



Studie zu Insekten in Gewässerrandstreifen

Auftragnehmer:

Universität Duisburg-Essen
Abteilung Aquatische Ökologie
Universitätsstr. 2
45117 Essen



Offen im Denken

Bearbeiter*innen:

Prof. Dr. Daniel Hering
Sarah Olberg
Jana M. Beckert
Dr. Jochem Kail

Auftraggeber:

NABU (Naturschutzbund Deutschland) e. V.
Charitéstraße 3
10117 Berlin
www.NABU.de

**Ansprechpartnerin:**

Dr. Laura Breitkreuz
Referentin für Biodiversität und Entomologie
Laura.Breitkreuz@NABU.de

Essen, 26.2.2021

Impressum: Erstellt im Auftrag des NABU Bundesverbands von Prof. Dr. Daniel Hering, Sarah Olberg, Jana M. Beckert und Dr. Jochem Kail (Universität Duisburg-Essen). Redaktionelle Überarbeitung sowie Fußnoten durch NABU Bundesverband, Juli 2021.

Bildnachweise: NABU/CEWE/Michael Joest.

Inhalt

0	Anlass und Aufgabenstellung	4
1	Bedeutung von Gewässerrandstreifen für Insektengruppen: Wie wirken sich Gewässerrandstreifen auf Insekten aus?	5
2	Einfluss der Düngung von Gewässerrandstreifen auf Insekten.....	10
	2.1 Retention von Nährstoffen in Gewässerrandstreifen	10
	2.2 Wirkung der Nährstoffretention in Gewässerrandstreifen auf Insekten	13
	2.3 Wirkung von Düngung auf Insekten.....	13
3	Einfluss des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in Gewässerrandstreifen auf Insekten	14
	3.1 Retention von PSM in Gewässerrandstreifen	14
	3.2 Wirkung von PSM auf Insekten	16
4	Einfluss der Vegetation von Gewässerrandstreifen auf Insekten	18
5	Effekte der Breite von Gewässerrandstreifen	20
6	Handlungsempfehlungen für den Naturschutz in der Agrarlandschaft	21
7	Literatur	22

0 Anlass und Aufgabenstellung

Gewässerrandstreifen haben zahlreiche positive Wirkungen auf Gewässer und tragen zudem zur Vernetzung von Lebensräumen bei – sowohl lateral (vom Gewässer zum Umland) als auch longitudinal (entlang der Gewässer). Die Wirkungen von Randstreifen auf den Zustand von Fließgewässern sind in der wissenschaftlichen Literatur ausführlich belegt, insbesondere auf die Wassertemperatur sowie den Eintrag von Nährstoffen, Feinsedimenten und Pflanzenschutzmitteln. Die Erhaltung und Förderung dieser Funktionen ist Ziel mehrerer Rechtsvorschriften, insbesondere von §38 Wasserhaushaltsgesetz und weitergehender Vorschriften der Wassergesetze der Bundesländer sowie der Düngeverordnung.

Hingegen ist die Funktion von Randstreifen als Lebensraum für Insekten bislang nicht zusammenfassend betrachtet worden. Vor dem Hintergrund der drastischen Abnahme von Insektenpopulationen (Hallmann et al. 2017, Seibold et al. 2019) stellen sich daher die Fragen, inwieweit Gewässerrandstreifen als Refugien dienen, von denen aus auch die umgebende Landschaft besiedelt werden kann, wie die Nutzung von Gewässerrandstreifen auf die Besiedlung mit Insekten wirkt und welche Maßnahmen sich daraus aus Sicht des Natur- und Gewässerschutzes ergeben. Das hier vorgelegte Kurzgutachten soll diese Lücke schließen. Es basiert auf einer qualitativen Literaturanalyse, teilweise ergänzt durch die Einschätzung der Autor*innen.

Die Studie hat die Beantwortung folgender Fragen zum Ziel:

1. Für welche Insektengruppen sind Gewässerrandstreifen besonders wichtig (aquatische/semiaquatische und terrestrische, die in Ufernähe leben)?
2. Wie wirken sich Gewässerrandstreifen auf Insekten aus?
3. Gibt es eine Mindestbreite, die angemessen ist? Hat die Breite einen signifikanten Einfluss auf die Insekten? Ist die Nutzung oder Breite des Gewässerrandstreifens ausschlaggebender?
4. Welchen Einfluss hat Düngung von Gewässerrandstreifen auf Insekten?
5. Welchen Einfluss hat der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auf Gewässerrandstreifen auf Insekten?
6. Welchen Einfluss hat die Vegetation (typspezifische Ufervegetation versus Grünland/ackerbauliche Nutzung/Agroforst) auf die Insekten?
7. Welche Handlungsempfehlungen für den Naturschutz in der Agrarlandschaft ergeben sich aus den Ergebnissen?

Für die Bearbeitung wurden die Fragen 1 und 2 zusammengefasst. Zudem wurde in diesem Bericht die Beantwortung der Frage 3 (Mindestbreite) aufbauend auf den Fragen 4 bis 6 (Einfluss von Düngung, Pflanzenschutzmitteln und Vegetationstyp) beantwortet und bildet somit das vorletzte Kapitel dieses Berichts.

1 Bedeutung von Gewässerrandstreifen für Insektengruppen: Wie wirken sich Gewässerrandstreifen auf Insekten aus?

Gewässerrandstreifen werden von Insektenarten, die einen Teil ihres Lebenszyklus im Wasser verbringen (semiterrestrische¹ Insekten, z. B. Eintags- oder Köcherfliegen) sowie von terrestrischen² Insektenarten besiedelt.

Die Besiedlung mit terrestrischen Insekten ist in erster Linie von Nutzung und Vegetation des Randstreifens abhängig. Die meisten Imagines³ semiterrestrischer Insekten entfernen sich hingegen im Regelfall nur geringfügig vom Gewässer und stellen somit einen erheblichen Anteil der Insektenbesiedlung von Gewässerrandstreifen. Die erhöhte Dichte semiterrestrischer Insekten ist somit ein Charakteristikum von Gewässerrandstreifen und unterscheidet sie von der Insektenbesiedlung weiter vom Ufer entfernter Lebensräume.

Mehrere Studien beschäftigen sich mit der Frage, wie weit sich Imagines semiterrestrischer Insekten vom Ufer entfernen. Auch wenn sich Methoden und Untersuchungsintensität dieser Studien deutlich unterscheiden, stimmen sie doch in ihrer Grundaussage überein: Von der Uferkante hin zum Umland ergibt sich eine deutliche, teilweise exponentielle Abnahme der Dichte semiterrestrischer Insekten (Tabelle 1, Abbildung 1).

¹ Semiterrestrische Insekten: zumindest ein Lebensstadium lebt im Wasser.

² Terrestrische Insekten: alle Lebensstadien leben auf dem Land.

³ Imago (pl. Imagines): ausgewachsenes, geflügeltes Stadium von Insekten.

Tabelle 1: Studien zum Aufenthaltsort von Imagines semiterrestrischer Insekten in Abhängigkeit zur Entfernung von der Uferlinie.

Insektengruppe	Untersuchungsgebiet	Prozentualer Anteil in Abhängigkeit von der Entfernung		Quelle
Steinfliegen	Wales	< 11 m	90 %	Briers et al. (2004)
		>11 m	10 %	
Zuckmücken	Frankreich, Bretagne	< 50 m	54 %	Delette & Morvan (2000)
		50 – 100 m	12 %	
		100 – 150 m	14 %	
		150 – 200 m	6 %	
		200 – 250 m	6 %	
		> 250 m	8 %	
Steinfliegen (<i>Leuctra ferruginea</i>)	USA	< 10 m	37 %	Knighton et al. (2014)
		10 – 20 m	49 %	
		20 – 30 m	14 %	
Köcherfliegen und Eintagsfliegen	USA	< 100 m	68 %	Kovats (1996)
		100 – 200 m	16 %	
		> 200 m	16 %	
Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen	Wales, Waldbäche	Steinfliegen		Petersen et al. (2004)
		Über dem Bach	74 %	
		Ufer (bis 15 m)	20 %	
		15 – 75 m	5 %	
		Köcherfliegen		
		Über dem Bach	40 %	
		Ufer (bis 15 m)	18 %	
		15 – 75 m	42 %	
		Eintagsfliegen		
		Über dem Bach	100 %	
		Ufer (bis 15 m)	0 %	
		15 – 75 m	0 %	
Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen	Wales, Bäche im Offenland	Steinfliegen		Petersen et al. (2004)
		Über dem Bach	50 %	
		Ufer (bis 15 m)	32 %	
		15 – 75 m	18 %	
		Köcherfliegen		
		Über dem Bach	61 %	
		Ufer (bis 15 m)	24 %	
		15 – 75 m	15 %	
		Eintagsfliegen		
		Über dem Bach	94 %	
		Ufer (bis 15 m)	6 %	
		15 – 75 m	0 %	
Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen	Wales, Bäche in Heide-/Moorland	Steinfliegen		Petersen et al. (2004)
		Über dem Bach	50 %	
		Ufer (bis 15 m)	34 %	
		15 – 75 m	16 %	
		Köcherfliegen		
		Über dem Bach	73 %	
		Ufer (bis 15 m)	19 %	
		15 – 75 m	8 %	
		Eintagsfliegen		
		Über dem Bach	90 %	
		Ufer (bis 15 m)	7 %	
		15 – 75 m	3 %	
Köcherfliegen	Dänemark	Über dem Bach	80 %	Sode und Wiberg-Larsen (1993)
		2 m	12 %	
		3 m	6 %	
		20 m	1 %	
		40 m	1 %	
Köcherfliegen	Deutschland, Waldbach	Über dem Bach	83 %	Ehlert (2009)
		3 m	11 %	
		20 m	6 %	

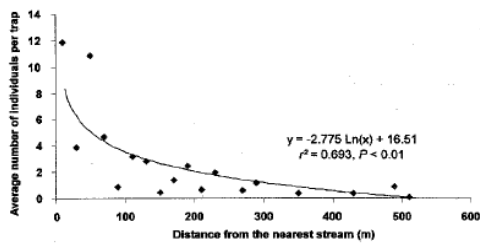


Fig. 1 Average chironomid number per trap at increasing distance from the nearest stream (three sites pooled).

Delettre & Morvan (2000)

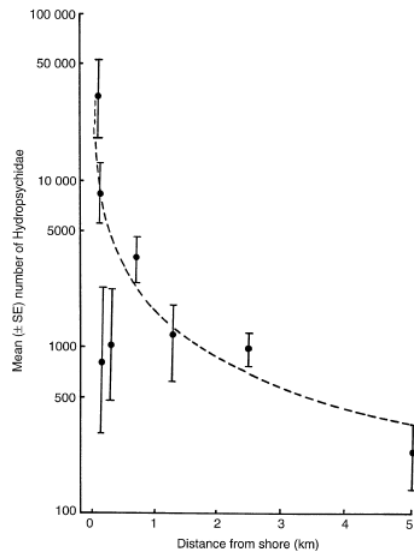


Fig. 2 Relationship between mean (\pm 1 SE) total catch of adult Hydropsychidae in light traps and distance inland from waterbody. The dotted line corresponds to the regression equation $\ln(\text{total catch}) = 10.436 - 0.063 \times (\ln \text{distance})^2$. Data points from sites 3 and 4 were not included in the regression analysis.

Kovats (1996)

Abbildung 1: Zusammenstellung einiger Abbildungen aus der Literatur zur Dispersion aquatischer Insekten in das Umland.

Aus Tabelle 1 und Abbildung 1 wird deutlich, dass sich die Dispersion⁴ von Imagines semiterrestrischer Insekten in Abhängigkeit von der betrachteten Artengruppe und der Vegetation im Uferstreifen unterscheidet. Insbesondere Eintagsfliegen, die eine sehr kurze Imaginaldauer besitzen, und die wenig vagilen⁵ Steinfliegen halten sich überwiegend im unmittelbaren Umfeld des Gewässers auf, während die besser flugfähigen Köcherfliegen und insbesondere die sich mit dem Wind verbreitenden Zuckmücken auch weiter vom Ufer entfernt anzutreffen sind.

Aus der Studie von Petersen et al. (2004) wird der Einfluss der uferbegleitenden Vegetation deutlich. Während sich Steinfliegen im Fall von Waldbächen überwiegend nah am Gewässer aufhalten (vgl. auch Ehlert 2009), dispergieren⁴ sie im Fall von Bächen des Offenlandes etwas weiter. Köcherfliegen halten sich hingegen im Fall von Waldbächen vermehrt im Uferstreifen auf, während sie in Bächen des Offenlandes verstärkt direkt über dem Bach gefangen werden. Dies verdeutlicht, dass gerade Ufergehölze wichtige Habitate für die Imagines semiterrestrischer Insekten sind; fehlen diese, dispergieren die Imagines weiter auf der Suche nach geeigneten Habitaten oder bleiben unmittelbar am und über dem Gewässer.

⁴ Dispersion: räumliches Verteilungsmuster einer Organismengruppe.

⁵ Vagil: ausbreitungsfähig, dispersiv, aktive Fortbewegung (über einen größeren Raum hinweg).

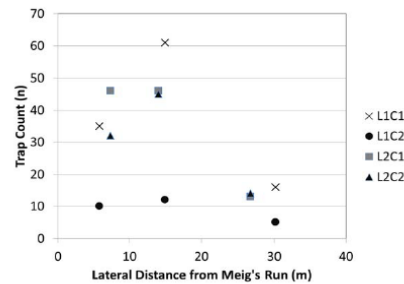


Figure 3: Trap counts of *L. ferruginea* females for Location (L) and Cohort (C)

Knighton et al. (2014)

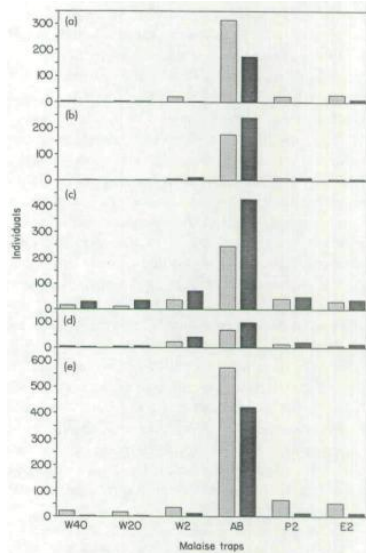


Fig. 3 Total catch of the five dominant Trichoptera species in Malaise traps W40, W20, W2, AB, P2 and E2 during the period 10 May–6 October 1990 (catches of corresponding trap pairs of the two trap series are pooled). (a) *Agapetus fuscipes*, (b) *Lype reducta*, (c) *Plectrocnemia conspersa*, (d) *Potamophylax nigricornis*, (e) *Silo pallipes*. Light columns: males, dark columns: females.

Sode und Wiberg-Larsen (1993)

Der Schlupf von Wasserinsekten kann auf verschiedene Art und Weise vonstattengehen und ist auch von der Gewässerstruktur und der Ausbildung der Uferzonen abhängig. Die schlupffreien Larven der hemimetabolen⁶ Gruppen der Steinfliegen (Plecoptera) und Libellen (Odonata) verlassen aktiv das Gewässer und schlüpfen an Land, wobei sie sich meist geschützte Orte unter Steinen (Steinfliegen), in der Vegetation (Libellen) oder auch mehrere Meter über dem Erdboden in Bäumen (Steinfliegen) suchen. Dort vollziehen sie die Imaginalhäutung⁷ und härten anschließend für einige Minuten bis Stunden aus, ehe sie flugfähig sind. Köcherfliegen hingegen verlassen die Puppenhülle unter Wasser, klettern dann entweder auf aus dem Gewässer ragende Steine oder lassen sich von der Strömung ans Ufer treiben. Ähnlich schlüpfen auch die hemimetabolen Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Zuckmücken (Chironomidae). Struktureiche Gewässerabschnitte mit strömungsberuhigten Zonen, die das Verlassen des Gewässers ermöglichen, sind daher für den Schlupf von Wasserinsekten von besonderer Bedeutung. Es ist zu vermuten, dass sich der Schlupf von Wasserinsekten daher auch in solchen Gewässerabschnitten konzentriert und sich in der Dichte der Wasserinsekten-Imagines im Uferstreifen widerspiegelt.

Die Zusammensetzung der terrestrischen Insektenfauna in Gewässerrandstreifen ist in starkem Maße von der Vegetation abhängig (vgl. Abschnitt 4). Die Uferzonen gerade der größeren und naturnahen Gewässer sind jedoch von einer hoch spezifischen epigäischen⁸ Arthropodenfauna⁹ geprägt, die funktional in einer engen Beziehung mit dem benachbarten aquatischen Lebensraum steht. Die schlüpfenden Wasserinsekten bilden eine wichtige Nahrungsgrundlage für räuberische terrestrische Insekten (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 Abundanz¹⁰ vorkommen, vorausgesetzt, dass die Uferbereiche nicht unmittelbar hochwassergefährdet oder höhergelegene, nicht regelmäßig überschwemmte Auenbereiche eng benachbart sind. Regelmäßige, großflächige Überschwemmungen hingegen machen eine dauerhafte Etablierung von Ameisennestern unmöglich. Als wichtigste räuberische Nicht-Insektengruppen können die Spinnen gelten, insbesondere Vertreter der Familien Lycosidae und Linyphiidae (Hering 1995, Manderbach 1998, Paetzold et al. 2005).

Voraussetzung für die Etablierung dieser charakteristischen, von räuberischen Organismen geprägten Lebensgemeinschaften der Ufer ist eine naturnahe Gewässermorphologie¹¹. Das Gewässerufer muss so gestaltet sein, dass flache Uferzonen entstehen, die regelmäßig überschwemmt werden. Die Überschwemmungen sorgen für einen Eintrag von Biomasse in den Uferbereich, z. B. angeschwemmte Wasserinsektenlarven und insbesondere Imagines von Wasserinsekten, die an der Wasseroberfläche schlüpfen. Zu letzteren zählen vor allem viele Zuckmücken (Chironomidae), aber auch Köcherfliegen (Trichoptera) und Eintagsfliegen (Ephemeroptera). Viele Tiere werden beim Schlupf oder 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. Stattdessen bilden sich, je nach Gewässertyp und vorherrschendem Substrat, Schlamm-, Sand- oder Kiesbänke, die ideale Habitate für die epigäische

⁶ Hemimetabol: unvollständige Verwandlung. Hemimetabole Insekten haben mehrere Larvenstadien, die dem adulten Tier ähnlich sehen, und keine Puppe. Holometabole Insekten haben hingegen eine vollständige Verwandlung inklusive Verpuppung.

⁷ Imaginalhäutung: Häutung vom letzten Larvenstadium hin zum ausgewachsenen Insekt.

⁸ Epigäisch: oberirdisch.

⁹ Arthropoda: Gliederfüßer, hierzu zählen Insekten, Krebstiere, Spinnentiere und Tausendfüßer.

¹⁰ Abundanz: Anzahl an Individuen einer Organismengruppe.

¹¹ Gewässermorphologie: Gestalt des Gewässers.

Fauna darstellen. Viele Laufkäfer, z. B. die tagaktiven Vertreter der Laufkäfer-Gattung *Bembidion*, jagen mit Hilfe optischer Orientierung und sind daher auf ein offenes Sichtfeld angewiesen. Andere Arten, z. B. die nachaktiven *Bembidion*-Arten und viele Kurzflügelkäfer (Staphylinidae), orientieren sich beim Beutefang olfaktorisch – aber auch diese Arten bevorzugen offene Strukturen für ihre „Patrouillengänge“ entlang der Wasserlinie. 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 Ephydridae. Die Larven, Puppen und schlüpfenden Imagines dieser Insektengruppen tragen ebenfalls zum reichhaltigen Beutespektrum in Uferzonen bei.

Für die Ausbildung dieser charakteristischen Lebensgemeinschaften der Uferzonen ist das Vorhandensein einer breiten, regelmäßig überfluteten Aue nicht notwendig; bereits sehr schmale Uferzonen, wenn sie denn regelmäßig überschwemmt werden, können entsprechend besiedelt werden. Entlang ausgebauter Gewässer finden sich die entsprechenden Lebensräume oft nur kleinflächig und isoliert, dennoch sind sie in aller Regel von entsprechenden Lebensgemeinschaften besiedelt. Die meisten der Laufkäfer- und Kurzflügelkäferarten sind flugfähig, haben eine hohe Reproduktionsrate und sind in der Lage, neu entstandene Habitate rasch zu finden und zu besiedeln. Sie sind somit klassische r-Strategen¹². Selbst in eingetieften Gewässern, die im Norddeutschen Tiefland mittlerweile dominieren, kann sich mitunter eine Sekundäraue ausbilden, die oft mehrere Meter unter Flur liegt. In geringem Maßstab stellen auch die Sekundärauen Lebensräume für die charakteristischen Lebensgemeinschaften der Ufer bereit.

Es zeigt sich somit, dass der unmittelbare Uferstreifen eine hohe Bedeutung für die Imagines semiterrestrischer Insekten besitzt und dies auch zu einer erhöhten Dichte terrestrischer Insekten beiträgt. 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.

Zur Besiedlung verschiedener Vegetationsformen in Gewässerrandstreifen vgl. Kapitel 4.

Zusammenfassend lässt sich die Insektenfauna von Uferstrandstreifen wie folgt charakterisieren (Tabelle 2):

¹² R-Strategen: Organismen, die als Vermehrungsstrategie einen Überschuss an Nachkommen erzeugen und wenig in die Brutpflege investieren, wobei meist nur ein kleiner Anteil der Nachkommen überlebt.

Tabelle 2: Typische Insektenbesiedlung von Uferstrandstreifen.

	Imagines von Wasserinsekten	Endogäische ¹ Uferfauna	Epigäische Uferfauna	Terrestrische Insekten
Typische Vertreter	<ul style="list-style-type: none"> • Eintagsfliegen (Ephemeroptera) • Steinfliegen (Plecoptera) • Köcherfliegen (Trichoptera) • Zuckmücken (Chironomidae) • Libellen (Odonata) 	<ul style="list-style-type: none"> • Chironomidae (Zuckmücken) • Ceratopogonidae (Gnizen) • Ephyridae (Sumpffliegen) 	<ul style="list-style-type: none"> • Laufkäfer (Carabidae) • Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) • Ameisen (Formicidae) • Springschwänze (Collembola) 	Abhängig von der vorherrschenden Vegetation (Kapitel 4), z. B. <ul style="list-style-type: none"> • Blattläuse (Aphidoidea) • Blattkäfer (Chrysomelidae) • Weichwanzen (Miridae)
Fördernde Faktoren für Diversität und Artenzahl ²	<ul style="list-style-type: none"> • Gute Wasserqualität • Heterogene Uferstruktur⁵ • Flachwasserzonen 	<ul style="list-style-type: none"> • Flache Uferzonen⁶ • Heterogene Uferstruktur 	<ul style="list-style-type: none"> • Flache Uferzonen • Häufige Überschwemmungen • Heterogene Uferstruktur 	<ul style="list-style-type: none"> • Heterogenität der Vegetation • Hoher Anteil an Ufergehölzen
Fördernde Faktoren für Abundanz ³	<ul style="list-style-type: none"> • Produktivität des Gewässers • Ufergehölze 	<ul style="list-style-type: none"> • Nährstoffreiche Uferzonen • Angeschwemmtes organisches Material, z. B. Laub 	<ul style="list-style-type: none"> • Ausgedehnte Kies-, Sand- und Schlammflächen • Produktivität des Gewässers⁸ 	<ul style="list-style-type: none"> • Dreidimensionale Vegetationsstruktur
Lokale Ausprägung abhängig von ⁴	<ul style="list-style-type: none"> • Gewässergröße • Höhenlage • Vorherrschendes Substrat 	<ul style="list-style-type: none"> • Auenbreite • Tiefe des Gewässerprofils⁷ 	<ul style="list-style-type: none"> • Vorherrschendes Substrat • Auenbreite • Hydrologie/Häufigkeit von Überschwemmungen 	<ul style="list-style-type: none"> • Vorherrschende Vegetation

¹ unterirdische Uferfauna
² Artenzahl und Diversität sind in starkem Maße von der Variabilität der Umweltbedingungen abhängig.
³ Hohe Abundanz geht oft mit geringer Artenzahl einher, z. B. unter extrem nährstoffreichen Bedingungen.
⁴ Die lokale Ausprägung ist generell vom Artenpool der Region abhängig.
⁵ Heterogene Uferstruktur ermöglicht, dass Arten mit verschiedener Schlupf-Strategie das Wasser in einem Abschnitt verlassen.
⁶ Flache Uferzonen sind die Voraussetzung, dass sich wassergesättigte Ufersubstrate ausbilden.
⁷ In eingetieften Gewässern kann sich eine Sekundäraue geringer Breite ausbilden.
⁸ Produktive Gewässer stellen erheblich mehr Nahrung für die epigäische Fauna bereit.

2 Einfluss der Düngung von Gewässerrandstreifen auf Insekten

Der Großteil der Studien zum Zusammenhang von Düngung und Gewässerrandstreifen beschäftigt sich mit der Retentionswirkung, also mit dem Rückhalt von Nährstoffen in Gewässerrandstreifen, sodass sie nicht oder nur zu einem kleineren Teil in das Gewässer gelangen. Spezifische Untersuchungen zur Wirkung von Düngung auf Insekten, die in Gewässerrandstreifen durchgeführt wurden, sind uns nicht bekannt. Jedoch gibt es eine umfangreiche Literatur zur generellen Wirkung von Düngung auf Arthropoden, die sinngemäß auch auf Gewässerrandstreifen übertragen werden kann. Im Folgenden gehen wir zunächst auf die Retentionswirkung ein und geben anschließend einen Überblick zur Wirkung von Düngung auf Insekten.

2.1 Retention von Nährstoffen in Gewässerrandstreifen

Die Retention von Nährstoffen ist eine der wichtigsten Ökosystemfunktionen von Gewässerrandstreifen und zentral für den Gewässerschutz. Voraussetzung ist, dass der Gewässerrandstreifen selber nicht gedüngt wird. Der Umfang der Retention ist von vielen Faktoren abhängig, z. B. von der Breite,

der Hangneigung, der Bodenart und der uferbegleitenden Vegetation. Umgekehrt ist davon auszugehen, dass die Retention insbesondere von Phosphaten die Bodeneigenschaften und die Vegetation in Gewässerrandstreifen dauerhaft verändert, was sich auf die Besiedlung mit Insekten gravierend auswirken kann. Bei lang andauernder Retentionsfunktion können Böden von Uferrandstreifen so viel Phosphat aufnehmen, dass sie ihrerseits zu Phosphatquellen für die Gewässer werden.

Die Nährstoff-Retentionswirkung von Uferrandstreifen ist in der Literatur ausführlich beschrieben. Die wichtigsten Quellen, auf die sich auch die folgende Zusammenfassung bezieht, sind Collins et al. (2009), Dosskey et al. (2001, 2010), Gericke et al. (2020), Hill (2019), Hoffmann et al. (2009), Sweeney & Newbold (2014) und Venohr & Fischer (2017). Der überwiegende Teil der Studien zum Nährstoffrückhalt wurde unter experimentellen Bedingungen auf kleinen Versuchsflächen oder kurzen Gewässerabschnitten durchgeführt. Es bestehen noch Wissenslücken in Bezug auf die großräumige Wirkung der gewässerbegleitenden Vegetation und zur Übertragbarkeit der Ergebnisse auf ganze Einzugsgebiete.

Nährstoffrückhalt in Gewässerrandstreifen ist über drei Prozesse möglich:

- Retention aus dem Oberflächenabfluss (auf der Bodenoberfläche abfließendes Niederschlagswasser): Die höhere Bodenrauigkeit verringert die Fließgeschwindigkeit, führt zur Infiltration des Oberflächenabflusses und des darin gelösten Nitrats und Phosphats sowie zur Sedimentation des an Bodenpartikel gebundenen partikulären Phosphors. Der größte Teil der Sedimentation und Rückhalt des partikulären Phosphors erfolgt auf den ersten Metern; an Tonpartikel gebundene, leicht pflanzenverfügbare Phosphor-Verbindungen werden jedoch erst in breiteren Streifen gewässerbegleitender Vegetation zurückgehalten.
- Retention aus dem Zwischenabfluss (Sickerwasser, das im Boden nahe der Bodenoberfläche dem Gewässer zufließt): Aus dem Zwischenabfluss können Nährstoffe durch Pflanzen aufgenommen werden, wobei die Nährstoffe nur zwischengespeichert werden, bis die Pflanzen absterben und abgebaut werden. Die Nährstoffaufnahme ist in jungen Pflanzenbeständen besonders hoch. Darüber hinaus kann im Zwischenabfluss enthaltenes Nitrat zu elementarem Stickstoff denitrifiziert werden, der in die Atmosphäre entweicht. Die Denitrifikationsleistung ist besonders hoch bei anaeroben bzw. dem Wechsel von anaeroben und aeroben Bedingungen, hoher Durchwurzelungsdichte und einem hohen Anteil organischen Materials.
- Retention aus dem Grundwasser (Sickerwasser, das dem Gewässer in tieferen Schichten zufließt und nicht die Wurzelzone passiert): Die gewässerbegleitende Vegetation hat keinen Einfluss auf die Nährstoffe im Grundwasser. Kommt organisches Material in den tieferen Schichten vor, kann es aber trotzdem zu Denitrifikation kommen.

Die Retentionsleistung ist von einer Vielzahl von Umweltvariablen abhängig. Die wichtigsten sind:

- Breite: Der Nährstoffrückhalt wird wesentlich von der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation bestimmt und nimmt mit der Breite zu. Die Breite ist ein Maß für die Verweilzeit, während der die Nährstoffe aufgenommen und umgesetzt werden können. Eine Breite von 5-15 bis 30 m ist für einen effektiven Nährstoffrückhalt (ca. >80 %) notwendig. Der Nährstoffrückhalt nimmt mit der Breite erst sehr schnell zu, erhöht sich aber bei Breiten >30 m nur noch wenig. Bei geringen Breiten ist die Variabilität sehr hoch und abhängig von den örtlichen Gegebenheiten. Im Bereich zwischen 5-15 m führt eine geringe Erhöhung der Breite zu einem vergleichsweise großen Anstieg des Nährstoffrückhalts und dieser Effekt wird mit zunehmender Sicherheit erreicht (Abbildung 2).

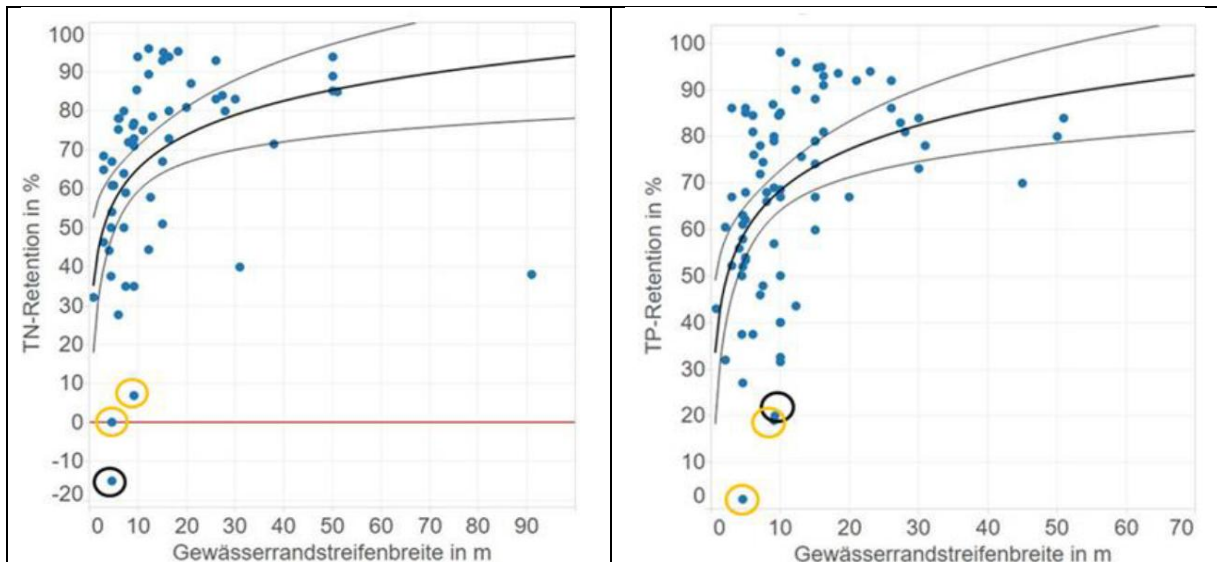


Abbildung 2: Rückhalt von Gesamt-Stickstoff (links) bzw. Gesamt-Phosphor (rechts) in Abhängigkeit von der Breite der gewässerbegleitenden Vegetation, aus: Venohr & Fischer (2017).

- Nährstoff-Verbindung: Generell nimmt der Nährstoffrückhalt in folgender Reihenfolge ab, bzw. größere Breiten sind für einen effektiven Rückhalt notwendig: Gesamt-Phosphor, Gesamt-Stickstoff, Nitrat, gelöster Phosphor.
- Präferenzielle Fließwege: Präferenzielle Fließwege in Form von Erosionsrinnen und Bodenporen führen zu hohen Fließgeschwindigkeiten des Oberflächen- und Zwischenabfluss und verringern dadurch den Nährstoffrückhalt deutlich. Drainagen stellen künstliche präferenzielle Fließwege dar.
- Bodeneigenschaften: Ein hoher Anteil organischen Materials und ein wassergesättigter Boden bzw. Wechsel von anaeroben und aeroben Bedingungen erhöht die Denitrifikationsleistung und damit den Nitrat-Rückhalt. Gröberes, sandiges Bodenmaterial erhöht die Fließgeschwindigkeit im Zwischenabfluss und vermindert daher den Nährstoffrückhalt. In sehr tonhaltigen oder verdichteten Böden versickert der Oberflächenabfluss schlechter, was den Nährstoffrückhalt verringert.
- Hangneigung: Bei höherem Gefälle des Geländes bzw. des Ackers zur gewässerbegleitenden Vegetation hin bilden sich vermehrt Erosionsrinnen auf dem Acker und präferenzielle Fließwege aus, die den Nährstoffrückhalt verringern. Je steiler das Gelände im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation zum Gewässer hin abfällt, desto größer ist die Fließgeschwindigkeit des Oberflächen- und Zwischenabfluss und desto geringer der Nährstoffrückhalt.
- Eintragspfad: Je mehr der Oberflächenabfluss in den Boden infiltriert, desto größer ist der Anteil des Zwischenabflusses, der Denitrifikation und damit des Nitrat-Rückhalts. Darüber hinaus verringert sich bei geringerem Oberflächenabfluss die Transportkraft und erhöht sich die Sedimentation und der Rückhalt des partikulär gebundenen Phosphors.
- Art der gewässerbegleitenden Vegetation: Der Nährstoffrückhalt unterscheidet sich in Bereichen mit grasig/krautiger Vegetation und Gehölzen kaum bzw. ist unter Gehölzen tendenziell etwas größer. Die Kombination von grasig/krautiger Vegetation zur Ackerfläche hin mit einem gehölzbestandenen Bereich zum Gewässer hin besitzt eine etwas höhere Retentionsleistung. Dies ist eventuell auch durch die in der Regel größere Breite im Vergleich zu rein grasig/krautigen oder gehölzbestandenen Bereichen zu erklären.
- Alterungseffekte: Anders als das durch Denitrifikation abgebaute Nitrat reichert sich der sedimentierte partikuläre Phosphor im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation an. Diese Bereiche können dann sogar Quelle für gelösten Phosphor werden. Es werden unterschiedliche

Gründe für die Re-Mobilisierung des partikulär gebundenen Phosphors als gelöster Phosphor diskutiert. Potenziell steigt die Gefahr der Re-Mobilisierung unter anaeroben Bedingungen, bei geringem Anteil an Ton und organischem Material im Boden, niedrigem pH-Wert und hoher Bodentemperatur. Um eine Phosphor-Anreicherung zu verhindern, wird die regelmäßige Entnahme von Biomasse und damit Nährstoffen empfohlen.

- Kombination unterschiedlicher Einflussfaktoren: Ein Tool zur Abschätzung des Nährstoffrückhalts in Abhängigkeit von der Breite, der Nährstoff-Verbindung, dem präferenziellen Fließweg, Bodenart, Hangneigung und Eintragspfad ist online verfügbar: https://mars-project-sat.shinyapps.io/oscar_nutrient/.

2.2 Wirkung der Nährstoffretention in Gewässerrandstreifen auf Insekten

Die Retentionswirkung nicht gedüngter Gewässerrandstreifen auf Nährstoffe wirkt sich potenziell über zwei Pfade auf die Insektenbesiedlung des Randstreifens aus:

Zum einen wird der Nährstoffeintrag in das Gewässer vermindert. Dies hat zahlreiche positive Wirkungen auf die Gewässerzönose¹³, inklusive ihrer Insekten: Das Wachstum von höheren Pflanzen und Algen im Gewässer wird vermindert; dementsprechend wird weniger pflanzliche Biomasse aufgebaut und anschließend unter Sauerstoffverbrauch abgebaut. Sauerstoffdefizite im Gewässer werden also seltener. Die meisten Wasserinsektenarten (insbesondere Vertreter der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen) reagieren sensibel auf Sauerstoffdefizite. Gewässer mit hohem Nährstoffeintrag und entsprechend regelmäßig auftretenden Sauerstoffdefiziten sind daher meist von einer aus Ubiquisten¹⁴ bestehenden Fauna geprägt, in der Insekten nur einen vergleichsweise geringen Anteil ausmachen. Nährstoffärmere Gewässer ohne Sauerstoff-Defizite sind hingegen artenreicher und beherbergen eine höhere Zahl sensitiver Insekten-Arten. Die Wasserqualität wird sich auch auf Diversität und Artenzahl von Wasserinsekten im Ufergehölzstreifen aus, da sich die meisten Insekten im Imaginalstadium nur über geringe Strecken ausbreiten.

Zum anderen verändert sich die Vegetation im Randstreifen in Richtung auf Nährstoffzeiger. Auch für die Vegetation gilt, dass extreme (z. B. extrem nährstoffreiche) Bedingungen von der Dominanz weniger, konkurrenzkräftiger Arten geprägt sind. Die Diversität der Vegetation in Randstreifen mit hoher Nährstoffretentionsfunktion wird daher tendenziell abnehmen und entsprechend auch die Diversität phytophager¹⁵ Insekten, die auf einzelne Arten spezialisiert sind. Auch wenn spezielle Studien zu diesem Phänomen fehlen, vermuten wir jedoch, dass dieser Effekt klein ist im Vergleich zur positiven Wirkung des Nährstoffrückhalts auf die Gewässerzönosen, da Gewässerrufer auch natürlicherweise oft nährstoffreich sind.

2.3 Wirkung von Düngung auf Insekten

Der Großteil der Gewässerrandstreifen, die sich in Grünland- oder Ackernutzung befinden, wird derzeit gedüngt, sofern nicht das Wassergesetz des jeweiligen Bundeslandes oder die Düngeverordnung die Düngung einschränkt oder untersagt. Auf Grünland führt Düngung zu einer Förderung konkurrenzkräftiger, nitrophiler¹⁶ Pflanzenarten und zu einer Abnahme der Artendiversität höherer Pflanzen. Dies hat folgende Wirkungen auf Insekten (Birkhofer et al. 2008, Socher et al. 2012, Manning et al. 2015, Mazalova et al. 2015):

¹³ Gewässerzönose: Lebensgemeinschaft in einem Gewässer.

¹⁴ Ubiquist: Art, die eine Vielzahl an unterschiedlichen Lebensräumen besiedelt.

¹⁵ Phytophag: pflanzenfressend.

¹⁶ Nitrophil: Stickstoffreiche Standorte werden bevorzugt

- Abnehmende Diversität von Pflanzen hat direkten Einfluss auf die Artenvielfalt phytophager Insekten, die auf einzelne Pflanzenarten spezialisiert sind, z. B. viele Blattkäfer (Chrysomelidae) und Falter (Lepidoptera).
- Da Stickstoffdüngung vor allem Grasarten fördert, nehmen blühende Pflanzen tendenziell ab, mit entsprechenden Auswirkungen auf blütenbesuchende Insekten, z. B. Falter (Lepidoptera), Schwebfliegen (Syrphidae) und verschiedenste Hautflügler (Hymenoptera).
- Das schnellere Pflanzenwachstum ermöglicht häufigere Mahd, wodurch das Blütenangebot weiter reduziert wird und Insekten direkt zu Schaden kommen können.
- Der dichtere Bewuchs in gedüngtem Grünland verschlechtert die Bedingungen für die epigäische (bodenbewohnende) Fauna, z. B. für Laufkäfer (Carabidae) und Kurzflügelkäfer (Staphylinidae).
- Veränderte Bodeneigenschaften (pH-Wert, Nährstoffgehalt) infolge von Düngung wirken sich gravierend auf die eigentliche Bodenfauna aus; unter den Insekten sind hier insbesondere die Springschwänze (Collembola) zu nennen. Auch hier kommt es überwiegend zu einer Abnahme der Artenzahl und Förderung toleranter Arten (Salmon et al. 2002, Silvertown et al. 2006).

3 Einfluss des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in Gewässerrandstreifen auf Insekten

Ähnlich wie im Fall der Düngung konzentrieren sich die Untersuchungen zu Pflanzenschutzmitteln (PSM) und Gewässerrandstreifen ganz überwiegend auf die Retention von PSM, gehen also der Frage nach, inwieweit Randstreifen den Eintrag von PSM in Gewässer reduzieren. Gezielte Studien zur Wirkung von PSM auf Insekten in Gewässerrandstreifen fehlen weitgehend; jedoch ist nicht davon auszugehen, dass sich die Wirkung von PSM in Gewässerrandstreifen von der Wirkung in gewässerfernen Flächen unterscheidet. Allenfalls wird die zunehmende Retention im Randstreifen dafür sorgen, dass sich Konzentration und Wirkung mit abnehmender Entfernung zum Gewässer reduziert.

3.1 Retention von PSM in Gewässerrandstreifen

Die Wirksamkeit von Randstreifen für die Rückhaltung von PSM variiert je nach den Mechanismen, mit denen diese Schadstoffe transportiert werden (Muscutt 1993): gelöst im Grund- und Oberflächenwasser oder gebunden an Partikel, die vom Oberflächenabfluss transportiert werden. Über verschiedene Studien gemittelte Daten zeigten, dass die Pufferstreifen 45 % des Abflussvolumens (zwischen 0 und 100 %) und 76 % der Sedimentmasse (zwischen 2 und 100 %) zurückhielten (Arora 2010). Laut Venohr und Fischer (2017) ergibt sich für Pestizide die Tendenz einer steigenden Retentionswirkung mit zunehmender Randstreifen-Breite: „Einige sind leicht wasserlöslich, andere adsorbieren oder assoziieren leicht mit Feinsedimenten. Für letztere kann die Sedimentation im Randstreifen, vergleichbar zu Retention von P, ebenfalls einen wichtigen Retentionsmechanismus darstellen. Bei gleicher Randstreifen-Breite wird für Pestizide wie Permethrin, die hauptsächlich an Sediment gebunden sind, eine höhere Retentionsleistung berichtet als für Pestizide, die hauptsächlich in der gelösten Phase des Oberflächenabflusses transportiert werden. Dementsprechend kann für stark an Partikel sorbierende Pestizide ein starker Anstieg der Retention in den ersten Metern des Randstreifens erwartet werden, welche in Randstreifen breiter als 5 m nur noch schwach ansteigt. In Randstreifen-Breiten größer als 5 m kommt Infiltrationsprozessen von Oberflächenabfluss in den GRS für die Retention von Pestiziden eine größere Bedeutung zu.“ Eine Tendenz abnehmender Retentionsleistung mit zunehmender Wasserlöslichkeit und dem Vorliegen der Substanzen in Ionenform bzw. als Metaboliten wurde in mehreren Studien berichtet (Venohr und Fischer 2017). Ab Breiten von

mehr als 10 m liegt die Retention von Pestiziden in der Regel deutlich über 60 % und kann auf nahezu 100 % ansteigen (Venohr und Fischer 2017; Abbildung 3).

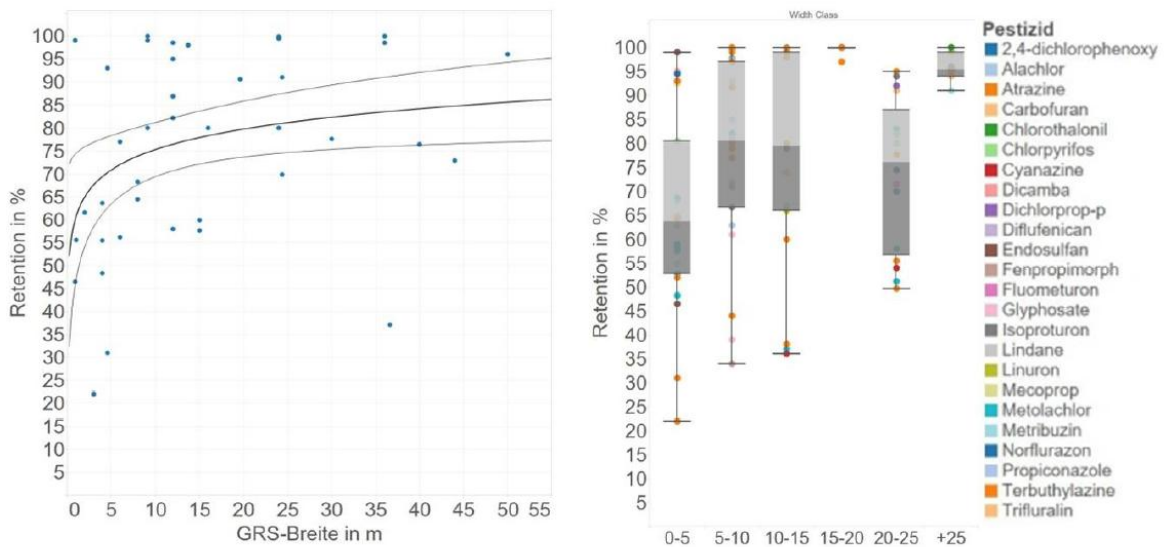


Abbildung 3: Retention von Pestiziden in Abhängigkeit der Randstreifen-Breite. Links: Einzelwerte; rechts: Box-Whisker Plots zur Ableitung der gewichteten durchschnittlichen Retentionsleistung für verschiedene Breitenklassen von Gewässerrandstreifen. Ergebnisse einer Literaturlauswertung von Venohr und Fischer (2017).

Auch der USDA National Resources Conservation Service kam zu dem Schluss, dass Puffer zum Fangen und Absetzen von Sediment (und damit auch stark sorbierenden Pestiziden, die hauptsächlich an Bodenpartikeln adsorbiert transportiert werden), nicht so breit sein müssen wie die zum Entfernen löslicher Verbindungen wie Nitrat oder schwach oder mäßig sorbierender Pestizide (USDA, 2000), weil es mehr Oberfläche und längere Fließwege zur Adsorption¹⁷ löslicher Materialien braucht als zum Auskämmen fester Materialien. Daher empfiehlt USDA (2000) Pufferstreifenbreiten von mindestens 6 m für Sediment und mindestens 30 m für gelöste Verbindungen. Darüber hinaus betonten sie die Notwendigkeit von Maßnahmen (Entfernen von Sedimenten, Mähen usw.) zur Aufrechterhaltung ihrer Funktionalität (Reichenberger 2007). Grasstreifen sind für die Verringerung des Sedimentverlustes und sedimentgebundener Pestizide effektiver als Streifen mit Getreide oder nacktem Boden. Eine höhere Effizienz von Grasstreifen bei der Reduzierung des Abflussvolumens und der Lasten durch gelöste Pestizide konnte hingegen nicht festgestellt werden (Reichenberger 2007).

Zumindest für Pufferstreifenbreiten größer als 8 m waren Wirkungsgrade der Lastreduzierung in Tendenz größer für Pestizide, deren Hauptanteil in der Sedimentphase transportiert wird, als für Pestizide, die überwiegend in der Wasserphase transportiert werden (Reichenberger 2007, bezogen auf Puffer allgemein). Im Durchschnitt ist die Effektivität der Pestizidreduktion in den untersuchten Studien in etwa vergleichbar mit den angenommenen Werten des „German regulatory model EXPOSIT 1.1“ (Winkler, 2001), was 50 % Reduktion für 5 m Pufferstreifenbreite, 90 % für 10 m Breite und 97,5 % für 20 m Breite entspricht (Reichenberger 2007).

Neben der Pufferbreite und der Löslichkeit des betrachteten PSM wird die Retention von Hangneigung, Bodenart, Spray-Drift und Vegetationstyp beeinflusst. Als wichtige Prozesse für die Rückhaltung von Pestiziden wurden Infiltration, Sedimentablagerung, und Sorption identifiziert. Als das

¹⁷ Adsorption: Anreicherung von Stoffen aus Gasen oder Flüssigkeiten an der Oberfläche eines Festkörpers.

Hauptphänomen allerdings wird die Reduktion der Strömungsgeschwindigkeit aufgrund des Widerstands durch die Vegetation genannt (Arora 2010). Neben Sedimentation und Infiltration sind auch Sorptionsprozesse von Pestiziden an Böden, Pflanzenmaterialien und organischer Materie von Bedeutung. Hierbei zeigte sich jedoch kein eindeutiger Einfluss des Vegetationstyps auf die Pestizidretention (Venohr und Fischer 2017). Reichenberger (2007) kommt hingegen zu dem Schluss, dass Grasstreifen effektiver als Streifen mit Getreide oder nackter Boden bei der Verringerung des Sedimentverlustes und sedimentgebundener Pestizide sind. Eine höhere Effizienz von Grasstreifen in der Reduzierung des Abflussvolumens und der gelösten Pestizide konnte nicht festgestellt werden.

Es ist somit festzuhalten, dass Gewässerrandstreifen eine überragende Rolle für den Rückhalt von PSM spielen können, insbesondere für alle PSM, die an Partikel gebunden transportiert werden. Bereits eine Randstreifenbreite von 10 m führt im Regelfall dazu, dass kaum noch PSM in das Gewässer gelangen. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass bei Randstreifenbreiten von 10 m und mehr zumindest die ufernächsten Teile des Randstreifens nicht mehr von PSM beeinflusst werden, sie also Refugien für Insekten darstellen können.

3.2 Wirkung von PSM auf Insekten

Während im Fall der Düngung von einer indirekten Wirkung von Insekten ausgegangen werden muss (z. B. durch dichtere Vegetationsstruktur), kommen im Fall der PSM direkte und indirekte Wirkungen in Frage. Im Gegensatz zur Düngung, bei der wir von vergleichbaren Effekten auf terrestrische Insekten und auf Imagines semiterrestrischer Insekten ausgehen, müssen wir im Fall der Wirkung von PSM zwischen diesen beiden Gruppen differenzieren.

Herbizide werden in Deutschland vorwiegend vor der Aussaat der Nutzpflanzen ausgebracht. Sie haben, ähnlich wie Dünger, vorwiegend indirekte Wirkungen auf die Insektenfauna (Prosser et al. 2016):

- Feber et al. (1996) untersuchten gleichzeitig die Pflanzen- und Schmetterlingsgemeinschaften an Feldrändern, die dem Breitbandherbizid Glyphosat ausgesetzt waren. Die Exposition der Feldränder zu Glyphosat 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. Durch die Beobachtung beider Gemeinschaften liefert die Studie einen plausiblen Zusammenhang zwischen der Wirkung des Herbizids auf die Pflanzengemeinschaft und die daraus resultierenden indirekten Auswirkungen auf die Schmetterlingsgemeinschaft. Vergleichbare Ergebnisse erzielten auch Pleasants und Oberhauser (2012).
- Neben der Abnahme des Blütenangebots können Herbizide auch über eine Veränderung der Vegetationsstruktur auf Insekten wirken, wobei diese Effekte sehr unterschiedlich stark ausgeprägt sind. Hawthorne und Hassall (1995) beobachteten keinen signifikanten Unterschied in Abundanz und Artenzahl von Laufkäfern beim Vergleich von mit Herbiziden behandelten Ackerändern und Naturschutzgebieten. Die Ergebnisse von Brust (1990) hingegen ermöglichen eine differenziertere Betrachtung. Sie untersuchten die Laufkäferfauna auf Winterweizenfeldern 28 Tage lang auf Parzellen, die mit vier verschiedenen Herbiziden besprüht wurden. Die Abundanz der Käfer auf mit Paraquat und Glyphosat behandelten Parzellen zeigte erst 7 bzw. 14 Tage nach dem Sprühen eine signifikante Verringerung (28 % und 30 %; $p < 0,05$). 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 Autoren kamen zu dem Schluss, dass der Verlust der bodendeckenden Vegetation den Rückgang bei großen Käfern einer Körperlänge von mehr als 10 cm in mit Herbiziden besprühten Parzellen verursachte. Der Effekt steht in direktem Zusammenhang mit der Effektivität der Herbizide (Paraquat > Glyphosat > Atrazin).

razin = Simazin). 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 und Whittaker 1987).

Direkte toxische Wirkungen von Herbiziden scheinen allenfalls eine untergeordnete Rolle bei der Herbizid-Wirkung auf Insekten 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, lediglich Elemente des Lebenszyklus waren in manchen Fällen betroffen, z. B. die Verpuppungsdauer (Kjaer und Elmegaard 1996, Speight und Whittaker 1987).

Im Unterschied dazu wirken Insektizide direkt auf die Mortalität von Insekten, 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, z. B. Blattläusen, Zwergzikaden und bestimmten Kleinschmetterlingen. Neonicotinoide haben laut Pesticide Properties Database (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm>) eine mäßige bis hohe Toxizität für Honigbienen. Dies betrifft sowohl lethale als auch sublethale 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. 2015), 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 waren (Roessink et al. 2013, Anderson et al. 2015, Morrissey et al. 2015, Williams und Sweetman 2019). Dies gilt insbesondere für die Larven, also für den Fall, das Neonicotinoide ins Gewässer gelangen. Auch bei Wasserinsekten wurden viele sublethale Wirkungen beobachtet, z. B. Inaktivität und andere Verhaltensänderungen (Anderson et al. 2015). In Mesokosmen wurde die Emergenz von Zuckmücken (Chironomidae) durch Zugabe von Neonicotinoiden erheblich reduziert (Williams und Sweetman 2019) (Abbildung 4).

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 (Cavallaro et al. 2019), wodurch die Abundanz von Zerkleinerern in Gewässern beeinflusst werden kann (Abbildung 4).

Auch andere Insektizide wirken auf Wasserinsekten. Permethrin, ein Pyrethroid, das als Kontakt- und Fraßgift wirkt,

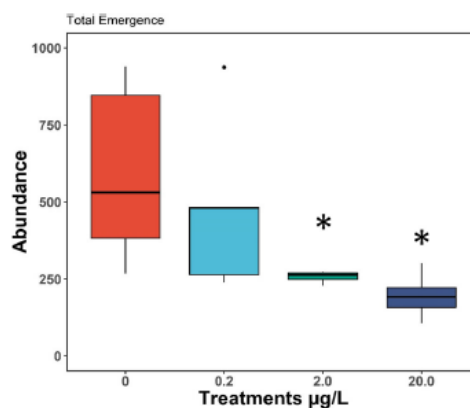


Fig. 1 Comparison of chironomid abundance across imidacloprid concentrations. For each treatment, five replicate tanks were used. Asterisks indicate treatments significantly different from controls ($p < 0.05$) Dunnett's comparison with Holm's correction. Chironomidae ($\chi^2(3) = 10.394, p > 0.01$); control—0.02 µg/L adj. $p = 0.210$; control—2.0 µg/L adj. $p = 0.03$; control—20.0 µg/L adj. $p = 0.02$. Dots represent outliers

Abbildung 4: Abundanz von Zuckmücken (Chironomidae) in Mesokosmen mit unterschiedlicher Konzentration von Neonicotinoiden. Aus: Williams und Sweetman (2019).

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 verschlechtern haben und die Organismen somit versuchen, passiv ein besser geeignetes Habitat aufzusuchen.

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

PSM wirken somit über eine Vielzahl von Wirkungsketten auf Nicht-Zielorganismen unter den Insekten. Herbizide wirken insbesondere über die Reduktion des Blütenangebots 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 sublethale Effekte, z. B. Verhaltensänderungen, verursachen. Vieles deutet darauf hin, dass Wasserinsekten, vor allem im Larvalstadium, besonders sensitiv auf Insektizide reagieren.

4 Einfluss der Vegetation von Gewässerrandstreifen auf Insekten

Die Funktionen von Gewässerrandstreifen variieren deutlich, je nach vorherrschendem Vegetationstyp. Gehölze sorgen dabei für eine Reihe von zusätzlichen Funktionen, die auch für Insekten-Lebensgemeinschaften von Bedeutung sind:

- Gehölze beschatten das Gewässer und haben damit insbesondere im Fall kleiner Bäche eine sehr deutliche Wirkung auf die Wassertemperatur. Je nach Länge des gehölzbestandenen Abschnitts, Gewässerbreite und dem Vorhandensein von Grundwassereintritten können die maximalen Wassertemperaturen im Jahresverlauf um mehrere Grad Celsius reduziert werden. Bei kleinen Bächen stellt sich ein neues thermisches Gleichgewicht bei einem geschlossenen Ufergehölzsaum von 400 m Länge ein (Kail et al. 2020). Diese Reduktion der Wassertemperaturen hat erhebliche Auswirkungen auf die Zusammensetzung aquatischer Insekten-Biozöten. Insbesondere werden sensitive Arten aus den Gruppen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen gefördert (Haidekker & Hering 2008).
- Viele Wasserinsektenarten halten sich bevorzugt in Ufergehölzen auf (vgl. Abschnitt 4). Sie finden dort Nahrung (manche Arten ernähren sich im Imaginalstadium von Blattläusshonig; Hoffmann 2000), Schwarmplätze, Eiablagestrukturen und Ruheplätze (Hoffmann 2000, Ehlert 2008).
- Gehölze sorgen für den Eintrag von Totholz und Laub in das Gewässer. Totholz und Laub sind wichtige Grundlagen für die aquatische Nahrungskette; zahlreiche Wasserinsekten ernähren sich vorwiegend davon (Hoffmann & Hering 2000). Totholz ist zudem ein wichtiger Strukturbildner und trägt zur Entstehung kleinflächiger Lebensräume der epigäischen Fauna bei, z. B. von Sand- und Kiesbänken.

Diese Funktionen können von grasigen Uferstrandstreifen nicht erfüllt werden. Wenn grasige Uferstrandstreifen nicht gedüngt werden und keine PSM appliziert werden, haben sie aber durchaus wichtige Funktionen: Sie sind Rückzugsgebiet für terrestrische Insekten und Imagines von Wasserinsekten, wenn die angrenzenden Flächen mit PSM behandelt werden. Sie besitzen eine Retentionsfunktion für PSM und Nährstoffe; je nach Gewässermorphologie erlauben sie auch die Etablierung klein-

flächiger Strukturen im Uferbereich (z. B. von Kies- und Sandbänken), die von epigäischen Uferinsekten besiedelt werden können.

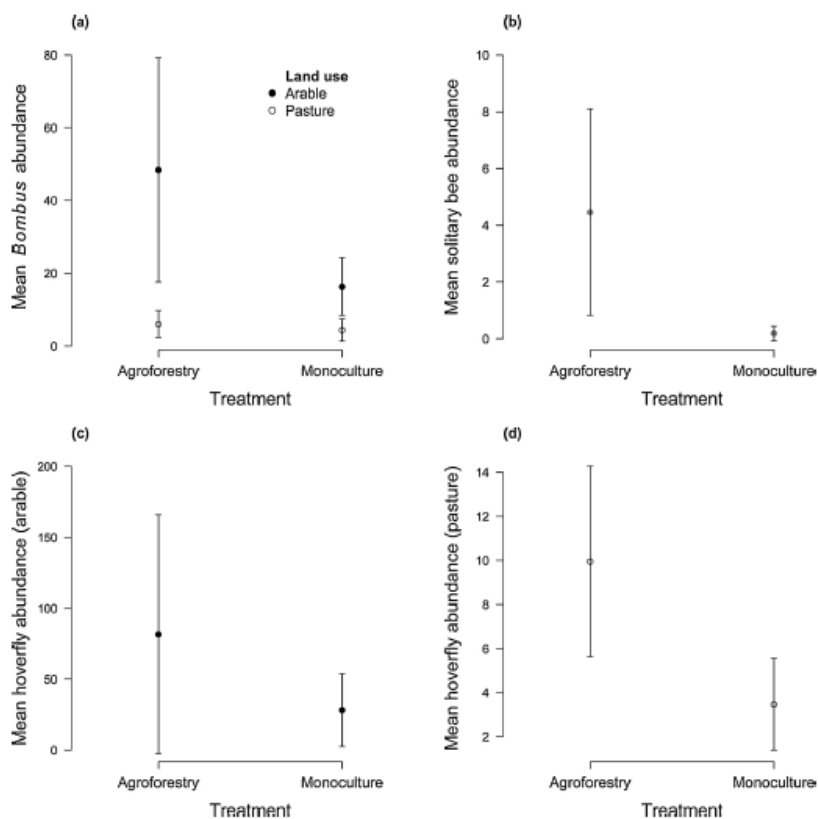


Fig. 1. Abundance of wild pollinating insects from transect data. ● = arable land; ○ = pastureland; ● = both land use types. (a) Mean bumblebee abundance and 95% CIs; (b) Mean solitary bee abundance and 95% CIs; (c) and (d) hoverfly abundance was much higher in arable than pasture systems and these are therefore shown separately: (c) mean hoverfly abundance and 95% CIs, arable systems (figure shows mean abundance across both arable sites, hence the overlapping confidence intervals; however, model output shows strong evidence of a treatment effect in arable systems); (d) mean hoverfly abundance and 95% CIs, pasture systems.

Abbildung 5: Abundanz bestäubender Insekten in Agroforst und Monokultur. Aus: Varah et al. (2020).

Eine interessante Frage ist, inwieweit Agroforste und Kurzumtriebsplantagen (schnellwüchsige Holzarten zur Biomassegewinnung) Funktionen von Ufergehölzen übernehmen können. Kurzumtriebsplantagen (KUP) sind reine Gehölz-Plantagen, während Agroforste (AF) Mischkultursysteme darstellen, in denen land- und forstwirtschaftliche Elemente kombiniert werden (z. B. Grün- oder Ackerland mit Baumreihen), beide mit kurzer Umtriebszeit von maximal 20 Jahren (NABU 2008, Bärwolff et al. 2013, TLL 2015). Der Eintrag von Laub in Gewässer wird vermutlich einem naturnahen Ufergehölzsaum ähneln, wobei das Laub verschiedener Baumarten von Wasserinsekten sehr unterschiedlich genutzt wird. Totholz wird hingegen aufgrund des geringen Alters bei der Holzernte kaum eingetragen. Bezüglich der Beschattung und der damit einhergehenden dämpfenden Wirkung auf die Wassertemperatur sind Agroforste zwischen naturnahen Ufergehölzsaumen und grasigen Uferstreifen einzuordnen. Bisherige Studien von Kurzumtriebsplantagen an Fließgewässern zeigen, dass diese vor allem im Sinne des Erosionsschutzes von großer Bedeutung für den Gewässerschutz sind (NABU 2008, Bärwolff et al. 2013, TLL 2015). Gegenüber der ausgeräumten Agrarlandschaft bieten Agroforste und Kurzumtriebsplantagen zwar Refugien und Trittsteine für Organismen, können aber die ökologischen Leistungen von natürlicher Ufervegetation nicht ersetzen (NABU 2008 und Bärwolff et al. 2013). Der Bericht vom NABU (2008) zeigt, dass diese Strukturen vor allem durch Allerweltsarten besiedelt werden. Dennoch bietet die verhältnismäßig geringe Störung, die lange Bodenruhe und der minimale Dünger- und PSM-Einsatz viele Vorteile für die Arthropodenfauna (NABU 2008). Die Insektenvielfalt ist dabei abhängig von der Struktur- und Pflanzenvielfalt der Kraut- und Strauchschicht.

Auch stellt ein Mosaik aus verschiedenen Umtriebsstadien durch die Bereitstellung verschiedener Lebensraumtypen eine Vielfalt von ökologischen Leistungen für die Insektenvielfalt dar (DBU 2010). Varah et al. (2020) konnten zeigen, dass Agroforstsysteme in Abhängigkeit der darin vorkommenden Blühpflanzen die Bestäuberabundanz, Bestäuberleistung und in einigen Fällen auch die Artendiversität speziell von Wildbienen im Vergleich zu Monokulturen steigern (Abbildung 5; vgl. auch Bentrup et al. 2019).

5 Effekte der Breite von Gewässerrandstreifen

Wie in den vorigen Kapiteln bereits ausgeführt, hat die Breite von Gewässerrandstreifen eine erhebliche Wirkung auf ihre Funktionen, wobei die Breite je nach betrachteter Funktion unterschiedlich wirkt. Mit Tabelle 3 wurde der Versuch unternommen, die Funktionen von Gewässerrandstreifen verschiedener Breite, die mit der Insekten-Besiedlung in Zusammenhang stehen, zusammenzufassen.

Tabelle 3: Effekte der Breite auf Funktionen von Gewässerrandstreifen.

	5 m	10 m	20 m	> 20 m
Bevorzugter Aufenthaltsort wenig vagiler Wasserinsekten	++	+	+	(+)
Bevorzugter Aufenthaltsort stärker vagiler Wasserinsekten	++	++	++	(+)
Bevorzugter Aufenthaltsort der epigäischen Uferfauna	++	(+)	-	-
Hohe Dichte der endogäischen Uferfauna	++	-	-	-
Retention von Nährstoffen	(+)	(+)	+	++
Retention von PSM	(+)	+	++	++
Refugien in Bezug auf PSM-Einsatz auf angrenzenden Flächen	+	++	++	++

Bereits Randstreifen geringer Breite erfüllen, in Abhängigkeit von ihrer Nutzung und Vegetation, wichtige Funktionen für die Insektenbiozönose. Imagines von Wasserinsekten halten sich bevorzugt im unmittelbaren Uferbereich auf. Auch die typische epigäische Uferfauna (z. B. Laufkäfer, Kurzflügelkäfer) ist an der Uferkante konzentriert, ebenso wie die Lebensgemeinschaften wechsel- und dauerfeuchter Ufersedimente (endogäische¹⁸ Fauna). Hier reicht ein Randstreifen von wenigen Metern aus.

Randstreifen von 10 m Breite führen bereits dazu, dass PSM weitgehend zurückgehalten werden und nicht in das Gewässer gelangen, was zum Schutz der aquatischen Stadien von Wasserinsekten zentral ist. Eine weitgehende Retention von PSM ist zudem die Voraussetzung, dass der unmittelbare Uferbereich von PSM unbeeinflusst bleibt und die typischen Lebensgemeinschaften von Wasserinsekten-Imagines und epigäischer Uferfauna nicht von PSM-Applikationen auf angrenzenden Flächen beeinträchtigt werden.

Abhängig von Hangneigung, Bodenbeschaffenheit und Ufervegetation können bereits schmale Randstreifen von 5 bis 20 m Breite effektiv Nährstoffe zurückhalten und somit die aquatische Lebensgemeinschaft schützen. Unabhängig von den genannten Umweltfaktoren ist ein Uferstreifen von 25 bis 30 m Breite für die Nährstoffretention mit hoher Wahrscheinlichkeit effektiv.

¹⁸ Endogäisch: unterirdisch.

6 Handlungsempfehlungen für den Naturschutz in der Agrarlandschaft

In Abhängigkeit von ihrer Vegetation und Breite (vgl. die beiden vorigen Kapitel) gibt es verschiedene Optionen zur Ausgestaltung von Uferrandstreifen in der Agrarlandschaft, die sehr unterschiedliche Wirkungen auf Lebensgemeinschaften von Insekten haben:

- Breite, gehölzbestandene Uferrandstreifen entfalten das volle Spektrum möglicher positiver Wirkungen, sowohl im Gewässer (über die Reduktion der Wassertemperatur sowie von Nährstoff- und PSM-Einträgen, den Eintrag von Laub und Holz) als auch im terrestrischen Umfeld (Refugium in Bezug auf PSM-Einsatz auf angrenzenden Flächen, Aufenthaltsort für Imagines von Wasserinsekten, Ausbildung von Habitaten für die epigäische Uferfauna, z. B. Kiesbänken).
- Bei schmalen, gehölzbestandenen Uferrandstreifen fallen einige Wirkungen aus: Die Nährstoffretention ist unterhalb einer Breite von 20-30 m ggf. reduziert, unterhalb einer Breite von 10 m reduziert sich die Funktion als Refugium bei PSM-Einsatz auf angrenzenden Flächen. Die anderen Funktionen bleiben erhalten.
- Breite, grasige Uferrandstreifen ohne Düngung und PSM-Einsatz wirken auf Nährstoff- und PSM Retention und ermöglichen die kleinflächige Ausbildung von Lebensräumen für die epigäische Uferfauna. Sie wirken zudem als Refugium bei PSM-Einsatz auf angrenzenden Flächen. Die Lebensraumfunktion für Imagines von Wasserinsekten ist eingeschränkt, da sich viele Imagines von Wasserinsekten bevorzugt in Gehölzen aufhalten. Auch entfällt die positive Wirkung auf die Wassertemperatur.
- Bei schmalen, grasigen Uferrandstreifen ohne Düngung und PSM-Einsatz reduziert sich die Funktion für die Retention von Nährstoffen und PSM sowie die Refugialfunktion bei PSM Einsatz auf angrenzenden Flächen.
- Bei grasigen gedüngten Uferrandstreifen verbleibt lediglich die Funktion der PSM-Retention.
- Ackerbauliche Nutzung der Uferrandstreifen (üblicherweise mit Düngung und PSM-Einsatz) ist für die Insektenfauna am nachteiligsten.

Aus Sicht des Gewässer- und Insektenschutzes ergibt sich demnach folgende Rangfolge bei den Typen von Gewässerrandstreifen:

Breite, gehölzbestandene Randstreifen > schmale, gehölzbestandene Randstreifen = breite, grasige Randstreifen ohne Düngung und PSM-Einsatz > schmale, grasige Randstreifen mit Düngung > ackerbaulich genutzte Uferzonen.

Wo immer möglich, sollten daher die Typen von Uferrandstreifen etabliert werden, die in der obigen Aufzählung weit vorne stehen.

Aus Sicht der verschiedenen Insekten-Lebensgemeinschaften ergeben sich dabei gewisse Differenzierungen:

- Für die Ausbildung von Lebensgemeinschaften der epigäischen Uferfauna reichen oftmals kleine, verstreute „Trittsteine“, da die meisten typischen Arten sich gut ausbreiten und geeignete Lebensräume effektiv finden und besiedeln. Dies kann bereits durch kurze Abschnitte mit breiten grasigen oder gehölzbestandenen Uferstreifen ermöglicht werden, vor allem, wenn sich einzelne große Populationen als Besiedlungsquellen in aufwendiger renaturierten Abschnitten etablieren konnten.
- Für Imagines von Wasserinsekten sind gehölzbestandene Uferabschnitte von besonderer Bedeutung. Viele Arten halten sich bevorzugt in Ufergehölzen auf, finden dort ihre Nahrung, ein geeignetes Mikroklima sowie Schwarm- und Paarungsplätze. Auch hier ist zu vermuten, dass einzelne gehölzbestandene Abschnitte eine „Sogwirkung“ haben und Imaginal-Lebensraum für Wasserin-

sekten bieten, die in einem längeren Abschnitt geschlüpft sind. Entscheidend ist also nicht, dass die gesamte Länge des Gewässers von Ufergehölzen gesäumt ist, sondern dass zumindest ein Mosaik aus Ufergehölzen und offenen Abschnitten vorliegt.

- Eine besondere Bedeutung kommt Uferstreifen als Refugialraum zu, auch für terrestrische Insekten. Dies hat zur Voraussetzung, dass sie nicht mit PSM behandelt werden. Eine Breite von 10 m ist für diese Funktion erforderlich.

Es ist aus Sicht des Insektenschutzes daher anzustreben, auf den Einsatz von PSM in 10 m breiten Uferstreifen generell zu verzichten. Darüber hinaus sollten Gewässer zumindest teilweise von Ufergehölzen begleitet sein, um Imagines von Wasserinsekten einen Lebensraum zu bieten und die Ausbildung von Habitaten für die epigäische Uferfauna zu ermöglichen.

7 Literatur

Anderson, J. C., Dubetz, C., & Palace, V. P. (2015). Neonicotinoids in the Canadian aquatic environment: a literature review on current use products with a focus on fate, exposure, and biological effects. *Science of the Total Environment*, 505, 409–422.

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. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 46(3), 618–647.

Bärwolff, M., Reinhold, G., Fürstenau, C., Graf, T., Jung, L., & Vetter, A. (2013). Gewässerrandstreifen als Kurzumtriebsplantagen oder Agroforstsysteme. Gutachten des Umweltbundesamtes (Hrsg.).

Bentrup, G., Hopwood, J., Adamson, N.L., & Vaughan, M. (2019). Temperate Agroforestry Systems and Insect Pollinators: A Review. *Forests*, 10(981), 1–20.

Birkhofer, K., Fliessbach, A., Wise, D., & Scheu, S. (2008). Generalist predators in organically and conventionally managed grass-clover fields: Implications for conservation biological control. *Annals of Applied Biology*, 153, 271–280.

Briers, R. A. & Gee, J. H. R. (2004) Riparian forestry management and adult stream insects. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, European Geosciences Union, 8(3), 545–549

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.

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.

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), p15.

DBU – Deutsche Bundesstiftung Umwelt (2010). Kurzumtriebsplantagen: Handlungsempfehlungen zur naturverträglichen Produktion von Energieholz in der Landwirtschaft – Ergebnisse aus dem NO-VALIS-Projekt.

Delettre, Y. R., & Morvan, N. (2000). Dispersal of adult aquatic Chironomidae (Diptera) in agricultural landscapes. *Freshwater Biology*, 44(3), 399–411.

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., 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. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 46(2), 261–277.
- Ehlert, T. (2009). Flugaktivität, Eiablage und Habitatbindung von Köcherfliegen (Trichoptera) an Fließgewässern. *Essener Ökologische Schriften*, 27, 1–169.
- 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.
- 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(3), 617.
- 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, 463–481.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., & al. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoSone*, 12(10), e0185809.
- 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 Univ.
- Hering, D. (1995). Nahrungsökologische Beziehungen zwischen limnischen und terrestrischen Zoozöosen im Uferbereich nordalpiner Fließgewässer. Dissertation Marburg, 207 S.
- Hering, D., & Plachter, H. (1997) Riparian Ground Beetles (Coleoptera, Carabidae) preying on aquatic invertebrates: a feeding strategy in alpine floodplains. *Oecologia*, 111, 261–270.
- 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.
- Hoffmann, A. (2000). The association of the stream caddisfly *Lasiocephala basalis* (Kol.) (Trichoptera: Lepidostomatidae) with wood. – *International Review of Hydrobiology*, 85, 79–87.
- 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-Kämpä, 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.
- Kail, J., Palt, M., Lorenz, A., & Hering, D. (2020). Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configuration and daily temperature fluctuations. *Hydrological Processes*, 35, e14008.
- Kjær, C., & Elmegaard, N. (1996). Effect of herbicide treatment on host plant quality for a leaf-eating beetle. *Pesticide Science*, 47(4), 319–325.
- Knighton, J., Dapkey, T., & Cruz, J. (2014). Random walk modeling of adult *Leuctra ferruginea* (stonefly) dispersal. *Ecological informatics*, 19, 1–9.
- Kovats, Z., Ciborowski, J. A. N., & Corkum, L. (1996). Inland dispersal of adult aquatic insects. *Freshwater biology*, 36(2), 265–276.
- 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](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136928).

- Manderbach, R. (1998). Lebensstrategien und Verbreitung terrestrischer Arthropoden in schotterreichen Flussauen der Nordalpen. Dissertation Universität Marburg.
- Manning, P., Gossner, M. M., Bossdorf, O., Allan, E., Zhang, Y. Y., Prati, D., Blüthgen, N., Boch, S., Böhm, S., Börschig, C., Hölzel, N., Jung, K., Klaus, V.H., Klein, A.M., Kleinebecker, T., Krauss, J., Lange, M., Müller, J., Pašalić, E., Socher, S.A., Tschapka, M., Türke, M., Weiner, C., Werner, M., Gockel, S., Hemp, A., Renner, S.C., Wells, K., Buscot, F., Kalko, E.K.V., Linsemair, K.E., Weisser, W.W., & Fischer, M. (2015). Grassland management intensification weakens the associations among the diversities of multiple plant and animal taxa. *Ecology*, 96, 1492–1501.
- Mazalova, M., Sipos, J., Rada, S., Kasak, J., Sarapatka, B., & Kuras, T. (2015). Responses of grassland arthropods to various biodiversity-friendly management practices: Is there a compromise? *European Journal of Entomology*, 112, 734–746.
- 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.
- 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.
- NABU – Naturschutzbund Deutschland (2008). Energieholzproduktion in der Landwirtschaft, Chancen und Risiken aus der Sicht des Natur- und Umweltschutzes. Berlin.
- 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.
- 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.
- Phelan, P.L., Manson, J.F., & Stinner, B.R. (1995). Soil-fertility managements and host preference by European corn borer, *Ostrinia nubilalis* (Hübner), on *Zea mays* L.: A comparison of organic and conventional chemical farming. *Agriculture, Ecosystem & Environment*, 56, 1–8.
- 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.
- 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.
- 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.
- Riggi, L.G.A., & Bommarco, R. (2019). Subsidy type and quality determine direction and strength of trophic cascades in arthropod food webs in agroecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 56, 1982–1991.
- 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.
- Salmon, S., Ponge, J., & Van Straalen, N. (2002). Ionic identity of pore water influences pH preference in Collembola. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, 1663–1667.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., & al. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574, 671.

- Silvertown, J., Poulton, P., Johnston, E., Edwards, G., Heard, M., & Biss, P.M. (2006). The park grass experiment 1856-2006: Its contribution to ecology. *Journal of Ecology*, 94, 801–814.
- Socher, S. A., Prati, D., Boch, S., Muller, J., Klaus, V., Holz, N., & Fischer, M. (2012). Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology*, 100, 1391–1399.
- Sode, A., & Wiberg-Larsen, P. (1993). Dispersal of adult Trichoptera at a Danish forest brook. *Freshwater Biology*, 30(3), 439–446.
- Speight, R. I., & Whittaker, J. B. (1987). Interactions between the chrysomelid beetle *Gastrophysa viridula*, the weed *Rumex obtusifolius* and the herbicide asulam. *Journal of applied ecology*, 119–129.
- Sweeney, B., & D.J. Newbold (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.
- TLL – Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (2015). KUP am Fließgewässer – Streifenförmiger Anbau schnellwachsender Bäume entlang von Fließgewässern zur Verminderung von Stoffeinträgen. Endbericht.
- Varah, A., Jones, H., Smith, J., & Pott, S.G. (2020). Temperate agroforestry systems provide greater pollination service than monoculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 301.
- USDA. Conservation buffers to reduce pesticide losses. USDA Natural Resources Conservation Service; 2000.
- Venohr, M., & Fischer, P. (2017). Retention von Sedimenten, Nährstoffen und Pestiziden durch Gewässerrandstreifen. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.
- 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.
- 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.
- Winkler R. (2001). Konzept zur Bewertung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächen- und Grundwasser unter besonderer Berücksichtigung des Oberflächenabflusses (Dokumentation zum Modell EXPOSIT). Umweltbundesamt; 2001.
- 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.