die gewässerbegleitende Vegetation nicht der wichtigste Faktor ist, der den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos determiniert. Vielmehr ist es die Landnutzung im Einzugsgebiet und insbesondere die Urbanisierung und Landwirtschaft, bzw. im Umkehrschluss der Waldanteil, die den ökologischen Zustand maßgeblich bestimmt. Dies bestätigt die bisherigen Studien (POTTER et al., 2005; DAHM et al., 2013; WAHL et al., 2013; TORMOS et al., 2014; ZAWAL et al., 2016). In den Tieflandbächen ist die gewässerbegleitende Vegetation jedoch der zweitwichtigste Faktor, der den ökologischen Zustand bestimmt. Für die Mittelgebirgsbäche bestand die Herausforderung nun darin die Wirkung eines bewaldeten Einzugsgebietes von der der gewässerbegleitenden Vegetation zu trennen. Dies konnte mit Hilfe der in Kapitel 5.3 beschriebenen Analysen erreicht werden.

5.2 Potenzielle Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation unter den gegebenen Rahmenbedingungen in Sachsen

5.2.1 Untersuchungsansatz

Mit Hilfe der in Kapitel 5.1. entwickelten statistischen Modelle lässt sich nun der ökologische Zustand von Gewässerabschnitten unter den derzeitigen Rahmenbedingungen (z. B. Landnutzung im Einzugsgebiet, lokale Gewässerstruktur) für verschiedene Ausprägungen der gewässerbegleitenden Vegetation prognostizieren. So lässt sich ermitteln, welchen Effekt die Entwicklung von gewässerbegleitender Vegetation in Sachsen unter den gegebenen Rahmenbedingungen haben könnte. Dafür wurde die derzeitige Landnutzung und Gewässerstruktur auf den unterschiedlichen räumlichen Skalen für die sächsischen Makrozoobenthos-Probestellen bestimmt (z. B. Anteil urbaner Nutzung im Einzugsgebiet der Probestellen). Für die gewässerbegleitende Vegetation wurden verschiedene Bedeckungsgrade von 0 bis 100% auf beiden betrachteten räumlichen Skalen angenommen, also getrennt für den lokalen Gewässerabschnitt und den Oberlauf und der daraus resultierende ökologische Zustand prognostiziert. So lässt sich die volle Bandbreite der möglichen Bewirtschaftung des Gewässerumfelds abbilden.

5.2.2 Methodik

Das auf Grundlage von Daten aus Hessen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt erstellte Random Forest Modell für Mittelgebirgsbäche hat auch für den Testdatensatz ein hohes Bestimmtheitsmaß und kann daher mit großer Sicherheit auf Sachsen übertragen werden. Das Modell für Tieflandbäche hat für den Testdatensatz eine geringere, für ökologische Modelle aber immer noch ausreichende Modellgüte. Es ist daher eingeschränkt auf andere Datensätze übertragbar, was bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden sollte.

Für 156 bzw. 49 der sächsischen Makrozoobenthos-Probestellen in Mittelgebirgs- bzw. Tieflandbächen konnten vollständige Datensätze für die Anwendung der Random Forest Modelle erstellt werden: Analog zur Vorgehensweise in Kapitel 5.1 wurden für diese Probestellen die vier räumlichen Skalen abgegrenzt und basierend auf ATKIS-Landnutzungsdaten die Anteile von urbaner, land- und forstwirtschaftlicher sowie Grünland-Nutzung im jeweiligen Einzugsgebiet und im Probestellen-Umfeld (Kreis von 250 m um die Probestelle) ermittelt. Darüber hinaus wurde auch analog zu Kapitel 5.1 die mittlere Bewertung der Gewässerstruktur für die Sohle und das Ufer im Oberlauf berechnet. Damit standen für diese Probestellen Daten zu allen sechs Stressor-Prädiktoren zur Verfügung, die in den Random Forest Modellen verwendet wurden (vgl. Tabelle 5).

Somit fehlten für die Anwendung der Random Forest Modelle lediglich noch Informationen zur gewässerbegleitenden Vegetation auf den zwei räumlichen Skalen des lokalen Gewässerabschnitts und des Oberlaufs. Um die potenzielle Wirkung der Entwicklung unterschiedlich umfangreicher gewässerbegleitender Vegetation abzuschätzen, wurde der ökologische Zustand unter den gegebenen Rahmenbedingungen (Stressoren) für einen Anteil von jeweils 0%, 25%, 50%, 75% und 100% gewässerbegleitender Vegetation (Gehölze) auf den zwei räumlichen Skalen prognostiziert. Daraus ergeben sich $5 \times 5 = 25$ mögliche Kombinationen verschiedener Managementoptionen für die gewässerbegleitende Vegetation.

5.2.3 Ergebnisse

Für die Darstellung der Ergebnisse wurde für jede Probestelle der prognostizierte MMI-Wert ohne gewässerbegleitender Vegetation (Gehölzanteil 0%) von dem Wert mit gewässerbegleitender Vegetation (25%, 50%, 75%, 100%) abgezogen. Diese Differenz gibt also an, wie sich der MMI der Probestelle durch die Entwicklung gewässerbegleitender Vegetation auf den zwei unterschiedlichen räumlichen Skalen unter den gegebenen Rahmenbedingungen ändert. Die Werte aller Probestellen sind in Abbildung 21 getrennt für die 49 Tiefland- und 156 Mittelgebirgs-Probestellen in Box-Plots dargestellt.

Die Entwicklung von gewässerbegleitender Vegetation lokal und im Oberlauf würde unter den gegebenen Rahmenbedingungen sowohl in Tiefland- als auch Mittelgebirgsbächen zu einer Verbesserung des MMI um im Mittel 0,09 führen (Box-Plots in rechter oberer Ecke von Abbildung 21). Dies würde einer Verbesserung um eine halbe Zustandsklasse entsprechen und liegt damit in der Größenordnung der prognostizierten Verbesserung des ökologischen Zustands der Makrophyten durch die Entwicklung gewässerbegleitender Vegetation (Poikane et al., 2021; Kapitel 4.2). Außerdem ist festzustellen, dass starke positive Effekte durch Gehölze erst auftreten wenn der Anteil von Gehölzen in dem 30 m Puffer des lokalen Gewässerabschnitts auf >50% ansteigt (Veränderung von Lokal_Wald von 25% auf 50% in Abbildung 21).

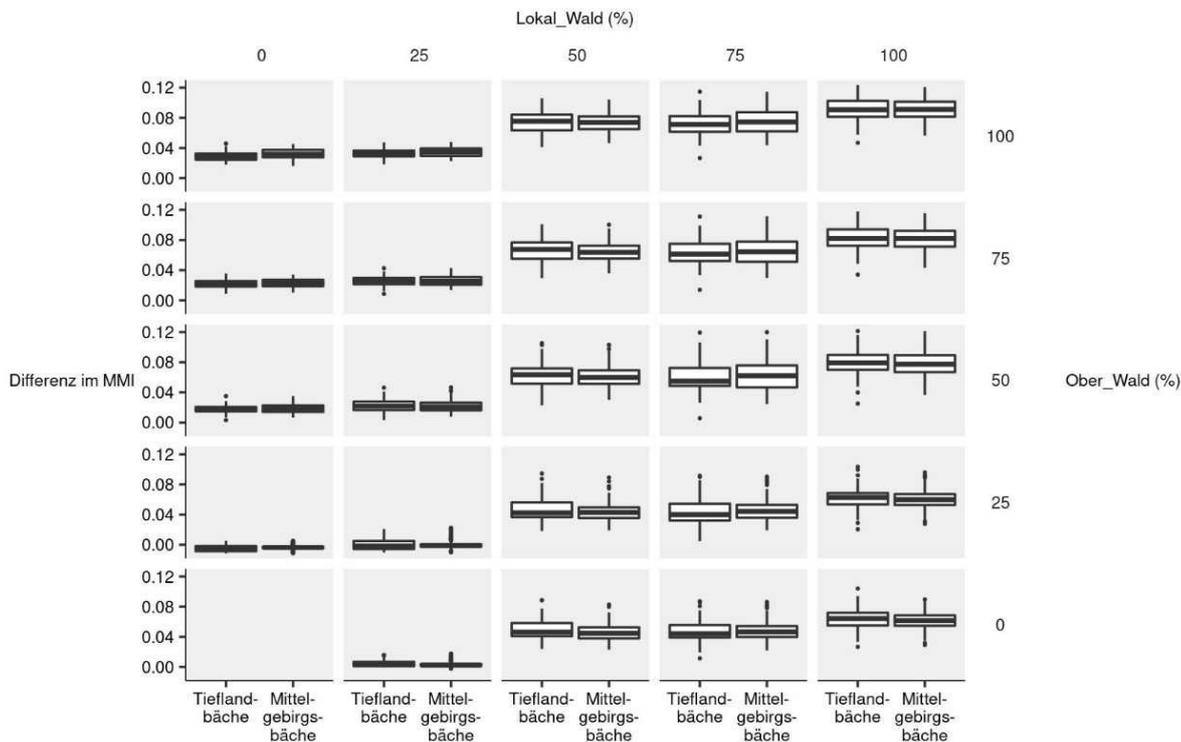


Abbildung 21: Veränderung des MMI mit zunehmendem Bedeckungsgrad der Gehölze in einem 30 m breiten Puffer in 25% Schritten von 0% auf 100%; entlang des lokalen Gewässerabschnitts (Lokal_Wald, Zunahme von links nach rechts) und im Oberlauf (Ober_Wald, Zunahme von unten nach oben).

Bei diesen Werten handelt es sich aus verschiedenen Gründen um eine sehr konservative Prognose und unterschätzt höchstwahrscheinlich die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos. Zum einen neigen die Random Forest Modelle wie oben bereits erwähnt dazu den Effekt auf sehr gute, bzw. sehr schlechte MMI-Werte zu unterschätzen (Kapitel 5.1.2, Abbildung 19). Zum anderen sind die WRRL-Probestellen nicht zufällig verteilt und sind vermutlich nicht repräsentativ für die typische Belastungssituation in der Region. Sie liegen vielmehr häufig am unteren Ende der Wasserkörper, um alle negativen Einflüsse möglicher Stressoren zu erfassen. Damit unterliegen sie vermutlich einer höheren Belastung als viele weiter oberstrom gelegene Teile der Wasserkörper. Mit zunehmender Belastung steigt aber auch die Gefahr, dass die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation durch Stressoren auf größeren räumlichen Skalen limitiert wird.

5.2.4 Fazit

Selbst unter den gegebenen Rahmenbedingungen (multiple Stressoren) prognostizieren die Random Forest Modelle eine Verbesserung des ökologischen Zustands durch die gewässerbegleitende Vegetation um etwa eine halbe Zustandsklasse. Diese Verbesserung kann mitunter entscheidend sein um den guten ökologischen Zustand zu erreichen. Der ganz überwiegende Teil dieses Effekts kann erreicht werden, wenn der Anteil der Gehölze entlang des lokalen Gewässerabschnitts (bis 500 m oberhalb der Probestelle) auf >50% erhöht wird. Dies spricht dafür, dass die positive Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation wie in Kapitel 4.3 vermutet vor allem auf der Verringerung der Primärproduktion und der Wassertemperatur (insbesondere der Tageshöchsttemperatur) beruht. Es ist eher erstaunlich, dass die gewässerbegleitende Vegetation weiter im Oberlauf einen geringeren

Einfluss auf den ökologischen Zustand hat. Gerade die wichtigen Funktionen des stofflichen Rückhalts sollten eigentlich bis weit in den Unterlauf wirksam sein, wobei sich die Wirkung primär auf die diffusen Einträge bezieht. Möglicherweise ist dies auch Folge einer geringen Qualität und Funktionalität der derzeit vorhandenen gewässerbegleitenden Vegetation, welche die wichtige Funktion des stofflichen Rückhalts aufgrund von z. B. Drainagen nicht erfüllen kann. Darüber hinaus ist es möglich, dass Querbauwerke die positiven Effekte der weiter im Oberlauf liegenden gewässerbegleitenden Vegetation aufheben (z. B. Erwärmung und Eutrophierung in den Rückstaubereichen).

Es ist zu berücksichtigen, dass es sich bei der hier prognostizierten mittleren Verbesserung um eine halbe Zustandsklasse um eine konservative Prognose handelt und für die typische, oft starke Belastungssituation gilt, in der die urbane Landnutzung im Einzugsgebiet die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation potenziell limitiert (Abbildung 20). Darüber hinaus muss berücksichtigt werden, dass die Random Forest Modelle auf einem Datensatz beruhen, in dem zwar die Quantität der Gehölze entlang der Gewässer über Luftbilder sehr genau erfasst wurde, jedoch keine Informationen zur Qualität und Funktionalität der gewässerbegleitenden Vegetation berücksichtigt werden konnte. Der prognostizierte Effekt gilt daher für die typischen derzeit vorhandenen, oft eingeschränkt funktionalen Ufergehölze.

5.3 Identifikation von Gewässern mit besonders hoher Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation

5.3.1 Untersuchungsansatz

Die Ergebnisse der Random Forest Modelle haben gezeigt, dass der ökologische Zustand des Makrozoobenthos vor allem von der Landnutzung im Einzugsgebiet und insbesondere der Urbanisierung und Ackernutzung abhängt. Diese Landnutzungs-Kategorien sind Proxies für Stressoren wie z. B. Punktquellen und diffuse stoffliche Belastungen, welche die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation potenziell limitieren. Selbst unter diesen gegebenen Rahmenbedingungen (Belastungssituation) prognostizieren die Random Forest Modelle eine Verbesserung des ökologischen Zustands durch die gewässerbegleitende Vegetation um etwa eine halbe Zustandsklasse. Es ist daher zu vermuten, dass unter spezifischen Rahmenbedingungen, in denen die übergeordneten Stressoren die Wirkung weniger limitieren, die gewässerbegleitende Vegetation noch deutlich größere Effekte hat.

In einer dritten Analyse wurde daher ermittelt, unter welchen Rahmenbedingungen, d. h. unter welchen übergeordneten Multi-Stressor-Bedingungen, die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation am größten ist. Daraus lässt sich ableiten in welchen Gewässern der Erhalt oder die Entwicklung gewässerbegleitender Vegetation den größten Effekt und damit Nutzen für den Erhalt oder das Erreichen des guten ökologischen Zustands hat.

5.3.2 Methodik

Datengrundlage: Im Wesentlichen wurde für diese statistische Analyse der gleiche Datensatz wie für die Erstellung der Random Forest Modelle in Kapitel 5.1 verwendet, der 361 Probestellen an Tieflandbächen und 748 an Mittelgebirgsbächen umfasst sowie die in Tabelle 5 aufgeführten, ausgewählten Prädiktoren. Im Unterschied zu den Analysen in Kapitel 5.1. wurden die beiden Gewässerstruktur-Prädiktoren (Sohle und Ufer) auf den beiden räumlichen Skalen "lokaler Gewässerabschnitt" (Lokal_GSG) und "Oberlauf der Probestelle" (Ober_GSG) jeweils durch einfache Mittelwertbildung zusammengefasst. Die daraus resultierenden

beiden Prädiktoren beschreiben also die Gewässerstruktur (Sohle und Ufer) auf diesen beiden räumlichen Skalen. Darüber hinaus wurde noch der Anteil von Wald im Einzugsgebiet als Variable verwendet, um stark bewaldete Gebiete identifizieren zu können, in denen die positive Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation sich schlecht von der positiven Wirkung der weiter vom Gewässer entfernt vorkommenden Gehölze unterscheiden lässt.

Statistische Methode: Die Rahmenbedingungen, unter denen die gewässerbegleitende Vegetation die größte Wirkung auf den MMI hat, wurden mit Hilfe des Regression Partitioning Ansatzes identifiziert. Dabei wird in einem ersten Schritt ein generalisiertes lineares Modell (GLM) erstellt, mit dem MMI als Zielvariable (Response) und der gewässerbegleitenden Vegetation auf den beiden räumlichen Skalen "lokaler Gewässerabschnitt" und "Oberlauf der Probestelle" als Prädiktoren (Lokal_Wald und Ober_Wald in Tabelle 5). Die übrigen Prädiktoren (siehe Tabelle 5), die ja als Proxies zur Beschreibung des Multi-Stressor Kontextes und der Belastungssituation verwendet werden, gehen nicht als Prädiktoren, sondern als sogenannte Partitionierungsvariablen in das Modell ein.

Im zweiten Schritt wird für jeden Partitionierungsvariable ermittelt, ob die Schätzwerte der Modellparameter des GLM instabil in Bezug auf den jeweiligen Gradienten der Partitionierungsvariable sind (=Parameterinstabilität). Einfacher ausgedrückt wird getestet, ob ein Grenzwert für die Partitionierungsvariable existiert, der den Datensatz so teilt (partitioniert), dass das eigentliche GLM für die beiden Teildatensätze signifikant unterschiedlich ist. Sollten mehrere Partitionierungsvariablen zu einem solchen signifikanten Unterschied in den GLMs der jeweiligen Teildatensätze führen, wird diejenige Partitionierungsvariable gewählt, bei der der Unterschied am stärksten ist.

Dieser zweite Schritt wird solange für die jeweils entstehenden Teildatensätze wiederholt, bis für deren GLMs keine statistisch signifikanten Parameterinstabilitäten in Bezug auf die Partitionierungsvariable gefunden werden. Das resultierende Ergebnis des Regression Partitioning ist somit ein Entscheidungsbaum, mit welchem sich der Gesamtdatensatz anhand der Grenzwerte der selektierten Partitionierungsvariable in die finalen Teildatensätze aufteilen lässt, an die jeweils ein parameterstabiles GLM angepasst werden kann.

Somit lassen sich die Rahmenbedingungen (Grenzwerte der Partitionierungsvariablen) identifizieren, die zu möglichst eindeutigen Zusammenhängen zwischen dem MMI als Zielvariable und der gewässerbegleitenden Vegetation auf den zwei unterschiedlichen räumlichen Skalen als Prädiktoren führen. Die Pfade im Entscheidungsbaum, die zu den Teildatensätzen mit den stärksten Zusammenhängen führen beschreiben also die Rahmenbedingungen, unter denen mit der Entwicklung naturnaher Gehölzbestände am Gewässer zuverlässig eine möglichst große positive Wirkung, d. h. Verbesserung des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos erreicht werden kann.

5.3.3 Ergebnisse

Tieflandbäche

Für die Tieflandbäche wurde der Gesamtdatensatz durch das Regression Partitioning in nur 3 Teildatensätze aufgeteilt (Abbildung 22). Wie aufgrund der Ergebnisse der Random Forest Modelle zu erwarten (Kapitel 5.1.3, Abbildung 20), wurde die Urbanisierung im Einzugsgebiet (EZG_Urb) als erste Partitionierungsvariable ausgewählt. Nur einer der so entstandenen Teildatensätze wurde aufgrund des Waldanteils im Einzugsgebiet (EZG_Wald) weiter unterteilt.

In einem der drei Teildatensätze ist der Waldanteil sehr hoch: Da der Waldanteil von der Regression Partitioning Analyse als Partitionierungsvariable ausgewählt wurde, lässt sich im Entscheidungsbaum ablesen, dass der Waldanteil im Einzugsgebiet an den Probestellen dieses Teildatensatzes $>18,9\%$ ist (Abbildung 22). Darüber hinaus sieht man im Box-Plot der Variable, dass der Waldanteil im Einzugsgebiet im Mittel fast 50% beträgt. Es handelt sich also um Probestellen in eher bewaldeten Einzugsgebieten, in denen man die signifikant positive Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation im Oberlauf (mittlerer Scatterplot in der oberen Reihe) nicht eindeutig den Ufergehölzen zuschreiben kann; sie könnte sich ebenso gut aus der positiven Wirkung der Bewaldung und damit aus weit vom Gewässer entfernt stehenden Gehölzen ergeben. Daher wird dieser Teildatensatz, ebenso wie ähnliche Teildatensätze des Entscheidungsbaums für Mittelgebirgsbäche (Abbildung 23), hier nicht weiter betrachtet.

In den beiden anderen Teildatensätzen hat die gewässerbegleitende Vegetation einen signifikanten Einfluss auf den MMI, d. h. auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos. Diese beiden Teildatensätze werden im Folgenden charakterisiert: Auf Grundlage der Grenzwerte der Partitionierungsvariablen und der Box-Plots der Variablen lässt sich die Belastungssituation beschreiben. Mit Hilfe der Scatterplots und der Steigung der Regressionsgeraden lässt sich die Stärke der Wirkung quantifizieren (in den Abbildungen wurde die Steigung mit 100 multipliziert und gibt damit direkt an, welche Änderung des MMI sich aus einer Zunahme der gewässerbegleitenden Vegetation von 0 auf 100% ergibt).

- Landwirtschaftlich geprägte Einzugsgebiete (Teildatensatz 1): Die Probestellen mit geringem Anteil urbaner Flächen ($\leq 6,3\%$) und geringem Waldanteil im Einzugsgebiet ($\leq 18,9\%$) sind überwiegend landwirtschaftlich geprägt. Die Agrarnutzung im Umfeld der Probestelle ist mit $53,6\% \pm 32,0\%$ hoch und mit $68,4\% \pm 15,4\%$ im Einzugsgebiet sehr hoch. Hier hat die lokale gewässerbegleitende Vegetation eine hoch signifikante Wirkung auf den MMI und die Regressionsgerade eine Steigung von 0,0042 (d. h. erhöht sich der Anteil der Gehölze in dem 30 m Puffer bis 500 m oberhalb der Probestelle von 0 auf 100% erhöht sich der MMI um 0,42).

In Tieflandbächen mit geringer Urbanisierung im Einzugsgebiet und intensiver Ackernutzung (auf Ebene des Einzugsgebiets und im Umfeld der Probestelle) kann durch die Entwicklung einer natürlichen lokalen gewässerbegleitenden Vegetation der MMI um 0,42 und damit der ökologische Zustand um ca. zwei Zustandsklassen verbessert werden.

- Urban geprägte Einzugsgebiete (Teildatensatz 3): Die Probestellen mit hohem Anteil urbaner Flächen ($> 6,3\%$, im Mittel $20,2\% \pm 13,6\%$) sind weniger stark, aber immer noch deutlich landwirtschaftlich geprägt. Hier hat die gewässerbegleitende Vegetation des Oberlaufs eine signifikant positive Wirkung auf den MMI und erhöht diesen um 0,16.

In Tieflandbächen mit ausgeprägter Urbanisierung im Einzugsgebiet kann durch die Entwicklung der gewässerbegleitenden Vegetation im Oberlauf der MMI um 0,16 und damit der ökologische Zustand um etwa eine 3/4 Zustandsklasse verbessert werden. Im Vergleich zu den weniger stark urban geprägten Gewässerabschnitten scheinen hier die mit der Urbanisierung einhergehenden Stressoren die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation zu limitieren.

- Der verbleibende Teildatensatz 2, kann aufgrund von stärker variierender Bewaldung im Einzugsgebiet und im Probestellenumfeld nicht eindeutig dazu dienen den Effekt von gewässerbegleitenden Gehölzen darzustellen, da diese durch die Effekte von Bewaldung verfälscht sein können.

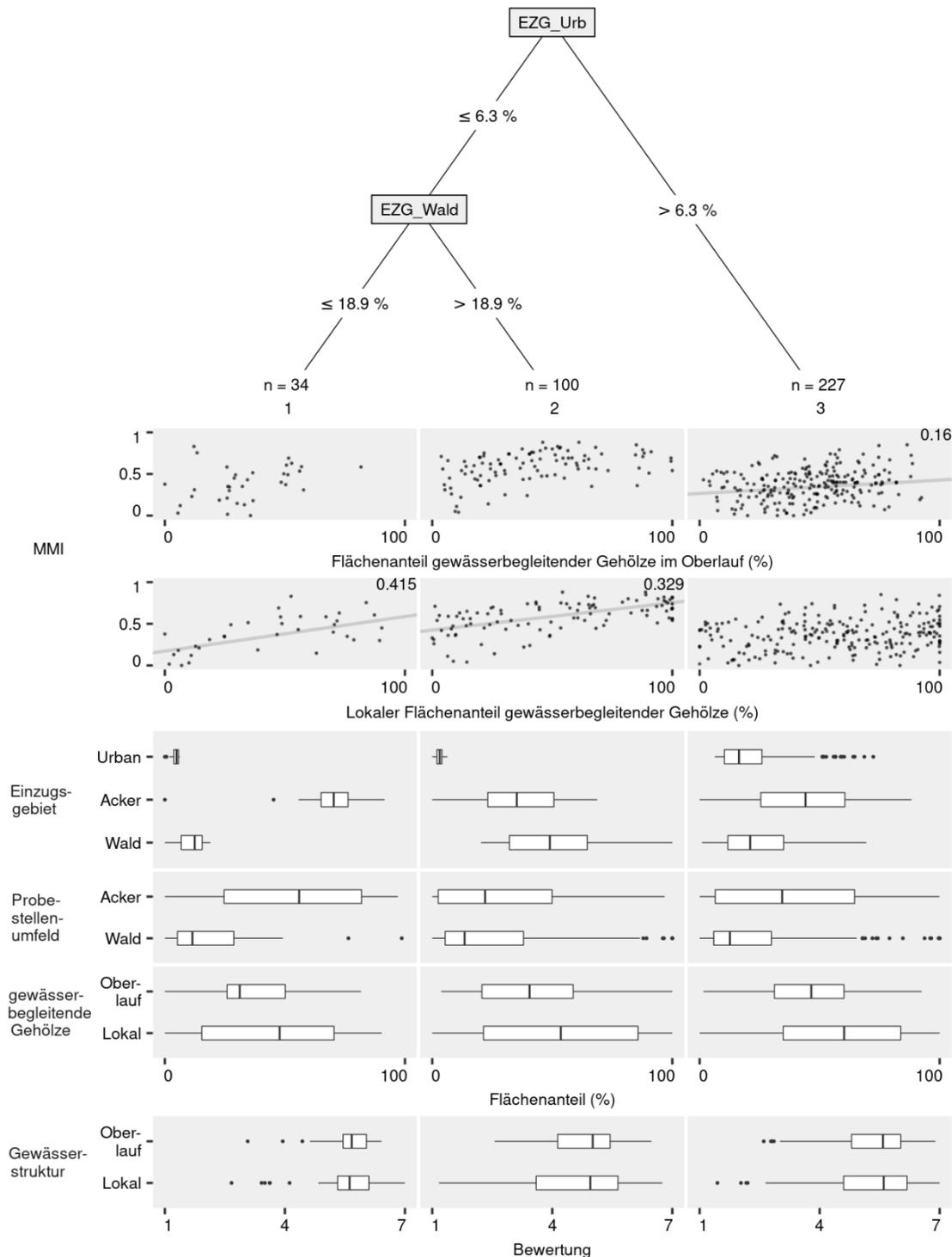


Abbildung 22: Entscheidungsbaum des Regression Partitioning für Tieflandbäche, mit einer Darstellung der signifikanten statistischen Zusammenhänge (Regressionskoeffizient und -gerade) in den Teildatensätzen zwischen dem MMI und der gewässerbegleitenden Vegetation im Oberlauf (erste Reihe von Scatterplots) bzw. entlang des lokalen Gewässerabschnitts (zweite Reihe von Scatterplots). Die Box-Plots darunter veranschaulichen die Rahmenbedingungen in den Teildatensätzen.

Mittelgebirgsbäche

Für die Mittelgebirgsbäche wurde der Gesamtdatensatz durch das Regression Partitioning in 13 Teildatensätze aufgeteilt (Abbildung 23, Abbildung 24). Auch hier war bereits aufgrund der Ergebnisse der Random Forest Modelle (Kapitel 5.1.3, Abbildung 20) zu erwarten, dass die Urbanisierung im Einzugsgebiet (EZG_Urb) als erste Partitionierungsvariable ausgewählt wird. Aufgrund der höheren Anzahl an Prädiktoren mit ähnlich hoher Bedeutung (Abbildung 20) und dem höheren Bestimmtheitsmaß des Random Forest Modells ist es nicht verwunderlich, dass noch weitere Partitionierungsvariablen von der Regression Partitioning Analyse ausgewählt wurden. Dies deutet darauf hin, dass die Belastungssituationen im Mittelgebirge sehr viel diverser sind als im Tiefland.

In 7 der 13 Teildatensätze ist der Waldanteil sehr hoch (Teildatensätze 1-4 und 9-11). Aus den im Absatz zu den Tieflandbächen beschriebenen Gründen werden diese hier nicht weiter betrachtet. Die verbleibenden sechs Teildatensätze lassen sich in drei Paare einteilen (Teildatensätze 5/6, 7/8 und 12/13), die sich jeweils hinsichtlich der lokalen Gewässerstruktur unterscheiden. Der Grenzwert der Partitionierungsvariablen Gewässerstruktur liegt mit 5,1-5,5 nahe des Klassensprungs von "stark" zu "sehr stark" veränderter Struktur. Ansonsten unterscheiden sich die Teildatensätze vor allem im Anteil der urbanen Flächen im Einzugsgebiet, d. h. im Grad der Urbanisierung und für die Teildatensatzpaare 5/6 bzw. 7/8 zudem noch im Anteil der ackerbaulichen Flächen im Einzugsgebiet.

In 3 der verbleibenden 6 Teildatensätze hat die gewässerbegleitende Vegetation auf einer der zwei betrachteten räumlichen Skalen einen signifikanten Einfluss auf den MMI, d. h. auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos. Diese drei Teildatensätze werden im Folgenden charakterisiert: Auf Grundlage der Grenzwerte der Partitionierungsvariablen und der Box-Plots der Variablen lässt sich die Belastungssituation beschreiben. Mit Hilfe der Scatterplots und der Steigung der Regressionsgeraden lässt sich die Stärke der Wirkung quantifizieren.

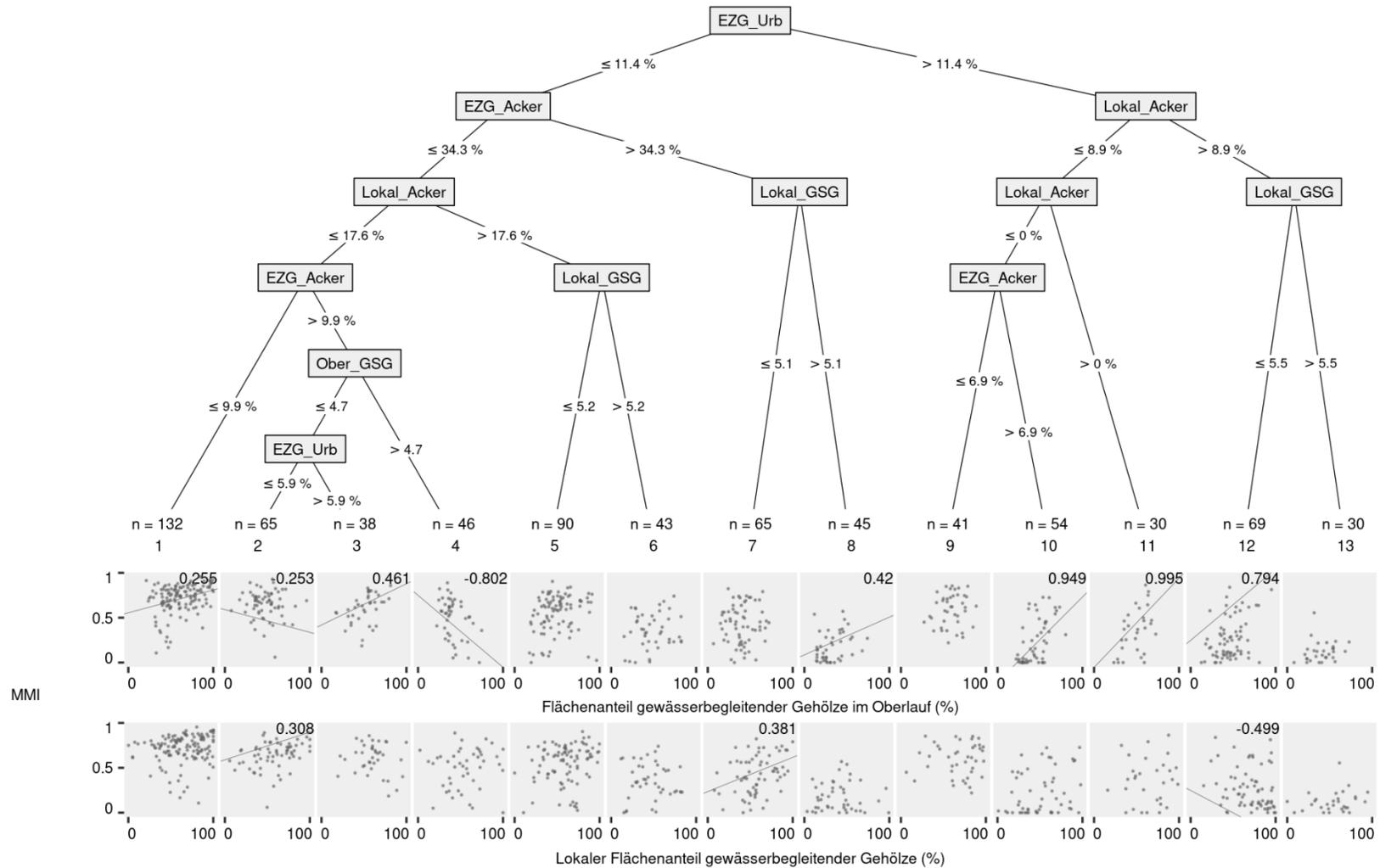


Abbildung 23: Entscheidungsbaum des Regression Partitioning für Mittelgebirgsbäche, mit einer Darstellung der signifikanten statistischen Zusammenhänge (Regressionskoeffizient und -gerade) in den Teildatensätzen zwischen dem MMI und der gewässerbegleitenden Vegetation im Oberlauf (erste Reihe von Scatterplots) bzw. entlang des lokalen Gewässerabschnitts (zweite Reihe von Scatterplots).

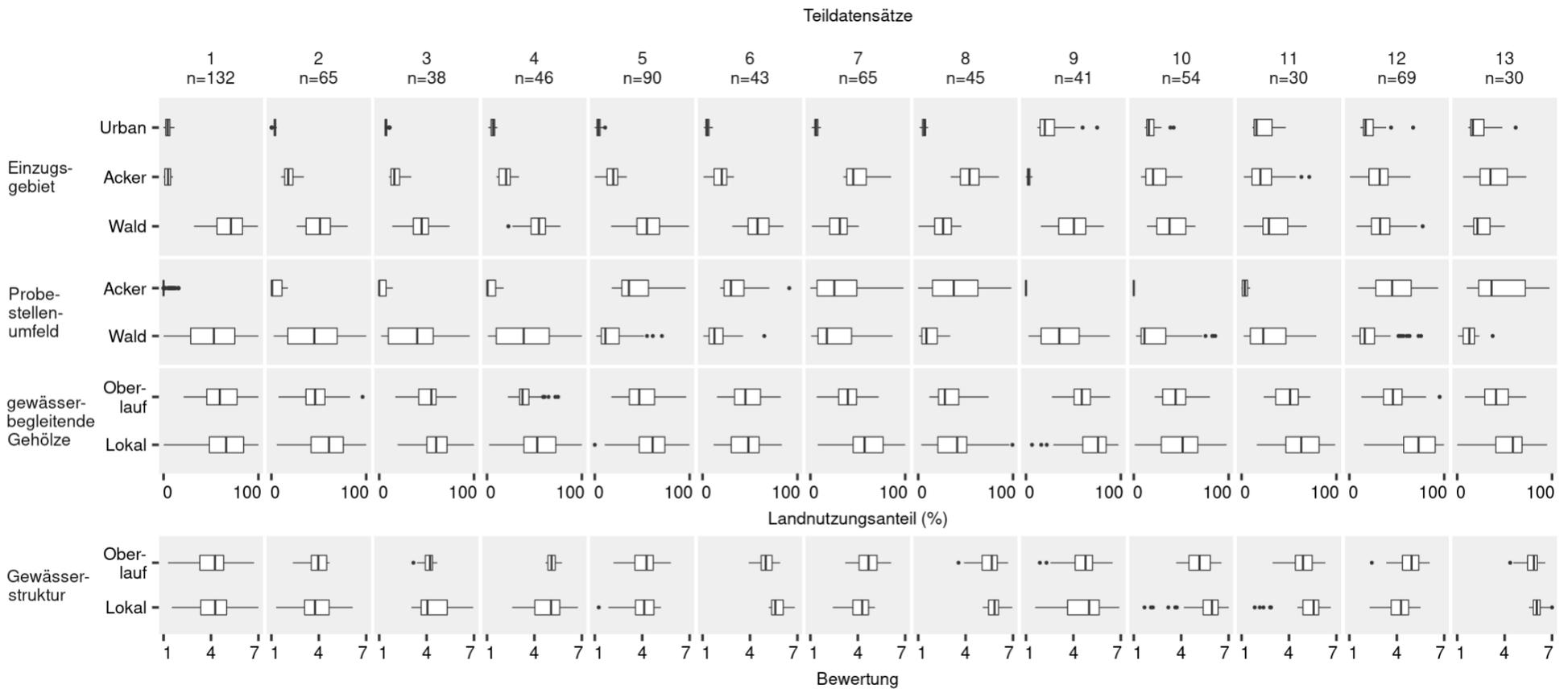


Abbildung 24: Box-Plots zur Veranschaulichung der Rahmenbedingungen für die Teildatensätze des Regression Partitioning für Mittelgebirgsbäche.

- Landwirtschaftlich geprägte Einzugsgebiete mit nicht vollständig degradierter Gewässerstruktur (Teildatensatz 7): Diese Probestellen sind gekennzeichnet durch einen geringen Anteil urbaner Flächen ($\leq 11,4\%$, Mittel $6,2\% \pm 2,3\%$), aber einem hohen Anteil landwirtschaftlicher Flächen im Einzugsgebiet ($> 34,3\%$, Mittel $49,1\% \pm 12,9\%$). Die Gewässerstruktur ist stark, aber nicht sehr stark verändert (≤ 5 , Mittel $4,1 \pm 0,9$). Hier hat die lokale gewässerbegleitende Vegetation eine hoch signifikante Wirkung auf den MMI Regressionsgerade eine Steigung von $0,0038$ (d. h. erhöht sich der Anteil der Gehölze in dem 30 m Puffer im Oberlauf von 0 auf 100% erhöht sich der MMI um $0,38$).
In Mittelgebirgsbächen mit mäßiger Urbanisierung und intensiver landwirtschaftlicher Nutzung im Einzugsgebiet kann durch die Entwicklung der lokalen gewässerbegleitenden Vegetation der MMI um $0,38$ und damit der ökologische Zustand um fast zwei Zustandsklassen verbessert werden.
- Landwirtschaftlich geprägte Einzugsgebiete mit fast vollständig degradierter Gewässerstruktur (Teildatensatz 8): Diese Probestellen sind ebenso gekennzeichnet durch einen geringen Anteil urbaner Flächen ($\leq 11,4\%$, Mittel $6,2\% \pm 2,3\%$), aber einem hohen Anteil landwirtschaftlicher Flächen im Einzugsgebiet ($> 34,3\%$, Mittel $54,1\% \pm 14,3\%$). Die Gewässerstruktur ist jedoch stärker als im Teildatensatz 7 verändert (> 5 , Mittel $5,8 \pm 0,5$). Hier hat die gewässerbegleitende Vegetation des Oberlaufs eine signifikante Wirkung auf den MMI und erhöht diesen um $0,42$.
In Mittelgebirgsbächen mit mäßiger Urbanisierung und intensiver landwirtschaftlicher Nutzung im Einzugsgebiet und zusätzlich dazu stark veränderter Gewässerstruktur kann durch die Entwicklung der gewässerbegleitenden Vegetation des Oberlaufs der MMI um $0,42$ und damit der ökologische Zustand um gut zwei Zustandsklassen verbessert werden.
- Urban geprägte Einzugsgebiete mit lokal intensiver Agrarnutzung (Teildatensatz 12): Die Probestellen sind gekennzeichnet durch einen hohen Anteil urbaner Flächen im Einzugsgebiet ($> 11,4\%$, im Mittel $20,6\% \pm 9,2\%$) und darüber hinaus hohen Anteil landwirtschaftlicher Flächen im direkten Umfeld ($> 8,9\%$, Mittel $45,5\% \pm 23,6\%$). Hingegen ist die Gewässerstruktur nur stark und nicht sehr stark verändert (≤ 5 , Mittel $4,2\% \pm 1,0\%$). Hier hat die gewässerbegleitende Vegetation des Oberlaufs eine hoch signifikant positive Wirkung auf den MMI und erhöht diesen um $0,79$. Überraschenderweise hat aber die lokale gewässerbegleitende Vegetation entlang des Gewässerabschnitts darüber hinaus eine hoch signifikant negative Wirkung auf den MMI. Die Probestellen, welche diesen Trend bedingen befinden sich alle im Großraum Frankfurt in Zuflüssen zur Nidda oder direkt in den Main. Somit ist davon auszugehen, dass lokale, spezifische Rahmenbedingungen hierfür ausschlaggebend sind, die aber aus den Daten nicht hervorgehen.
- Der verbleibenden Teildatensätze, können aufgrund von jeweils stark variierender Bewaldung im Einzugsgebiet und im Probestellenumfeld nicht eindeutig dazu dienen den Effekt von gewässerbegleitenden Gehölzen darzustellen, da diese durch die Effekte von Bewaldung verfälscht sein können.

5.3.4 Fazit

Die Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation auf den ökologischen Zustand ist sehr stark von den spezifischen Rahmenbedingungen, d. h. der spezifischen Belastungssituation abhängig. Für die typischen Rahmenbedingungen in Sachsen prognostizieren die Random Forest Modelle eine Verbesserung des ökologischen Zustands durch die gewässerbegleitende Vegetation um etwa eine halbe Zustandsklasse. Jedoch ist die Wirkung unter bestimmten Rahmenbedingungen sehr viel größer, insbesondere wenn das Einzugsgebiet und / oder das lokale Gewässerumfeld stark landwirtschaftlich geprägt ist. Die Ergebnisse legen nahe, dass unter diesen Rahmenbedingungen sowohl im Tiefland als auch im Mittelgebirge der ökologische Zustand des Makrozoobenthos durch die Entwicklung der gewässerbegleitenden Vegetation um etwa zwei Zustandsklassen verbessert werden kann.

Grund für diese sehr viel größere Wirkung in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten ist vermutlich der Umstand, dass hier Belastungen auftreten, die durch eine natürliche gewässerbegleitende Vegetation verringert werden können wie z. B. der Eintrag von Nährstoffen, Feinsediment und Pflanzenschutzmitteln und gleichzeitig die Lebensraumvielfalt im und am Gewässer erhöht wird. Wenn diese Belastungen nicht vorkommen, kann die gewässerbegleitende Vegetation die Funktion des stofflichen Rückhalts nur in wesentlich geringerem Maße erfüllen. Die deutlich geringere Verbesserung des ökologischen Zustands in urban geprägten Tieflandgewässern um nur etwa eine 3/4 Zustandsklasse ist vermutlich, darauf zurückzuführen, dass die gewässerbegleitende Vegetation keinen Einfluss auf die überwiegend aus Punktquellen stammende Belastung der Wasserqualität hat. Auch wenn sie trotzdem Funktionen wie den Rückhalt diffuser Einträge oder die Verringerung der Wassertemperatur erfüllt, verbessert sich aufgrund der weiterhin bestehenden urbanen Belastungen der ökologische Zustand weniger deutlich. Die mit der Urbanisierung einhergehenden Stressoren wirken also limitierend auf den ökologischen Zustand und die gewässerbegleitende Vegetation kann unter diesen Rahmenbedingungen nicht ihre ganze positive Wirkung entfalten.

Literaturverzeichnis

- ABBE, T. B., & MONTGOMERY, D. R. (2003). Patterns and processes of wood debris accumulation in the Queets river basin, Washington. *Geomorphology* (51), 81-107.
- ABBE, T. B., BROOKS, A. P., & MONTGOMERY, D. R. (2003). Wood in river rehabilitation and management. in: S. V. Gregory, K. L. Boyer, A. M. Gurnell. *The ecology and management of wood in world rivers*. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland, 367-389.
- ANDERSON, N. H., STEEDMAN, R. J., & DUDLEY, T. (1984). Patterns of exploitation by stream invertebrates of wood debris (xylophagy). *Verhandlungen Internationaler Verein für Limnologie* (22), 1847-1852.
- ANDERSON, P. D., & POAGE, N. J. (2014). The density management and riparian buffer study: A large-scale silviculture experiment informing riparian management in the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management*, 316, 90-99.
- ANGRADI, T. R., SCHWEIGER, E. W., BOLGRIEN, D. W., ISMERT, P., & SELLE, T. (2004). Bank stabilization, riparian land use and the distribution of large woody debris in a regulated reach of the upper Missouri River, North Dakota, USA. *River Research and Applications*, 20(7), 829-846.
- ARORA, K., MICKELSON, S. K., HELMERS, M. J., & BAKER, J. L. (2010). Review of pesticide retention processes occurring in buffer strips receiving agricultural runoff 1. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(3), 618-647.
- ASCHONITIS, V. G., FELD, C. K., CASTALDELLI, G., TURIN, P., VISONÀ, E., & FANO, E. A. (2016). Environmental stressor gradients hierarchically regulate macrozoobenthic community turnover in lotic systems of Northern Italy. *Hydrobiologia*, 765(1), 131-147.
- BAATTRUP-PEDERSEN, A., GÖTHE, E., LARSEN, S. E., O'HARE, M., BIRK, S., RIIS, T., & FRIBERG, N. (2015). Plant trait characteristics vary with size and eutrophication in European lowland streams. *Journal of Applied Ecology*, 52(6), 1617-1628.
- BAATTRUP-PEDERSEN, A., GÖTHE, E., RIIS, T., & O'HARE, M. T. (2016). Functional trait composition of aquatic plants can serve to disentangle multiple interacting stressors in lowland streams. *Science of the Total Environment*, 543, 230-238.
- BAATTRUP-PEDERSEN, A., LARSEN, S. E., & RIIS, T. (2003). Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams—influence of environmental factors and weed cutting. *Hydrobiologia*, 495.
- BAILLIE, B. R., HICKS, B. J., VAN DEN HEUVEL, M. R., KIMBERLEY, M. O., & HOGG, I. D. (2013). The effects of wood on stream habitat and native fish assemblages in New Zealand. *Ecology of Freshwater Fish*, 22(4), 553-566.
- BALDWIN, D. H., SPROMBERG, J. A., COLLIER, T. K., & SCHOLZ, N. L. (2009). A fish of many scales: extrapolating sublethal pesticide exposures to the productivity of wild salmon populations. *Ecological Applications*, 19(8), 2004-2015.
- BALESTRIERI, A., REMONTI, L., RUIZ-GONZÁLEZ, A., ZENATO, M., GAZZOLA A., VERGARA, M., DETTORI, E. E., SAINO, N., CAPELLI, E., GÓMEZ-MOLINER, B. J., GUIDALI, F., & PRIGIONI, C. (2015) Distribution and habitat use by pine marten *Martes martes* in a riparian corridor crossing intensively cultivated lowlands. *Ecological Research* 30, 153-162.
- BARLING, R. D., & MOORE, I. D. (1994). Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. *Environmental Management*, 18(4), 543-558.
- BARTON, D. R., TAYLOR, W. D., & BIETTE, R. M. (1985). Dimensions of Riparian Buffer Strips Required to Maintain Trout Habitat in Southern Ontario Streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 5, 364-378.
- BAXTER, C. V., FAUSCH, K. D., & CARL SAUNDERS, W. (2005). Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology*, 50(2), 201-220.

- BEAUFORT, A., CURIE, F., MOATAR, F., DUCHARNE, A., MELIN, E., & THIERY, D. (2016). T-NET, a dynamic model for simulating daily stream temperature at the regional scale based on a network topology. *Hydrological Processes*, 30(13), 2196-2210.
- BECKER, A., REY, P., & WILLI, G. (2003). Grossversuch Totholz - Strukturverbesserung von Alpenrheinzufüssen und Bächen im Alpenrheintal mittels Totholz. Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, 125.
- BEDFORD, S. J. (2009) The effects of riparian habitat quality and biological water quality on the European Otter (*Lutra lutra*) in Devon. *Bioscience Horizons* 2, 125-133.
- BEEBE, J. T. (1997). Fluid patterns, sediment pathway and wood obstructions in the Pine River, Agnus, Ontario. PhD-thesis, Wilfrid Laurier University, Waterloo, Ontario, Canada, 243.
- BEIER, P., & NOSS, R. F. (1998). Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12(6), 1241-1252.
- BELENGUER, V., MARTINEZ-CAPEL, F., MASIÁ, A., & PICÓ, Y. (2014). Patterns of presence and concentration of pesticides in fish and waters of the Júcar River (Eastern Spain). *Journal of Hazardous Materials*, 265, 271-279.
- BENDA, L., MILLER, D., SIAS, J., MARTIN, D., BILBY, R., VELDHUISEN, C., & DUNNE, T. (2003). Wood recruitment processes and wood budgeting. in: S. Gregory, K. L. Boyer, A. M. Gurnell. *The ecology and management of wood in world rivers*. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland, 315-335.
- BENKE, A. C., & WALLACE, J. B. (2003). Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers. in: S. Gregory, K. L. Boyer, A. M. Gurnell. *The ecology and management of wood in world rivers*. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland, 149-177.
- BENKE, M. E., FRANKLIN, J. F., SWANSON, F. J., SOLLINS, P., GREGORY, S. V., LATTIN, J. D., ANDERSON, N.H., CLINE, S.P., AUMEN, N.G., SEDELL, J.R., LIENKAEMPER, G.W., CROMACK, K. JR., & CUMMINS, K. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15, 133-302.
- BENNETT, A. F., NIMMO, D. G., & RADFORD, J. Q. (2014). Riparian vegetation has disproportionate benefits for landscape-scale conservation of woodland birds in highly modified environments. *Journal of Applied Ecology* 51, 514–523.
- BENTLEY, J. M., & CATTERALL, C. P. (1997). The Use of Bushland, Corridors, and Linear Remnants by Birds in Southeastern Queensland, Australia. *Conservation Biology*, 11, 1173–1189.
- BERESWILL, R., GOLLA, B., STRELOKE, M., & SCHULZ, R. (2012). Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 146(1), 81-92.
- BIGHIU, M. A., GOTTSCHALK, S., ARRHENIUS, Å., & GOEDKOOP, W. (2020). Pesticide Mixtures Cause Short-Term, Reversible Effects on the Function of Autotrophic Periphyton Assemblages. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39(7), 1367-1374.
- BILBY, R. E. (1981). Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. *Ecology* (62), 1234-1241.
- BOWLER, D. E., MANT, R., ORR, H., HANNAH, D. M., & PULLIN, A. S. (2012). What are the effects of wooded riparian zones on stream temperature?. *Environmental Evidence*, 1(1), 3.
- BROADMEADOW, S., & NISBET, T. R. (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth Sciences*, 8(3), 286-305.
- BRUST, G. E. (1990). Direct and indirect effects of four herbicides on the activity of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). *Pesticide Science*, 30(3), 309–320.

- BRYCE, S. A., HUGHES, R. M., & KAUFMANN, P. R. (2002). Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management*, 30(2), 294-310.
- BUFFINGTON, J. M., & MONTGOMERY, D. R. (1999). Effects of hydraulic roughness on surface textures of gravel-bed rivers. *Water Resources Research* (35), 3507-3521.
- BUNZEL, K., LIESS, M., & KATTWINKEL, M. (2014). Landscape parameters driving aquatic pesticide exposure and effects. *Environmental Pollution*, 186, 90-97.
- BURDON, F. J., MCINTOSH, A. R., & HARDING, J. S. (2013). Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. *Ecological Applications*, 23(5), 1036-1047.
- CAISSIE, D. (2006). The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51(8), 1389-1406.
- CANDEL, J., KLEINHANS, M., MAKASKE, B., & WALLINGA, J. (2021). Predicting river channel pattern based on stream power, bed material and bank strength. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 45(2), 253-278.
- CARLSON, J. Y., ANDRUS, C. W., & FROELICH, H. A. (1990). Woody debris, channel features, and macroinvertebrates of streams with logged and undisturbed riparian timber in northeastern Oregon, U.S.A.. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* (47), 1103-1111.
- CASAS, J. J., LARRAÑAGA, A., MENÉNDEZ, M., POZO, J., BASAGUREN, A., MARTÍNEZ, A., PÉREZ, J., GONZÁLEZ, J. M., MOLLÁ, S., CASADO, C., DESCALS, E., ROBLAS, N., LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A., & VALENZUELA, J. L. (2013). Leaf litter decomposition of native and introduced tree species of contrasting quality in headwater streams: how does the regional setting matter?. *Science of the Total Environment*, 458, 197-208.
- CASTELLE, A. J., JOHNSON, A. W., & CONOLLY, C. (1994). Wetland and stream buffer size requirements—a review. *Journal of Environmental Quality*, 23(5), 878-882.
- CAVALLARO, M. C., MAIN, A. R., LIBER, K., PHILLIPS, I. D., HEADLEY, J. V., PERU, K. M., & MORRISSEY, C. A. (2019). Neonicotinoids and other agricultural stressors collectively modify aquatic insect communities. *Chemosphere*, 226, 945–955.
- CHAPMAN, A. S., FOSTER, I. D., LEES, J. A., & HODGKINSON, R. A. (2005). Sediment delivery from agricultural land to rivers via subsurface drainage. *Hydrological Processes*, 19(15), 2875-2897.
- CILLERO, C., PARDO, I., & LÓPEZ, E. S. (1999). Comparisons of riparian vs. over stream trap location in the estimation of vertical litterfall inputs. *Hydrobiologia*, 416, 171-179.
- CLAESON, S. M., & COFFIN, B. (2016). Physical and biological responses to an alternative removal strategy of a moderate-sized dam in Washington, USA. *River Research and Applications*, 32(6), 1143-1152.
- COATS, W. A., & JACKSON, C. R. (2020). Riparian canopy openings on mountain streams: Landscape controls upon temperature increases within openings and cooling downstream. *Hydrological Processes*, 34(8), 1966-1980.
- COCKLE, K. L., & RICHARDSON, J. S. (2003). Do riparian buffer strips mitigate the impacts of clearcutting on small mammals? *Biological Conservation*, 113, 133–140.
- COLLIER, K. J., RUTHERFORD, J. C., QUINN, J. M., & DAVIES-COLLEY, R. J. (2001). Forecasting rehabilitation outcomes for degraded New Zealand pastoral streams. *Water Science and Technology*, 43(9), 175-184.
- COLLINS, A. L., HUGHES, G., ZHANG, Y., & WHITEHEAD, J. (2009). Mitigating diffuse water pollution from agriculture: Riparian buffer strip performance with width. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 4(39), 15.

- COLLINS, A. L., PULLEY, S., FOSTER, I. D., GELLIS, A., PORTO, P., & HOROWITZ, A. J. (2017). Sediment source fingerprinting as an aid to catchment management: a review of the current state of knowledge and a methodological decision-tree for end-users. *Journal of Environmental Management*, 194, 86-108.
- COLLINS, A. L., WALLING, D. E., MCMELLIN, G. K., ZHANG, Y., GRAY, J., MCGONIGLE, D., & CHERRINGTON, R. (2010). A preliminary investigation of the efficacy of riparian fencing schemes for reducing contributions from eroding channel banks to the siltation of salmonid spawning gravels across the south west UK. *Journal of Environmental Management*, 91(6), 1341-1349.
- COLLINS, B. D., & MONTGOMERY, D. R. (2002). Forest development, wood jams, and restoration of floodplain rivers in the Pudget Lowland, Washington. *Restoration Ecology* (10), 237-247.
- COLLINS, K. E., DOSCHER, C., RENNIE, H. G. & ROSS, J. G. (2012). The effectiveness of riparian "restoration" on water quality - a case study of lowland streams in Canterbury, New Zealand. *Restoration Ecology*, 21, 40 - 48.
- COLLINS, K. E., DOSCHER, C., RENNIE, H. G., & ROSS, J. G. (2013). The effectiveness of riparian 'restoration' on water quality - a case study of lowland streams in Canterbury, New Zealand. *Restoration Ecology*, 21, 40-48.
- COMITI, F., LUCÍA, A., & RICKENMANN, D. (2016). Large wood recruitment and transport during large floods: a review. *Geomorphology*, 269, 23-39.
- CONNERS, M. E., & NAIMAN, R. J. (1984). Particulate allochthonous inputs: relationships with stream size in an undisturbed watershed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41(10), 1473-1484.
- COX, T. J., & RUTHERFORD, J. C. (2000). Thermal tolerances of two stream invertebrates exposed to diurnally varying temperature. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 34(2), 203-208.
- CROOK, D. A., & ROBERTSON, A. I. (1999). Relationship between riverine fish and woody debris: implications for lowland rivers. *Marine and Freshwater Research* (50), 941-953.
- CROONQUIST, M. J., & BROOKS, R. P. (1993) Effects of habitat disturbance on bird communities in riparian corridors. *Journal of Soil and Water Conservation*, 48, 65-70.
- CROSATO, A., & MOSSELMAN, E. (2009). Simple physics-based predictor for the number of river bars and the transition between meandering and braiding. *Water Resources Research*, 45(3).
- CURRAN, J. H., & WOHL, E. E. (2003). Large woody debris and flow resistance in step-pool channels, Cascade Range, Washington. *Geomorphology* (51), 141-157.
- DAHM, V., HERING, D., NEMITZ, D., GRAF, W., SCHMIDT-KLOIBER, A., LEITNER, P., MELCHER, A., & FELD, C. K. (2013). Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. *Hydrobiologia*, 704(1), 389-415.
- DAN MOORE, R., SPITTLEHOUSE, D. L., & STORY, A. (2005). Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(4), 813-834.
- DARVEAU, M., LABBÉ, P., BEAUCHESNE, P., BÉLANGER, L., & HUOT, J. (2001). The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *Forest Ecology and Management*, 143, 95-104.
- DAVIES, P. E., & NELSON, M. (1994). Relationship between Riparian Buffer Widths and the Effects of Logging on Stream Habitat, Invertebrate Community Composition and Fish Abundance. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 45, 1289-1305.
- DAVIES-COLLEY, R. J. (1997). Stream channels are narrower in pasture than in forest. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 31(5), 599-608.

- DEASY, C., BRAZIER, R. E., HEATHWAITE, A. L., & HODGKINSON, R. (2009). Pathways of runoff and sediment transfer in small agricultural catchments. *Hydrological Processes*, 23(9), 1349-1358.
- DECAMPS, H., JOACHIM, J., & LAUGA, J. (1987). The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the river garonne, S. W. France. *Regulated Rivers: Research and Management*, 1, 301-316.
- DEKOZLOWSKI, S. J., & BUNTING, D. L. (1981). A laboratory study on the thermal tolerance of four southeastern stream insect species (Trichoptera, Ephemeroptera). *Hydrobiologia*, 79(2), 141-145.
- DELONG, M. D., & BRUSVEN, M. A. (1994). Allochthonous input of organic matter from different riparian habitats of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management*, 18(1), 59-71.
- DESMET, N. J. S., VAN BELLEGHEM, S., SEUNTJENS, P., BOUMA, T. J., BUIS, K., & MEIRE, P. (2011). Quantification of the impact of macrophytes on oxygen dynamics and nitrogen retention in a vegetated lowland river. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(12), 479-489.
- DODD, R. J., & SHARPLEY, A. N. (2016). Conservation practice effectiveness and adoption: unintended consequences and implications for sustainable phosphorus management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104 (3), 373-392.
- DOLLOFF, C. A., WARREN, M. L. (2003). Fish relationship with large wood in small streams. in: S. Gregory, K. L. Boyer, A. M. Gurnell. *The ecology and management of wood in world rivers*. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland, 179-193.
- DONDINA, O., KATAOKA, L., ORIOLI, V. & BANI, L. (2016). How to manage hedgerows as effective ecological corridors für mammals: A two-species approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 231, 283-290.
- DORIOZ, J. M., WANG, D., POULENARD, J., & TREVISAN, D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics - a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 117(1), 4-21.
- DOSSKEY, M. G. (2001). Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environmental Management*, 28(5), 577-598.
- DOSSKEY, M. G., HELMERS, M. J., & EISENHAUER, D. E. (2008). A design aid for determining width of filter strips. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63(4), 232-241.
- DOSSKEY, M. G., VIDON, P., GURWICK, N. P., ALLAN, C. J., DUVAL, T. P., & LOWRANCE, R. (2010). The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams 1. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(2), 261-277.
- DOUGHTY, M., SAWYER, A. H., WOHL, E., & SINGHA, K. (2020). Mapping increases in hyporheic exchange from channel-spanning logjams. *Journal of Hydrology*, 587, 124931.
- DOWNES, B. J., LANCASTER, J., GLAISTER, A., & BOVILL, W. D. (2016). A fresh approach reveals how dispersal shapes metacommunity structure in a human-altered landscape. *Journal of Applied Ecology*. 11.
- DRIPPS, W., & GRANGER, S. R. (2013). The impact of artificially impounded, residential headwater lakes on downstream water temperature. *Environmental Earth Sciences*, 68(8), 2399-2407.
- DWD (2020). Nationaler Klimareport. 4. korrigierte Auflage, Deutscher Wetterdienst, Potsdam, Deutschland, 54 Seiten.
- Eaton, B. C. (2006). Bank stability analysis for regime models of vegetated gravel bed rivers. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group*, 31(11), 1438-1444.
- EATON, B. C., & GILES, T. R. (2009). Assessing the effect of vegetation-related bank strength on channel morphology and stability in gravel-bed streams using numerical models. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(5), 712-724.

- EATON, B. C., MILLAR, R. G., & DAVIDSON, S. (2010). Channel patterns: Braided, anabranching, and single-thread. *Geomorphology*, 120(3-4), 353-364.
- EDINGER, J. E., DUTTWEILER, D. W., & GEYER, J. C. (1968). The response of water temperatures to meteorological conditions. *Water Resources Research*, 4(5), 1137-1143.
- EHLERT, T. (2009). Flugaktivität, Eiablage und Habitatbindung von Köcherfliegen (Trichoptera) an Fließgewässern. *Essener Ökologische Schriften*, 27, 1-169.
- EHRMAN, T. P., & LAMBERTI, G. A. (1992). Hydraulic and particulate matter retention in a 3rd-order Indiana stream. *Journal of the North American Benthological Society* (11), 341-349.
- ELBRECHT, V., BEERMANN, A. J., GOESSLER, G., NEUMANN, J., TOLLRIAN, R., WAGNER, R., WLECKLIK, A., PIGGOTT, J. J., MATTHAEI, C. D., & LEESE, F. (2016). Multiple-stressor effects on stream invertebrates: a mesocosm experiment manipulating nutrients, fine sediment and flow velocity. *Freshwater Biology*, 61(4), 362-375.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Auflage, Stuttgart: Ulmer.
- ELLIOTT, J. M., HURLEY, M. A., & FRYER, R. J. (1995). A new, improved growth model for brown trout, *Salmo trutta*. *Functional Ecology*, 290-298.
- ELLIOTT, J., & ELLIOTT, J. A. (2010). Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology*, 77(8), 1793-1817.
- ELLIOTT, K. J., & VOSE, J. M. (2016). Effects of riparian zone buffer widths on vegetation diversity in southern Appalachian headwater catchments. *Forest Ecology and Management*, 376, 9-23.
- EVANGELISTA, H. B., MICHELAN, T. S., GOMES, L. C., & THOMAZ, S. M. (2017). Shade provided by riparian plants and biotic resistance by macrophytes reduce the establishment of an invasive *Poaceae*. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 648-656.
- FARKAS, A., SZÁZ, D., EGRI, Á., BARTA, A., MÉSZÁROS, Á., HEGEDÜS, R., HORVÁTH, G., & KRISKA, G. (2016). Mayflies are least attracted to vertical polarization: a polarotactic reaction helping to avoid unsuitable habitats. *Physiology & Behavior*, 163, 219-227.
- FAUSCH, K. D., & NORTHCOTE, T. G. (1992). Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* (49), 682-693.
- FEBER, R. E., JOHNSON, P. J., FIRBANK, L. G., HOPKINS, A., & MACDONALD, D. W. (2007). A comparison of butterfly populations on organically and conventionally managed farmland. *Journal of Zoology*, 273(1), 30-39.
- FELD, C. K., & HERING, D. (2017). Riparian-to-catchment management options for stressor reduction and ecological status enhancement in lotic systems—a review. MARS deliverable 4.2.1, <http://www.mars-project.eu/index.php/deliverables.html>.
- FELD, C.K., BIRK, S., BRADLEY, D.C., HERING, D., KAIL, J., MARZIN, A., MELCHER, A., NEMITZ, D., PETERSEN, M.L., PLETTERBAUER, F., PONT, D., VERDONSCHOT, P.F.M., & FRIBERG, N. (2011). From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. *Advances in Ecological Research*, 44, 119-209.
- FELD, C.K., FERNANDES, M.R., FERREIRA, M.T., HERING, D., ORMEROD, S.J., VENOHR, M., & GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C. (2018). Evaluating riparian solutions to multiple stressor problems in river ecosystems – A conceptual study. *Water Research*, 139, 381-394.
- FENNESSY, M. S., & CRONK, J. K. (1997). The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 27(4), 285-317.
- FERNÁNDEZ-NAVEIRA, A., RIOBOO, C., CID, A., & HERRERO, C. (2016). Atrazine induced changes in elemental and biochemical composition and nitrate reductase activity in *Chlamydomonas reinhardtii*. *European Journal of Phycology*, 51(3), 338-345.

- FERREIRA, M. T., & MOREIRA, I. S. (1999). River plants from an Iberian basin and environmental factors influencing their distribution. In *Biology, Ecology and Management of Aquatic Plants*. Springer, Dordrecht, 101-107.
- FETHERSTON, K. L., NAIMAN, R. J., & BILBY, R. E. (1995). Large woody debris, physical process, and riparian forest development in montane river networks of the Pacific Northwest. *Geomorphology* (13), 133-144.
- FICETOLA, G. F., PADOA-SCHIOPPA, E., & DE BERNARDI, F. (2009). Influence of landscape elements in riparian buffers on the conservation of semiaquatic amphibians. *Conservation Biology*, 23, 114-123.
- FISCHER, H., KLOEP, F., WILZCEK, S., & PUSCH, M. T. (2005). A river's liver–microbial processes within the hyporheic zone of a large lowland river. *Biogeochemistry*, 76(2), 349-371.
- FORIO, M. A. E., DE TROYER, N., LOCK, K., WITING, F., BAERT, L., SAEYER, N. D., RÏS, G., POPESCU, C., BURDON, F. J., KUPILAS, B., FRIBERG, N., BOETS, P., VOLK, M., MCKIE, B. G., & GOETHALS, P. (2020). Small Patches of Riparian Woody Vegetation Enhance Biodiversity of Invertebrates. *Water*, 12(11), 3070.
- FORTNER, S. L., & WHITE, D. S. (1988). Interstitial water patterns: a factor influencing the distributions of some lotic aquatic vascular macrophytes. *Aquatic Botany*, 31(1-2), 1-12.
- FOUCHER, A., LACEBY, P. J., SALVADOR-BLANES, S., EVRARD, O., LE GALL, M., LEFÈVRE, I., CERDAN, O., RAJKUMAR, V., & DESMET, M. (2015). Quantifying the dominant sources of sediment in a drained lowland agricultural catchment: The application of a thorium-based particle size correction in sediment fingerprinting. *Geomorphology*, 250, 271-281.
- FRIBERG, N., DYBKJAER, J. B., OLAFSSON, J. S., GISLASON, G. M., LARSEN, S. E., & LAURIDSEN, T. L. (2009). Relationships between structure and function in streams contrasting in temperature. *Freshwater Biology*, 54(10), 2051-2068.
- GERECKE, A. C., SCHÄRER, M., SINGER, H. P., MÜLLER, S. R., SCHWARZENBACH, R. P., SÄGESSER, M., OCHSENBEIN, U., & POPOW, G. (2002). Sources of pesticides in surface waters in Switzerland: pesticide load through waste water treatment plants—current situation and reduction potential. *Chemosphere*, 48(3), 307-315.
- GERICKE, A., NGUYEN, H.H., FISCHER, P., KAIL, J., & VENOHR, M. (2020). Deriving a Bayesian Network to assess the retention efficacy of riparian buffer zones. *Water* 12, 617.
- GHERMANDI, A., VANDENBERGHE, V., BENEDETTI, L., BAUWENS, W., & VANROLLEGHEM, P. A. (2009). Model-based assessment of shading effect by riparian vegetation on river water quality. *Ecological Engineering*, 35(1), 92-104.
- GIESWEIN, A., HERING, D., & FELD, C. K. (2017). Additive effects prevail: The response of biota to multiple stressors in an intensively monitored watershed. *Science of the Total Environment*, 593, 27-35.
- GIESWEIN, A., HERING, D., & LORENZ, A. W. (2019). Development and validation of a macroinvertebrate-based biomonitoring tool to assess fine sediment impact in small mountain streams. *Science of the Total Environment*, 652, 1290-1301.
- GILBERT-NORTON, L., WILSON, R., STEVENS, J. R., & BEARD, K. H. (2010). A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology*, 24(3), 660-668.
- GILING, D. P., MAC NALLY, R., & THOMPSON, R. M. (2015). How sensitive are invertebrates to riparian-zone replanting in stream ecosystems?. *Marine and Freshwater Research*, 67(10), 1500-1511.
- GRAY, L. J. (1997). Organic matter dynamics in Kings Creek, Konza Frairie, Kansas, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1), 50-54.
- GREENWOOD, M. J., HARDING, J. S., NIYOGI, D. K., & MCINTOSH, A. R. (2012). Improving the effectiveness of riparian management for aquatic invertebrates in a degraded agricultural landscape: stream size and land-use legacies. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 213-222.

- GREGORY, K. J., GURNELL, A. M., & HILL, C. T. (1985). The permanence of debris dams related to river channel processes. *Hydrological Sciences* (30), 371-381.
- GREGORY, S. V., MELEASON, M. A., & SOBOTA, D. J. (2003). Modeling the dynamics of wood in streams and rivers. in: S. Gregory, K. L. Boyer, A. M. Gurnell. *The ecology and management of wood in world rivers*. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland, 315-335.
- GRENOUILLET, G., PONT, D., & OLIVIER, J. M. (2000). Habitat occupancy patterns of juvenile fishes in a large lowland river: interactions with macrophytes. *Archiv für Hydrobiologie*, 149(2), 307-326.
- GRIFFITH, M. B., HILL, B. H., HERLIHY, A., & KAUFMANN, P. R. (2002). Multivariate analysis of periphyton assemblages in relation to environmental gradients in Colorado Rocky Mountain streams. *Journal of Phycology*, 38, 83-95.
- GRUNBLATT, J., MEYER, B. E., & WIPFLI, M. S. (2019). Invertebrate prey contributions to juvenile coho salmon diet from riparian habitats along three alaska streams: Implications for environmental change. *Journal of Freshwater Ecology*, 34(1), 617-631.
- GURNELL, A. M., GREGORY, K. J., PETTS, G. E. (1995). Case studies and reviews: The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: implications for management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* (5), 143-166.
- GUZY, J., HALLORAN, K., HOMOYACK, J., & WILLSON, J. D. (2019). Influence of riparian buffers and habitat characteristics on salamander assemblages in headwater streams within managed forests. *Forest Ecology and Management*, 432, 868-883.
- HADDAWAY, N. R., BROWN, C., EALES, J., EGGERS, S., JOSEFSSON, J., KRONVANG, B., RANDALL, N. P., & UUSI-KÄMPPIÄ, J. (2018). The multifunctional roles of vegetated strips around and within agricultural fields. *Environmental Evidence*, 7(1), 14.
- HAGAR, J. C. (1999). Influence of Riparian Buffer Width on Bird Assemblages in Western Oregon. *Journal of Wildlife Management*, 63, 484-496.
- HAIDEKKER, A., & HERING, D. (2008). Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: a multivariate study. *Aquatic Ecology*, 42(3), 463-481.
- HARDING, J. S., CLAASSEN, K., & EVERS, N. (2006). Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia*, 568(1), 391-402.
- HAURY, J., & BAGLINIERE, J. L. (1996). Macrophytes as structuring component for fish habitat in a salmonid river. A study of fish microrepartition in a macrophyte site in the River Scorff (Southern Brittany). *Cybiurn*, 20, 111-127.
- HAWTHORNE, A., & HASSALL, M. (1995). The effect of cereal headland treatments on carabid communities. In 1. EU Workshop on Enhancement, Dispersal and Population Dynamics of Beneficial Insects in Integrated Agrosystems, Aarhus (Denmark), 21–23 Oct 1993. Aarhus University.
- HERING, D. (1995). Nahrungsökologische Beziehungen zwischen limnischen und terrestrischen Zoozönosen im Uferbereich nordalpiner Fließgewässer. Dissertation Marburg, 207.
- HERING, D., & PLACHTER, H. (1997) Riparian Ground Beetles (Coleoptera, Carabidae) preying on aquatic invertebrates: a feeding strategy in alpine floodplains. *Oecologia*, 111, 261-270.
- HERING, D., JOHNSON, R. K., KRAMM, S., SCHMUTZ, S., SZOSZKIEWICZ, K., & VERDONSCHOT, P. F. (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, 51(9), 1757-1785.
- HERING, D., OLBERG, S., BECKERT, J. M., & KAIL, J. (2021). Studie zu Insekten in Gewässerrandstreifen. Im Auftrag des Naturschutzbundes Deutschland, unveröffentlicht.

- HERING, D., REICH, M., & PLACHTER, H. (1993). Auswirkungen von gleichaltrigen Fichten-Monokulturen auf die Fauna von Mittelgebirgsbächen. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 2, 31-42.
- HICKEY, M. B. C., & DORAN, B. (2004). A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. *Water Quality Research Journal*, 39(3), 311-317.
- HICKS, B. J. (1997). Food webs in forest and pasture streams in the Waikato region, New Zealand: a study based on analyses of stable isotopes of carbon and nitrogen, and fish gut contents. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 31(5), 651-664.
- HILL, A. R. (2019). Groundwater nitrate removal in riparian buffer zones: a review of research progress in the past 20 years. *Biogeochemistry*, 143(3), 347-369.
- HILL, B. H., HERLIHY, A. T., KAUFMANN, P. R., DECELLES, S.J., & VANDER BORGH, M. A. (2003). Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecological Indicators*, 2, 325-338.
- HILTON, J., O'HARE, M., BOWES, M. J., & JONES, J. I. (2006). How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment*, 365(1-3), 66-83.
- HILTY, J. A., & MERENLENDER, A. M. (2004). Use of Riparian Corridors and Vineyards by Mammalian Predators in Northern California. *Conservation Biology*, 18, 126-135.
- HOFFMANN, A., & HERING, D. (2000). Wood-associated macroinvertebrate fauna in Central European streams. *International Review of Hydrobiology* (85), 25-48.
- HOFFMANN, C. C., KJAERGAARD, C., UUSI-KÄMPPIÄ, J., HANSEN, H. C. B., & KRONVANG, B. (2009). Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38(5), 1942-1955.
- HOTHORN T., HORNIK, K. & ZEILEIS, A. (2006). Unbiased Recursive Partitioning: A Conditional Inference Framework, *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 15:3, 651-674.
- HOTHORN, T. & ZEILEIS, A. (2015): partykit: A Modular Toolkit for Recursive Partytioning in R. *Journal of Machine Learning Research*, 16, 3905-3909.
- HUGHES, A. O. (2016). Riparian management and stream bank erosion in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 50(2), 277-290.
- HUSSNER, A., & LÖSCH, R. (2005). Alien aquatic plants in a thermally abnormal river and their assembly to neophyte-dominated macrophyte stands (River Erft, Northrhine-Westphalia). *Limnologica*, 35(1-2), 18-30.
- HUTCHINS, M. G., JOHNSON, A. C., DEFLANDRE-VLANDAS, A., COMBER, S., POSEN, P., & BOORMAN, D. (2010). Which offers more scope to suppress river phytoplankton blooms: reducing nutrient pollution or riparian shading? *Science of the Total Environment*, 408(21), 5065-5077.
- IKSR (2010). Auswertungsbericht Biozide und Korrosionsschutzmittel. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR).
- ILHARDT, B., VERRY, E., & PALIK, B. (2000). Defining riparian areas in riparian management in forests of the Continental Eastern United States. New York, Lewis Publishers.
- JOBSON, H. E. (1973). The dissipation of excess heat from water systems. *American Society of Civil Engineers*, 99 PO1, 89-103.
- JOHNSON, R. K., & HERING, D. (2009). Response of taxonomic groups in streams to gradients in resource and habitat characteristics. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), 175-186.
- JONES, K. L., POOLE, G. C., MEYER, J. L., BUMBACK, W., & KRAMER, E. A. (2006). Quantifying expected ecological response to natural resource legislation: a case study of riparian buffers, aquatic habitat, and trout populations. *Ecology and Society*, 11(2).
- JOWETT, I. G., RICHARDSON, J., & BOUBÉE, J. A. (2009). Effects of riparian manipulation on stream communities in small streams: Two case studies. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 43(3), 763-774.

- KAENEL, B. R., BUEHRER, H., & UEHLINGER, U. (2000). Effects of aquatic plant management on stream metabolism and oxygen balance in streams. *Freshwater Biology*, 45(1), 85-95.
- KAIL, J. (2003). Influence of large woody debris on the morphology of six central European streams. *Geomorphology*, 51, 207-223.
- KAIL, J. (2004). Geomorphic effects of large wood in streams and rivers and its use in stream restoration: a Central European perspective (Doctoral dissertation).
- KAIL, J., & GERHARD, M. (2003). Totholz in Fließgewässern--eine Begriffsbestimmung. *Wasser und Boden*, 55(1-2), 49-55.
- KAIL, J., PALT, M., LORENZ, A., & HERING, D. (2021). Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configuration and daily temperature fluctuations. *Hydrological Processes*, 35, e14008.
- KAYLOR, M. J., & WARREN, D. R. (2018). Canopy closure after four decades of postlogging riparian forest regeneration reduces cutthroat trout biomass in headwater streams through bottom-up pathways. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(4), 513-524.
- KELLEHER, C., WAGENER, T., GOOSEFF, M., MCGLYNN, B., MCGUIRE, K. & MARSHALL, L. (2012). Investigating controls on the thermal sensitivity of Pennsylvania streams. *Hydrological Processes*, 26, 771 - 785.
- KELLER, E. A., & SWANSON, F. J. (1979). Effects of large organic material on channel form and fluvial processes. *Earth Surface Processes*, 4(4), 361-380.
- KEMP, P., SEAR, D., COLLINS, A., NADEN, P., & JONES, I. (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes*, 25(11), 1800-1821.
- KIFFNEY, P. M., RICHARDSON, J. S., & BULL, J. P. (2003). Responses of periphyton and insects to experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams. *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 1060-1076.
- KING, R. S., BRAIN, R. A., BACK, J. A., BECKER, C., WRIGHT, M. V., TOTEU DJOMTE, V., W., SCOTT, C., VIRGIL, S. R., BROOKS, B. W., HOSMER, A. J., & CHAMBLISS, C. K. (2016). Effects of pulsed atrazine exposures on autotrophic community structure, biomass, and production in field-based stream mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(3), 660-675.
- KINLEY, T. A., & NEWHOUSE, N. J. (1997). Relationship of Riparian Reserve Zone Width to Bird Density and Diversity in Southeastern British Columbia. *Northwest Science*, 71, 75-86.
- KJÆR, C., & ELMGAARD, N. (1996). Effect of herbicide treatment on host plant quality for a leaf-eating beetle. *Pesticide Science*, 47(4), 319-325.
- KLEINHANS, M. G., & VAN DEN BERG, J. H. (2011). River channel and bar patterns explained and predicted by an empirical and a physics-based method. *Earth Surface Processes and Landforms*, 36(6), 721-738.
- KNIGHTON, D. (1998). *Fluvial forms and processes - a new perspective*. Oxford University Press, New York.
- KRUTZ, L. J., SENSEMAN, S. A., ZABLOTOWICZ, R. M., & MATOCHA, M. A. (2005). Reducing herbicide runoff from agricultural fields with vegetative filter strips: a review. *Weed Science*, 53(3), 353-367.
- LACAS, J. G., VOLTZ, M., GOUY, V., CARLUER, N., & GRIL, J. J. (2005). Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 253-266.
- LAMBA, J., THOMPSON, A. M., KARTHIKEYAN, K., & FITZPATRICK, F. A. (2015). Sources of fine sediment stored in agricultural lowland streams, Midwest, USA. *Geomorphology*, 236, 44-53.
- LANGE, K., TOWNSEND, C. R., & MATTHAEI, C. D. (2014). Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment?. *Freshwater Biology*, 59(12), 2431-2446.

- LANUV NRW (2017). NRW-Verfahren zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten Fortschreibung und Metrifizierung. LANUV-Arbeitsblatt 30, 2. überarbeitete und ergänzte Auflage, 96 Seiten, https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/4_arbeitsblaetter/Arbeitsblatt_30_2_Auflage_web.pdf.
- LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998). Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Berlin, 1998.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2007). RaKon - Rahmenkonzeption Monitoring. Arbeitspapier des LAWA-AO, Teil B - Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibung, Stand: 07.03.2007.
- LE GALL, M., EVRARD, O., THIL, F., FOUCHER, A., LACEBY, J. P., MANIÈRE, L., SALVADOR-BLANES, S., & AYRAULT, S. (2017). Examining suspended sediment sources and dynamics during flood events in a drained catchment using radiogenic strontium isotope ratios ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$). *Chemical Geology*, 449, 147-157.
- LECERF, A., & RICHARDSON, J. S. (2010). Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition. *Forest Ecology and Management*, 259(12), 2433-2443.
- LECERF, A., DOBSON, M., DANG, C. K., & CHAUVET, E. (2005). Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. *Oecologia*, 146(3), 432-442.
- LENNARTZ, B. (2011). Funktionsweise und Effektivität von Gewässerrandstreifen zur Reduzierung von Stoffeinträgen in Oberflächengewässer über den Grundwasserpfad. Abschlussarbeit Universität Rostock, 145.
- LEROY, C. J., & MARKS, J. C. (2006). Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 51(4), 605-617.
- LISS, M., LIEBMANN, L., VORMEIER, P., WEISNER, O., ALTENBURGER, R., BORCHARDT, D., BRACK, W., CHATZINOTAS, A., ESCHER, B., FOIT, K., GUNOLD, R., HENZ, S., HITZFELD, K. L., SCHMITT-JANSEN, M., KAMJUNKE, N., KASKE, O., KNILLMANN, S., KRAUSS, M., KÜSTER, E., LINK, M., LÜCK, M., MÖDERL, M., MÜLLER, A., PASCHKE, A., SCHÄFER, R. B., SCHNEEWEISS, A., SCHREINER, V. C., SCHULZE, T., SCHÜRMANN, G., TÜMPLING, W., WEITERE, M., WOGRAM, J., & REEMTSMA, T. (2021). Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Research*, 201, 117262.
- LIND, L., HASSELQUIST, E. M., & LAUDON, H. (2019). Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 249, 109391.
- LIU, X., ZHANG, X., & ZHANG, M. (2008). Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: A review and analysis. *Journal of Environmental Quality*, 37(5), 1667-1674.
- LOICQ, P., MOATAR, F., JULLIAN, Y., DUGDALE, S. J., & HANNAH, D. M. (2018). Improving representation of riparian vegetation shading in a regional stream temperature model using LiDAR data. *Science of the Total Environment*, 624, 480-490.
- LORENZ, A.W. & FELD, C.K. (2013). Upstream river morphology and riparian land use overrule local restoration effects on ecological status assessment, *Hydrobiologia*, 704,489-501.
- LOVELL, S. T., & SULLIVAN, W. C. (2006). Environmental benefits of conservation buffers in the United States: evidence, promise, and open questions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112(4), 249-260.
- LUNDIN, O., M. RUNDLÖF, H.G. SMITH, I. FRIES & R. BOMMARCO (2015). Neonicotinoid insecticides and their impacts on bees: A systematic review of research approaches and identification of knowledge gaps. *PLOS One*. 27. August 2015, 1–20, doi:10.1371/journal.pone. 0136928.

- LUSARDI, R. A., JEFFRES, C. A., & MOYLE, P. B. (2018). Stream macrophytes increase invertebrate production and fish habitat utilization in a California stream. *River Research and Applications*, 34(8), 1003-1012.
- MACDONALD, A., & KELLER, E. A. (1987). Stream channel response to the removal of large woody debris, Larry Damm Creek, northwestern California. In: R. L. Beschta, T. Blinn, G. E. Grant, G. G. Ice, F. J. Swanson. *Erosion and sedimentation in the Pacific Rim (Proceedings of the Corvallis Symposium, August, 1987)*. Proceedings of the Corvallis Symposium, August, 1987, IAHS Publ. No. 165, Corvallis, Oregon, 405-406.
- MADDEN, D., HARRISON, S., FINN, J. A., & HUALLACHAIN, D. O. (2015). Riparian buffer zones in intensive grassland agri-systems are not necessarily a refuge for high conservation value species. In *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy 115*, No. 3 Royal Irish Academy, 191-210.
- MAHEU, A., ST-HILAIRE, A., CAISSIE, D., & EL-JABI, N. (2016). Understanding the thermal regime of rivers influenced by small and medium size dams in Eastern Canada. *River Research and Applications*, 32(10), 2032-2044.
- MALLIK, A. U., KREUTZWEISER, D.P., & SPALVIERI, C.M. (2014) Forest regeneration in gaps seven years after partial harvesting in riparian buffers of boreal mixedwood streams, *Forest Ecology and Management*, 312,117-128.
- MANDER, Ü., TOURNEBIZE, J., TONDERSKI, K., VERHOEVEN, J. T., & MITSCH, W. J. (2017). Planning and establishment principles for constructed wetlands and riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*.
- MANDERBACH, R. (1998). *Lebensstrategien und Verbreitung terrestrischer Arthropoden in schotterreichen Flussauen der Nordalpen*. Dissertation Universität Marburg.
- MANGA, M., & KIRCHNER, J. W. (2000). Stress partitioning in streams by large woody debris. *Water Resources Research* (36), 2373-2379.
- MASER, C., & SEDELL, J. R. (1994). *From the forest to the sea - The ecology of wood in streams, rivers, estuaries, and oceans*. St. Lucie Press, Delray Beach, 196.
- MATTHAEI, C. D., PIGGOTT, J. J., & TOWNSEND, C. R. (2010). Multiple stressors in agricultural streams: interactions among sediment addition, nutrient enrichment and water abstraction. *Journal of Applied Ecology*, 47(3), 639-649.
- MAY, C. L. (2002). Debris flows through different forest age classes in the central Oregon coast range. *Journal of the American Water Resources Association*, 38(4), 1097-1113.
- MAYER, P. M., REYNOLDS JR, S. K., MCCUTCHEN, M. D., & CANFIELD, T. J. (2007). Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36(4), 1172-1180.
- MCBRIDE, M., HESSION, W. C., & RIZZO, D. M. (2010). Riparian reforestation and channel change: How long does it take? *Geomorphology*, 116(3-4), 330-340.
- MCCRACKEN, D. I., COLE, L. J., HARRISON, W., & ROBERTSON, D. (2012). Improving the farmland biodiversity value of riparian buffer strips: Conflicts and compromises. *Journal of Environmental Quality*, 41(2), 355-363.
- MCMAHON, T. E., & HARTMAN, G. F. (1989). Influence of cover complexity and current velocity on winter habitat use by juvenile Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* (46), 1551-1557.
- MENNINGER, H. L., & PALMER, M. A. (2007). Herbs and grasses as an allochthonous resource in open-canopy headwater streams. *Freshwater Biology*, 52(9), 1689-1699.
- MOHR, S., BERGHAIN, R., FEIBICKE, M., MEINECKE, S., OTTENSTRÖER, T., SCHMIEDLING, I., SCHMIEDICHE, R., & SCHMIDT, R. (2007). Effects of the herbicide metazachlor on macrophytes and ecosystem function in freshwater pond and stream mesocosms. *Aquatic Toxicology*, 82(2), 73-84.

- MORRISSEY, C. A., MINEAU, P., DEVRIES, J. H., SANCHEZ-BAYO, F., LIESS, M., CAVALLARO, M. C., & LIBER, K. (2015). Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: a review. *Environment International*, 74, 291–303.
- MOSLEY E., HOLMES, S. B., & NOL, E. (2006) Songbird diversity and movement in upland and riparian habitats in the boreal mixedwood forest of northeastern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research*, 36, 1149–1164.
- MÜLLER, K., BACH, M., HARTMANN, H., SPITELLER, M., & FREDE, H. G. (2002). Point-and nonpoint-source pesticide contamination in the Zwester Ohm catchment, Germany. *Journal of Environmental Quality*, 31(1), 309-318.
- MÜNZE, R., HANNEMANN, C., ORLINSKIY, P., GUNOLD, R., PASCHKE, A., FOIT, K., BECKER, J., KASKE, O., PAULSSON, E., PETERSON, M., JERNSTEDT, H., KREUGER, J., SCHÜÜRMAN, G., & LIESS, M. (2017). Pesticides from wastewater treatment plant effluents affect invertebrate communities. *Science of the Total Environment*, 599, 387-399.
- MUSCUTT, A. D., HARRIS, G. L., BAILEY, S. W., & DAVIES, D. B. (1993). Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 45(1-2), 59-77.
- MUTINOVA, P. T., KAHLERT, M., KUPILAS, B., MCKIE, B. G., FRIBERG, N., & BURDON, F. J. (2020). Benthic Diatom Communities in Urban Streams and the Role of Riparian Buffers. *Water*, 12(10), 2799.
- MUTZ, M., & RHODE, A. (2003). Processes of surface-subsurface water exchange in a low energy sand-bed stream. *International Review of Hydrobiology* (88), 290-303.
- NAIMAN, R. J., DECAMPS, H., & POLLOCK, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, 3(2), 209-212.
- NAKAMURA, F., SWANSON, F. J. (1993). Effects of coarse woody debris on morphology and sediment storage of a mountain stream system in Western Oregon. *Earth Surface Processes and Landforms* (18), 43-61.
- NAKANO, S., MIYASAKA, H., & KUHARA, N. (1999). Terrestrial–aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. *Ecology*, 80(7), 2435-2441.
- NEBGEN, E. L., & HERRMAN, K. S. (2019). Effects of shading on stream ecosystem metabolism and water temperature in an agriculturally influenced stream in central Wisconsin, USA. *Ecological Engineering*, 126, 16-24.
- NEUMANN, M., SCHULZ, R., SCHÄFER, K., MÜLLER, W., MANNHELLER, W., & LIESS, M. (2002). The significance of entry routes as point and non-point sources of pesticides in small streams. *Water Research*, 36(4), 835-842.
- NEWBOLD, J. D., ERMAN, D. C., & ROBY, K. B. (1980). Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(7), 1076-1085.
- NIJBOER, R. C., & VERDONSCHOT, P. F. (2004). Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. *Ecological Modelling*, 177(1-2), 17-39.
- NOEL, D. S., MARTIN, C. W., & FEDERER, C. A. (1986). Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton. *Environmental Management*, 10(5), 661-670.
- NOWELL, L. H., MORAN, P. W., SCHMIDT, T. S., NORMAN, J. E., NAKAGAKI, N., SHODA, M. E., MAHLER, B. J., VAN METRE, P. C., STONE, W. W., SANDSTROM, M. W. & HLADIK, M. L. (2018). Complex mixtures of dissolved pesticides show potential aquatic toxicity in a synoptic study of Midwestern US streams. *Science of the Total Environment*, 613, 1469-1488.
- O'HARE, M. T., BAATTRUP-PEDERSEN, A., BAUMGARTE, I., FREEMAN, A., GUNN, I. D., LÁZÁR, A. N., SINCLAIR, R., WADE, A. J., & BOWES, M. J. (2018). Responses of aquatic plants to eutrophication in rivers: a revised conceptual model. *Frontiers in Plant Science*, 9, 451.

- O'CONNOR, J. E., JONES, M. A., & HALUSKA, T. L. (2003). Floodplain and channel dynamics of the Quinault and Queets Rivers, Washington, USA. *Geomorphology* (51), 31-59.
- OELBERMANN, M., & GORDON, A. M. (2000). Quantity and quality of autumnal litterfall into a rehabilitated agricultural stream (Vol. 29, No. 2, pp. 603-611). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.
- O'GRADY, M. F. (1993). Initial observations on the effects of varying levels of deciduous bankside vegetation on salmonid stocks in Irish waters. *Aquaculture Research*, 24(4), 563-573.
- ORZETTI, L. L., JONES, R. C., & MURPHY, R. F. (2010). Stream condition in Piedmont streams with restored riparian buffers in the Chesapeake Bay Watershed 1. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(3), 473-485.
- PAETZOLD, A., SCHUBERT, C.J., & TOCKNER, K. (2005). Aquatic terrestrial linkages along a braided-river: Riparian arthropods feeding on aquatic insect. *Ecosystems*, 8(7), 748-759.
- PAOLINO, R. M., ROYLE, J. A., VERSIANI, N. F., RODRIGUES, T. F., PASQUALOTTO, N., KREPSCHI, V. G., CHIARELLO, A. G. (2018) Importance of riparian forest corridors for the ocelot in agricultural landscapes. *Journal of Mammalogy*, 99, 874–884.
- PARKYN, S. (2004). Review of riparian buffer zone effectiveness (Vol. 2005). Wellington, New Zealand: Ministry of Agriculture and Forestry.
- PARKYN, S. M., DAVIES-COLLEY, R. J., COOPER, A. B., & STROUD, M. J. (2005). Predictions of stream nutrient and sediment yield changes following restoration of forested riparian buffers. *Ecological Engineering*, 24(5), 551-558.
- PARKYN, S. M., DAVIES-COLLEY, R. J., HALLIDAY, N. J., COSTLEY, K. J., & CROKER, G. F. (2003). Planted riparian buffer zones in New Zealand: do they live up to expectations?. *Restoration Ecology*, 11(4), 436-447.
- PEARSON, S. F., & MANUWAL, D. A. (2001). Breeding bird response to riparian buffer width In managed Pacific Northwest Douglas-fir forests. *Ecological Applications*, 11, 840–853.
- PELLETIER-GUITTIER, C., THÉAU, J., & DUPRAS, J. (2020). Use of hedgerows by mammals in an intensive agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 302, 107079.
- PENCZAK, T. (1995). Effects of removal and regeneration of bankside vegetation on fish population dynamics in the Warta River, Poland. *Hydrobiologia*, 303, 207-210.
- PEREDO, A., HÖRREN, T., SCHLETTERER, M., KAIL, J. (2021). How far can EPTs fly? A comparison of empirical flying distances of riverine invertebrates and existing dispersal metrics. *Ecological Indicators*, 125(2-3): 107465.
- PEREIRA, P., GODINHO, C., GOMES, M., & RABAÇA, J. E. (2014). The importance of the surroundings: are bird communities of riparian galleries influenced by agroforestry matrices in SW Iberian Peninsula? *Annals of Forest Science*, 71, 33-41.
- PETERSEN, I., MASTERS, Z., HILDREW, A. G., & ORMEROD, S. J. (2004). Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. *Journal of Applied Ecology*, 41(5), 934-950.
- PICCO, L., TONON, A., RAINATO, R., & LENZI, M. A. (2016). Bank erosion and large wood recruitment along a gravel bed river. *Journal of Agricultural Engineering*, 47(2), 72-81.
- PIÉGAY, H., & GURNELL, A. M. (1997). Large woody debris and river geomorphological patten: examples from S.E. France and S. England. *Geomorphology* (19), 99-116.
- PIELECH, R., ANIOŁ-KWIATKOWSKA, J., & SZCZEŚNIAK, E. (2015). Landscape-scale factors driving plant species composition in mountain streamside and spring riparian forests. *Forest Ecology and Management*, 347, 217-227.
- PIGGOTT, J. J., LANGE, K., TOWNSEND, C. R. & MATTHAEI, C. D. (2012). Multiple stressors in agricultural streams: A mesocosm study of interactions among raised water temperature, sediment addition and nutrient enrichment. *PLOS One*, 7 (11), e49873.

- PIGGOTT, J. J., LANGE, K., TOWNSEND, C. R., & MATTHAEI, C. D. (2012). Multiple stressors in agricultural streams: a mesocosm study of interactions among raised water temperature, sediment addition and nutrient enrichment. *PLoS one*, 7(11), e49873.
- Piggott, J. J., Townsend, C. R., & Matthaei, C. D. (2015). Climate warming and agricultural stressors interact to determine stream macroinvertebrate community dynamics. *Global Change Biology*, 21(5), 1887-1906.
- PINAUD, D., CLAIREAU, F., LEUCHTMANN, M., & KERBIRIOU, C. (2018). Modelling landscape connectivity for greater horseshoe bat using an empirical quantification of resistance. *Journal of Applied Ecology*, 55(6), 2600-2611.
- PLEASANTS, J. M., & OBERHAUSER, K. S. (2013). Milkweed loss in agricultural fields because of herbicide use: effect on the monarch butterfly population. *Insect Conservation and Diversity*, 6(2), 135–144.
- Poikane, S., Várбірó, G., Kelly, M. G., Birk, S., & Phillips, G. (2021). Estimating river nutrient concentrations consistent with good ecological condition: More stringent nutrient thresholds needed. *Ecological Indicators*, 121, 107017.
- POLLEN-BANKHEAD, N., & SIMON, A. (2009). Enhanced application of root-reinforcement algorithms for bank-stability modeling. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(4), 471-480.
- POLYAKOV, V., FARES, A., & RYDER, M. H. (2005). Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review. *Environmental Reviews*, 13(3), 129-144.
- POTTER, K.M., CUBBAGE, F.W. & SCHABERG, R.H. (2005). Multiple-scale landscape predictors of benthic macroinvertebrate community structure in North Carolina. *Landscape and Urban Planning*, 71, 77-90.
- POZO, J., GONZÁLEZ, E., DÍEZ, J. R., MOLINERO, J., & ELÓSEGUI, A. (1997). Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(3), 602-611.
- PROSSER, R. S., ANDERSON, J. C., HANSON, M. L., SOLOMON, K. R., & SIBLEY, P. K. (2016). Indirect effects of herbicides on biota in terrestrial edge-of-field habitats: a critical review of the literature. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, 59–72.
- QUINN, J. M., COOPER, A. B., DAVIES-COLLEY, R. J., RUTHERFORD, J. C., & WILLIAMSON, R. B. (1997). Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 31(5), 579-597.
- QUINN, J. M., STEELE, G. A., HICKEY, C. W. & VICKERS, M. L. (1994). Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 28, 391 - 397.
- RABENI, C. F., & JACOBSON, R. B. (1993). The importance of fluvial hydraulics to fish-habitat restoration in low-gradient alluvial streams. *Freshwater Biology* (29), 211-220.
- RAMBERG, E., BURDON, F. J., SARGAC, J., KUPILAS, B., RIȘNOVEANU, G., LAU, D. C., JOHNSON, R. K. & MCKIE, B. G. (2020). The structure of riparian vegetation in agricultural landscapes influences spider communities and aquatic-terrestrial Linkages. *Water*, 12(10), 2855.
- RAMESH, R., KALIN, L., HANTUSH, M., & CHAUDHARY, A. (2021). A secondary assessment of sediment trapping effectiveness by vegetated buffers. *Ecological Engineering*, 159, 106094.
- RASMUSSEN, J. J., BAATTRUP-PEDERSEN, A., WIBERG-LARSEN, P., MCKNIGHT, U. S., & KRONVANG, B. (2011). Buffer strip width and agricultural pesticide contamination in Danish lowland streams: Implications for stream and riparian management. *Ecological Engineering*, 37(12), 1990-1997.

- RAUTMANN, D., STRELOKE, M., & WINKLER, R. (2001). New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. In: Forster, R., Streloke, M. (2001). *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem Workshop on Risk Assessment and Risk Mitigation Measures in the Context of the Authorization of Plant Protection Products (WORMM)* 27.-29. September 1999. Organized by the Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry, Biology Division, Braunschweig, Germany, 133-141.
- REEVES, G. H., BURNETT, K. M., & MCGARRY, E. V. (2003). Sources of large wood in the main stem of a fourth-order watershed in coastal Oregon. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(8), 1363-1370.
- REICHENBERGER, S., BACH, M., SKITSCHAK, A., & FREDE, H. G. (2007). Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground-and surface water and their effectiveness; A review. *Science of the Total Environment*, 384(1-3), 1-35.
- REID, D.J., QUINN, J.M. & WRIGHT-STOW, A. E. (2010) Responses of stream macroinvertebrate communities to progressive forest harvesting: Influences of harvest intensity, stream size and riparian buffers. *Forest Ecology and Management*, 260, 1804-1815.
- RIBEIRO, V. H. V., ALENCAR, B. T. B., DOS SANTOS, N. M. C., DA COSTA, V. A. M., DOS SANTOS, J. B., FRANCINO, D. M. T., FREITAS SOUZA, M. D. & SILVA, D. V. (2019). Sensitivity of the macrophytes *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* to hexazinone and dissipation of this pesticide in aquatic ecosystems. *Ecotoxicology and environmental safety*, 168, 177-183.
- RICE, S., & CHURCH, M. (1996). Bed material texture in low order streams on the Queen Charlotte Islands, British Columbia. *Earth Surface Processes and Landforms* (21), 1-18.
- RIIS, T., SAND-JENSEN, K., & VESTERGAARD, O. (2000). Plant communities in lowland Danish streams: species composition and environmental factors. *Aquatic Botany*, 66(4), 255-272.
- RIOS, S. L., & BAILEY, R. C. (2006). Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*, 553(1), 153-160.
- ROBERTS, W. M., STUTTER, M. I., & HAYGARTH, P. M. (2012). Phosphorus retention and remobilization in vegetated buffer strips: a review. *Journal of Environmental Quality*, 41, 389-399.
- ROESSINK, I., MERGA, L. B., ZWEERS, H. J., & VAN DEN BRINK, P. J. (2013). The neonicotinoid imidacloprid shows high chronic toxicity to mayfly nymphs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(5), 1096–1100.
- RÖTTELE, M. (2013). Verminderung von Pflanzenschutzmittel-Einträgen in Oberflächengewässer durch Runoff. Empfehlungsn aus den TOPPS Projekt. Präsentation im Rahmen der Informationsveranstaltung Landwirtschaftskammer Niedersachsen. PSM Rückstände in Grund- und Oberflächengewässer, September 2013. <http://www.topps-life.org/de---documents.html>.
- ROY, A.H., FREEMAN, M.C., FREEMAN, B.J., WENGER, S.J., MEYER, J.L. & ENSIGN, W.E. (2006). Importance of riparian forests in urban catchments contingent on sediment and hydrologic regimes. *Environmental Management*, 37, 523-539.
- RUSSELL, M. A., WALLING, D. E., & HODGKINSON, R. A. (2001). Suspended sediment sources in two small lowland agricultural catchments in the UK. *Journal of Hydrology*, 252(1-4), 1-24.
- RUTHERFORD, J. C., MARSH, N. A., DAVIES, P. M., & BUNN, S. E. (2004). Effects of patchy shade on stream water temperature: how quickly do small streams heat and cool?. *Marine and Freshwater Research*, 55(8), 737-748.
- RUTHERFORD, J. C., MELEASON, M. A., & DAVIES-COLLEY, R. J. (2018). Modelling stream shade: 2. Predicting the effects of canopy shape and changes over time. *Ecological Engineering*, 120, 487-496.
- SABATER, S., ARMENGOL, J., COMAS, E., SABATER, F., URRIZALQUI, I., & URRUTIA, I. (2000). Algal biomass in a disturbed Atlantic river: water quality relationships and environmental implications. *Science of the Total Environment*, 263(1-3), 185-195.

- SALAZAR-LEDESMA, M., PRADO, B., ZAMORA, O., & SIEBE, C. (2018). Mobility of atrazine in soils of a wastewater irrigated maize field. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 255, 73-83.
- SARREMEJANE, R., MYKRÄ, H., BONADA, N., AROVIITA, J., & MUOTKA, T. (2017). Habitat connectivity and dispersal ability drive the assembly mechanisms of macroinvertebrate communities in river networks. *Freshwater Biology*, 62(6), 1073-1082.
- SAVOY, P., BERNHARDT, E., KIRK, L., COHEN, M. J., & HEFFERNAN, J. B. (2021). A seasonally dynamic model of light at the stream surface. *Freshwater Science*, 40(2), 286-301.
- SCARSBROOK, M. R., QUINN, J. M., HALLIDAY, J., & MORSE, R. (2001). Factors controlling litter input dynamics in streams draining pasture, pine, and native forest catchments. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35(4), 751-762.
- SCHÄFER, R. B., VON DER OHE, P. C., RASMUSSEN, J., KEFFORD, B. J., BEKETOV, M. A., SCHULZ, R., & LIESS, M. (2012). Thresholds for the effects of pesticides on invertebrate communities and leaf breakdown in stream ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 46(9), 5134-5142.
- SCHEFFER, F., & SCHACHTSCHABEL P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage, Ferdinand Enke Verlage, Stuttgart.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- SCOTT, S. J., MCLAREN, G., JONES, G., & HARRIS, S. (2010). The impact of riparian habitat quality on the foraging and activity of pipistrelle bats (*Pipistrellus* spp.). *Journal of Zoology*, 280(4), 371-378.
- SHIELDS, F. D., & GIPPEL, C. J. (1995). Prediction of effects of woody debris removal on flow resistance. *Journal of Hydraulic Engineering* (121), 341-354.
- SHIRLEY, S. M., & SMITH, J. N. M. (2005). Bird community structure across riparian buffer strips of varying width in a coastal temperate forest. *Biological Conservation*, 125, 475-489.
- SIEVERS, M., HALE, R., & MORRONGIELLO, J. R. (2017). Do trout respond to riparian change? A meta-analysis with implications for restoration and management. *Freshwater Biology*, 62(3), 445-457.
- SIMON, A., & COLLISON, A. J. (2002). Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(5), 527-546.
- SMITH, B. D. (1980). The effects of afforestation on the trout of a small stream in southern Scotland. *Aquaculture Research*, 11(2), 39-58.
- SMITH, R. D., SIDLE, R. C., & PORTER, P. E. (1993). Effects on bedload transport of experimental removal of woody debris from a forest gravel-bed stream. *Earth Surface Processes and Landforms* (18), 455-468.
- SMOCK, L. A., METZLER, G. M., & GLADDEN, J. E. (1989). Role of debris dams in the structure and functioning of low-gradient headwater streams. *Ecology* (70), 764-775.
- SMUCKER, N. J., DETENBECK, N. E., & MORRISON, A. C. (2013). Diatom responses to watershed development and potential moderating effects of near-stream forest and wetland cover. *Freshwater Science*, 32(1), 230-249.
- SOBOTA, D. J., GREGORY, S. V., & SICKLE, J. V. (2006). Riparian tree fall directionality and modeling large wood recruitment to streams. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(5), 1243-1254.
- SOLOMON, K. R., BAKER, D. B., RICHARDS, R. P., DIXON, K. R., KLAINE, S. J., LA POINT, T. W., KENDALL, R. J., WEISSKOPF, C. P., GIDDINGS, J. M., GIESY, J. P., HALL, L. W. JR., & WILLIAMS, W. M. (1996). Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 15(1), 31-76.
- SOUCHON, Y., & TISSOT, L. (2012). Synthesis of thermal tolerances of the common freshwater fish species in large Western Europe rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (405), 03.

- SOVELL, L. A., VONDRACEK, B., FROST, J. A., & MUMFORD, K. G. (2000). Impacts of rotational grazing and riparian buffers on physicochemical and biological characteristics of southeastern Minnesota, USA, streams. *Environmental Management*, 26(6), 629-641.
- SPACKMAN, S. C., & HUGHES, J. W. (1995). Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation*, 71(3), 325-332.
- SPÄNHOFF, B., ALECKE, C., & MEYER, E. I. (2000). Colonization of submerged twigs and branches of different wood genera by aquatic macroinvertebrates. *International Review of Hydrobiology* (85), 49-66.
- SPEAKER, R., MOORE, K., & GREGORY, S. (1984). Analysis of the process of retention of organic matter in stream ecosystems. *Verhandlungen Internationaler Verein für Limnologie* (22), 1835-1841.
- SPEIGHT, R. I., & WHITTAKER, J. B. (1987). Interactions between the chrysomelid beetle *Gastrophysa virid-ula*, the weed *Rumex obtusifolius* and the herbicide asulam. *Journal of Applied Ecology*, 119-129.
- STANFORD, B., HOLL, K. D., HERBST, D. B., & ZAVALA, E. (2020). In-stream habitat and macroinvertebrate responses to riparian corridor length in rangeland streams. *Restoration Ecology*, 28(1), 173-184.
- STANG, C., BAKANOV, N., & SCHULZ, R. (2016). Experiments in water-macrophyte systems to uncover the dynamics of pesticide mitigation processes in vegetated surface waters/streams. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(1), 673-682.
- STEEL, E. A., RICHARDS, W. H., & KELSEY, K. A. (2003). Wood and wildlife: benefits of river wood to terrestrial and aquatic vertebrates. In: S. Gregory, K. L. Boyer, A. M. Gurnell. *The ecology and management of wood in world rivers*. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland, 235-247.
- STEHLE, S., ELSAESSER, D., GREGOIRE, C., IMFELD, G., NIEHAUS, E., PASSEPORT, E., PAYRAUDEAU, S., SCHÄFER, R. B., TOURNEBIZE, J., & SCHULZ, R. (2011). Pesticide risk mitigation by vegetated treatment systems: A meta-analysis. *Journal of Environmental Quality*, 40(4), 1068-1080.
- STENROTH, K., HOOVER, T. M., HERRMANN, J., BOHMAN, I., & RICHARDSON, J. S. (2014). A model-based comparison of organic matter dynamics between riparian-forested and open-canopy streams. *Riparian Ecology and Conservation*, 2(1), 1-13.
- Stewart, B. A., Close, P. G., Cook, P. A., & Davies, P. M. (2013). Upper thermal tolerances of key taxonomic groups of stream invertebrates. *Hydrobiologia*, 718(1), 131-140.
- STOUT, J. C., RUTHERFURD, I. D., GROVE, J., WEBB, A. J., KITCHINGMAN, A., TONKIN, Z., & LYON, J. (2018). Passive recovery of wood loads in rivers. *Water Resources Research*, 54(11), 8828-8846.
- STROBL, C., BOULESTEIX, A. L., ZEILEIS, A., & HOTHORN, T. (2006): Bias in Random Forest Variable Importance Measures: Illustrations, Sources and a Solution. Sonderforschungsbereich 386, Paper 490, Department of Statistics, University of Munich.
- STROBL, C., BOULESTEIX, A. L., KNEIB T., AUGUSTIN T., ZEILEIS, A. (2008). Conditional variable importance for random forests. *BMC Bioinformatics*. 9: 307.
- STROBL, C., HOTHORN, T., & ZEILEIS, A. (2009): Party on! A new, conditional variable importance measure for random forests available in the party package. Technical Report Number 050, Department of Statistics University of Munich.
- STUTTER, M., KRONVANG, B., Ó HUALLACHÁIN, D., & ROZEMEIJER, J. (2019). Current insights into the effectiveness of riparian management, attainment of multiple benefits, and potential technical enhancements. *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 236-247.

- SUNDERMANN, A., GERHARDT, M., KAPPES, H., & HAASE, P. (2013). Stressor prioritisation in riverine ecosystems: which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics?. *Ecological Indicators*, 27, 83-96.
- SWEENEY, B. W., & NEWBOLD, J. D. (2014). Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association*, 50(3), 560-584.
- TAUCHNITZ, N., KURZIUS, F., RUPP, H., SCHMIDT, G., HAUSER, B., SCHRÖDTER, M., & MEISSNER, R. (2020). Assessment of pesticide inputs into surface waters by agricultural and urban sources—A case study in the Querne/Weida catchment, central Germany. *Environmental Pollution*, 267, 115186.
- TEELS, B. M., REWA, C. A., & MYERS, J. (2006). Aquatic condition response to riparian buffer establishment. *Wildlife Society Bulletin*, 34(4), 927-935.
- TEIXEIRA-DE MELLO, F., MEERHOFF, M., GONZÁLEZ-BERGONZONI, I., KRISTENSEN, E. A., BAATTRUP-PEDERSEN, A., & JEPPESEN, E. (2016). Influence of riparian forests on fish assemblages in temperate lowland streams. *Environmental Biology of Fishes*, 99(1), 133-144.
- THOMAS, S. M., GRIFFITHS, S. W., & ORMEROD, S. J. (2015). Adapting streams for climate change using riparian broadleaf trees and its consequences for stream salmonids. *Freshwater Biology*, 60(1), 64-77.
- THOMAS, S. M., GRIFFITHS, S. W., & ORMEROD, S. J. (2016). Beyond cool: adapting upland streams for climate change using riparian woodlands. *Global Change Biology*, 22(1), 310-324.
- THOMPSON, R., & PARKINSON, S. (2011). Assessing the local effects of riparian restoration on urban streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 45(4), 625-636.
- TOPPS-Provadis. TOPPS-Prowadis-Empfehlungen zur Reduzierung der Abdrift bei der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln. http://www.topps-life.org/uploads/8/0/0/3/8003583/ansicht_drift_book_deutsch.pdf
- TORMOS, T., VAN LOOY, K., VILLENEUVE, B., KOSUTH, P., & SOUCHON, Y. (2014). High resolution land cover data improve understanding of mechanistic linkages with stream integrity. *Freshwater Biology*, 59(8), 1721-1734.
- TSCHAPLINSKI, P. J., & PIKE, R. G. (2017). Carnation Creek watershed experiment—long-term responses of coho salmon populations to historic forest practices. *Ecohydrology*, 10(2), e1812.
- TURSCHELL, M. P., STEWART-KOSTER, B., LEIGH, C., PETERSON, E. E., SHELDON, F., & BALCOMBE, S. R. (2018). Riparian restoration offsets predicted population consequences of climate warming in a threatened headwater fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(3), 575-586.
- TURUNEN, J., MARKKULA, J., RAJAKALLIO, M., & AROVIITA, J. (2019). Riparian forests mitigate harmful ecological effects of agricultural diffuse pollution in medium-sized streams. *Science of the Total Environment*, 649, 495-503.
- UBA (Umweltbundesamt) (2020). Einträge von Nähr- und Schadstoffen in die Oberflächengewässer. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/eintraege-von-naehr-schadstoffen-in-die#nahrstoffeintraege-sinken-wieder-langsam>.
- UUSI-KÄMPPIÄ, J., BRASKERUD, B., JANSSON, H., SYVERSEN, N., & UUSITALO, R. (2000). Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 151-158.
- VADINEANU, A., VOUGHT L. B.-M., & CHAUVET, E. (2012). Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science*, 336(6087), 1438-1440.
- VALKAMA, E., USVA, K., SAARINEN, M., & UUSI-KÄMPPIÄ, J. (2018). A meta-analysis on nitrogen retention by buffer zones. *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 270-279.

- VAN LOOY, K., PIFFADY, J., CAVILLON, C., TORMOS, T., LANDRY, P., & SOUCHON, Y. (2014). Integrated modelling of functional and structural connectivity of river corridors for European otter recovery. *Ecological Modelling*, 273, 228-235.
- VAN LOOY, K., TORMOS, T., FERRÉOL, M., VILLENEUVE, B., VALETTE, L., CHANDESRI, A., BOUGON, N., ORAISON, F. & SOUCHON, Y. (2013). Benefits of riparian forest for the aquatic ecosystem assessed at a large geographic scale. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (408), 06.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 37, 130–137.
- VENOHR, M., FISCHER, P., PIETRAS, D. & ARORA, R. (2017). Retention von Sedimenten, Nährstoffen und Pestiziden durch Gewässerrandstreifen - Zusammenfassung und Auswertung der Literaturrecherche – Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei; Auftraggeber: Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.
- VERRY, E., DOLLOFF, C., MANNING, M. (2004). Riparian ecotone: A functional definition and delineation for resource assessment. *Water, Air & Soil Pollution: Focus*, 4, 67-94.
- VIDON, P. G., WELSH, M. K., & HASSANZADEH, Y. T. (2019). Twenty years of riparian zone research (1997–2017): Where to next? *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 248-260.
- WAGENHOFF, A., TOWNSEND, C. R., & MATTHAEI, C. D. (2012). Macroinvertebrate responses along broad stressor gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients: a stream mesocosm experiment. *Journal of Applied Ecology*, 49(4), 892-902.
- WAHL, C.M., NEILS, A. & HOOPER, D. (2013). Impacts of land use at the catchment scale constrain the habitat benefits of stream riparian buffers. *Freshwater Biology*, 58, 2310-2324.
- WALLACE, J. B., EGGERT, S. L., MEYER, J. L., & WEBSTER, J. R. (1997). Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*, 277(5322), 102-104.
- WALLACE, J. B., EGGERT, S. L., MEYER, J. L., & WEBSTER, J. R. (1999). Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs*, 69(4), 409-442.
- WALLING, D. E., COLLINS, A. L., & STROUD, R. W. (2008). Tracing suspended sediment and particulate phosphorus sources in catchments. *Journal of Hydrology*, 350(3-4), 274-289.
- WARREN, D. R., KRAFT, C. E., KEETON, W. S., NUNERY, J. S., & LIKENS, G. E. (2009). Dynamics of wood recruitment in streams of the northeastern US. *Forest Ecology and Management*, 258(5), 804-813.
- WEBB, A. A., & ERSKINE, W. D. (2003). Distribution, recruitment, and geomorphic significance of large woody debris in an alluvial forest stream: Tonghi Creek, southeastern Australia. *Geomorphology* (51), 109-126.
- WEBB, B. W., HANNAH, D. M., MOORE, R. D., BROWN, L. E., & NOBILIS, F. (2008). Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes*, 22(7), 902-918.
- WEIGEL, B. M., LYONS, J., PAINE, L. K., DODSON, S. I., & UNDERSANDER, D. J. (2000). Using stream macroinvertebrates to compare riparian land use practices on cattle farms in southwestern Wisconsin. *Journal of Freshwater Ecology*, 15(1), 93-106.
- WEIGELHOFER, G., & WARINGER, J. A. (1994). Allochthonous input of coarse particulate organic matter (CPOM) in a first to fourth order Austrian forest stream. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 79(3), 461-471.
- WEISSTEINER, C. J., BOURAOUI, F., & ALOE, A. (2013). Reduction of nitrogen and phosphorus loads to European rivers by riparian buffer zones. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (408), 08.
- WENGER, S. (1999). A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. University of Georgia, Institute of Ecology, Office of Public Service and Outreach, Athens, GA.
- WERNECKE, A., FROMMBERGER, M., FORSTER, R., & PISTORIUS, J. (2019). Lethal effects of various tank mixtures including insecticides, fungicides and fertilizers on honey bees under laboratory, semi-field and field conditions. *Journal of Consumer Protection and Food Safety*, 14(3), 239–249.
- WIEBE, K. L., & MARTIN, K. (1998). Seasonal use by birds of stream-side riparian habitat in coniferous forest of northcentral British Columbia. *Ecography*, 21, 124-134.

- WIECZOREK, M. V., BAKANOV, N., LAGADIC, L., BRUNS, E., & SCHULZ, R. (2017). Response and recovery of the macrophytes *Elodea canadensis* and *Myriophyllum spicatum* following a pulse exposure to the herbicide iofensulfuron-sodium in outdoor stream mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(4), 1090-1100.
- WILLIAMS, N., & SWEETMAN, J. (2019). Effects of neonicotinoids on the emergence and composition of chironomids in the Prairie Pothole Region. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(4), 3862–3868.
- WINTERBOURN, M. J., CHADDERTON, W. L., ENTREKIN, S. A., TANK, J. L., & HARDING, J. S. (2007). Distribution and dispersal of adult stream insects in a heterogeneous montane environment. *Fundamental and Applied Limnology*, 168, 127-135.
- WIPFLI, M. S., & GREGOVICH, D. P. (2002). Export of invertebrates and detritus from fishless headwater streams in southeastern Alaska: implications for downstream salmonid production. *Freshwater Biology*, 47(5), 957-969.
- WOODWARD, G., GESSNER, M. O., GILLER, P. S., GULIS, V., HLADYZ, S., LECERF, A., MALMQVIST, B., MCKIE, B. G., TIEGS, S. D., CARISS, H., DOBSON, M., ELOSEGI, A., FERREIRA, V., GRAÇA, M. A. S., FLEITUCH, T., J. O. LACOURSIÈRE, J. O., NISTORESCU, M., POZO, J., RISNOVEANU, G., SCHINDLER, M., VADINEANU, A, VOUGHT, L. B.-M. & CHAUVET, E. (2012). Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science*, 336, 1438-1400.
- WURZEL, S., FORD, M. A., DORITY, D., & TRONSTAD, L. (2020). Evaluating the impact of Permethrin on non-target invertebrates in an urban stream. *Hydrobiologia*, 847(1), 91–104.
- XIANG, H., ZHANG, Y., & RICHARDSON, J. S. (2017). Importance of riparian zone: effects of resource availability at land-water interface. *Riparian Ecology and Conservation*, 3(1).
- YIRIGUI, Y., LEE, S. W., NEJADHASHEMI, A. P., HERMAN, M. R., & LEE, J. W. (2019). Relationships between riparian forest fragmentation and biological indicators of streams. *Sustainability*, 11(10), 2870.
- YUAN, Y., BINGNER, R. L., & LOCKE, M. A. (2009). A review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. *Ecohydrology: Ecosystems, Land and Water Process Interactions, Ecohydrogeomorphology*, 2(3), 321-336.
- ZAK, D., KRONVANG, B., CARSTENSEN, M. V., HOFFMANN, C. C., KJELDGAARD, A., LARSEN, S. E., AUDET, J., EGEMOSE, S., JORGENSEN, C. A., FEUERBACH, P., GERTZ, F., & JENSEN, H. S. (2018). Nitrogen and phosphorus removal from agricultural runoff in integrated buffer zones. *Environmental Science & Technology*, 52(11), 6508-6517.
- ZALEWSKI, M., LAPINSKA, M., & BAYLEY, P. B. (2003). Fish relationships with wood in large rivers. in: S. Gregory, K. L. Boyer, A. M. Gurnell. *The ecology and management of wood in world rivers*. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland, 195-211.
- ZAWAL, A., LEWIN, I., STĘPIEŃ, E., SZLAUER-ŁUKASZEWSKA, A., BUCZYŃSKA, E., BUCZYŃSKI, P., & STRYJECKI, R. (2016). The influence of the landscape structure within buffer zones, catchment land use and instream environmental variables on mollusc communities in a medium-sized lowland river. *Ecological Research*, 31(6), 853-867.
- ZHANG, X., LIU, X., ZHANG, M., DAHLGREN, R. A., & EITZEL, M. (2010). A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. *Journal of Environmental Quality*, 39(1), 76-84.
- ZIKA, U., & PETER, A. (2002). The introduction of woody debris into a channelized stream: Effect on trout populations and habitat. *River Research and Application* (18), 355-366.
- ZUMBERGE, J. R., PERRY, J. A., & LEE, K. E. (2003). Influence of local riparian cover and watershed runoff potential on invertebrate communities in agricultural streams in the Minnesota River Basin (No. 3). US Department of the Interior, US Geological Survey.

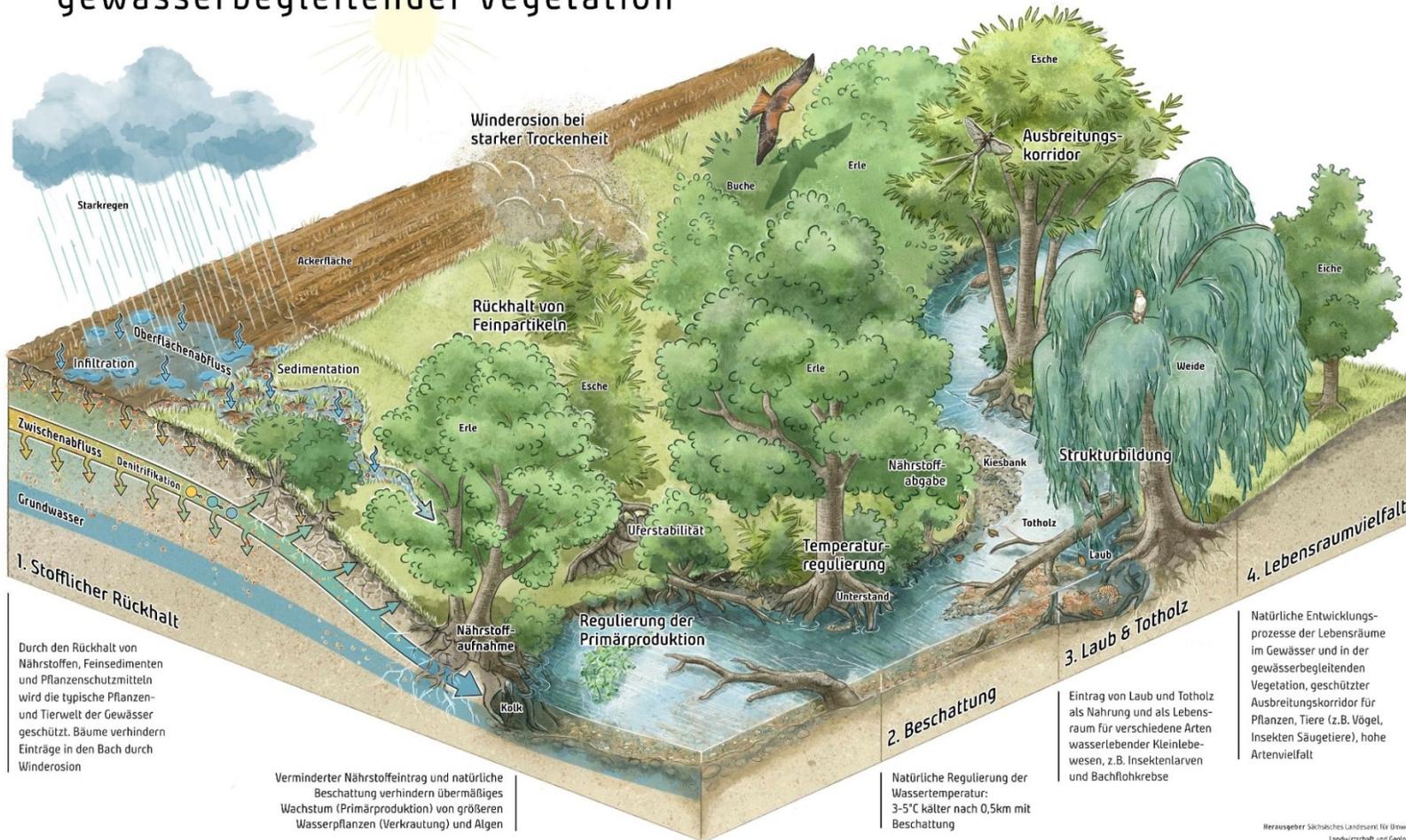
Anhang

Anhang 1 Naturnaher Tieflandbach in der Kulturlandschaft



Anhang 2 Übersicht über die Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation an Fließgewässern

Die ökologischen Funktionen von natürlicher gewässerbegleitender Vegetation



Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt,
Landwirtschaft und Geologie
Wissenschaftliche Fachbereich
Aquatische Ökologie der Universität Duisburg-Essen
Illustration: Designbüro Jungner, 2021

Anhang 3 Detailgrafik zu den Funktionen des stofflichen Rückhalts

Der Rückhalt von Stoffen durch natürliche gewässerbegleitende Vegetation

LANDESAMT FÜR UMWELT,
LANDWIRTSCHAFT
UND GEOLOGIE



1. Zeit zur Versickerung

Nach einem Niederschlag versickert der größte Teil des Wassers und die darin gelösten Stoffe über die gesamte Vegetationsbreite in den Boden, werden von Pflanzen aufgenommen oder gelangen in den Zwischenabfluss.

2. Ablagerung von Feinsediment

Durch die von der Vegetation verringerte Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses sedimentieren die Bodenpartikel und lagern sich zusammen mit dem daran gebundenem Phosphor (P) und den Pflanzenschutzmitteln (PSM) im Boden ab.

3. Nährstoffaufnahme durch Pflanzenwurzeln

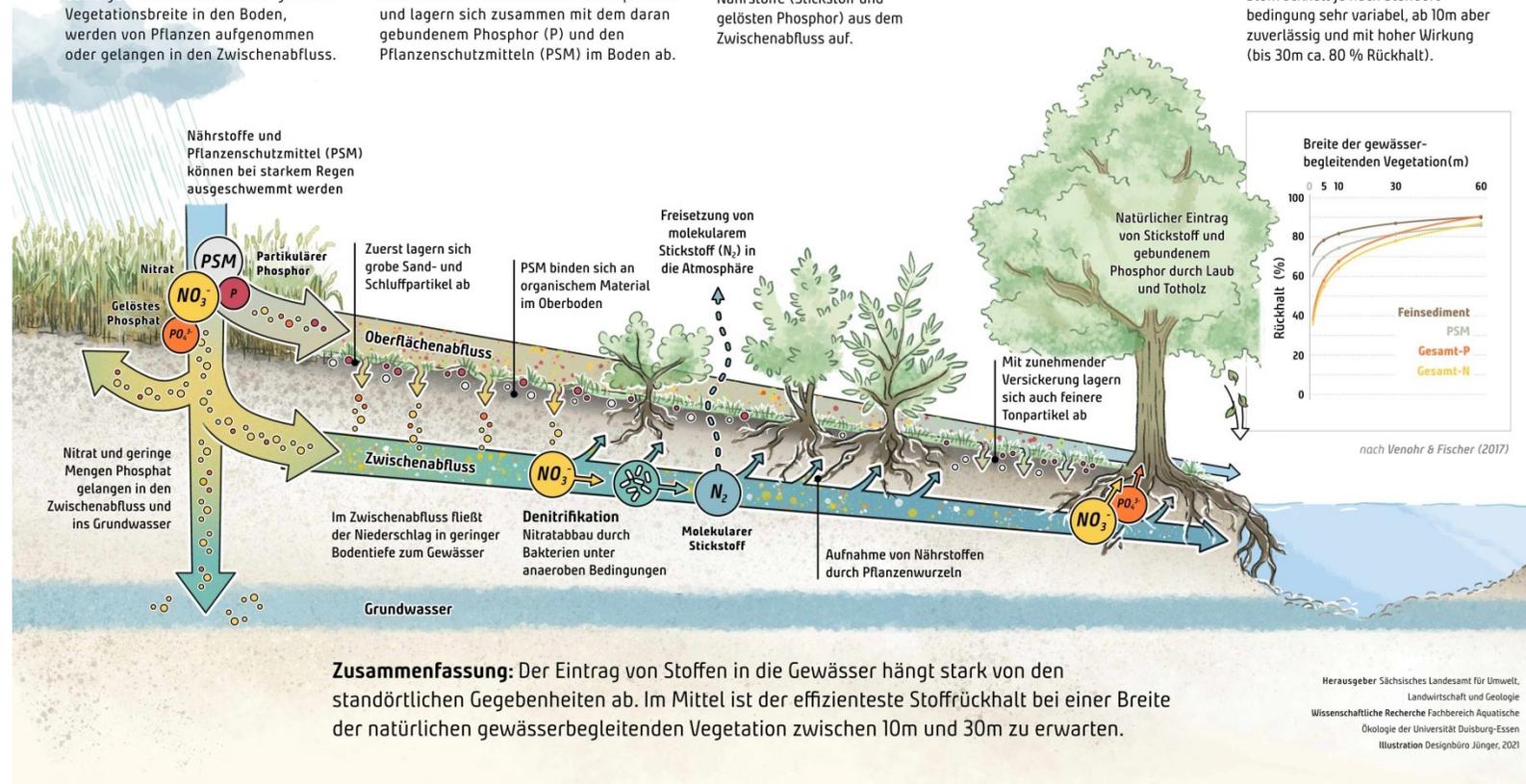
Die Pflanzenwurzeln nehmen Nährstoffe (Stickstoff und gelösten Phosphor) aus dem Zwischenabfluss auf.

4. Rückhalt von Feinpartikeln

Bäume und Sträucher halten Aerosole und Feinpartikel zurück.

Fazit aus wissenschaftlichen Studien

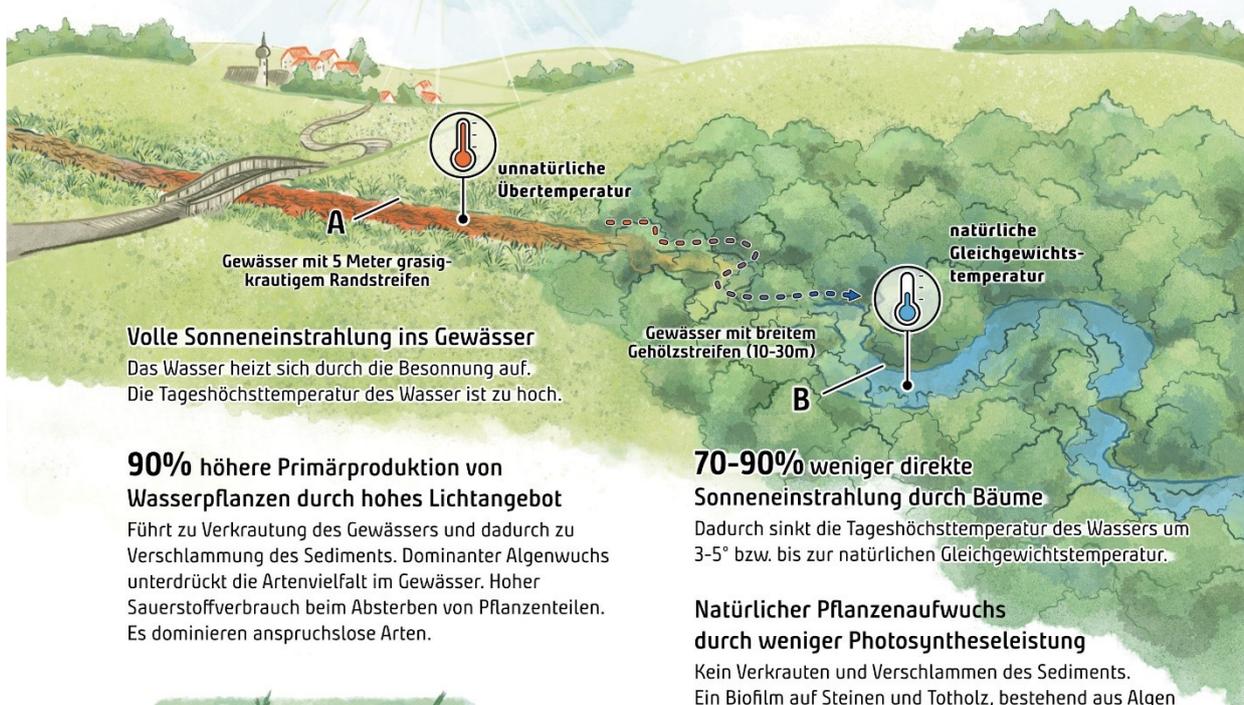
Bis zu einer Breite von ca. 10m ist der Stoffrückhalt je nach Standortbedingung sehr variabel, ab 10m aber zuverlässig und mit hoher Wirkung (bis 30m ca. 80 % Rückhalt).



Anhang 4 Detailgrafik zu den Funktionen der Beschattung

Die Beschattung von Gewässern durch Bäume

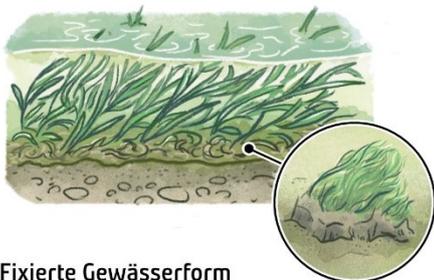
Durch eine natürliche bachbegleitende Vegetation entsteht ein stabiles Gleichgewicht aus Wassertemperatur, Pflanzenaufwuchs und Gewässerform, welche die Funktionsfähigkeit eines Gewässers sichert.



A
Gewässer mit 5 Meter grasig-krautigem Randstreifen
unnatürliche Übertemperatur

Volle Sonneneinstrahlung ins Gewässer
Das Wasser heizt sich durch die Besonnung auf. Die Tageshöchsttemperatur des Wassers ist zu hoch.

90% höhere Primärproduktion von Wasserpflanzen durch hohes Lichtangebot
Führt zu Verkrautung des Gewässers und dadurch zu Verschlamung des Sediments. Dominanter Algenwuchs unterdrückt die Artenvielfalt im Gewässer. Hoher Sauerstoffverbrauch beim Absterben von Pflanzenteilen. Es dominieren anspruchslose Arten.



Fixierte Gewässerform
Das enge Wurzelgeflecht der grasig-krautigen Vegetation fixiert einen unnatürlich schmalen und tiefen Gewässerquerschnitt und verhindert die natürlichen Strukturbildungsprozesse des Gewässers.



B
Gewässer mit breitem Gehölzstreifen (10-30m)
natürliche Gleichgewichtstemperatur

70-90% weniger direkte Sonneneinstrahlung durch Bäume
Dadurch sinkt die Tageshöchsttemperatur des Wassers um 3-5° bzw. bis zur natürlichen Gleichgewichtstemperatur.

Natürlicher Pflanzenaufwuchs durch weniger Photosyntheseleistung
Kein Verkrauten und Verschlammen des Sediments. Ein Biofilm auf Steinen und Totholz, bestehend aus Algen und Einzellern, dient als kleinste Nahrungseinheit im artenreichen Gewässer.

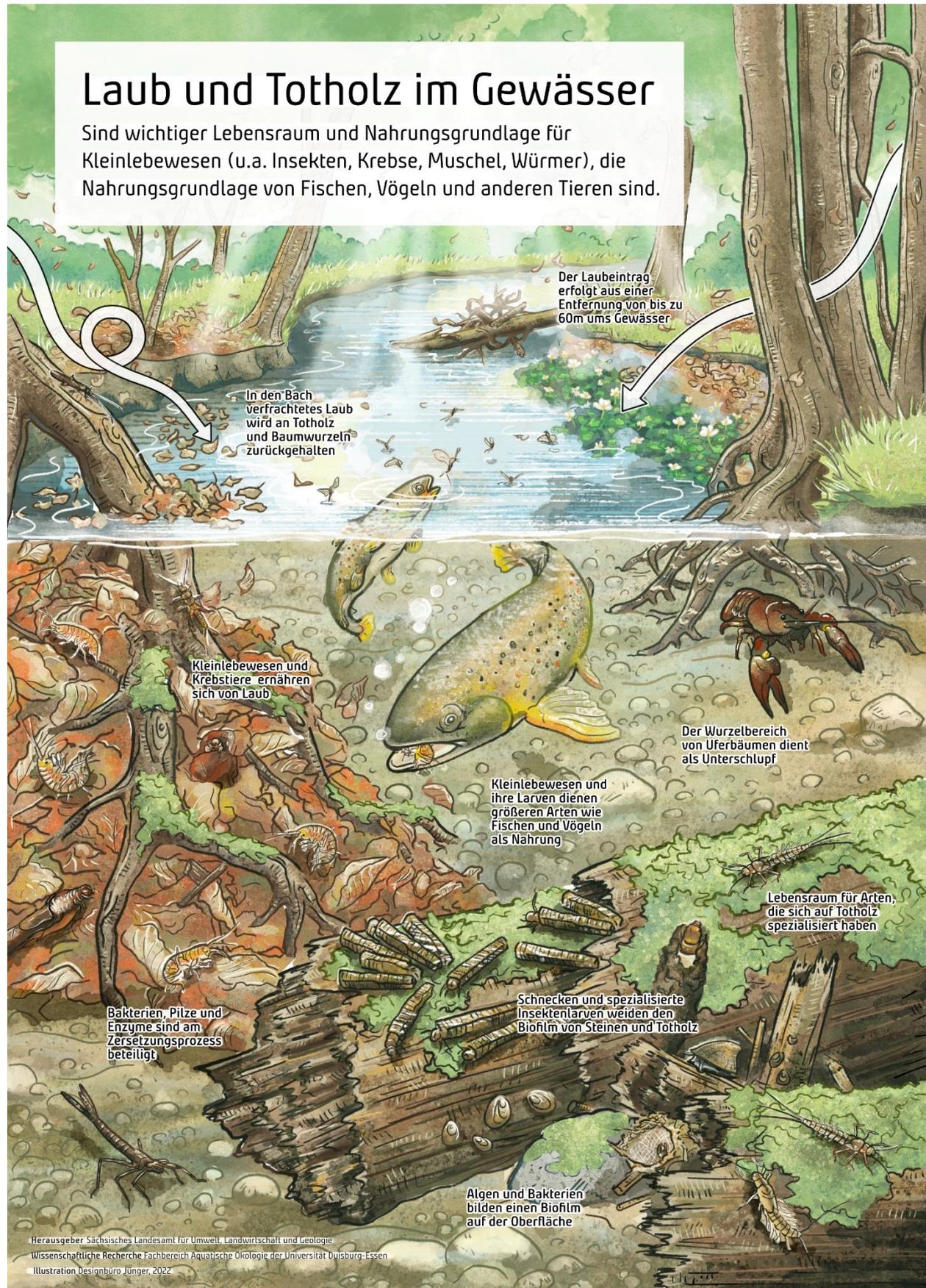


Dynamische Gewässerform
Durch gewässertypische Prozesse mit lokaler Stabilisierung des Ufers durch Baumwurzeln entsteht eine natürliche Gewässerform mit diverser Struktur.



Herausgeber Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Wissenschaftliche Recherche Fachbereich Aquatische Ökologie der Universität Duisburg-Essen
Illustration Designbüro Jünger, 2022

Anhang 5 Detailgrafik zu den Funktionen des Eintrags von organischem Material (Falllaub und Totholz)



Anhang 6 Detailgrafik zu den Funktionen der gewässerbegleitenden Vegetation als Lebensraum



Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
(LfULG)

Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden

Telefon: + 49 351 2612-0

Telefax: + 49 351 2612-1099

E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de

www.lfulg.sachsen.de

Autoren:

Dr. Jochem Kail, Martin Palt, Katharina Hund, Sarah Olberg,

Prof. Dr. Daniel Hering,

Universität Duisburg-Essen; Fakultät für Biologie,

Abteilung Aquatische Ökologie

Universitätsstr. 5, 45141 Essen

Telefon: +49 201 18-33046

E-Mail: jochem.kail@uni-due.de

Wiebke Jünger

Designbüro Jünger

Hüttmannstraße 25, 45143 Essen

Telefon: +49 201 50733862

E-Mail: info@designbuerojuenger.de

Redaktion:

Dr. Bernd Spänhoff

Abteilung Wasser, Boden, Wertstoffe / Referat Oberflächenwasser,
WRRL

Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden

Telefon: + 49 351 8928-4400

Telefax: + 49 351 8928-4099

E-Mail: Bernd.Spaenhoff@smekul.sachsen.de

Titelabbildung:

Designbüro Jünger

Redaktionsschluss:

23.03.2022

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de