TECHNISCHE UNIVERSITÄT DRESDEN

Fakultät Umweltwissenschaften **Lehrstuhl** für Biodiversität und Naturschutz

Auswirkungen von Agroforstsystemen der gemäßigten Zone auf Biodiversität und Hydrologie in Agrarlandschaften

Projektarbeit

Name, Vorname: Rabe von Pappenheim, Carla

Matrikel-Nr.: 4936835

Betreuerin: M.Sc. Michaela Hildebrand

Institution: Technische Universität Dresden
Fakultät Umweltwissenschaften
Lehrstuhl für Biodiversität und Naturschutz

Datum der Abgabe: Dresden, 25.03.2022

Inhaltsverzeichnis

Seite

Abstract ..... **III**

Abbildungsverzeichnis ..... **IV**

Tabellenverzeichnis ..... **IV**

Anhangsverzeichnis ..... **IV**

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis ..... **V**

Einleitung **6**

1. Material und Methoden **7**

2. Allgemeine Definitionen und Klassifikationen von Agroforstsystemen **9**

3. Ergebnisse **11**

3.1 Übersicht von Agroforstsystemen in Deutschland und Mitteleuropa **11**

3.2 Allgemeine Ökosystemleistungen von Agroforstsystemen **17**

3.3 Biodiversität in Agroforstsystemen gemäßigter Vegetationszonen **18**

3.3.1 Silvoarable Agroforstpraktik: Alley Cropping 19

3.3.2 Silvopastorale Agroforstpraktiken 25

3.3.2.1 Beweidung (Kühe, Rinder, Schafe, Schweine) 25

3.3.2.2 Geflügel 28

3.3.2.1 Streuobstwiesen 29

3.4 Windschutz- und Gewässerrandstreifen **30**

3.5 Vergleiche und Umwandlungen von Agroforst- und Agrarholzsystemen **33**

4. Diskussion **35**

4.1 Silvoarable Systeme **36**

4.2 Windschutz- und Gewässerrandstreifen **40**

4.3 Silvopastorale Systeme **41**

4.4 Vergleiche und Umwandlungen von Agroforst- und Agrarholzsystemen **42**

Fazit **44**

Literaturverzeichnis ..... **XLVI**

Anhang ..... **LX**

Selbständigkeitserklärung ..... **LXXVI**

Abstract

Als Teil des BMBF-Verbundprojekts OLGA wurde die Fragestellung verfolgt, welche Auswirkungen Agroforstsysteme in gemäßigten Zonen auf die Biodiversität und Hydrologie in Agrarlandschaften haben. Mittels einer umfassenden Literaturrecherche wurden die Auswirkungen auf Flora, Fauna, Boden und Hydrologie in 41 Fallstudien analysiert. Betrachtete Agroforstsysteme waren silvoarabler (Alley Cropping), silvopastoraler (Beweidung, Geflügelhaltung, Streuobstwiesen) sowie speziell für das OLGA-Projekt relevanter (Windschutz- und Gewässerrandstreifen) Natur. Agroforstsysteme wiesen ein großes Potenzial zur Förderung von Biodiversität und zum Erreichen der Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie auf. Weiterhin wurden positive Effekte auf Humus- und Nährstoffgehalte in Böden festgestellt. Im Vergleich zu Kurzumtriebsplantagen wiesen Alley Cropping Systeme insbesondere wegen der höheren Habitatvielfalt und größeren Fläche für Randeffekte mehr positive Auswirkungen auf die Biodiversität auf. Alle betrachteten Agroforstsysteme trugen zu einer Reduktion von Nährstoffauswaschungen in das Grundwasser und angrenzende Gewässer bei. Bezüglich der Oberbodenfeuchte unter Agroforstsystemen im Vergleich zu Ackerkulturen zeichnete die Studienlage zwar kein eindeutiges Bild, jedoch wurden unter den Agrargehölzen niedrigere Schwankungen der Bodenfeuchte gemessen.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Alley Cropping System mit Robinie im Kurzumtrieb im Rekultivierungsbereich der Braunkohletagesstätte Welzow-Süd (Brandenburg) im Sommer 2010 .. 11
Abbildung 2 Silvopastorales Agroforstsystem mit Koniks auf der Schmidtenhöhe in Rheinland-Pfalz 11
Abbildung 3 Agrosilvopastorales System mit Iberischen Schweinen als Dehesa in Spanien mit Kork, Eicheln, Holz und tierischen Produkten 11
Abbildung 4 Waldweide mit Hausziegen (*Capra aegagrus hircus*) im Schwetzinger Hardt (Baden-Württemberg) 12
Abbildung 5 Karte zur Verteilung arabler und pastoraler Agroforstsysteme in Europa im Jahr 2017 auf Basis von LUCAS-Daten 15
Abbildung 6 Gewässerrandstreifen als Pufferzone zwischen Ackerfläche und Gewässer entsprechend des natürlichen Gewässerlaufs 41

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Suchbegriffe für die Literaturrecherche ergänzt mit englischer Übersetzung 8
Tabelle 2 Übersicht traditioneller und moderner Agroforstsysteme 14
Tabelle 3 Übersicht zu Standardsystemen von Kurzumtriebsplantagen 14

Anhangsverzeichnis

Anhang 1 Ergebnisse der Literaturrecherche zu Auswirkungen silvoarabler Agroforstsysteme auf Biodiversität in Agrarlandschaften LX
Anhang 2 Ergebnisse der Literaturrecherche zu Auswirkungen von Windschutz- und Gewässerrandstreifen auf Biodiversität und Hydrologie LXV
Anhang 3 Ergebnisse der Literaturrecherche zu Auswirkungen silvopastoraler Agroforstsysteme in Hinsicht auf deren Auswirkungen auf Biodiversität und Hydrologie LXVII
Anhang 4 Ergebnisse der Literaturrecherche zu Vergleichsstudien verschiedener Agroforstsysteme in Hinsicht auf deren Auswirkungen auf Biodiversität und Hydrologie in Agrarlandschaften LXXI
Anhang 5 Übersicht der hinzugezogenen und in Anhang 1 - 4 dargestellten Studien basierend auf den Vegetationszonen (weltweit) basierend auf Walter (1990) LXXIII
Anhang 6 Übersicht der hinzugezogenen und in Anhang 1 - 4 dargestellten Studien (Europa) basierend auf Walter (1990) LXXIV
Anhang 7 Übersicht von im Internet veröffentlichter Projekte halboffener Weidelandschaften 2008/9 LXXV

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

AC	Alley Cropping
AFS	Agroforstsysteme
AFP	Agroforstpraktiken
C	Kohlenstoff
DeFAF e.V.	Deutscher Fachverband der Agroforstwirtschaft
GVE	Großvieheinheit
ha	Hektar
ICRAF	International Center for Research in Agroforestry
K	Kalium
km^2	Quadratkilometer
KUP	Kurzumtriebsplantagen
LUCAS	Land Use and Land Cover data
m	Meter
m^2	Quadratmeter
N	Stickstoff
ÖSL	Ökosystemleistungen
P	Phosphor
USA	United States of America
>	größer als

Einleitung

„Wer Bäume setzt, obwohl er weiß, dass er nie in ihrem Schatten sitzen wird, hat zumindest begonnen, den Sinn des Lebens zu begreifen.“

Rabaindranath Tagore, Nobelpreis für Literatur 1913 (Herzog et al., 2016, S. 395)

In Berichten des „Intergovernmental Panel for Climate Change“ (IPCC, 2020) und der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie (Die Bundesregierung, 2021) ist das Artensterben als Teil der Klimakrise zu einem zwingenden Problem erklärt worden. Grund dafür ist u. a. der Verlust von Lebensräumen durch eine intensive Landwirtschaft. Der Verlust von landwirtschaftlich nutzbarer Fläche[1] bei steigenden Bevölkerungszahlen und der Notwendigkeit, effizient ausreichend Nahrung zu produzieren, bedingt eine möglichst effiziente Lebensmittelproduktion. Zugleich müssen landwirtschaftliche Betriebe Auswirkungen der Klimakrise wie Dürren, Starkregen und Erosion bewältigen. In diesem Ringen um eine effiziente Nahrungsmittelproduktion unter immer schwieriger werdenden Verhältnissen, gilt das Konzept von Agroforstsystemen (AFS) als „neuer alter“ Lösungsansatz, bei dem traditionelles Wissen mit moderner Landwirtschaft kombiniert wird. Dabei soll eine Extensivierung der Landwirtschaft mit der Schaffung neuer Lebensräume bei gleichbleibender Produktionseffizienz Hand in Hand gehen.

Daher wird in der folgenden Arbeit die Fragestellung verfolgt, welche Auswirkungen Agroforstsysteme auf die Biodiversität und Hydrologie in Agrarlandschaften in gemäßigten Zonen Deutschlands und Mitteleuropas haben. Eingebunden ist die Ausarbeitung in das BMBF-Verbundprojekt zur „Optimierung der Landnutzung an Gewässern und auf Agrarflächen zur nachhaltigen Entwicklung der Region Dresden auf Basis hydrologischer, forstwissenschaftlicher, umweltpsychologischer und ökonomischer Forschungs- und Umsetzungsarbeiten“ (OLGA) mit Laufzeit 2020 - 2025. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit tragen insbesondere zum „Modul 1: Nachhaltige Agrarholznutzung an Fließgewässern“ bei. Vordergründig geht es in diesem Modul darum, Ökosystemleistungen zu identifizieren, welche durch Agrargehölze an Fließgewässern hinsichtlich des Gewässer-, Klima- und

[1] Auszugehen ist davon, dass jährlich landwirtschaftliche Nutzfläche versiegelt und „verbraucht“ (T. Warnken, Kompetenzzentrum Ökolandbau Niedersachsen, persönliche Kommunikation, 26. Juni 2020) wird. Dies sind der Zukunftsstiftung Landwirtschaft (2013, S. 33) zufolge in Deutschland 70 ha/Tag. Im Thünen-Bericht 65 (Sanders & Heß, 2019, S. 92) benennen die Autor*innen einen Rückgang von 2000 bis 2016 der „landwirtschaftlichen Flächen an der Gesamtfläche von 54 % auf 51 % - insbesondere durch die Ausweitung von Siedlungs- und Verkehrsflächen“.

Hochwasserschutzes zur Erreichung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Umweltbundesamt, 2016) und zum Schutz der Biodiversität erbracht werden (BMBF Verbundprojekt OLGA (Stadt-Land-Plus), 2022). Die vorliegende Arbeit ist als Teilbereich dieser übergeordneten Fragestellung zu verstehen, um einen Überblick über die aktuelle Verbreitung von Agroforstsystemen in der gemäßigten Vegetationszone zu geben und eine grundlegende Gegenüberstellung der jeweiligen Auswirkungen bzw. Vor- und Nachteile für die Biodiversität der jeweiligen Agrarlandschaften herauszustellen. Durch den Fokus des OLGA-Moduls 1 auf Agrarholznutzung an Gewässern wurde neben der Betrachtung der Biodiversität ein hydrologischer Blickwinkel ergänzt.

1. Material und Methoden

Zur Beantwortung der Fragestellung wurde eine umfassende Literaturrecherche durchgeführt, die sowohl eine systematische Literaturrecherche als auch die „Schneeballmethode“ kombinierte (Sandberg, 2013). Begonnen wurde mit der Eingabe von Suchbegriffen in die Suchmaschinen bzw. Katalogsuche der Sächsischen Landes-, Staats- und Universitätsbibliothek Dresden (SLUB) und der Literatursuchmaschine der Leuphana Universität Lüneburg (LUX), ResearchGate, Google Scholar, Connected Papers, Science Direct, Springer Link sowie Scobus. Die strukturierte Literaturrecherche bedient das Prinzip, aktuelle Quellen als Ausgangspunkt zu nehmen und sich „chronologisch in die Historie der themenrelevanten Veröffentlichungen zurückzuarbeiten“ (Sandberg, 2013, S. 69). Die recherchierten Publikationen wurden quergelesen und so auf ihre thematische Relevanz geprüft. Die Literaturverzeichnisse der relevanten Veröffentlichungen dienten als neue Quelle für die Recherche von Literatur („Schneeballmethode“).

Nach einer ausreichenden Recherche nach Grundlagenliteratur wurden die für die gemäßigte Vegetationszone relevanten Agroforstpraktiken identifiziert. Es erfolgte eine tiefgründigere Recherche und fachliche Einordnung der Publikationen nach Agroforstpraktiken mit einem „screening process“, Schnelllesetechniken und elektronischem Durchsuchen der Dokumente nach relevanten Schlüsselbegriffen. So konnten auch weitere relevante Suchbegriffe identifiziert werden. Die genutzten Suchbegriffe wurden äquivalent in das Englische übertragen, um internationale Literatur miteinzubeziehen (s. Tabelle 1). Um spezifischere Publikationen zu einzelnen Agroforstpraktiken zu erhalten, wurden die einzelnen Praktiken

bspw. mit weiteren Schlüsselbegriffen, Trunkierungen und Operatoren kombiniert (bspw. „Alley Cropping UND Biodiversität“ oder „Silvopastoral* UND Fauna“).

Tabelle 1 Suchbegriffe für die Literaturrecherche ergänzt mit englischer Übersetzung (eigene Darstellung mit booleschen Operatoren (Franke et al., 2014), AFS = Agroforstsystem, KUP = Kurzumtriebsplantage, * = Trunkierung)

AFS	OPERATOR	Spezifikation	OPERATOR	Region/OPERATOR
Agroforstsystem*/ *agroforestry*	UND/AND	Biodiversität/*biodiversity*	UND/AND	Deutschland/ *Germany*
Agrarholzplantage*/ Kurzumtriebsplantage*/ KUP/ Energieholz*/ Wertholz*/ *Short Rotation Croppice*		Fauna/*fauna*		ODER/OR
Silvoarabel/*silvoarable*		Flora/*flora*		Mitteleuropa/ *Central Europe*
Silvopastoral*/ *silvopasture*		Hydrologie/*hydrology*		ODER/OR
Agrosilvopastoral*/ *agrosilvopastoral*		Boden/*soil*		Nordeuropa/ *Northern Europe*
Gewässerrandstreifen/ *riparian buffer strips*		Hühner/Geflügel/*poultry*		ODER/OR
Windschutzstreifen/ *windbreaks, shelterbelts*		Hennen/*hennes*		Mitteldeutschland
Feldgassenackerbau/ *alley cropping*		Weide/Beweidung/*pasture*		ODER/OR
Waldweide/ *wood pasture*		Rinder/Kühe/*cattle*		Sachsen/ *Saxony*
				ODER/OR
				gemäßigt*/ *temperate*

Ein systematischer Ausschluss nach Veröffentlichungsalter erfolgte nicht, jedoch wurden im Zweifel Publikationen aktuelleren Datums bevorzugt. Hinzugezogen wurden überwiegend Primärstudien (Fallstudien inklusive Projektberichten), aber auch Metaanalysen zur umfassenderen Einordnung in das Forschungsfeld.

Für die geographische Eingrenzung der Publikationen wurde das Modell der Vegetationszonen, u. a. basierend auf Walter (1990) und bspw. durch Woodward et al. (2004) ausgeführt, hinzugezogen (Frey & Lösch, 2010). Eine Vegetationszone umfasst einen geographischen Raum mit ähnlicher natürlicher, charakteristischer Vegetation und steht in engem Zusammenhang zu den Klimazonen. Der geographische Schwerpunkt liegt auf der gemäßigten Vegetationszone mit sommergrünen Laub- und Mischwäldern bzw. Mitteleuropa, Deutschland und Sachsen: „Da in Mittel- und Nordeuropa Licht der Schlüsselfaktor für die

landwirtschaftliche Kultur ist, in Südeuropa aber das Wasser, lassen sich die Agroforstsysteme aus Südeuropa nicht einfach auf Mittel- und Nordeuropa übertragen […]“ (Zehlius-Eckert, 2010, S. 6).

Es sind verschiedene Methoden möglich, um Aussagen zu Auswirkungen von Managementsystemen auf Biodiversität treffen zu können. Jeanneret et al. (2014) entwickelten in einem Schweizer Projekt ein Punktesystem zur Bewertung verschiedener landwirtschaftlicher Systeme in Hinblick auf Biodiversität. Das System wurde in einem Vortrag von Kay et al. (2019) verwendet, um die Wirkungen traditioneller und moderner Agrovorstpraktiken auf die Biodiversität zu untersuchen.

Für die vorliegende Arbeit wurde angelehnt an Jeanneret et al. (2014) auf die Art des Systems (Landbedeckung), Bewirtschaftung (Intensität des Managements, bspw. Mahd, Umtriebszeit) sowie Studien zu den Auswirkungen der einzelnen AFP auf Flora, Fauna, Hydrologie und vereinzelt auch auf die Bodenqualität (bspw. Nährstoffgehalte oder organische Substanz im Boden) vorgenommen. Relevant sind hier bspw. die Artendichte und -vielfalt und die Heterogenität der Landschaftsmatrix. Die jeweiligen Fallstudien bspw. zur Fauna konzentrierten sich zum Großteil auf verschiedene Indikatorarten wie relevante Avifauna, Carabidae und Spinnen. Die Darstellung von Publikationen zu den einzelnen Bereichen erschöpft dabei nicht für alle AFP jede dieser Kategorien, da verschiedene AFP verschiedene Zielstellungen verfolgen. Somit ist die Studienlage zum Teil zu Flora, Fauna, Boden und Hydrologie nicht gleichmäßig und eine umfassende Darstellung in der vorliegenden Arbeit nicht möglich. Eine Quantifizierung der Ergebnisse nach dem Punktesystem von Jeanneret et al. (2014) erfolgt an dieser Stelle nicht.

2. Allgemeine Definitionen und Klassifikationen von Agroforstsystemen

Agroforst ist eine Bewirtschaftungsform, bei der landwirtschaftliche Produktion und forstliche Nutzung auf ein und derselben Fläche kombiniert werden (Schulz et al., 2020). Die offizielle Definition des „International Center for Research in Agroforestry“ (ICRAF) beschreibt Agroforstwirtschaft als eine …

> … Sammelbezeichnung für Landnutzungssysteme und -praktiken, die holzige mehrjährige Kulturpflanzen (z. B. Bäume, Sträucher, Palmen, Bambus) bewusst auf der gleichen räumlichen Bewirtschaftungseinheit nutzt wie landwirtschaftliche Kulturen und/oder Tiere. Die Kombination erfolgt entweder in Form einer bestimmten räumlichen Anordnung oder in Form einer zeitlichen Abfolge. In Agroforstsystemen treten ökologische und ökonomische Wechselwirkungen zwischen den verschidenen [sic] Komponenten auf. (Definition des ICRAF von AFS übersetzt nach Zehlius-Eckert, 2010, S. 1)

Das bedeutet, dass sowohl herkömmliche Hecken und Baumstreifen auf Ackerland, Wertholzstreifen als auch bspw. Streuobstbestände Unterformen von AFS sind (Schulz et al., 2020). Faktoren können dabei die Abdeckung verschiedener räumlicher als auch zeitlicher (Sukzessions-)Ebenen sein, sodass eine Ernte auch zu verschiedenen Zeitpunkten erfolgen kann.

Die Begriffe „Kurzumtriebsplantage“ (KUP) oder „Agrarholzanbau“ sind dagegen nicht näher definiert. Eine mögliche Abgrenzung zu AFS ist allerdings, dass KUPs eine räumliche Trennung zwischen Gehölz- und Ackerkulturen vornehmen, während AFS eine räumliche Verbindung bedingen, da die Gehölze auf der gesamten Fläche angepflanzt sind (Langenberg & Theuvsen, 2018). Zehlius-Eckert (2010) bemerkt, dass die ICRAF-Definition von AFS auch solche Systeme einbezieht, in denen Acker- und Gehölzkulturen zeitlich aufeinander folgen, was KUPs bzw. Agrarholzanbau ebenfalls implizieren würde. Ein breiter Konsens darüber, ob diese Systeme zu Agroforst gezählt werden, besteht allerdings nicht. Im Folgenden wird sich überwiegend auf AFS ohne zeitliche Abfolge bezogen. Ausschließlich in den Abschnitten, in denen es um Vergleiche zwischen AFS und KUPs geht, werden Quellen speziell zu KUPs hinzugezogen.

Grundsätzlich werden AFS in silvopastorale und silvoarable Praktiken unterschieden. Ersteres vereint Bäume mit Grünland, wobei nicht relevant ist, ob das Grünland beweidet ist oder nicht, während in silvoarablen Systemen holzige Pflanzen mit Ackerbau kombiniert werden. Ergänzend können auch beide Systeme in „agrosilvopastoralen“ Systemen vereint werden, was Gehölze, Ackerfrüchte und Tierhaltung kombiniert (s. Abbildung 1 - 3, Langenberg & Theuvsen, 2018; Nair, 1985; Zehlius-Eckert, 2010).

Ergänzend zu dieser grundsätzlichen Klassifikation tun sich zahlreiche Unterarten auf (Zehlius-Eckert, 2010). AFS werden u. a. nach ihrer Struktur, sprich der Zusammensetzung und dem Arrangement der Bäume, Kulturen, Funktion bzw. der Intensität des Managements sowie der ökologischen Ausbreitung klassifiziert. Sinclair (1999) erweiterte die grundlegende Triade auf der Basis von Nair (1985) dementsprechend um die sekundäre

Klassifikation in „Agroforestry Practices“ (Agroforstpraktiken, AFP), um die praktische Umsetzung des Agroforstkonzepts ordnen zu können. Dieser Vorschlag wurde für die folgende Arbeit übernommen.

Abbildung 1 *oben links* Alley Cropping System mit Robinie im Kurzumtrieb im Rekultivierungsbereich der Braunkohletagesstätte Welzow-Süd (Brandenburg) im Sommer 2010 (DeFAF e.V., o.D.c)

Abbildung 2 *oben rechts* Silvopastorales Agroforstsystem mit Koniks auf der Schmidtenhöhe in Rheinland-Pfalz (DeFAF e.V., o.D.d)

Abbildung 3 *unten links* Agrosilvopastorales System mit Iberischen Schweinen als Dehesa in Spanien mit Kork, Eicheln, Holz und tierischen Produkten (DeFAF e.V., o.D.d)

3. Ergebnisse

3.1 Übersicht von Agroforstsystemen in Deutschland und Mitteleuropa

TRADITIONELLE AGROFORSTSYSTEME UND -PRAKTIKEN Agroforst fand bereits bei den Römern breite Anwendung. In der Geschichte Europas gab es eine Vielzahl an verschiedenen agroforstwirtschaftlichen Praktiken. Eine ausführliche Darstellung und Beschreibung dieser traditionellen Systeme erfolgt bspw. in Nerlich et al. (2013) und Konold und Reeg (2009). Ehemals dominierend waren silvopastorale Systeme wie Schneitelwirtschaft v. a. mit Esche und Ulme, Waldweiden (Neolithikum/Jungsteinzeit), Dehesas (Eichelmast) in Spanien (ca. 4.500 Jahre alt) und Haubergswirtschaft im nordrhein-westfälischen Siegerland (Mittelalter, Konold & Reeg, 2009; Nerlich et al., 2013; Zehlius-Eckert, 2010).

Während **Dehesas** sowohl land- als auch forstwirtschaftlich (bspw. mit Oliven-Gehölzen) dominiert sein können, sind **Waldweiden** forstwirtschaftlich geprägte Systeme, in die kleinflächig landwirtschaftliche Nutzflächen eingegliedert sind (Zehlius-Eckert, 2010, s. Abbildung 4). Die Haltung von Schweinen unter Eichen und Buchen war eine verbreitete Praxis in Zentraleuropa während des Mittelalter bis hin zur Moderne (Luick, 2009). Mittlerweile sind Waldweiden eines der seltensten Bestandteile von Kulturlandschaft und finden normalerweise nur auf Standorten Anwendung, die keine Intensivierung der Landwirtschaft zulassen.

Abbildung 4 Waldweide mit Hausziegen (*Capra aegagrus hircus*) im Schwetzinger Hardt (Baden-Württemberg) (Rockstein, 2016)

Nach Luick (2009) werden Waldweiden je nach geographischer Region unterschiedlich betitelt: „Allmendweiden, Baumweiden, Harte/Hardte, Hutungen, Krattwälder, Maisalmen, Ötzen, Schachen, Tratten, Weidewälder, Weidfelder and Wytweide“ (Luick, 2009, S. 362). Charakteristisch für diese Systeme war und ist der fließende Übergang zwischen Land- und Forstwirtschaft und die Zunutzbarmachung der natürlichen Futtergaben wie Laub, Eicheln etc. durch die Beweidung der Gehölzstrukturen.

Heckensysteme sind traditionelle Praktiken in Mittel- und Nordwesteuropa bspw. in Deutschland, Frankreich und Teilen Großbritanniens. **Streuobstwiesen** sind dagegen bereits eine „junge“ traditionelle AFP und in West-, Mittel- und Osteuropa verbreitet (Zehlius-Eckert, 2010). Sie kennzeichnen sich durch in Reihen oder unregelmäßig auf der ganzen landwirtschaftlichen Fläche gepflanzte Obstbäume, die sich in Sorte, Art und Alter unterscheiden können und vielfältigen Nutzungen unterliegen. Produkte sind sowohl Obst als auch Holz, während die Fläche unter den Bäumen meist als Weide, aber auch als Acker oder zur Grünfutterproduktion genutzt werden.

MODERNE AGROFORSTSYSTEME UND -PRAKTIKEN Erst mit der Intensivierung der Landwirtschaft im 19. Jahrhundert vollzog sich eine Trennung von Land- und Forstwirtschaft (Konold & Reeg, 2009). Ausdruck fand dies insbesondere in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts mit der Ausrichtung der Landwirtschaft auf hohe und sichere Erträge nach dem zweiten Weltkrieg. Gleichzeitig verringerte sich der deutsche Streuobstbestand deutlich (Langenberg & Theuvsen, 2018). In Ostdeutschland wurden mit der Etablierung von „Landwirtschafltichen Produktionsgenossenschaften“ (LPG) zahlreiche kleine Betriebe zusammengelegt und großflächige Ackerschläge geschaffen, was den Schwund von Hecken und anderer an Felder angrenzende Vegetation mit sich zog (Steding, 1990).

Die modernen AFP bilden zumeist eine Kombination traditioneller AFP, Forschung und Erfahrung und ermöglichen den Einsatz moderner Land- und Forsttechnik (Nerlich et al., 2013; Zehlius-Eckert, 2010). Als silvoarable Praktik kommen in Europa bspw. **Alley Cropping** Systeme vor, in denen Gehölze meist im Kurzumtrieb (Ernte ca. alle 3 - 8 Jahre) streifenförmig und mehrreihig auf Ackerland angepflanzt werden. Die Bäume werden als Windschutzhecken gesetzt und/oder einer energetische Verwertung zugeführt, während die landwirtschaftliche Nutzung ausschließlich auf den Ackerstreifen passiert (Zehlius-Eckert, 2010). Auch die Nutzung als Wertholz- und Fruchtbäume mit Umtriebszeiten von 40 - 70 Jahren ist möglich, wobei die Bäume hier für eine bessere Entfaltung meist einreihig gepflanzt werden. Die Breite der Ackerstreifen ist an die Bearbeitungsbreite landwirtschaftlicher Maschinen angepasst (Zehlius-Eckert et al., 2020). Die Breite der Gehölzstreifen variiert je nach Nutzung und wird im folgenden Ergebnisteil detaillierter analysiert. Trotz positiver Einflüsse der Alley Cropping Systeme (s. folgende Abschnitte) kommen sie in Deutschland in geringem Maße und zumeist auf Versuchsflächen vor (Langenberg & Theuvsen, 2018).

Eine Übersicht der dargestellten und aktuellen AFP erfolgt in Tabelle 2. Ergänzt wurde die Tabelle mit Informationen zur Waldweide von Rupp (2013). Ebenfalls hinzugezogen werden können die Varianten von KUP-Anbausystemen nach Hübner et al. (2017) in Tabelle 3, die aber auch auf den streifenförmigen Anbau in Alley Cropping Systemen angewendet werden können. Grundlage waren bei Hübner et al. (2017) neben verschiedenen Zielsetzungen für Umweltleistungen die Anforderungen der Agrarwirtschaft und -politik. Relevant ist bspw., dass nach dem aktuellen Agrarrecht AFS-Flächen nicht als ein Gesamtsystem betrachtet werden und somit keine rechtliche Vorgabe für den Gehölzkultur-Anteil in einer

AFP besteht (Änderungen sind mit der neuen Förderperiode der „Gemeinsamen Agrarpolitik“ abzusehen; Awater-Esper, 2021; BMEL, 2022).

In Frankreich sind z. B. moderne Agroforstsysteme mit Walnussbäumen zur Furnierherstellung vorhanden. Auch Streuobst (silvoarabel und silvopastoral) sowie silvopastorale Systeme wie Waldweide mit Nutztieren wie Rindern, Schafen und Geflügel sowie Dehesas in Südeuropa sind heute noch vorzufinden (Schulz et al., 2020).

Tabelle 2 Übersicht traditioneller und moderner Agroforstsysteme (ergänzt nach Langenberg & Theuvsen, 2018, S. 117 u. a. mit Rupp, 2013)

Agroforstsysteme	Traditionelle Agroforstsysteme		Moderne/Alley Cropping Agroforstsysteme		
Agroforstpraktiken	Streuostwiese	Waldweide, Hutewald, Dehesa	Werthölzer	Fruchtbäume	Kurzumtriebs-streifen
Art	silvopastoral	silvopastoral	silvoarable, silvopastoral	silvoarable, silvopastoral	silvoarable, silvopastoral
Formation	unsystematisch	unsystematisch	systematisch	systematisch	systematisch
Verwertung der Bäume	Obst, Holz	Frucht, Holz, Tier-produkte, Eichelmast	Möbel, Furniere, Pretiosen aus Holz	Obst, Holz	Hackschnitzel (Storm, Wärme)
Umtriebszeit	40 - 70 Jahre, hete-rogene Alters-struktur	40 - 70 Jahre, hete-rogene Alters-struktur	40 - 70 Jahre	40 - 70 Jahre	3 - 8 Jahre
Baumarten	Apfel, Birne, Kir-sche, Pflaume, Pfirsich	Buche, Eiche, Kas-tanie	Ahorn, Esche, Erle, Kirsche, Nuss, Ro-binie, Linde, Ulme	Apfel, Birne, Kir-sche, Pflaume, Pfirsich, Nuss, Kastanie	Pappe, Weide, Robinie, Erle, Birke, Esche, Ei-che

Tabelle 3 Übersicht zu Standardsystemen von Kurzumtriebsplantagen (mind. = mindestens, o. = oder; Hübner et al., 2017, S. 89)

Typ	Zielstellung	Gestaltung	Umtriebszeit
I	Ökonomisch orientiertes AFS mit kurzer Um-triebszeit	100 % Pappel, Weide o. Robinie	4 Jahre
II	Ökonomisch orientiertes AFS mit langer Um-triebszeit	100 % Pappel o. Robinie	12 Jahre
III	Ästhetisch und naturschutzfachlich orientiertes AFS mit kurzer Umtriebszeit	30 % heimische Baum- und Straucharten	4 Jahre
IV	Ästhetisch und naturschutzfachlich orientiertes AFS mit langer Umtriebszeit	30 % heimische Baum- und Straucharten	12 Jahre
V	Wertholzsystem mit langer Umtriebszeit	mind. 2 Baumarten	60 Jahre

Im Jahr 2017 wurde von den Herder et al. (2017) im Projekt AGFORWARD eine umfangreiche Studie zum Stand von Agroforst in Europa durchgeführt. Nach Ergebnissen u. a. basierend auf „Land Use and Land Cover (LUCAS)“-Daten waren 8,8 % der europäischen landwirtschaftlich genutzten Fläche von AFS bedeckt. Am häufigsten waren dabei AFP mit pastoralem Anteil, gefolgt von arablen AFP. Geographisch konzentrierten sich die AFS insbesondere auf mediterrane Länder und Gebiete wie Südwest-Spanien/Portugal, Frankreich, Italien und Griechenland (s. Abbildung 5).

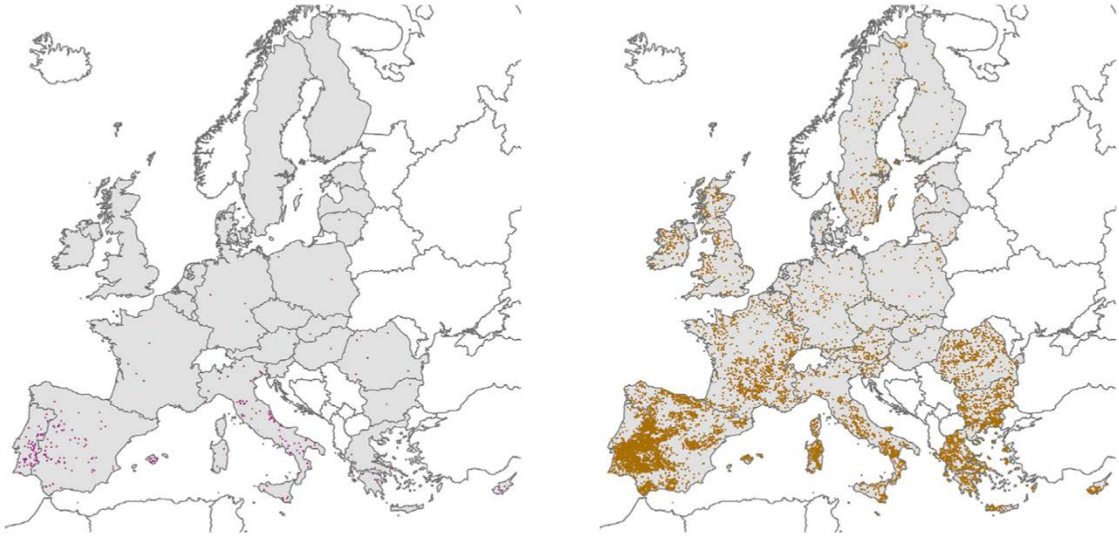


Abbildung 5 Karte zur Verteilung arabler (links) und pastoraler (rechts) Agroforstsysteme in Europa im Jahr 2017 auf Basis von LUCAS-Daten (den Herder et al., 2017, S. 126)

AFS-FLÄCHE IN DEUTSCHLAND Nach den Herder et al. (2017) waren in Deutschland im Jahr 2017 anteilig an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche insgesamt ca. 1,6 % (263.500 ha) von AFS (unter Berücksichtigung von KUP als sequenzieller Form) bedeckt. Im europaweiten Vergleich liegt Deutschland damit deutlich im unteren Teil der agroforstlich genutzten Fläche. Im Vergleich dazu waren es in Spanien 23,5 % und in Griechenland 31,2 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Länder der gemäßigten Zone wie die Niederlande (1,5 %) und Polen (0,7 %) hatten wie Deutschland einen kleinen Agroforst-Anteil.

Von den 263.500 ha AFS-Fläche in Deutschland gehörten 5.700 ha zu **silvoarablen** AFP. Dauerkulturen wie Obst-, Nuss-, oder Olivenbäume waren in Deutschland nicht vorhanden, jedoch 4.300 ha Waldgebiet („Woodland“) und 1.400 ha Strauchlandschaft mit spärlicher Gehölzbepflanzung („Shrubland with sparse trees“). Deutlich weiter verbreitet waren AFP, die pastorale Strukturen beinhalteten. Die LUCAS-Daten ergaben eine Gesamtfläche von 257.700 ha an **pastoral** geprägten AFP. Die größte Fläche nahmen silvopastoral genutzte bewaldete Gebiete („Woodland“) mit 116.000 ha ein. Es folgte Grünland mit spärlicher Gehölzbepflanzung („Grasland with sparse trees“) mit 95.900 ha, durchgehende Ackerbewirtschaftung mit 35.800 ha („Permanent crops“) und Strauchlandschaft mit spärlicher Gehölzbepflanzung mit 10.000 ha. Praktiken mit einem hohen naturschutzfachlichen Wert („High value tree agroforestry“) nahmen 2017 in Deutschland 35.800 ha ein (0,1 % der Landesfläche). Dazu gehörten nach den Herder et al. (2017) beweidete Obst-, Oliven- oder Nussbäume.

AFS-BETRIEBE IN DEUTSCHLAND Nach den Angaben des Deutschen Fachverband für Agroforstwirtschaft (DeFAF) e.V. in der „Agroforstkarte“ mit Stand 23.03.2022 liegt der Anteil der Betriebe, die silvopastorale AFP bewirtschaften, in Deutschland ebenfalls deutlich über dem silvoarablen Anteil.[2] Dennoch sind mehr silvoarable Praktiken verzeichnet worden als in der Europakarte nach den Herder et al. (2017). Demnach sind derzeit insgesamt 115 Agroforstbetriebe und sechs Interessenten bekannt. Zu den 115 aktuellen Betrieben zählen 39 silvoarable Praktiken (plus ein Interessent), 62 silvopastorale Praktiken (plus ein Interessent) und 14 agrosilvopastorale AFP (plus vier Interessenten).

Bei genauerer Betrachtung der Beschreibungen der agrosilvopastoralen Systeme ist jedoch in zahlreichen Fällen trotz dieser Zuordnung entweder von silvoarablen oder silvopastoralen AFP auszugehen. Entweder scheinen sich die jeweiligen Systeme noch in Entwicklung zu befinden oder der jeweilige Betrieb hat sowohl silvoarable als auch -pastorale AFP und kategorisiert sich daher als Bewirtschafter eines agrosilvoarablen Systems. So beschreibt ein Betrieb die Integration von Mobilställen in ein Alley Cropping System, jedoch ist diese Bewirtschaftungsform bei genauerer Recherche entweder nicht in Umsetzung oder nicht dokumentiert (bspw. DeFAF e.V., o.D.b, o.D.a). Auch wurden bei der Literaturrecherche keine Ergebnisse zu „echten“ agrosilvopastoralen Systemen gefunden, sodass diese in der folgenden Arbeit nur ergänzend erwähnt werden.

SILVOARABEL Die silvoarablen Praktiken sind in der Agroforstkarte mit den Nutzungsarten Energie- und Stammholz, Obst-/Nussproduktion, stofflicher Nutzung sowie angestrebten Effekten wie „ökologischen Wirkungen“ eingetragen. Von den 39 Betrieben mit silvoarablen AFP gaben neun Energieholz, 18 Stammholz, 23 Obst-/Nussproduktion, elf ökologische Wirkungen und fünf eine stoffliche Nutzung als Zielnutzung an (Mehrfachnennungen möglich, Stand 23.03.2022).

SILVOPASTORAL 41 der Betriebe mit silvopastoralen AFP halten Geflügel, sieben Rinder, fünf Schafe, zwei Schweine und 14-mal „anderes“ Nutzvieh (Mehrfachnennungen möglich,

[2] Die Daten des DeFAF e.V. konnten jedoch nicht geprüft werden und basieren auf den womöglich unvollständigen Angaben der Betriebsleiter*innen. Auch ist nicht ersichtlich, wie häufig eine Aktualisierung der eingetragenen Daten erfolgt und es ggf. Betriebe gibt, die nicht beim DeFAF e.V. verzeichnet sind. Während des Verfassens der vorliegenden Arbeit wurde jedoch innerhalb weniger Monate eine Zunahme der in der Agroforstkarte verzeichneten Gesamtbetriebszahl festgestellt. Zu vermuten ist, dass es eine Vielzahl an kleinen Flächen und Betrieben gibt, die agroforstlich, bspw. mit Geflügel auf Streuobstwiesen, bewirtschaftet werden, jedoch nicht in der Karte eingetragen sind. Daher können die angeführten Daten nicht als repräsentativ für die deutschlandweite Ausprägung von AFP hinzugezogen werden, sondern werden hier nur ergänzend angeführt.

Stand 23.03.2022). U. a. sind Hühnerausläufe unter Pappeln sowie als Waldgarten vorhanden (DeFAF e.V., o.D.a). Im Interview berichtete der Betriebsleiter eines niedersächsischen Großbetriebs bspw., Geflügel im Mobilstall auf Kleegrasflächen im Rahmen der Fruchtfolge zu nutzen (Eigenes Interview, 2020).

In Anhang 7 ist eine Übersicht von 2008/9 veröffentlichten Projekten halboffener **Weidelandschaften** zu finden, die insbesondere im Westen und Südwesten Deutschlands Weidelandschaften verortet. In Sachsen ist der Bestand niedrig. Eine Übersicht von 2004 nach Glaser und Hauke (2004) zeigte eine Verteilung von Hutewäldern insbesondere in Nordwestdeutschland an der Ems, im südlichen Schwarzwald und im südlichen Bayern mit einer von Luick (2009) geschätzten Gesamtfläche von 50.000 - 100.000 ha. Auch in Sachsen sind vereinzelt Hutewälder zu finden, insbesondere im Erzgebirge, Elbstandsteingebirge und der Lausitz. Nach der Karte des Deutschen Fachverbands für Agroforstwirtschaft (DeFAF) e.V. (o.D.) sind bspw. Eichelschweine bei Rosenheim (Bayern), Kallmünz (Bayern), Freising (Bayern) und Gartow (Niedersachsen) vertreten.

SACHSEN In Sachsen gibt es laut der Agroforstkarte des DeFAF e.V. aktuell eine silvoarable AFP als Permakultur-Agroforstfläche mit Wasserretentionsteich. In einer sächsischen Studie von Tröger et al. (2014) beschäftigen sich die Autor*innen mit den Pro- und Kontra-Seiten von KUPs aus Sicht des Naturschutzes.

Auf Basis der dargestellten Daten zu gängigen Agroforstsystemen in der gemäßigten Vegetationszone mit Laubwald wird sich im Folgenden auf Alley Cropping, Streuobstwiesen sowie verschiedene Beweidungssysteme, Geflügelhaltung und Windschutz- und Gewässerrandstreifen konzentriert. Auch wenn bpsw. Alley Cropping Systeme keinen hohen Anteil der landwirtschaftlichen Fläche in Deutschland einnehmen, sollen sie im Folgenden aufgrund ihres Potenzials, hier weiter Verbreitung zu finden, intensiv betrachtet werden.

3.2 Allgemeine Ökosystemleistungen von Agroforstsystemen

AFS werden eine Vielzahl an Ökosystemleistungen (ÖSL) zugeschrieben. Dazu gehören die Verminderung der Windgeschwindigkeit und somit auch der Verdunstung (Hübner et al., 2017). Böhm et al. (2020) wiesen in Abhängigkeit des Monats eine mittlere Reduktion der Windgeschwindigkeit auf einem 48 m breiten Ackerfruchtstreifen im Vergleich mit einer Freifläche (Referenz) nach. Durch die Baumstreifen wurden extreme Lufttemperaturen abgemildert und eine Regulierung des Mikroklimas erreicht, was sich positiv auf die Ertrags-

stabilität auswirken kann (Böhm & Tsonkova, 2018). Befürchtungen zu negativen Effekten auf den Ertrag wurden durch Studien widerlegt (Rivest et al., 2013). Weiterhin können AFS zum Humuserhalt und -aufbau sowie der Sequestrierung von Kohlenstoff dienen (regulierende ÖSL, Jose & Dollinger, 2019; Moreno et al., 2018). Dies wurde auch in einer Spreewälder Studie von Quinkenstein und Kanzler (2018) bestätigt.

Kay et al. (2019) kamen in einer ökonomischen Evaluation von ÖSL mit und ohne AFS zu dem Schluss, dass, bezogen auf rein vermarktbare ÖSL, die AFS einen leicht niedrigeren Marktwert hatten als ausschließlich landwirtschaftlich genutzte Flächen. Bei Einbezug der nicht direkt vermarktbaren ÖSL wie Kohlenstoffsequestrierung, Vermeidung von Nährstoffauswaschungen und Erosion, wurde jedoch ein höherer ökonomischer Marktwert festgestellt. Ergänzend wurden bspw. erhöhte Bestäubungsleistungen nachgewiesen (bereitstellende ÖSL, Kay et al., 2020; Varah et al., 2013)

Neben diesen bereitstellenden und regulierenden ÖSL schrieben Studien bspw. Alley Cropping Systemen auch kulturelle ÖSL zu (Hoops, 2021). Betont wurde dies durch Quinkenstein und Kanzler (2018), die positive kulturelle Auswirkungen auf das Landschaftsbild und für Tourismus feststellten.

3.3 Biodiversität in Agroforstsystemen gemäßigter Vegetationszonen

In Anhang 5 (weltweit) und 6 (Europa) erfolgt eine geographische Übersicht der für die vorliegende Arbeit analysierten Fallstudien. Ein Großteil der Publikationen liegt in der Zone der gemäßigten Laubwälder, die der deutschen Vegetationszone entspricht. Bspw. im Bereich der AFP mit Geflügel wurden jedoch ergänzend Studien aus Italien und Australien hinzugezogen, um eine ausreichende Studienlage zu gewährleisten. Bei der Recherche wurden Publikationen in größerer Zahl auch aus feuchteren Zonen des Vereinigten Königreiches, Südeuropa und gemäßigten Regionen der USA gefunden. Insgesamt wurden 41 Fallstudien hinzugezogen. Davon befassten sich 13 mit silvoarablen AFP, weitere 15 mit silvopastorale AFP, sieben mit Windschutz- und Gewässerrandstreifen sowie sechs mit Vergleichsstudien verschiedener Praktiken. Innerhalb der silvopastoralen AFP wurden drei Publikationen zu Streuobstwiesen, fünf zu AFP mit Beweidung, drei zu Waldweide und vier zu AFP mit Geflügel analysiert. Eine tabellarische Übersicht der vorgestellten Fallstudien sowie wichtigsten Metaanalysen ist in den Anhängen 1 - 4 zu finden.

Insbesondere traditionelle AFP sind „Biodiversitäts-Hochburgen“ und bieten ein erhöhtes Nist- und Futterangebot (Pollen und Nektar) für Bestäuber (Kay et al., 2020), im Vergleich mit modernen AFP zumeist mehr halbnatürliche Habitate und Lebensräume sowie einen größeren Artenreichtum von Vögeln, Spinnen und Käfern (Bailey et al., 2010; s. auch Präsentation von Kay et al., 2019).

Als Beispiel für eine umfassende Metaanalyse zum Thema dieser Arbeit kann die Studie von Torralba et al. (2016) hinzugezogen werden, in der 53 europäische Studien auf ihre Ergebnisse zu Auswirkungen von Agroforst geprüft wurden. Im allgemeinen Ergebnisteil basierend auf einer statistischen Metaanalyse mit Studien verschiedener Methoden und Indikatoren wurde deutlich, dass sowohl silvopastorale als auch silvoarable AFP signifikant positive Effekte in Hinsicht auf Erosionskontrolle und Bodenfruchtbarkeit aufwiesen. Allerdings hatten nur silvopastorale Praktiken signifikant positive Effekte auf Biodiversität, während die Effekte auf Biomasseproduktion signifikant negativ waren. Silvopastorale Systeme zeigten in diesen Kategorien keine eindeutigen Ergebnisse. Vergleichsflächen waren dabei sowohl Forst- als auch Weideflächen. Die Auswertung der biogeographischen Bezüge der analysierten Publikationen ergab, dass signifikant positive Einflüsse von AFS auf Biodiversität und ÖSL nur in mediterranen und pannonischen Regionen vorlagen. In kontinentalen, alpinen und borealen Regionen waren sie nicht signifikant.

Bei einer spezifischeren Untergruppen-Metaanalyse von Torralba et al. (2016) zu Biodiversität von Studien mit den gleichen Indikatoren (Speziesreichtum und -abundanz) wurde dagegen ein signifikant positiver Effekt von AFS auf Biodiversität festgestellt. Während AFS sowohl auf die Biodiversität von Flora, Fungi und Insekten positive Auswirkungen hatte, war nur der Effekt auf Vögel signifikant positiv.

3.3.1 Silvoarable Agroforstpraktik: Alley Cropping

FLORA Im Verbundvorhaben AgroForstEnergie in Thüringen berichteten Lamerre et al. (2016) im Schlussbericht zu Energieholzproduktion mit Gehölzstreifen in Alley Cropping Systemen von einer 1,5-fachen Pflanzendiversität auf der agroforstwirtschaftlich genutzten Fläche im Vergleich zur Ackerkontrolle. Der Versuch wurde im drei- bis fünfjährigen Umtrieb mit Pappeln (Variante 1, Kontrolle), mit zwei Reihen Aspen mittig der Gehölzstreifen (Variante 2) und mit Strauchreihen als Übergang von der Acker- zur Gehölzkultur (Variante

3, ökologisch) mit einer Kontrolle aus Pappelreihen sowie einer KUP-Fläche angelegt (Greef et al., 2012; Lamerre et al., 2016).

Die höchste floristische Diversität erzielte die Variante Pappel mit Saum. In den Varianten mit Aspen, Pappeln, dem ökologischen Bestand sowie im ökologischen Saum wurde ähnliche, niedrigere Werte gemessen. Währenddessen wurde ein abnehmender Gradient der Artenvielfalt hin zur Ackermitte festgestellt. Der höchste Anteil an Begleitvegetation wurde in den Baumstreifen gemessen, gefolgt von den Wintergerste-Streifen im Alley Cropping System und schließlich dem Referenzschlag mit Wintergersten. Dennoch schlossen die Autor*innen, dass die Einwanderung von Wald- und Graslandarten sowie seltener Arten dabei ohne messbaren Konkurrenzdruck für die Ackerkulturen erfolgte. Auch sechs Jahre nach der Gehölzetablierung wurde kein erhöhter Unkrautdruck festgestellt (Lamerre et al., 2016). In einem Alley Cropping System der Lausitzer (Brandenburg) Studie von Böhm et al. (2017) wurde gleichfalls lediglich ein geringfügig erhöhtes Beikrautaufkommen in den ersten 3 m der Gehölzstreifen gemessen.

In einer Literaturstudie von Strohm et al. (2012) berichteten die Autor*innen von einer erhöhten Biodiversität im Grenzbereich von KUP- und Agroforst-Streifen (Ökotoneffekt). Die Autor*innen empfahlen daher die Anlage langer dünner Gehölzstreifen anstatt „quadratischer“ Anpflanzungen in KUP-Plantagen.

In einer weiteren Lausitzer Studie fanden Quinkenstein et al. (2009) eine höhere Biodiversität unter Agrarholz als im Roggenbestand. Zudem wurde unter Robinie eine höhere floristische Biodiversität als im Weidenbestand gemessen. Schließlich wurde eine höhere Biodiversität bei längeren Umtriebszeiten festgestellt. Die Autor*innen führten dieses Ergebnis auf stärkere Beschattung durch den dichteren Bestand älterer Gehölze zurück.

FAUNA Ebenfalls im Verbundvorhaben AgroForstEnergie veröffentlichten Greef et al. (2012, Schlussberichts des Teilvorhabens Grünland- und Ackerflächen in Niedersachsen) und Lamerre et al. (2016, Schlussbericht zum Teilvorhaben Strukturvielfalt und Biodiversität) Ergebnisse zu **Avifauna** in Alley Cropping Systemen als Indikatoren für biologische Vielfalt. Festgestellt wurde eine Zunahme der avifaunistischen Artenvielfalt bspw. durch ideale Brut- und Nistbedingungen durch die Gehölzstreifen. Betont wurde, wie wichtig das strukturelle Angebot in den Randzonen der Streifen sei. Zudem gab es eine Änderung der Artenzusammensetzung mit zunehmendem Alter der Gehölze von Offenland- zu Gehölzcharakterarten, wobei kurze Umtriebszeiten Vogelarten der offenen bis halboffenen Feldflur

begünstigen. Die höchste Arten- und Individuendichte von Brutvögeln wurde jedoch in zwei- bis sechsjährigen KUP-Streifen gemessen.

Sanderson et al. (2009) modellierten auf der Basis von Daten aus sechs Regionen Polens 20 Vogelspezies als Funktion einer Reihe an Habitatvariablen. Die Länge der Gehölzstreifen wurde wegen der Vergrößerung der Grenzflächen als wichtigster Prädiktor für Artenreichtum identifiziert (Randeffekt). Festgestellt wurde ein kurvenförmiger Zusammenhang von Vegetationsdichte und Artenvielfalt. Die maximale Artenvielfalt wurde bei einem Bedeckungsgrad von 30 % erreicht. Die Autor*innen schlussfolgerten, dass der höchste Artenreichtum bei einem gemischtem und möglichst vielfältigen Habitatangebot mit hohem Anteil an Gehölzrandlebensräumen und Grünland erreicht werde. Nötig sei jedoch ein artenspezifisches Management für Vogelspezies, die Gehölzhabitate und Übergangsbereiche meiden.

Lamerre et al. (2016) untersuchten in der Lausitz (Brandenburg) ebenfalls den Einfluss von Alley Cropping auf **Arthropoden**. Das Ergebnis der Studie war, dass die Baumstreifenvarianten keinen Einfluss auf die Aktivitätsdichte sowohl der Arthropoden als auch auf die funktionelle Gruppe der Prädatoren hatten. Eine längere Umtriebszeit hatte dabei einen insgesamt positiven Einfluss auf die Aktivitätsdichte der Arthropoden, jedoch keinen Einfluss auf Prädatoren. Ebenfalls wurden keine Auswirkungen auf Spinnen gemessen. In Bezug auf die Individuendichte differenzierten die Autor*innen die Auswirkungen auf verschiedene Käferarten. Demnach wurde eine höhere Individuendichte der Laufkäfer in Gehölzstreifen mit kürzerer Umtriebszeit festgestellt, während die Individuendichte der Kurzflügelkäfer und Weberknechte in Gehölzstreifen mit längerer Umtriebszeit höher war. Verdeutlicht wurden hierdurch die Präferenzen einzelner Arten je nach Standort.

Quinkenstein et al. (2009) fanden in der Lausitz eine höhere Biodiversität von **Carabidae** bei längeren Umtriebszeiten und eine Abnahme von Biodiversität in alten Beständen. Die höchste Biodiversität von Enchyträen wurde auf den 18 m breiten Roggenstreifen gemessen. Auch Reeg et al. (2009) zeichneten ein differenziertes Bild zu durch AFS potenziell begünstigte Carabidae in Mecklenburg-Vorpommern. So hätten Gehölzstrukturen auf Äckern wenig positive Effekte für Carabidae von bindigen Böden und Sandäckern. Carabidae der Feldgehölze und des feuchten Grünlands profitierten jedoch deutlich. Weitere und seltene Carabidaearten profitierten, wenn Maßnahmen wie Gras- und Krautsäume gepflanzt und die AFS bei niedrigem Pestizideinsatz bewirtschaftet wurden.

In einem Versuch in Südfrankreich fanden Smits et al. (2012) keine Unterschiede im Vorkommen von **Blattläusen** und deren Prädatoren zwischen einem Alley Cropping System mit Weizen und Pappeln, Weizen und Speierling, einem parallel angelegten System von Weizen neben einer Walnuss-KUP sowie einer Ergänzung dessen mit blühenden Spezies oder chemischer Unkrautbeseitigung. Die Autor*innen führten diese Ergebnisse auf die vermutlich ohnehin hohe Habitatdiversität der Region zurück (Jose, 2012; Smits et al., 2012).

In Nord-England zeigte eine Studie von Klaa et al. (2005) das Potenzial von Alley Cropping Systemen mit Laubholz und Winterkulturen auf, die Diversität von **kleinen Säugetieren** wie Wald- und Waldspitzmäusen zu fördern. Im Gegensatz zu der hohen Habitatdiversität in Südfrankreich profitierten die Mäuse hier von der durch Alley Cropping Bewirtschaftung erhöhten Lebensraumvielfalt.

Huber et al. (2013) untersuchten in vier Dauerfeldexperimenten in Bayern auf insgesamt 6 ha die Unterschiede der **Regenwurm**abundanz und -artenanzahl in jeweils zwei integrierten und ökologisch bewirtschafteten Flächen: „Ihre Artenzusammensetzung, Abundanz und Biomasse gelten als wichtige Parameter zur Bewertung des Lebensraum-Potenzials von Böden […]“ (Huber et al., 2013, S. 424). Pro Fläche wurden drei Gehölzstreifen (mit Pappel, Weide, Erle, Robinie und Mischungen) zur energetischen Nutzung und vierjähriger Umtriebszeit mit 30 m agrarwirtschaftlich genutzten Zwischenräumen angelegt. Innerhalb der Gehölzstreifen waren Abundanz und Artenzahl höher als in den Weizen- und Luzerne-Kleegras-Flächen. In den Gehölzstreifen der ökologisch wirtschafteten Flächen waren sowohl die Abundanz und Artenvielfalt als auch die Anzahl juveniler Regenwürmer höher als bei integrierter Bewirtschaftung (Huber et al., 2013). Insbesondere der Anteil an endogäisch juvenil und epigäisch/anözisch juvenilen Regenwürmern war höher. Die Abundanz der Regenwürmer war in gemischten Gehölzstreifen und Robinie und Weide am höchsten. Es folgte Erle und mit Abstand die Abundanz in Pappelbeständen. Die Autor*innen führten letzteres sowohl auf das erhöhte C/N-Verhältnis der Pappelblätter als auch „auf eine verminderte Bodenvegetation durch den starken Kronenschluss der Pappel“ (Huber et al., 2013, S. 427) zurück. Zudem wurde nur eine geringe Differenz der Diversität zwischen Luzerne-Kleegras und Pappel, jedoch eine hohe Differenz zwischen Pappel und Winterweizen gemessen.

MIKROBIELLE BIODIVERSITÄT IM BODEN Nach einer in Thüringen, Brandenburg und Niedersachsen durchgeführten Studie von Beule et al. (2021) war die Population von Boden-

Fungi in den neun- bis zwölfjährigen 12 m breiten Gehölzreihen aus Pappeln und Robinien größer als in den 48 m breiten Ackerstreifen. Die Populationsgröße und Anzahl der Spezies nahmen mit größerem Abstand zu den Gehölzen ab. Vermutet wurde ein geringerer Laubeintrag als Ursache. Insgesamt war die Population der Bodenpilze im Vergleich zur Ackerkontrolle deutlich größer und von einer merklich anderen Zusammensetzung geprägt. Ergänzend wurden die Gehölze als Inokulum nach Bodenmanagement gewertet. Auch die Symbiose der Pilze mit den Wurzelsystemen (Ectomycorrhiza) wurde durch die Gehölzreihen deutlich gefördert, weswegen die Autor*innen eine verbesserte Nährstoffaufnahme durch die Pflanzen und somit höhere Produktivität des Systems vermuteten (Beule et al., 2021).

Böhm et al. (2015, 2018) fanden in der Lausitz gleichfalls eine größere Population und einen höheren Speziesreichtum von Bodenpilzen in AFP mit Pappeln und Robinien sowie eine verstärkte Ectomycorrhiza-Symbiose im Vergleich zu Ackerkulturen. Im Jahr 2017 fanden Böhm et al. ebenfalls in Brandenburg, dass Gehölzstreifen mit Pappelklonen und Robinien keinen merklichen Einfluss auf den Humusgehalt in Ackerstreifen hatten. Jedoch wurden leicht erhöhte P- und K-Gehalte mittig der Ackerstreifen im Vergleich zu Pappelstreifen gemessen.

HYDROLOGIE Nach Swieter et al. (2021) besteht insbesondere im Übergang zwischen den Gehölz- und Ackerstreifen **Konkurrenz um Wasser und Nährstoffe** durch konkurrierende Wurzelsysteme (Quinkenstein & Kanzler, 2018). Jungbäume und speziell Pappeln bevorzugen die Aufnahme von Wasser und Nährstoffen in höheren Bodenhorizonten, wo sich auch das Wurzelwerk von Ackerkulturen mit 50 % der Wurzelbiomasse in den oberen 20 cm und 95 % bis 100 cm flach unter der Bodendecke erstreckt. Benötigen die Gehölze im Frühling mehr Wasser, kann sich dies negativ auf das Wachstum der frisch gesäten Ackerkulturen und somit auch Erträge auswirken. Dennoch wurden langfristig keine negativen Auswirkungen auf die mittleren Ernteerträge der Ackerkulturen festgestellt.

Ähnliche Ergebnisse wurden in Lausitzer Studien von Böhm et al. (2015, 2018) zu Alley Cropping in Südbrandenburg mit 10 m breiten Baumstreifen aus fünf- bis achtjährigen Pappeln und Robinien sowie 24 m, 48 m und 96 m breiten mit Kartoffeln und Winterweizen bepflanzten Ackerstreifen bestätigt. In den Baumstreifen aus Robinie wurde eine geringere **Bodenfeuchte** als unter Kartoffelstreifen gemessen. Der höchste Wassergehalt wurde in

dem 48 m breiten Kartoffelstreifen festgestellt. Jedoch ergaben die Untersuchungen geringere Schwankungen der Bodenfeuchte unter den Gehölzstreifen als unter den Ackerflächen ohne Gehölze. Die Differenz der Bodenfeuchte zwischen den Ackerstreifen im Alley Cropping System und der Acker-Referenzfläche war niedrig. Zwar lagen die N- und K-Gehalte unter Ackerstreifen höher, jedoch wurde auch ein höherer Stoffaustrag als unter selbst kleinen Gehölzflächen festgestellt.

Böhm et al. (2018) berichteten von weiteren Studien aus den USA mit einjährigen Ackerkulturen sowie einer Publikation zu einer silvopastoralen Praktik in Virginia (USA) ebenfalls mit den Ergebnissen niedrigerer Oberbodenfeuchte nahe der Gehölz- im Vergleich zu Acker- bzw. Grünlandkulturen. Die Autor*innen schlussfolgerten, dass aufgrund eines niedrigeren Wassereintrags (größere Interzeptionsverluste) durch die höhere Flächenbedeckung von Gehölzen sowie eine höhere Transpirationsrate der Bäume mehr Trockenheit unter den Gehölzkulturen herrschte als unter Ackerkulturen.

Allerdings können Bäume auf Ackerflächen auch zu einem verbesserten Wasserhaushalt beitragen. Quinkenstein et al. (2009) fanden so bspw. in der Lausitz eine höhere Bodenfeuchte unter 6 m breiten neunjährigen Heckenreihen mit Robinie und Weide als unter der angrenzenden Ackerfläche. Auch Böhm et al. (2011b) fanden in einer Untersuchung zu Bodenfeuchte unter Robinien-KUPs eine zwischen 19 % und 59 % höhere Oberbodenfeuchte im Vergleich zu einem benachbarten Luzerneacker. Auch sie maßen geringere Schwankungen der Bodenfeuchte unter der KUPs. Williard et al. (2005) verzeichneten in einer Studie in den USA einen positiven Einfluss auf die Qualität des Sickerwassers durch Weiden und Pappeln, jedoch einen negativen Einfluss durch N-fixierende Bäume wie Robinie. Letztere führten insbesondere im Sommer zu höheren N-Konzentrationen im Sickerwasser (Tsonkova et al., 2012).

NÄHRSTOFFEFFIZIENZ Tsonkova et al. (2012) fassten die Ergebnisse aus Studien in Deutschland und Estland mit Gehölzen aus Schwarz-Erle, Robinie, Pappeln und Grau-Erle zusammen. In jeder der Studien wurden höhere N-Gehalte im Boden in den Alley Cropping Systemen im Vergleich zu vor der Gehölzanpflanzung oder im ersten Pflanzjahr gemessen. Wegen verschiedener Methodiken sei ein direkter Vergleich der N-Anstiege bei verschiedenen Baum-Spezies jedoch nicht sinnvoll. Gründe für die höheren Stickstoffgehalte seien der Anstieg von Humus („Soil Organic Matter“, S. 141) durch erhöhten Laubeintrag und Wurzel-

masse unter den Gehölzen. Dies bewirke eine Erhöhung der Kationenaustauschkapazität und bessere Nährstoffverfügbarkeit.

3.3.2 Silvopastorale Agroforstpraktiken

Wie bei silvoarablen AFP werden silvopastoralen AFP grundsätzlich positive Auswirkungen auf die Biodiversität zugesprochen. Dies wird insbesondere auf eine Erhöhung der Habitatdiversität kombiniert mit selektivem Grasen und somit einem mittleren Störungsregime („Intermediate Disturbance Hypothesis“, Connell, 1978; Rupp, 2013) durch Beweidung zurückgeführt:

> Silvopastoralism enhances biodiversity due to the gradients of environments that are created within (vegetation structure, shading, moisture), but also because of the preservation and improvement of landscape diversity, maintaining traditional systems, increasing connectivity within landscape components in benefit of the mobility of animals, therefore reducing habitat fragmentation. (Mosquera-Losada et al., 2005, S. 44)

Genauer nennen Luick (2009) die kleinräumige Kombination verschiedener Sukzessionsstadien, Vielfalt des Mikroklimas und Totholz.

3.3.2.1 Beweidung (Kühe, Rinder, Schafe, Schweine)

In der Vergangenheit wurden mehrfach Studien durchgeführt, um negative Effekte der Beweidung auf **Verbiss** zu prüfen. Luick (2009) argumentierten jedoch, dass die Methodik dieser Studien keine realitätsnahen Ergebnisse erlaube, da bspw. ein deutlich zu hoher Viehbesatz pro Hektar untersucht wurde. Der Einfluss des hiesigen Wilds sei deutlich größer als der des Viehs. Hutewälder bestünden zudem aus vielfältigen Biotopen und seien eines der wenigen kulturellen Ökosysteme, die keine strengen Abgrenzungen hätten (s. Abschnitt 3.1).

Nach Rigueiro-Rodríguez et al. (2010) birgt Beweidung von Flächen mit Gehölzbesatz Chancen und Risiken in Abhängigkeit von den Großvieheinheiten[3] und der Tierart, die zur Beweidung genutzt wird. Ziegen und Pferde würden v. a. strauchartige Vegetation fressen und einen höheren Schaden an Bäumen hinterlassen, was aber insbesondere bei einer hohen Beweidungsdichte zu Problemen führe. Kühe und Schafe würden dagegen eher krau-

[3] Die Angabe der „Großvieheinheiten pro Hektar (GVE/ha)“ ist ein Mittel, um u. a. die Intensität der Viehhaltung eines Betriebs zu bestimmen. GVE/ha kann als ein Umrechnungsschlüssel verstanden werden, der es ermöglicht, Nutztiere auf Basis ihrer Lebendmasse auf einer Skala anzuordnen. Eine GVE bezeichnet 500 kg, angelehnt an das Gewicht eines adulten Rinds. Ein Schaf liegt dagegen (je nach Alter und Produktionsrichtung) bei ca. 0,1 GVE (KTBL, o.D.).

tige Pflanzen oder junge Gehölze fressen. Hier ist jedoch zum Teil noch weiter in rassenspezifische Unterschiede in den Nahrungsvorlieben zu unterscheiden. Daher empfehlen die Autor*innen sowohl eine überlegte Wahl der Tierart als auch eine Bevorzugung von einer wandernden Beweidung im Gegensatz zu einer kontinuierlichen Weidenutzung einer Fläche. Der GVE-Besatz sei jedoch entscheidender als die Wahl der Tierarten (Rupp, 2013).

FAUNA Im Teutoburger Wald (Nordrhein-Westfalen, NRW) untersuchte Grote (2018) die **Avifauna** auf einem mit ca. 40 schottischen Hochlandrindern und 20 Exmoor-Ponys beweidetem Gehölz, das langfristig in einen standortgerechten Laubwald überführt werden soll. Durch die Waldbeweidung wurde die Erhöhung der Brutvogelarten der Roten Liste NRW von drei auf zehn in zwölf Jahren nachgewiesen (Kreis Kippe, 2020; Reisinger & Tipmann, 2021). In der Uhlstädter Heide in Thüringen fanden Nickel (2020) in einem Projekt zur Beweidung einer gehölzbesetzten Fläche mit Rindern jedoch nach zwei Jahren keine erhöhten Brut-Nachweise (Reisinger & Tipmann, 2021).

FLORA Im Brandenburger Spreewald sind Heckenreihen gemischt mit Faulbaum, Purgier-Kreuzdorn, Heckenrose, Brombeere, gewöhnlichem Schneeball und Hopfen zur Begrenzung von Weiden und Ackerland angelegt, wie es in Nordwesteuropa verbreitet ist. Die Hecken bestehen bis zu 50 % aus Totholz, während die ca. 50 m breiten Weideparzellen mit drei Rindern/ha zwischen Mai und Oktober genutzt werden. Eine traditionelle Biomasseernte der Hecken alle 5 - 15 Jahre braucht wegen des Natura-2000-Status des Spreewalds als Biosphärenreservat eine Sondererlaubnis und wird daher nahezu nicht mehr durchgeführt. Hier wurden seltene Pflanzenspezies wie Sumpfdotterblume (*Caltha palustris),* Gold-Hahnenfuß *(Ranunculus auricomus),* Sumpf-Sternmiere *(Stellaria palustris),* Blasen-Segge *(Carex vesicaria)* und Kuckucks-Lichtnelke *(Lychnis flos-cuculi)* nachgewiesen (LUGV, 2011; Moreno et al., 2018).

FAUNA Zu beweideten AFP gibt es zahlreiche Studien, die eine hohe Biodiversität der **Enthomofauna** (Insektenfauna) aufzeigen (Luick, 2009). Hokkanen et al. (1998) fanden in einem offenen Birken- sowie dichten Mischwald mit Birken, Kiefern und Erlen eine erhöhte Individuenanzahl und Artenvielfalt von **Carabidae** auf beweideten Flächen. Eine höhere Vielfalt wurde in dem Birkenwald im Vergleich zu Kiefer und Erle gemessen. Geschlussfolgert wurde wie bei Rupp (2013), dass selektives Grasen die Biodiversität und Bildung verschiedener Nischen unterstützt (Rigueiro-Rodríguez et al., 2010). Auch Schulz und Reck (2004) zeigten in einem Versuch unabhängig von Agroforst in Schleswig-Holstein auf, dass

seltene *Elaphinae* als Unterfamilie der Carabidae zum Teil von leichtem Zertreten der Fläche durch Vieh profitierten.

Mcadam et al. (2007) verglichen den Speziesreichtum von Carabidae in Beständen mit 100 Bergahornen/ha und 400 Bergahornen/ha bei unregelmäßiger Pflanzung und Beweidung mit Schafen in Nordirland, Schottland, Wales und England. Der höchste Artenreichtum wurde dabei in der Variante mit der dichteren Bepflanzung von 400 Bäumen/ha gefunden, während die anderen Standorte mit 100 Bäumen/ha bzw. das Grasland und die Forstkontrolle den gleichen Speziesreichtum aufwiesen. Die höchste Individuenabundanz wies jedoch der Bestand mit 100 Bäumen/ha auf. Die Variante mit 400 Bäumen/ha folgte erst an zweiter Stelle, jedoch vor Grasland und der Forstkontrolle (Sibbald et al., 2001).

Ähnliche Ergebnisse wie bei der Artenvielfalt der Carabidae fanden Mcadam et al. (2007) bei der Untersuchung von **Spinnen**. Die höchste Abundanz wurde auf der Fläche mit 400 Bergahornen/ha gefunden, gefolgt von 100 Bäumen/ha bzw. Grünland und Forstkontrolle. Die höchste Speziesanzahl wurde jedoch in der Forstkontrolle gemessen.

BODEN Ein zu hoher GVE-Besatz kann bei Beweidung zu einem Überfluss an Nährstoffen führen (Rupp, 2013). Ferreiro-Domínguez et al. (2011) schlossen jedoch auf eine mittelfristige Verbesserung der Diversität durch den organischen Biomasseeintrag durch Beweidung auf sandigem Boden. Zin Battisti et al. (2018) fanden in einer brasilianischen Studie[4] im Vergleich einer silvopastoralen AFP mit hoher Artenzahl der Gehölze und Beweidung durch Milchkühe, einer Variante mit intensiver Beweidung ohne Gehölze, einem Primär- sowie einem Sekundärwald verbesserte Bodeneigenschaften durch die silvopastorale Variante. Sowohl der Primärwald als auch die beweidete Fläche mit hoher Biodiversität wiesen im Vergleich mit den anderen Varianten einen höheren C-Gehalt in den Bodentiefen 5 - 10 cm und 20 - 40 cm auf. Zugleich wurden in der ersten Variante höhere C-, N- (in 5 - 40 cm bzw. 5 - 30 cm) sowie höhere P- und K-Gehalte im Vergleich mit den anderen Versuchsflächen in allen Bodenhorizonten gemessen.

HYDROLOGIE Im Vergleich zur Acker-Kontrollfläche wurde durch Nair und Graetz (2004) in Florida[5] eine Reduktion der Nährstoffauswaschungen in einem silvopastoralen System nachgewiesen. Der höchste Gehalt von löslichem reaktivem Phosphor wurde in den Oberböden des unbeweideten Grünlands gemessen, gefolgt von der beweideten Variante und

[4] Dieser Versuchsstandort wird nach Woodward et al. (2004) nicht der gemäßigten Vegetationszone zugerechnet.
[5] Dieser Versuchsstandort wird nach Woodward et al. (2004) nicht der gemäßigten Vegetationszone zugerechnet.

schließlich einer Kontrolle mit natürlicher Vegetation. Selbiges galt für die gesamten Bodenprofile. Die Autor*innen schlussfolgerten einen effektiveren Entzug von Nährstoffen aus den Bodenhorizonten durch das silvopastorale System im Vergleich zur unbeweideten Variante. Die tiefere Durchwurzelung des Bodens würde dies und somit eine geringere Auswaschung der Nährstoffe ermöglichen.

3.3.2.2 Geflügel

FLORA Cosentino et al. (2020) fanden in einer süditalienischen Studie mit Geflügel auf zwei Haselnuss-Streuobstwiesen eine Abnahme der Anzahl an *taxa* der Bodenbedeckung. Signifikante Unterschiede in Speziesreichtum und -abundanz nach der Nutzung der Flächen als Geflügelauslauf wurden nur auf einer der Streuobstwiesen gefunden. Auf der Streuobstwiese, die ursprünglich eine niedrigere Artenvielfalt aufgewiesen hatte, wurde zum Ende der Studie eine höhere Artenvielfalt gemessen, wobei es sich auf der zweiten Versuchsfläche andersherum verhielt. Trotzdem bescheinigten die Autor*innen der silvopastoralen Nutzung ihrer Studie positive Auswirkungen auf die floristische Biodiversität.
Jones et al. (2007) stellten dagegen in einer Studie im Vereinigten Königreich mit Jung-Hühnern unter einem Gemisch aus Nadel- und Laubbäumen bis zu zwei Jahren nach Pflanzung keinen messbaren Effekt auf die Zusammensetzung der Flora im Auslauf fest. Die Ergebnisse der Biodiversität in den jeweiligen Ausläufen mit oder ohne und vor bzw. nach der Nutzung als Hühner-Auslauf waren nicht eindeutig und inkonsistent. Auch wurde kein verändertes Verhalten der Hühner durch die jungen Gehölze wie eine großräumigere Auslaufnutzung festgestellt. Die Autor*innen führten die Ergebnisse auf die geringe Größe der neu gepflanzten Bäume zurück. Unter dreijährigen Bäumen begannen die Hühner jedoch die Schattenwirkung der Gehölze und den Auslauf gleichmäßiger zu nutzen.
HYDROLOGIE Trotz der punktuellen Auslaufnutzung in den ersten beiden Jahren des Versuchs fanden Jones et al. (2007) keine signifikanten Veränderungen der N-, P- oder Ammonium-Konzentration in Oberflächen- oder Grundwasser durch die Nutzung der Gehölzflächen als Hühnerauslauf. Nagle und Glatz (2012) dagegen betonten in einer südaustralischen Studie[6] die Bedeutung davon, durch Gehölze intensives Scharren und somit punktierten Nährstoffeintrag zu reduzieren (vgl. auch Deerberg et al., 2010). Sie stellten eine 17-

[6] Dieser Versuchsstandort wird nach Woodward et al. (2004) nicht der gemäßigten Vegetationszone zugerechnet.

mal höhere Auslaufnutzung durch Windschutzgürtel sowie der Bereitstellung von Futtermitteln in Form von Bewuchs fest. Sie wiesen dem Anreiz von solchem Bewuchs als Nahrungsmittel zudem einen größeren Effekt darin zu, Hühner von dem Stall wegzulocken, als Beschattung und Windschutzgürtel. Blazier et al. (2008) fanden dagegen erhöhte N- und P-Werte in mit Hühnerkot gedüngten Flächen und warnten vor übermäßiger Düngung und Nährstoffauswaschung.

3.3.2.1 Streuobstwiesen

FAUNA In der Nordest-Schweiz fanden Kay et al. (2020) einen höheren Anteil an **Blüh- und Nistpotenzial** auf einer Kirsch-Streuobstwiese im Vergleich zur Kontrolle ohne Agroforst. Zusätzlich untersuchten sie die Blütenanzahl in jungen, mittelalten und alten Kirchbäumen und fanden eine Zunahme der Blütenanzahl von jungen zu alten Kirschbäumen. Vor allem in Hohlraum nistende Wildbienen und Bestäuber profitierten von den Gehölzen.

Im nordbayerischen Bamberg fanden Wiche et al. (2015) auf 20 Streuobstwiesen durchschnittlich eine höhere Pflanzenarten- und Individuenanzahl von **Spezialisten** in zweimal gemähten und z. T. auch auf der einmal gemähten Flächen im Vergleich zur ungemähten Brache. Zudem fanden sie eine signifikant positive Korrelation zwischen der Anzahl an Zikadenarten sowie Arten- und Individuenanzahl der Spezialisten und der Anzahl der Pflanzenarten. Eine negative Korrelation wurde jedoch mit mittlerer Vegetationsdichte festgestellt. Die Autor*innen schlossen daraus, dass eine extensive Mahd günstig für den Erhalt der floristischen Biodiversität und Zikadenfauna sei.

BODEN Nerlich et al. (2013) stellten in einer Studie in Baden-Württemberg eine mit Schafen beweidete Apfel-Streuobstwiese mit einem Alley Cropping System, einer KUP-Plantage mit Pappel und Acker-Kontrolle gegenüber. In den Ergebnissen wird jedoch nicht weiter nach den verschiedenen Systemen differenziert, vermutlich auch wegen der verhältnismäßig kleinen Versuchsfläche, die alle Systeme vereinte. Dennoch wurde eine Erhöhung des Humusgehalts bis zu 15 % in den AFP im Vergleich zur Acker-Kontrolle festgestellt sowie ein Anstieg des N-Gesamtgehalt auf bis zu 5 %.

HYDROLOGIE Ebenso stellten Nerlich et al. (2013) eine Reduktion der N-Auswaschung um bis zu 25 %, Reduktion der P-Auswaschung um bis zu 70 % und eine Gesamtreduktion der Auswaschungen um bis zu 90 % im Vergleich zur Acker-Kontrolle fest. Auch wurde keine Erosion vermerkt.

3.4 Windschutz- und Gewässerrandstreifen

Windschutz- und Gewässerrandstreifen („riparian buffer strips“) nehmen im Umfeld von Agroforst eine Sonderrolle ein. Zwar werden „Knicks“ und ähnliche Gehölzstreifen oft in Zusammenhang mit Agrarflächen gesehen, jedoch sind sie im Vergleich zu anderen silvoarablen Systemen vielmehr als Randbegrenzung verstehen. Auch wenn es Publikationen zu Wirkungen von Gewässerrandstreifen in Agroforst-Zeitschriften gibt (bspw. Schultz et al., 2009), werden sie in der vorliegenden Arbeit daher leicht von klassischen AFS abgegrenzt. Durch die Zielstellung des OLGA-Projekts scheint der Einbezug jedoch sinnvoll. Für die Berücksichtigung an dieser Stelle spricht auch, dass bspw. Bärwolff et al. (2013) eine Bewirtschaftung der von Windschutz- und Gewässerrandstreifen als KUP in Erwägung ziehen.[7]

Verglichen wurden von Bärwolff et al. (2013) herkömmlicher Ackerbau, Grünland, stillgelegte Grünstreifen und natürliche Ufergehölze in ihren Funktionen als Gewässerrandstreifen. Die Autor*innen hoben bei den landwirtschaftlich genutzten Varianten wie Grünland und KUP-Gewässerrandstreifen hervor, dass durch die Ernte und somit Biomasseentnahme eine übermäßige Nährstoffakkumulation verringert würde. Herkömmlicher Ackerbau dagegen wurde durch die Düngung und ggf. Pestizideinsatz negativ bewertet. Was diese Systeme zudem gemeinsam haben ist, dass sie durch die an maschinelle Bearbeitung angepasste Pflanzung eine natürliche Laufentwicklung des Gewässerverlaufs einschränken oder verhindern. Lediglich natürliches Ufergehölz erfüllt hier naturschutzfachliche Ansprüche zu einer ungestörten Entwicklung des Uferbereichs. Betont wurden die positiven Eigenschaften von KUP-Streifen, Grünland, stillgelegten Grünstreifen sowie natürlichem Ufergehölz einer ganzjährigen Bodenbedeckung und Pufferwirkung sowohl bei Hochwasser als auch gegenüber intensiv genutzten angrenzenden Flächen. Alle Systeme außer Ackerbau würden zudem zusätzliche Habitate oder Grenzlinieneffekte bieten.

FLORA Beispielhaft sollen hier die Studien von Wehling und Diekmann (2008) zu Biodiversität von Heckenreihen in Nordwestdeutschland und Le Coeur et al. (1997) zu floristischer Artenvielfalt in Heckenreihen in Frankreich hinzugezogen werden, um die Effekte verschiedener Variablen auf Artenvielfalt in Hecken zu veranschaulichen.

[7] Aktuell ist die Nutzung von Gewässerrandstreifen im Kurzumtrieb bspw. in Sachsen jedoch noch rechtlich nicht möglich (Böhm et al., 2020).

Wehling und Diekmann (2008) konzentrierten sich in ihrer Bremer Studie auf **Waldspezies**. Umweltfaktoren (relative Lichtintensität, Bodenwassergehalt, pH-Werte, Nährstoffgehalte im Boden) hatten den größten Effekt auf das Vorkommen von Waldspezies. Zudem bewerteten sie die Ausrichtung der Gehölzreihen in süd-süd-östlicher Richtung als für die Waldspezies am günstigsten, da der Sonneneinfall bei dieser Pflansausrichtung zu einem ausgeglichenen Mikroklima beiträgt. Eine zunehmende Kronendichte und Heckenbreite begünstigen eine höheres Vorkommen von Waldspezies. Ebenso hatten naheliegende Wälder und extensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung einen positiven Effekt auf die Artenvielfalt und -abundanz. Jedoch wurden lediglich wenige Spezies positiv durch die Nähe zu anderen Hecken oder Wäldern beeinflusst. Negative Korrelationen wurden zwischen hohen N- und P-Werten mit dem Vorkommen von Waldspezies festgestellt. Den niedrigsten Einfluss hatten strukturelle Variablen (Heckenbreite und Kronendichte).

Le Coeur et al. (1997) untersuchten **krautige Vegetation** auf Bodenlevel in drei ca. 450 - 500 ha großen Heckenlandschaften in der französischen Nord-Bretagne. Sie stellten keinen relevanten Einfluss der Heckenausrichtung auf die Artenvielfalt fest. Der stärkste Einfluss ging, konträr zu den Ergebnissen von Wehling und Diekmann (2008), von strukturellen Variablen bzw. einer hohen Habitatvielfalt durch Randzonen zu Straßen, Wegen, Acker und Grünland sowie der Vegetationsbedeckung aus. Niedrige Einflüsse wurden jedoch von Umweltvariablen wie der Randzonenstruktur (Vegetationshöhe, Kronendichte, Streifenbreite, etc.), Management (Grasen, Mähen oder Herbizidnutzung) und der angrenzenden Landnutzung (Grünland, Acker, Forst, Fluss, Straßen) festgestellt.

FAUNA Kajak und Oleszczuk (2004) fanden in einer polnischen Studie einen signifikant negativen Zusammenhang zwischen der Distanz zu Gehölzen und der Individuenanzahl von **Spinnen** und nicht räuberischen **Carabidae**. Auch wurde eine Zunahme der Biomasse von Spinnen und Laufkäfern mit dem Alter der Gehölze verzeichnet. Bei jungen zweijährigen Bäumen wurden dagegen noch keine relevanten Unterschiede in Biomasse zwischen Schonstreifen und Feld gemessen. Alle gemessenen Unterschiede zwischen zweijährigen Gehölzen und angrenzenden Feldern waren nicht signifikant, da vermutlich ein hoher Austausch zwischen den Gehölzen und umliegenden, noch ähnlichen Habitaten stattfand, der mit zunehmendem Alter abnimmt. Die Autor*innen verwiesen hier auf die Bedeutung von Ähnlichkeiten zwischen permanenten und kultivierten Ökosystemen, um einen erfolgreichen Individuenaustausch zu gewährleisten. Schließlich korrelierte die Biomasse positiv mit

dem Humusanteil im Boden. Auf Feldern nahe jungen Gehölzen und auf der Kontrollfläche waren aeronautische, nur in Agrarlandschaften vorkommenden Spezies vorherrschend, während auf dem Feld nahe älteren Gehölzen Spezies mit höherer Körpergröße dominanter waren, die charakteristisch für permanente Ökosysteme sind. Kajak und Oleszczuk (2004) maßen die höchste Biomasse von Carabidae in Randzonen zwischen Feldern und Gehölzen. Jedoch war die Biomasse ebenfalls hoch auf der Kontrollfläche ohne Gehölze nahebei.

Sauerbrei et al. (2017) stellten fest, dass zu intensives Heckenmanagement zur Energieholzgewining bzw. ein zu starker Schnitt **Avifauna**-Biodiversität und -Abundanz reduziert:

> Thus, as long as hedge management is based on the best knowledge available, we still consider cutting woody material from hedges to be a suitable option for reducing adverse effects of bioenergy production on biodiversity by diversifying biomass sources at the regional scale. (Sauerbrei et al., 2017, S. 317)

HYDROLOGIE Surböck et al. (2005) fanden auf einer ökologisch bewirtschafteten Luzerne-Ackerfläche mit Hecken östlich von Wien (Österreich) „in einem Abstand bis zum Zweifachen der Heckenhöhe einen höheren **Bodenwassergehalt** als in weiter entfernten Bereichen“ (Böhm et al., 2018, S. 234, Hervorhebung der Autorin). In Trockenphasen wurde jedoch ein erhöhter Wasserentzug durch die Hecken gemessen.

Nach Vought et al. (1995) wurde in Südschweden bei Gewässerrandstreifen mit Gras (ohne Gehölze) eine Reduktion der N-**Auswaschung** durch 5 m breite Grasstreifen um 10 - 15 %, 10 m um 25 - 30 % und 15 m um 40 - 45 % gemessen. P-Auswaschungen wurden durch 5 m breite Grasstreifen um 40 - 45 %, bei 10 m um 65 - 70 % und bei 15 m Streifenbreite um 85 - 90 % reduziert (Quinkenstein & Kanzler, 2018). Ryszkowski und Kędziora (2007) fanden in Polen einen ähnlichen Effekt durch Gehölz-Windschutzstreifen. Es wurde eine deutlich niedrigere N-Auswaschung unter Windschutzstreifen als unter Ackerland gemessen sowie eine Reduktion der Konzentration der in das Grundwasser eingewaschenen Nitrate um ca. 76 - 98 %. Auch Osborne und Kovacic (1993)[8] zufolge reduzierten Forst- und Grasstreifen N-Konzentrationen im flachen Grundwasser bis zu 90 %. Dabei waren die Forststreifen bei der Reduktion der Auswaschung von Stickstoff effektiver, bei Phosphor jedoch weniger effizient als Grasstreifen. Die beiden Varianten der Gewässerschutzstreifen waren 39 m (Graspuffer) und 16 m (Gehölzpuffer) breit und als Schutzzone zwischen Mais- bzw. Soja-

[8] Dieser Versuchsstandort wird nach Woodward et al. (2004) nicht der gemäßigten Vegetationszone zugerechnet.

Acker und einem Fließgewässer angepflanzt worden (Quinkenstein & Kanzler, 2018). Schultz et al. (2009) schlossen: „Reviewing the results from around the world, they concluded that in the right location, riparian forest buffers can remove significant amounts of sediment, nutrients, and pesticides from both surface and subsurface waters" (Nair, 2011, S. 785).[9]

Weitere Forschung ist nach Nair (2011) nötig, um sichere Empfehlungen dazu geben zu können, wie breit die Gewässerrandstreifen sein müssen, um reduzierend auf die Auswaschung von Nähr- und Schadstoffen zu wirken. Andere Autor*innen machen jedoch auf der Basis ihrer Forschungsergebnisse Angaben hierzu. Die empfohlene **Streifenbreite** zum Rückhalt von Stoffausträgen und zum Sedimentrückhalt hängt dabei von Faktoren wie der Hangneigung und Größe des Einzugsgebiets ab. In der Literatur wurde bei Grasstreifen festgestellt, dass ca. 53 - 86 % und somit ein großer Anteil der Sedimentfracht bereits in den ersten fünf Metern abgelagert wird. Empfohlen wird somit eine Breite von 5 - 12 m (12 m entsprechend bspw. vier Pflanzreihen mit 3 m Abstand) bzw. sogar über 15 m, „um auch den Anteil des pflanzenverfügbaren Phosphors" (Bärwolff et al., 2013, S. 30) und gelöste Stoffe aufzuhalten. Die Höhe der Vegetation sei dabei von keiner Relevanz, wichtiger sei ein Bedeckungsgrad von mindestens 40 % der Fläche, wobei ab ca. 60 - 70 % Bedeckung keine Verbesserung des Rückhalts mehr erfolge. Wichtig sei vor allem eine ständige Bedeckung mit Vegetation und dichtes Wurzelwerk. Von Vought et al. (1995) wird ebenfalls ein Minimum von 10 m Breite empfohlen. Nach Zessner et al. (2014) wurde in einer Modellierung verschiedener Maßnahmen zur Reduktion von Erosion und somit Nährstoffauswaschung in Hinblick auf P-Austrag neben „durchgehender Bodenbedeckung auf eintragsrelevanten Flächen" Gewässerrandstreifen mit 25 m als effektivste Maßnahmen identifiziert, um Auswaschungen durch Erosion zu minimieren, wenn diese an der Stelle gepflanzt werden, wo die größte Auswaschung stattfindet.

3.5 Vergleiche und Umwandlungen von Agroforst- und Agrarholzsystemen

FLORA UND FAUNA Wöllecke und Elmer (2008) verglichen in ihrer Lausitzer Studie die floristische Biodiversität sowie die Vielfalt von Spinnen, Laufkäfern und Vögeln einer Kurzum-

[9] Geringere Effekte können bei dränierten Flächen auftreten (Kahle et al., 2013; Trepel et al., 2013).

triebsplantage mit einem Alley Cropping System. Die höchste Artenzahl maßen die Autor*innen insgesamt in KUPs mit Robinien, gefolgt von Robinie als Alley Cropping System und schließlich einem KUP-System mit Weiden. Die höchste Artenzahl der Spinnen dagegen wurde in einer zweijähriger Weiden-KUP festgestellt, gefolgt von der zweijährigen Robinien-KUP und Robinie als Alley Cropping System. Zurückgeführt wurden höhere Artenzahlen in jüngeren KUPs auf eine geringere Beschattung. In dem Alley Cropping System wurden bei den Laufkäfern v. a. ackertypische Arten gefunden, jedoch auch Gehölzarten in älteren Beständen. Bezüglich der Vielfalt der Avifauna wurde eine hohe Bedeutung der Randbereiche von KUPs festgestellt.

BODEN Beuschel et al. (2020) konzentrierten sich auf Veränderungen im Boden nach der Konversion einer KUP zu einem Alley Cropping System in Niedersachsen. Sie stellten nach einem Jahr eine Abnahme des organischen Kohlenstoffgehalts im Boden („soil organic carbon“, SOC), der mikrobiellen Biomasse und Aktivität unter den Ackerstreifen unabhängig von der Distanz zu den Baumreihen fest. Auch maßen die Autor*innen eine niedrige Pilz-Abundanz und funktionelle Diversität nach der Konversion. Uri et al. (2002, 2011) untersuchten dagegen den Effekt der Anlegung einer KUP mit Grau-Erle auf einer vorherigen Ackerbrache in Estland nach fünf Jahren. Sie fanden eine Verdopplung des verfügbaren Phosphors in den obersten 20 cm des Bodens.

HYDROLOGIE In einer kanadischen Studie untersuchten die Autor*innen den Einfluss einer dicht bepflanzten Weidenplantage (16.000/ha) auf die Grundwasserqualität auf der umgebrochenen Fläche einer mit Pestiziden behandelten Apfel-Streuobstwiese. Festgestellt wurde, dass der Eintrag einiger Pestizide in das Grundwasser durch die Pflanzung der Weidengehölze reduziert werden konnte. Eine Reduktion aller untersuchten Schadstoffe wurde jedoch nicht festgestellt (Lafleur et al., 2016).

GEHÖLZARTEN Nerlich et al. (2012) untersuchten Unterschiede der Diversität von Carabidae in KUPs mit Weiden und Pappeln in Baden-Württemberg in Abhängigkeit von den Baumarten. Sie kamen zu dem Schluss, dass „je nach Standort und nach Untersuchungsjahr eine variierende Tendenz“ festgestellt wurde, „sodass keine Sorte speziell als artenreich oder artenarm bezeichnet werden konnte“ (Nerlich et al., 2012, S. 138). Dennoch stellten sie grundsätzlich eine höhere Diversität der Carabidae in Pappeln fest und verwiesen hierfür auf den aufrechteren Wuchs und damit erhöhte Lichtdurchlässigkeit. Die Autor*innen

verwiesen jedoch auch auf weitere Publikationen, in denen eine höhere Vielfalt in Weidenbeständen festgestellt wurde. Schließlich empfahlen die Autor*innen, für die Förderung der Biodiversität Artenmischungen anzulegen, um Möglichkeiten verschiedener Sorten zu bieten und Präferenzen in dieser Hinsicht zu erfüllen.

Lamerre et al. (2016) schlossen aus einer Zahl an Studien, dass insbesondere Weiden als Energieholz für eine gute Artenvielfalt zu empfehlen seien. Profitieren würden Invertebraten, Blütenbestäuber, für die Weidenblüten eine wichtige Nahrungsquelle seien, sowie Brutvögel, die die strukturreicheren Weiden den Pappeln vorziehen würden. Pappeln würden eine „vergleichsweise homogene Struktur und einen stark reduzierten Unterwuchs“ aufweisen, welcher auch „relativ ungünstige Bedingungen für einen Großteil der epigäischen Arthropoden“ (Lamerre et al., 2016, S. 103) bieten würde. Auch Robinie würden gegen Weiden abfallen (vgl. auch Gruß & Schulz, 2008).

Huber et al. (2013) fanden bei einem Vergleich verschiedener schnellwachsender Baumarten unter Pappeln ebenfalls insgesamt weniger Regenwürmer sowie einen geringeren Anteil an epigäischen Arten. Sie führten dies sowohl auf ein hohes C/N-Verhältnis der Pappelblätter, „als auch auf eine verminderte Bodenvegetation durch den starken Kronenschluss der Pappel“ (Huber et al., 2013, S. 427) zurück: „Die Menge und Qualität der Nahrung wäre damit herabgesetzt“.

Für spezifischere Ergebnisse in Bezug auf Biodiversität in KUPs können u. a. auf die Publikationen von Müller-Kroehling (2016), Jennemann et al. (2012), Tröger et al. (2014, sächsische Studie) sowie Zacios und Zimmermann (2016) verwiesen werden.

4. Diskussion

In der Literatur werden AFS zusammenfassend überwiegend ein positiver Einfluss auf die Biodiversität der jeweiligen Standorte im Vergleich zu Reinkulturen zugesprochen (Torralba et al., 2016; Zehlius-Eckert, 2010). Betont werden die Erhöhung der Habitatvielfalt und Schaffung von Ruhe- und Rückzugsräumen durch AFS in Agrarlandschaften sowie günstige Auswirkungen für den Gewässerschutz (Böhm et al., 2019). Zudem ist durch die höhere Effizienz des **Nährstoffkreislaufs**, Eintrag durch Laub sowie niedrigen Nährstoffanteil in der geernteten Biomasse oft weniger Düngung nötig (Tsonkova et al., 2012):

> Diese Erwartung fußt darauf, dass, im Gegensatz zu den traditionellen, annuellen Kulturpflanzen, die perennierenden Biomassekulturen langfristig geringerer Störungen des Bodens, geringerer Düngung und geringerer Pflanzenschutzmittelanwendungen ausgesetzt sind und der Verarmung der Landschaftsstruktur entgegenwirken.
> (Dauber et al., 2018, S. 392)

Jose (2012) definiert fünf grundsätzliche Beiträge von AFS zum Erhalt von Biodiversität:

1) Funktion als Habitat für Spezies mit einer gewissen Toleranz für Störungen
2) Funktion als bewahrendes Element von Keimplasma
3) Funktion als Alternative zum Umbrechen von natürlichen Habitaten zum Zweck von traditioneller Landwirtschaft
4) Funktion als verbindendes Element/Korridor zwischen Habitatinseln
5) Funktion als Bereitsteller von anderen Ökosystemleistungen wie Erosionsschutz und Wasserneubildung

Ob bzw. zu welchem Grad ein positiver Effekt messbar ist, ist jedoch von verschiedenen Faktoren wie der Art der Praktik, der Vornutzung, des Standorts und Bodens, Auswahl und Altersverteilung der Bäume, Ackerkulturen und Tiere, Intensität der Nutzung sowie die Habitatgröße und -isolation (Bailey et al., 2010; Dauber et al., 2012, 2018). Insbesondere der Zweck und die entsprechende Gestaltung der AFP bestimmt den Einfluss auf die Biodiversität der jeweiligen Agrarlandschaft. Sowohl AFP mit ökonomischer Zielstellung als auch mit naturschutzfachlicher Orientierung können entweder im Kurzumtrieb oder mit längerer Umtriebszeit bewirtschaftet werden. Somit eröffnet sich nahezu eine ebenso große Anzahl an Agroforstpraktiken wie es Standorte gibt, da jede AFP von den jeweiligen Faktoren abhängig ist. Ein zuverlässiger Vergleich verschiedener Systeme und Studien ist daher schwierig. Generelle Aussagen dazu, welche AFP generell die höchste Biodiversität verspricht, sind also mit Vorsicht zu betrachten.

4.1 Silvoarable Systeme

Dennoch können basierend auf den genannten Faktoren Empfehlungen gegeben werden, auf welche Einflüsse geachtet werden sollten, um dies standortsgetreu beurteilen zu können. Basierend auf Jose (2012) und ergänzt mit einigen Ergebnissen der dargestellten Publikationen kann daher eine Darstellung verschiedener Merkmalen erfolgen, um eine hohe Biodiversität in silvoarablen AFP wie Alley Cropping Systemen zu ermöglichen (Bärwolff et al., 2013; Reeg, Hampel, et al., 2009):

1) hohe strukturelle und floristische Diversität
    - Mischung verschiedener heimischer, standorttypischer Baumarten verschiedenen Alters
    - Zulassen von Totholz für Vögel und Laufkäfer
    - Ergänzung des AFS mit Hecken für Avifauna
2) minimale Intensität des Managements
    - Verzicht auf Pestizide, Düngung und intensive Bodenbearbeitung
    - Bevorzugung von Beweidung vor Mahd oder Mulchen
3) natürliche Störungen simulieren
    - bspw. Entnahme einzelner Bäume
4) (je nach Zielart) längere Umtriebsperioden
5) strategische Auswahl des Standorts
6) Beachtung der Baum- und Reihenabstände
    - ca. 15 m Baumabstand für Produktion (Kronenbreite zum Erntezeitpunkt)
    - ca. 200 m Reihenabstand für Artenschutz (Begünstigung von Offenlandarten)
    - niedrigerer Reihenabstand für Biotopverbund
7) Beachtung der Baum- und Reihenausrichtung
    - bspw. Ost-West-Richtung zur Begünstigung seltener Käferarten trockenwarmer Offenlandbiotope
8) Auswahl der Streifenbreite und -länge
    - min. 3 - 4 m
    - min. 10 m für hohe naturschutzfachliche Ansprüche

Zu beachten ist, dass je nach **Zielnutzung** der AFP Prioritäten gesetzt werden müssen. So mag ein Reihenabstand von ca. 200 m Offenlandarten begünstigen, allerdings den Effekt der Reduktion von Windgeschwindigkeiten minimieren. Hier wäre ein Reihenabstand von max. 100 m zu empfehlen (Böhm et al., 2014). Je nach Ziel-Carabidaegruppe empfahlen Reeg et al. (2009) weite Abstände der Gehölzkulturen (mind. 120 m) und einen weiten Abstand zwischen den Bäumen (20 m) für bspw. Carabidae der Äcker mit bindigen Böden und engere Abstände (30 - 100 m) mit möglichst geringen Baumabständen sowie Hecken- und Gras-Krautsäume um die Bäume für Carabidae der Feldgehölze.

Auch mag eine Ost-West-Ausrichtung der Bäume zwar bestimmte Käferarten begünstigen, aus landwirtschaftlicher Sicht ist nach Reeg et al. (2009) jedoch eine Nord-Süd-Ausrichtung zur Vermeidung von einseitiger Beschattung zu bevorzugen. Nach Lamerre et al. (2016) wäre dagegen aus hydrologischer Sicht bei einem geneigten Feld eine Anpflanzung der Gehölzreihen parallel zum Hang zu empfehlen, um die Wassererosion und somit Auswaschungen zu minimieren.

Nach Sanderson et al. (2009) ist die Länge der Gehölzstreifen und somit der **Randeffekt** der bedeutsamste Faktor für Biodiversität (s. auch Wöllecke & Elmer, 2008). Wie die Studien von Wehling und Diekmann (2008) und Le Coer et al. (1997) zur floristischen Artenvielfalt in Heckenreihen verdeutlichen, ist eine generelle Aussage zur Bedeutung von Variablen wie der Streifenausrichtung und Verbindung zu Wäldern nicht möglich. Die Einführung von Habitatinseln auf landwirtschaftlichen Flächen ist wichtig auch für die Fauna, insbesondere wenn der Austausch von Individuen zwischen angrenzenden Ökosystemen gegeben ist. Um diesen Austausch zu fördern, ist eine ähnliche Spezieszusammensetzung erforderlich (Kajak & Oleszczuk, 2004).

In Bezug auf die botanische Diversität schwingt ergänzend die Frage mit, ob es sich hier um „**Unkraut**“ oder wertvolle Pflanzenvielfalt handele. Die Spontanvegetation in den Gehölzstreifen kann dafür sorgen, dass sich ungewünschte Beikräuter auf dem Acker ausbreiten. Diese Art der Pflanzenverbreitung wurde jedoch in Alley Cropping Systemen mit konventioneller Bewirtschaftung durch Studien als wenig besorgniserregend bezeichnet. Vielmehr wurde Strauch- und Grasvegetation ein positiver Beitrag zur botanischen Diversität in Alley Cropping Systemen zugesprochen (Boinot et al., 2019). Auch nach Lamerre et al. (2016) wurde, wie im Ergebnisteil beschreiben, eine Einwanderung von Wald- und Graslandarten sowie seltener Arten ohne messbaren Konkurrenzdruck für Ackerkulturen festgestellt. Dennoch wäre hier ein Vergleich von ökologisch und konventionell bewirtschafteten AFP sinnvoll. Randstreifen seien nach Kanzler und Böhm (2015) potenzielle Rückzugsorte für seltene Pflanzenarten, was durch die Anlage von Blühstreifen oder Saumvegetation wie bei Lamerre et al. (2016) in Übergangsbereichen gefördert werden könnte.

GEHÖLZALTER/UMTRIEBSZEIT Weiterhin berichten viele Studien von einer Zunahme der Biodiversität mit zunehmendem Gehölzalter (bspw. Kajak & Oleszczuk, 2004; Quinkenstein et al., 2009), jedoch kann sich dieser Effekt mit fortgeschrittenem Gehölzalter aufgrund des starken Schattenwurfs auch umkehren. Huber et al. (2013) schrieben dem starken Kronenschluss der Pappel ebenfalls negative Auswirkungen auf Biodiversität zu. Zudem sind die Auswirkungen langer Umtriebszeiten artenspezifisch. Die Änderung der Zusammensetzung der Brutvogelgemeinschaften mit zunehmendem Alter der Gehölze wie von Lamerre et al. (2016) berichtet, hatte bspw. einen negativen Einfluss auf Offenlandcharakterarten. Wald- und Gehölzarten nahmen dagegen zu:

„Die Energieholzflächen können für die Offenlandarten nur temporär eine Kompensation übergenutzter Agrarflächen darstellen“ (Lamerre et al., 2016, S. 41).

GEHÖLZARTEN Hand in Hand mit der Diskussion um Umtriebszeiten und Beschattungseffekte geht die Frage nach Gehölzarten mit hoher Biodiversität. Grundsätzlich wird Weidenbeständen die höchste Artenvielfalt zugesprochen (Lamerre et al., 2016), jedoch ergab sich hier kein klares Bild durch die analysierten Studien. Huber et al. (2013) fanden gemeinsam mit gemischten Gehölzen die höchste Biodiversität in Robinie und Weide mit Pappel als Baumart mit der niedrigsten Artenvielfalt. Greef et al. (2012) und Lamerre et al. (2016) stellten jedoch das Gegenteil fest, genauso wie Nerlich et al. (2012). Alle Autor*innen empfahlen abschließend Gehölzmischungen als die beste Variante zur Förderung der Artenvielfalt. In Bezug auf Robinie ist womöglich weiterhin zu beachten, dass durch die N-fixierende Wirkung erhöhte Stickstoffwerte auftreten können. In gemäßigten Regionen ist Robinie jedoch v. a. auf Standorten mit niedrigen Niederschlagsraten und niedrigem Grundwasserspiegel, wo N-Auswaschungen noch nicht nachgewiesen wurden, u. a. wegen hoher Erträge auch auf sandigen Standorten ein wichtiger Bestandteil für KUPs (Böhm et al., 2011b; Williard et al., 2005; Wöllecke & Elmer, 2008).

HYDROLOGIE UNTER ALLEY CROPPING Besteht Wassermangel können Bäume zudem entweder Wasser aus tiefen Bodenhorizonten oder Grundwasser aufnehmen. Bspw. bilden Robinien, Pappeln und Weiden Wurzeln bis zu Tiefen zwischen 3 - 8 m und in Altbeständen einen Wurzelsystemradius zwischen 14 - 40 m aus. Im Idealfall ergänzen sich jedoch Ackerwurzeln im Oberboden und die Baumwurzeln in der Tiefe, ohne in Konkurrenz zu gehen (Quinkenstein & Kanzler, 2018). Davon können auch die Ackerkulturen profitieren, indem sie das durch die Bäume verteilte Wasser nutzen. Nach Luedeling et al. (2016) kann diese Wassermenge bei ca. 5 - 30 % der täglichen Evapotranspiration liegen. Dieser Effekt kann ebenso auf die Verteilung von Nährstoffen durch die Gehölzwurzeln bezogen werden.

Die „safety net hypothesis“ besagt hier, dass tiefere Wurzeln aus den oberen Bodenhorizonten ausgewaschene Nährstoffe aufnehmen und somit einen ungewollten Abfluss in das Grundwasser verhindern. Durch das abfallende Laub werden diese Nährstoffe wieder an die Bodenoberfläche zurückgetragen. Dies verbessert in der Übergangszone die Speicherung und Nutzungseffizienz von Nährstoffen und verhindert zudem die Auswaschung von Pestiziden in Oberflächen- und Grundwasser (Nair, 2011; Swieter et al., 2021; Tsonkova et

al., 2012). Um Ertragsausfälle und eine hohe Konkurrenz um Nährstoffe und Wasser zu vermeiden, könnten Bewirtschaftungsmaßnahmen ergriffen werden, um eine laterale Wurzelausbildung zu forcieren. Dazu gehören die Auswahl entsprechender Gehölzarten mit vertikaler Wurzelausbildung, Anpflanzung von Ackerkulturen mit konkurrenzstarken Wurzeln sowie ein Eingriff in die Wurzelbildung durch regelmäßiges Pflügen, um die Baumwurzeln in den bearbeiteten Tiefen zu kappen. Nach Quinkenstein und Kanzler (2018) würden die Gehölze als Folge den Großteil der Wurzeln unterhalb der Pflugtiefe ausbilden.

Die Studienlage zu Bodenfeuchte unter Alley Cropping Systemen zeichnet jedoch ein differenziertes Bild. Trotz der uneindeutigen Quellenlage wurden geringere Schwankungen der Oberbodenfeuchte in AFS nachgewiesen. Bestimmend ist hier das Verhältnis aus Interzeptionsverlusten (Anteil des von der Vegetation vom Auftreten auf dem Boden aufgehaltenen Niederschlags), Transpiration (Verdunstung von Wasser u. a. über die Blätter, i. d. R. bei Agrarholz höher als bei Ackerkulturen), Evaporation (Bodenverdunstung) und Versickerung (abhängig vom Wasserhaltevermögen des Standorts). Je nach Standort können Verringerungen der Windgeschwindigkeiten hier ausschlaggebend sein, um positive Effekte der AFS zu nutzen. Bspw. können Bäume auf Ackerstandorten, wie in Abschnitt 3.2 angedeutet, insbesondere auf windexponierten Standorten mit niedriger Wasserhaltekapazität durch die Reduktion der Windgeschwindigkeit zu einer niedrigeren Evapotranspiration beitragen. Dadurch sei die Oberbodenfeuchte unter Agrarholz womöglich höher als unter Ackerkulturen (Böhm et al., 2018; Gerjets et al., 2017).

4.2 Windschutz- und Gewässerrandstreifen

Für Gewässerrandstreifen empfiehlt Bärwolff et al. (2013) eine Mindestumtriebszeit von 10 Jahren, einen Pflanzabstand von 3 x 1,5 m und 12 - 18 m Streifenbreite mit Weiden. KUPs würden hierbei einen ähnlichen reduzierenden Effekt auf ungewünschte Nährstoffauswaschungen haben wie Gewässerrandstreifen, wenn diese nicht zu schmal angelegt werden. Wegen der langen Standzeit bzw. Umtriebsperioden sowie hohen Randanteilen hätten KUP-Pufferstreifen zudem positive Effekte auf Flora und Fauna. Hinderlich sei das Konzept von KUPs jedoch, wie in Abschnitt 3.4 dargelegt, wenn es um die Beibehaltung des natürlich gekrümmten Laufs von Gewässern ginge (s. Abbildung 6). Bärwolff et al. (2013) betonen daher, dass …

> … KUP-Streifen in diesem Bereich aufgrund ihres Nutzungscharakters nicht die Erfordernisse des Gewässerrandstreifens erfüllen und für diesen Parameter gleichwertig mit Acker- und Grünlandnutzung zu bewerten sind. Aus struktureller Sicht ist die linienförmige Anlage der Gehölzplantagen für die eigendynamische Entwicklung des Gewässers hinderlich. (Bärwolff et al., 2013, S. 22)

Abbildung 6 Gewässerrandstreifen als Pufferzone zwischen Ackerfläche und Gewässer entsprechend des natürlichen Gewässerlaufs (DeFAF e.V., o.D.c)

4.3 Silvopastorale Systeme

BEWEIDUNG Auch silvopastorale Systeme erhöhten grundsätzlich die Biodiversität im Vergleich zu Grünland ohne Gehölze. Moderates Grasen birgt im Vergleich zu unbeweideten Baumbeständen eine gewünschte Störung, welche zur Erhöhung der Artenvielfalt beitragen kann. Nach Rupp (2013) sollte jedoch eine Mindestfläche von ca. 3 ha eingehalten werden, um die Vorteile der Beweidung nutzen zu können. Dadurch würde die Ausbildung von Mikrohabitaten mit dichter und lichter Beweidung auf einer Fläche erlaubt und gleichzeitig eine Verjüngung des Waldes ermöglich (Landesbetrieb ForstBW, 2017).

GEFLÜGEL Es ist wenig Literatur gefunden worden, die die Auswirkungen speziell von Geflügel unter Gehölzen auf die botanische Diversität untersucht. Es kann jedoch mit Hinblick auf die anderen angeführten Studien vermutet werden, dass die Kombination von Bäumen und Geflügel im Vergleich zu gehölzlosen Alternativen allein durch die höhere Habitatdiversität und damit einhergehenden neuen Lebensräume und Bestäubungsleistung einen positiven Effekt auf die Biodiversität ausüben wird (s. auch Varah et al., 2013, 2020).

Die Anpflanzung von Bäumen in Geflügelausläufen unterstützt einen nicht-negativen Einfluss von in Freilandhaltung lebendem Geflügel insbesondere durch die Förderung eines gleichmäßigeren Auslaufs im Vergleich zu bspw. Mobilställen auf einer Wiese ohne Gehölze. Dennoch ist davon auszugehen, dass das Scharren und Koten, und somit der

Nährstoffeintrag, trotz eines mit Bäumen bestückten Auslaufs überwiegend in der Nähe des Stalls erfolgt. Nach Praxisberichten im „AUFWERTEN Projekt“ des DeFAF e.V. aus dem südlichen Brandenburg ergaben sich u. a. aus einem zu jungen Baumbestand Probleme durch Prädation der Hühner v. a. durch Habichte, gegen die Junggehölze keinen Schutz boten. Auch aus diesem Grund ist ein älterer und geschlossener Baumbestand zu empfehlen. Nach Berichten des niedersächsischen Betriebsleiters wurden jedoch zum Teil ältere Baumbestände im Geflügelauslauf als Ansitz von den Habichten genutzt, wenn diese einen zu geringen Abstand aufweisen. Auch Waldränder nahe der Fläche können ähnliche Probleme hervorrufen (Eigenes Interview, 2020; Würdig & Domin, 2020; Deerberg et al., 2017; Jones et al., 2007).

HYDROLOGIE Gehölze können Schadstoffauswaschungen reduzieren. Dennoch nehmen sie aufgrund ihres weiten C/N-Verhältnisses (wie Pappel) verhältnismäßig geringe Menge an Stickstoff auf. Hier können hohe N- und auch P-Einträge durch Geflügel problematisch sein, da die Biomasse (Laub) nur langsam durch Bodenorganismen abgebaut wird (Deerberg et al., 2017). Durch Laubfall werden aufgenommene Nährstoffe wieder in das System zurückgeführt werden. Wird dies als Nährstoffkreislauf u. a. positiv bewertet (s. Abschnitt 3.3.1), werden Nährstoffüberschüsse, die bspw. durch eine zu intensive Bestockung der Fläche mit Nutztieren resultieren, durch die Holzernte (zumeist im Winter im laublosen Zustand) nur teilweise aus dem System entnommen. Daher sind Systeme, in denen Geflügel in Mobilställe und bspw. als agrosilvopastoraler Ansatz auf Kleegras in die Fruchtfolge integriert werden, wie im Interview mit dem Niedersächsischen Betriebsleiter beschrieben, in Hinsicht auf die Grundwasserqualität positiver zu bewerten als Systeme mit ständiger Beweidung (Eigenes Interview, 2020; Rupp, 2013).

4.4 Vergleiche und Umwandlungen von Agroforst- und Agrarholzsystemen

Quinkenstein et al. (2009) empfahlen grundsätzlich eine Bevorzugung von Alley Cropping Systemen vor KUPs in Hinsicht auf die Artenvielfalt, da sie einen geringeren Beschattungseffekt sowie eine höhere Habitatdiversität und Übergangsfläche aufweisen. Bärwolff et al. (2013) schlossen ebenfalls:

> Insgesamt sind KUP nach vorliegenden Untersuchungen kaum eine Bereicherung der Zoodiversität landwirtschaftlicher Flächen, da eine Besiedlung vorwiegend durch Allerweltsarten geschieht und wenig wertvolle Arten anzutreffen sind. Es konnten jedoch starke Unterschiede je nach betrachteter Fläche und untersuchten Tiergruppen festgestellt werden. Gegenüber einjährigen Energiepflanzen bestehen durch Bodenruhe, minimalen Dünger- und Pestizideinsatz und insgesamt weniger Störungen Vorteile auch für die Fauna. (Bärwolff et al., 2013, S. 21)

Der NABU verweist jedoch, dass v. a. in stark landwirtschaftlichen Gebieten mit niedriger Habitatvielfalt und wenig Forstgebieten „Kurzumtriebsplantagen eine Bereicherung für die Biodiversität“ seien: „Die Strukturierung der Landschaft schafft Lebensräume und Trittsteine. Kleine Flächen sind hierbei zu bevorzugen“ (Bärwolff et al., 2013, S. 21; NABU, 2008) Die vorgestellten Studien zu Konversionen und Vergleichen von KUPs und Alley Cropping legen ebenfalls ein differenziertes Bild nahe. Zwar wurde nach der Umwandlung einer Brache in eine KUP beispielhaft eine Verdopplung des verfügbaren Phosphors festgestellt (Uri et al., 2002, 2011), jedoch maßen Beuschel et al. (2020) in Bezug auf Bodenparameter negative Auswirkungen der Konversion von KUP zu einem Alley Cropping System. Zurückzuführen ist dies möglicherweise auf die intensivere Bewirtschaftung der Ackerstreifen im Vergleich zur extensiven Bearbeitung einer KUP. Jedoch könnten die Ergebnisse der Studie dadurch relativiert werden, dass die Untersuchung nach nur einem Jahr nach dem Umbruch der KUP zu Ackerstreifen erfolgte und diese Konversion eine noch intensivere Bodenbearbeitung erforderte als das nachfolgende Routinemanagement. Auch in dem direkten Vergleich von Wöllecke und Elmer (2008) zur Biodiversität von KUPs und Alley Cropping zeigten KUPs mit Robinien die besten Werte. Dass eine Weiden-KUP in der selben Studie- jedoch in Hinsicht auf die Artenvielfalt insgesamt (nicht so bspw. in Bezug auf Spinnen) negativer bewertetet wurde als ein Alley Cropping System mit Robinie, zeigt erneut die Abhängigkeit von einer Vielfalt an Variablen, wie hier der Baumart, auf. Und wurde in anderen Studien eine höhere Artenvielfalt in älteren Beständen gemessen (s. Abschnitt 4.1), wiesen hier jüngere KUPs aufgrund der geringeren Beschattung eine hohe Biodiversität auf. Ein direkter Vergleich von KUPs und Alley Cropping zeichnet somit ein differenziertes Bild. Ausschlaggebend ist hier wohl die Zielstellung des jeweiligen Betriebes, ob die Produktion von Agrarholz oder die Kombination von Ackerkulturen mit Energieproduktion o.ä. im Fokus liegt.

Wie die Studie von Lafleur et al. (2016) zur Konversion einer **Streuobstwiese** zu einer KUP verdeutlicht, ist die Pflanzdichte wesentlich, um Auswaschungen von Schadstoffen in das

Grundwasser zu vermeiden. Diese Studie jedoch als Beweis hinzuziehen, dass Weiden-KUP eine grundsätzlich höhere Grundwasserqualität als Streuobstwiesen aufweisen, würde den Zweck der Studie verfehlen. Vielmehr zeigten die Autor*innen die Relevanz der unterschiedlichen Nutzung und Pflanzdichte auf.

Fazit

Die Fragestellung der vorliegenden Arbeit war, welche Auswirkungen Agroforstsysteme in gemäßigten Zonen auf die Biodiversität und Hydrologie in Agrarlandschaften haben. Bei einer umfassenden Literaturrecherche wurden insgesamt 41 Fallstudien in Hinsicht auf die Effekte der untersuchten Systeme auf Flora, Fauna, Boden und Hydrologie analysiert. Betrachtete Systeme waren silvoarabler (Alley Cropping) und silvopastoraler (Beweidung, Geflügelhaltung, Streuobstwiesen) sowie für das OLGA-Projekt relevanter (Windschutz- und Gewässerrandstreifen) Natur. Auch wurden Vergleiche zu Kurzumtriebsplantagen gezogen. Deutlich geworden ist, dass Agroforstsysteme ein großes Potenzial für die Förderung von Biodiversität und zum Erreichen der EU-Wasserrahmenrichtlinie durch die Reduktion von Nährstoffauswaschungen aufweisen. Auch wurden positive Effekte auf Humus- und Nährstoffverfügbarkeit in Böden sowie Bodenleben festgestellt. Insbesondere silvopastorale Systeme spielten in der Geschichte von Agroforstsystemen, aber auch aktuell noch eine Rolle. Traditionelle Agroforstpraktiken werden in der Literatur höhere naturschutzfachliche Werte zugeschrieben, jedoch fördern auch moderne Agroforstsysteme Biodiversität mehr als reine Agrarlandschaften. Trotz der nahezu ausschließlich positiven Auswirkungen von Agroforstsystemen wurde die Relevanz des jeweiligen Standorts und der Bewirtschaftungsarten deutlich. So ist eine standortindividuelle Anpassung einer jeden Agroforstpraktik nötig, um die lokale Artenvielfalt und geringe Nährstoffauswaschungen bestmöglich zu fördern. Wurden Einflüsse wie verschiedene Bodentypen bspw. in der vorliegenden Ausarbeitung nur am Rande behandelt, wäre hier eine vertiefte Auseinandersetzung der Wirkungen verschiedener Agroforstpraktiken erkenntnisreich.

Allgemeine Empfehlungen dazu, welche Agroforstpraktik Biodiversität am meisten fördert, sind daher nicht zu treffen. Je nach dem gewünschten Nutzen (Agrarholz, Ertragssicherung, Artenvielfalt, Gewässerschutz, Erosionsschutz, Tierproduktion, Schattenwirkung) sind unterschiedliche Systeme als sinnvoll zu erachten.

Auch wenn die Ergebnisse Agroforst einen wertvollen Beitrag zur Förderung der Artenvielfalt und der Grundwasserqualitäten zusprechen, nimmt die Verbindung von Acker- und Forstwirtschaft seit der Intensivierung der Landwirtschaft lediglich einen kleinen Anteil der europäischen Agrarfläche ein. Agroforst ist stark vom Versuchswesen geprägt und benötigt eine Umsetzung der mittlerweile umfangreichen Studienlage in die landwirtschaftliche Praxis und den Betriebsalltag. Negativen Symptomen der Klimakrise, Erosion, Gewässerverunreinigungen und dem Artensterben könnte durch Agroforst entgegengewirkt werden. Neben der Kommunikation und Verzahnung von Wissenschaft und landwirtschaftlicher Praxis, ist der finanzielle Anreiz durch entsprechende EU-Förderung deutlich zu erhöhen, um Agroforst von Systemen für Idealisten einer breiteren Zielgruppe gegenüber attraktiv zu gestalten.

Grundsätzlich besteht dennoch weiterer Forschungsbedarf zur Beurteilung der Auswirkungen von Agroforstsystemen. Allgemeine Publikationen zu Ökosystemdienstleistungen sind in großer Anzahl zu finden (Bender et al., 2009), jedoch gibt es einen Mangel an wissenschaftlichen Publikationen speziell zu den Einflüssen auf Biodiversität, wie bspw. Befruchtung, biologischer Schädlingskontrolle und Bodenleben (Zehlius-Eckert, 2010). Erst in den 1980er-Jahren wurde die Wissenschaft auf AFS aufmerksam (Nair, 2011), weswegen Langzeitstudien bisher Raritäten sind (Quinkenstein et al., 2009).

Für tiefergehende Ergebnisse, speziell bezogen auf die Auswirkungen von Gewässerrandstreifen auf Gewässerqualität und für einen Überblick zu rechtlichen Rahmenbedingungen und Fördermöglichkeiten, sei an dieser Stelle auf die Ausarbeitung von J. Groth und K. Barmbold, ebenfalls im Modul 1 des OLGA-Projektes angesiedelt, verwiesen.

Schließlich kann an jeden der in der vorliegenden Arbeit betrachteten Aspekte angesetzt werden, um eine tiefergehende Untersuchung und Vergleiche durchzuführen. Jedoch wurde eine zusammenfassende Darstellung erreicht, um ein Bild der Agroforstwirtschaft in den gemäßigten Zonen und den relevanten Auswirkungen auf Biodiversität und Hydrologie zu vermitteln. Ein folgender Ansatz wäre bspw. eine Quantifizierung der betrachteten Systeme mit dem Punkteschema nach Jeanneret et al. (2014).

Literaturverzeichnis

Awater-Esper, S. (2021). *GAP ab 2023 soll Agroforstsystemen Auftrieb geben*. https://www.topagrar.com/acker/news/gap-ab-2023-soll-agroforstsystemen-auftrieb-geben-12537936.html

Bailey, D., Schmidt-Entling, M. H., Eberhart, P., Herrmann, J. D., Hofer, G., Kormann, U., & Herzog, F. (2010). Effects of Habitat Amount and Isolation on Biodiversity in Fragmented Traditional Orchards: Orchard Fragmentation Effects on Biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, *47*(5), 1003–1013. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01858.x

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

Bender, B., Chalmin, A., Reeg, T., Konold, W., Mastel, K., & Spiecker, H. (2009). *Moderne Agroforstsystememit Werthölzern: Leitfaden für die Praxis.*

Beule, L., Arndt, M., & Karlovsky, P. (2021). Relative Abundances of Species or Sequence Variants Can Be Misleading: Soil Fungal Communities as an Example. *Microorganisms*, *9*(3), 589. https://doi.org/10.3390/microorganisms9030589

Beuschel, R., Piepho, H.-P., Joergensen, R. G., & Wachendorf, C. (2020). Effects of Converting a Temperate Short-Rotation Coppice to a Silvo-Arable Alley Cropping Agroforestry System on Soil Quality Indicators. *Agroforestry Systems*, *94*(2), 389–400. https://doi.org/10.1007/s10457-019-00407-2

Blazier, M. A., Gaston, L. A., Clason, T. R., Farrish, K. W., Oswald, B. P., & Evans, H. A. (2008). Nutrient Dynamics and Tree Growth of Silvopastoral Systems: Impact of Poultry Litter. *Journal of Environmental Quality*, *37*(4), 1546–1558. https://doi.org/10.2134/jeq2007.0343

BMBF Verbundprojekt OLGA (Stadt-Land-Plus). (2022). *Modul 1: Nachhaltige Holznutzung an Fließgewässern: Ökosystemleistungen und regionale Wertschöpfung von Agrarholzstrukturen fördern*. https://www.projekt-olga.de/ueber/modul-1/

BMEL. (2022). *Verordnung zur Durchführung der GAP-Direktzahlungen (GAP-Direktzahlungen-Verordnung – GAPDZV)*. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Glaeserne-Gesetze/Kabinettfassung/GAPDZV.pdf?__blob=publicationFile&v=3

Böhm, C., Busch, G., & Kanzler, M. (2018). Standörtlicher Wasserhaushalt und Wasserqualität. In M. Veste & C. Böhm (Hrsg.), *Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft: Biologie—Ökologie—Management* (S. 229–271). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-49931-3_8

Böhm, C., Domin, T., & Kanzler, M. (2020). Gewässerschutz durch Agroforstwirtschaft – Auswirkungen eines mit Agrarholz bestockten Gewässerrandes auf den Stickstoffaustrag in Oberflächengewässer. *AUFWERTEN Loseblatt*, *#5*.

Böhm, C., Kanzler, M., & Freese, D. (2014). Wind Speed Reductions as Influenced by Woody Hedgerows Grown for Biomass in Short Rotation Alley Cropping Systems in Germany. *Agroforestry Systems*, *88*(4), 579–591. https://doi.org/10.1007/s10457-014-9700-y

Böhm, C., Kanzler, M., & Mirck, J. (2017). Einfluss von agroforstlich genutzten Gehölzstreifen auf die Begleitvegetation und die Bodennährstoffgehalte angrenzender konventionell bewirtschafteter Ackerflächen. In Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V. (Hrsg.), *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* (Bd. 29, S. 52–53). https://www.gpw.uni-kiel.de/de/gpw-tagung/tagungsbaende/tagungsband-2017

Böhm, C., Kanzler, M., Mirck, J., & Freese, D. (2015). Effekte agroforstlicher Wirtschaftsweisen auf die Grundwasserqualität von Ackerstandorten. In Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V. (Hrsg.), *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* (Bd. 27, S. 83–84). https://www.gpw.uni-kiel.de/de/gpw-tagung/tagungsbaende/tagungsband-2015

Böhm, C., Quinkenstein, A., & Freese, D. (2011a). *Agrarholzproduktion und Agroforstsysteme – Chancen und Risiken für den Gewässerschutz*. Wirkung und Folgen der Nutzung von Biomasse zur Biogasgewinnung auf Böden und Gewässer, Suderburg. http://www.fnr.de/fileadmin/energiepflanzen/DWA/Vortrag_DWA_Dr_Boehm.pdf

Böhm, C., Quinkenstein, A., & Freese, D. (2011b). Chancen und Risiken der Agrarholzproduktion für den Gewässerschutz. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, *12*, 667–673. http://dx.doi.org/10.3243/kwe2011.12.001

Böhm, C., Quinkenstein, A., & Freese, D. (2013). Ökonomische Bewertung des Energieholzanbaus in Kurzumtriebsplantagen und Agroforstsystemen im Rekultivierungsbereich des Braunkohletagebaus Welzow-Süd. In J. Krümmelbein, T. Raab, & R. F. Hüttl (Hrsg.), *Energieholzproduktion und bodenphysikalische Untersuchungen auf Rekultivierungsflächen*

des Niederlausitzer Braunkohlereviers.

Böhm, C., & Tsonkova, P. (2018). Effekte des Agrarholzanbaus auf mikroklimatische Kenngrößen. In M. Veste & C. Böhm (Hrsg.), *Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft: Biologie—Ökologie—Management* (S. 335–389). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-49931-3_11

Böhm, C., Warth, P., Hübner, R., Eckert, W. Z., Würdig, K., Ehritt, J., Schulze, C., Domin, T., Sänn, A., Pecenka, R., Skalda, S., & Nawroth, G. (2019). *Roadmap Agroforstwirtschaft: Bäume als Bereicherung für landwirtschaftliche Flächen in Deutschland* (G. Nawroth, P. Warth, & C. Böhm, Hrsg.). Fraunhofer Verlag.

Boinot, S., Fried, G., Storkey, J., Metcalfe, H., Barkaoui, K., Lauri, P.-É., & Mézière, D. (2019). Alley Cropping Agroforestry Aystems: Reservoirs for Weeds or Refugia for Plant Diversity? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *284*, 106584. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106584

Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, *199*, 1302–1310.

Cosentino, C., Dimotta, A., Muso, M., Rubino, M., Pecora, G., Fascetti, S., & Freschi, P. (2020). First Results on the Evaluation of the Ground-Cover Biodiversity in an Agroforestry Poultry System. *Acta fytotechnica et zootechnica*, *23*(Monothematic Issue), 15–22. https://doi.org/10.15414/afz.2020.23.mi-fpap.15-22

Dauber, J., Baum, S., Masur, D., Sevke-Masur, K., & Glemnitz, M. (2018). Agrarholzanbau und Biodiversität. In M. Veste & C. Böhm (Hrsg.), *Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft* (S. 391–432). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-49931-3_12

Dauber, J., Brown, C., Fernando, A. L., Finnan, J., Krasuska, E., Ponitka, J., Styles, D., Thrän, D., Van Groenigen, K. J., Weih, M., & Zah, R. (2012). Bioenergy from “Surplus” Land: Environmental and Socio-Economic Implications. *BioRisk*, *7*, 5–50. https://doi.org/10.3897/biorisk.7.3036

Deerberg, F., Jakobi, L., & Lempp, U. (2017). *Einführung optimierter Managementkonzepte zur Verringerung von Nährstoffbelastungen im Boden unter den Aspekten des Tierwohls sowie des Boden- und Wasserschutzes bei Freilandhaltung von Geflügel am Beispiel einer Öko-Legehennenhaltung für den Zeitraum vom 1. Januar 2015 bis zum 31. Dezember 2016*.

Deerberg, F., Maurer, V., & Zeltner, E. (2010). *Freilandhaltung von Legehennen*. https://orgprints.org/id/eprint/18032/

DeFAF e.V. (o.D.a). *AgroBaLa: Agroforstliche Kreislaufwirtschaft als Basis für eine strukturreiche und klimaresiliente Landwirtschaft mit hohem Wertschöpfungspotential*. DeFAF. https://agroforst-info.de/agrobala/

DeFAF e.V. (o.D.b). *Agroforstkarte* [Interaktive Online-Karte]. Agroforstkarte. https://agroforstkarte.agroforst-info.de/

DeFAF e.V. (o.D.c). *Bäume und Acker (Silvoarable Systeme)*. Kurzumtriebs-Alley-Cropping Systeme. https://agroforst-info.de/arten/baeume-und-acker/

DeFAF e.V. (o.D.d). *Bäume und Weide (Silvopastorale Systeme)*. Kurzumtriebs-Alley-Cropping Systeme. https://agroforst-info.de/arten/baeume-und-weide/

den Herder, M., Moreno, G., Mosquera-Losada, R. M., Palma, J. H. N., Sidiropoulou, A., Santiago Freijanes, J. J., Crous-Duran, J., Paulo, J. A., Tomé, M., Pantera, A., Papanastasis, V. P., Mantzanas, K., Pachana, P., Papadopoulos, A., Plieninger, T., & Burgess, P. J. (2017). Current Extent and Stratification of Agroforestry in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *241*, 121–132. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.005

Die Bundesregierung (Hrsg.). (2021). *Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie Weiterentwicklung 2021 – Kurzfassung*. Zarbock GmbH & Co. KG. https://www.bundesregierung.de/resource/blob/974430/1919202/b84e1a8f091845c8880ffb397d1fe6cb/2021-05-28-kurzfassung-nachhaltigkeit-data.pdf?download=1

Eigenes Interview. (2020, August 5). *Experteninterview Betriebsleiter Niedersächsischer Großbetrieb*.

Esri_GeoInquiry_EnvScience. (o.D.). *Global Biomes* [Map]. https://services.arcgis.com/BG6nSlhZSAWtExvp/arcgis/rest/services/GlobalBiomes/FeatureServer

Ferreiro-Domínguez, N., Rigueiro-Rodríguez, A., & Mosquera-Losada, M. R. (2011). Response to Sewage Sludge Fertilisation in a Quercus Rubra L. Silvopastoral System: Soil, Plant biodiversity and Tree and Pasture Production. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *141*(1–2), 49–57. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.009

Franke, F., Kempe, H., Klein, A., Rumpf, L., & Schüller-Zwierlein, A. (2014). *Schlüsselkompetenzen: Literatur recherchieren in Biblioheken und Internet*. J.B.Metzler.

Frey, W., & Lösch, R. (2010). *Geobotanik: Pflanzen und Vegetation in Raum und Zeit*.

Gerjets, R., Richter, F., Jansen, M., & Carminati, A. (2017). *Bodenhydrologie in Agroforstsystemen: Konkurrenz um Wasser oder positive Baum-Nutzpflanze-Interaktion?*

Glaser, F. F., & Hauke, U. (2004). Historisch alte Waldstandorte und Hudewälder in Deutschland. *Schriftenreihe Angewandte Landschaftsökologie*, *61*.

Greef, M., Schwarz, K.-U., Hoffmann, J., Langhof, M., Lamerre, J., Grünewald, H., Pfenning, K., Wühlisch, G. von, & Schmidt, C. (2012). *Schlussbericht zum Verbundvorhaben AgroForstEnergie: Ökonomische und ökologische Bewertung von Agroforstsystemen in der landwirtschaftlichen Praxis: Teilvorhaben 3: Grünland- und Ackerflächen in Niedersachsen*. https://edocs.tib.eu/files/e01fb13/757464998.pdf

Grote, D. (2018). *Die Waldweide in der Wistinghauser Senne*. *Tagung der BfN Großflächige Beweidungssysteme in Deutschland – Wo stehen wir?*

Gruß, H., & Schulz, U. (2008). Entwicklung der Brutvogelfauna auf einer Energieholzfläche über den Zeitraum von 13 Jahren. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie*, *40*, 75–82.

Herzog, F., Oehen, B., & Weibel, F. P. (2016). Agroforstsysteme. In B. Freyer (Hrsg.), *Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen* (S. 392–405). Haupt Verlag.

Hokkanen, T., Hokkanen, H., Tuupanen, R., Virkajärvi, P., & Huhta, H. (1998). The Effect of Grazing on Carabidae in Meadow and Forest Pastures. *Grassland Science in Europe*, *3*, 413–417. https://jukuri.luke.fi/handle/10024/444001

Hoops, C. (2021). *Kulturelle Ökosystemleistungen von Alley-Cropping Agroforstsystemen*. *4*.

Huber, J., Papaja-Hülsbergen, S., Wolfrum, S., Schmid, H., & Hülsbergen, K.-J. (2013). Regenwurmpopulation in ökologisch und integriert bewirtschafteten Agroforstsystemen. In D. Neuhoff, S. Ziegler, G. Rahmann, U. Hamm, U. Köpke, & C. Stumm (Hrsg.), *Ideal und Wirklichkeit—Perspektiven Ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Bonn, 5. - 8. März 2013* (S. 424–427). Dr. Köster Berlin.

Hübner, R., Härtl, J., Zehlius-Eckert, W., & Pukall, K. (2017). *Agroforst-Standardtypen und deren Wahrnehmung – erste Ergebnisse* (S. 85–98).

IPCC (Hrsg.). (2020). *Climate Change and Land*. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2020/02/SPM_Updated-Jan20.pdf

Jeanneret, P., Baumgartner, D. U., Knuchel, R. F., Koch, B., & Gaillard, G. (2014). An Expert

System for Integrating Biodiversity into Agricultural Life-Cycle Assessment. *Ecological Indicators*, *46*, 224–231. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.030

Jennemann, L., Peters, W., Rosenthal, S., & Schöne, F. (2012). *Naturschutzfachliche Anforderungen für Kurzumtriebsplantagen* (NABU-Bundesverband & Bosch & Partner GmbH, Hrsg.).

Jones, T., Feber, R., Hemery, G., Cook, P., James, K., Lamberth, C., & Dawkins, M. (2007). Welfare and Environmental Benefits of Integrating Commercially Viable Free-Range Broiler Chickens into Newly Planted Woodland: A UK Case Study. *Agricultural Systems*, *94*(2), 177–188. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2006.08.007

Jose, S. (2012). Agroforestry for Conserving and Enhancing Biodiversity. *Agroforestry Systems*, *85*(1), 1–8. https://doi.org/10.1007/s10457-012-9517-5

Jose, S., & Dollinger, J. (2019). Silvopasture: A Sustainable Livestock Production System. *Agroforestry Systems*, *93*, 1–9. https://doi.org/10.1007/s10457-019-00366-8

Kahle, P., Schönemann, S., & Lennartz, B. (2013). Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf Nitrateinträge in Oberflächengewässer gedränter Tieflandeinzugsgebiete [PDF]. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, *57*(2), 60–68. https://doi.org/10.5675/HYWA_2013,2_2

Kajak, A., & Oleszczuk, M. (2004). Effect of Shelterbelts on Adjoining Cultivated Fields: Patrolling Intensity of Carbid Beetles (Carabidae) and Spiders (Araneae). *Polish Journal of Ecology*, *52*(2), 155–172.

Kanzler, M., & Böhm, C. (2015). *Schlussbericht zum Verbundvorhaben AgroForstEnergie II: Nachhaltige Erzeugung von Energieholz in Agroforstsystemen (Bodenschutz und Bodenfruchtbarkeit, Wasserhaushalt und Mikroklima*.

Kay, S., Graves, A., Palma, J. H. N., Moreno, G., Roces-Díaz, J. V., Aviron, S., Chouvardas, D., Crous-Duran, J., Ferreiro-Domínguez, N., García de Jalón, S., Măcicăşan, V., Mosquera-Losada, M. R., Pantera, A., Santiago-Freijanes, J. J., Szerencsits, E., Torralba, M., Burgess, P. J., & Herzog, F. (2019). Agroforestry is Paying Off – Economic Evaluation of Ecosystem Services in European Landscapes with and without Agroforestry Systems. *Ecosystem Services*, *36*, 100896. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100896

Kay, S., Jeanneret, P., & Herzog, F. (2019, Oktober 10). *Umweltleistungen: Traditionelle Agroforstsysteme sind Biodiversitäts- Hotspot – gilt dies auch für moderne Systeme? Agroscope*.

Kay, S., Kühn, E., Albrecht, M., Sutter, L., Szerencsits, E., & Herzog, F. (2020). Agroforestry can Enhance Foraging and Nesting Resources for Pollinators with Focus on Solitary Bees at the Landscape Scale. *Agroforestry Systems*, *94*(2), 379–387. https://doi.org/10.1007/s10457-019-00400-9

Klaa, K., Mill, P. J., & Incoll, L. D. (2005). Distribution of Small Mammals in a Silvoarable Agroforestry System in Northern England. *Agroforestry Systems*, *63*(2), 101–110. https://doi.org/10.1007/s10457-004-1110-0

Konold, W., & Reeg, T. (2009). Historische Agroforstsysteme in Deutschland. In T. Reeg, A. Bemmann, W. Konold, D. Murach, & H. Spiecker (Hrsg.), *Anbau und Nutzung von Bäumen auf Landwirtschaftlichen Flächen* (1. Aufl., S. 313–324). Wiley. https://doi.org/10.1002/9783527627462.ch28

Kreis Lippe. (2020). *Naturschutzgroßprojekt Senne*. https://www.kreis-lippe.de/kreis-lippe/verwaltung-und-service/themen-und-projekte/fachbereich-umwelt-energie/landschaft-naturhaushalt/naturschutzgrossprojekt.php

KTBL. (o.D.). *Großvieheinheitenrechner 2.1*. https://daten.ktbl.de/gvrechner/navigation.do;jsessionid=615AF0362A25F45D8307B28BDB2CE1BE?selectedAction=GV-Home#start

Lafleur, B., Sauvé, S., Duy, S. V., & Labrecque, M. (2016). Phytoremediation of Groundwater Contaminated with Pesticides using Short-Rotation Willow Crops: A Case Study of an Apple Orchard. *International Journal of Phytoremediation*, *18*(11), 1128–1135. https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1186593

Lamerre, J., Langhof, M., Sevke-Masur, K., Schwarz, K. U., Wühlisch, G. von, Swieter, A., Greef, J. M., Hirschberg, F., Jorrman, I., Krestel, N. T., Masur, D., & Reith, C. (2016). *Schlussbericht zum Vorhaben: Thema: Nachhaltige Erzeugung von Energieholz in Agroforstsystemen, Teilprojekt 3: Standort Niedersachsen; Strukturvielfalt und Biodiversität* (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Hrsg.).

Landesbetrieb ForstBW (Hrsg.). (2017). *Merkblatt Waldweide*. https://www.forstbw.de/fileadmin/forstbw_infothek/forstbw_praxis/ForstBW_Merkblatt_Waldweide_WEB.pdf

Langenberg, J., & Theuvsen, L. (2018). Agroforstwirtschaft in Deutschland: Alley-Cropping-Systeme aus ökonomischer Perspektive. *Journal für Kulturpflanzen*, *70*(4), 113-123 Seiten. https://doi.org/10.5073/JKI.2018.04.01

Le Coeur, D., Baudry, J., & Burel, F. (1997). Field Margins Plant Assemblages: Variation Partitioning between Local and Landscape Factors. *Landscape and Urban Planning*, *37*(1–2), 57–71. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(96)00370-2

Luedeling, E., Smethurst, P. J., Baudron, F., Bayala, J., Huth, N. I., van Noordwijk, M., Ong, C. K., Mulia, R., Lusiana, B., Muthuri, C., & Sinclair, F. L. (2016). Field-Scale Modeling of Tree–Crop Interactions: Challenges and Development Needs. *Agricultural Systems*, *142*, 51–69. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.11.005

LUGV (Hrsg.). (2011). *Lebensräume im Wandel – Ergebnisse der ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat Spreewald*.

Luick, R. (2009). Wood Pastures in Germany. In A. Rigueiro-Rodróguez, J. McAdam, & M. R. Mosquera-Losada (Hrsg.), *Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects* (Bd. 6, S. 359–376). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8272-6

Mcadam, J. H., Sibbald, A. R., Teklehaimanot, Z., & Eason, W. R. (2007). Developing Silvopastoral Systems and their Effects on Diversity of Fauna. *Agroforestry Systems*, *70*(1), 81–89. https://doi.org/10.1007/s10457-007-9047-8

Moreno, G., Aviron, S., Berg, S., Crous-Duran, J., Franca, A., de Jalón, S. G., Hartel, T., Mirck, J., Pantera, A., Palma, J. H. N., Paulo, J. A., Re, G. A., Sanna, F., Thenail, C., Varga, A., Viaud, V., & Burgess, P. J. (2018). Agroforestry Systems of High Nature and Cultural Value in Europe: Provision of Commercial Goods and other Ecosystem Services. *Agroforestry Systems*, *92*(4), 877–891. https://doi.org/10.1007/s10457-017-0126-1

Mosquera-Losada, R., Rigueiro-Rodríguez, A., Rois-Díaz, M., Schuck, A., & Brusselen, J. van. (2005). Assessing Biodiversity on Silvopastoral Systems across Europe. In R. Lillak, R. Viiralt, A. Linke, & V. Geherman (Hrsg.), *Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity*.

Müller-Kroehling, stefan. (2016). Biodiversitätsfunktionen und -potenzial von Kurzumtriebsplantagen. In Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), *Zur Ökologie von Kurzumtriebsplantagen* (S. 7–12). https://lwf.bayern.de/mam/cms04/service/dateien/w79_gesamt_nbf.pdf#page=12

NABU (Hrsg.). (2008). *Energieholzproduktion in der Landwirtschaft. Chancen und Risiken aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes*. http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/energie/biomasse/nabu- studie_energieholz.pdf

Nagle, T. A. D., & Glatz, P. C. (2012). Free Range Hens Use the Range More When the Outdoor Environment Is Enriched. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, *25*(4), 584–591. https://doi.org/10.5713/ajas.2011.11051

Nair, P. K. R. (1985). Classification of Agroforestry Systems. *Agroforestry Systems*, *3*(2), 97–128. https://doi.org/10.1007/BF00122638

Nair, P. K. R. (2011). Agroforestry Systems and Environmental Quality: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, *40*(3), 784–790. https://doi.org/10.2134/jeq2011.0076

Nair, V. D., & Graetz, D. A. (2004). Agroforestry as an Approach to Minimizing Nutrient Loss from Heavily Fertilized Soils: The Florida Experience. *Agroforestry Systems*, *61*(1–3), 269–279. https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000029004.03475.1d

Nerlich, K., Graeff-Hönninger, S., & Claupein, W. (2013). Agroforestry in Europe: A Review of the Disappearance of Traditional Systems and Development of Modern Agroforestry Practices, with Emphasis on Experiences in Germany. *Agroforestry Systems*, *87*(2), 475–492. https://doi.org/10.1007/s10457-012-9560-2

Nerlich, K., Seidl, F., Mastel, K., Graeff-Hönninger, S., & Claupein, W. (2012). Auswirkungen von Weiden (Salix spp.) und Pappeln (Populus spp.) im Kurzumtrieb auf die biologische Vielfalt am Beispiel von Laufkäfern (Carabidae). *Gesunde Pflanzen*, *64*(3), 129–139. https://doi.org/10.1007/s10343-012-0282-1

Nickel, M. (2020). *Avifaunistische Erfassung (Brutvogelerfassung) im Jahr 2020 auf 11 Probeflächen im Rahmen eines forstwirtschaftlich genutzten Areals zur Etablierung einer Waldweide in der „Uhlstädter Heide“ im Rahmen des ENL Projekts – Ergebnisse der Erfassung im zweiten Jahr der Beweidung*. *Unveröff. Gutachten im Auftrag der NfGA*.

Osborne, L. L., & Kovacic, D. A. (1993). Riparian Vegetated Buffer Strips in Water-Quality Restoration and Stream Management. *Freshwater Biology*, *29*(2), 243–258. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x

Quinkenstein, A., & Kanzler, M. (2018). Wirkung von Agrargehölzen auf den Bodenstoffhaushalt. In M. Veste & C. Böhm (Hrsg.), *Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft: Biologie—Ökologie—Management* (S. 273–313). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-49931-3_9

Quinkenstein, A., Wöllecke, J., Böhm, C., Grünewald, H., Freese, D., Schneider, B. U., & Hüttl, R. F. (2009). Ecological Benefits of the Alley Cropping Agroforestry System in Sensitive Regions of Europe. *Environmental Science & Policy*, *12*(8), 1112–1121.

https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.08.008

Reeg, T., Hampel, J., Hohlfeld, F., Mathiak, G., & Rusdea, E. (2009). Agroforstsysteme aus Sicht des Naturschutzes. In T. Reeg, A. Bemmann, W. Konold, D. Murach, & H. Spiecker (Hrsg.), *Anbau und Nutzung von Bäumen auf Landwirtschaftlichen Flächen* (1. Aufl., S. 301–311). Wiley. https://doi.org/10.1002/9783527627462.ch27

Reeg, T., Oelke, M., & Konold, W. (2009). *Neue Optionen für eine nachhaltige Landnutzung: Schlussbericht des Projektes „Agroforst“ 2005—2008*.

Reisinger, E., & Tipmann, F. (2021). Waldweide in neuer Dimension. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen*, *57*(4).

Rigueiro-Rodríguez, A., Rois-Díaz, M., & Mosquera-Losada, M. R. (2010). Integrating Silvopastoralism and Biodiversity Conservation. In E. Lichtfouse (Hrsg.), *Biodiversity, Biofuels, Agroforestry and Conservation Agriculture* (Bd. 5, S. 359–373). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9513-8_12

Rivest, D., Paquette, A., Moreno, G., & Messier, C. (2013). A Meta-Analysis Reveals mostly Neutral Influence of Scattered Trees on Pasture Yield along with some Contrasted Effects depending on Functional Groups and Rainfall Conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *165*, 74–79. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.12.010

Rockstein, A. (2016, September 18). *Capra aegagrus hircus*. Flickr. https://www.flickr.com/photos/74738817@N07/29702887101/

Rupp, M. (2013). *Beweidete lichte Wälder in Baden-Württemberg: Genese, Vegetation, Struktur, Management*.

Ryszkowski, L., & Kędziora, A. (2007). Modification of Water Flows and Nitrogen Fluxes by Shelterbelts. *Ecological Engineering*, *29*(4), 388–400. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.023

Sandberg, B. (2013). *Wissenschaftlich Arbeiten von Abbildung bis Zitat: Lehr- und Übungsbuch für Bachelor, Master und Promotion*. Oldenburg Wissenschaftsverlag. https://doi.org/10.1524/9783486778526

Sanders, J., & Heß, J. (Hrsg.). (2019). *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft*. Johann Heinrich von Thünen-Institut. https://doi.org/10.3220/REP1547040572000

Sanderson, F. J., Kloch, A., Sachanowicz, K., & Donald, P. F. (2009). Predicting the Effects of Agricultural Change on Farmland Bird Populations in Poland. *Agriculture, Ecosystems &*

Environment, *129*(1–3), 37–42. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.07.001

Sauerbrei, R., Aue, B., Krippes, C., Diehl, E., & Wolters, V. (2017). Bioenergy and Biodiversity: Intensified Biomass Extraction from Hedges Impairs Habitat Conditions for Birds. *Journal of Environmental Management*, *187*, 311–319. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.052

Schultz, R. C., Isenhart, T. M., Colletti, J. P., Simpkins, W. W., Udawatta, R. P., & Schultz, P. L. (2009). Riparian and Upland Buffer Practices. In H. E. "Gene" Garrett (Hrsg.), *North American Agroforestry: An Integrated Science and Practice* (S. 163–218). American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. https://doi.org/10.2134/2009.northamericanagroforestry.2ed.c8

Schulz, B., & Reck, H. (2004). Großflächige extensive Beweidung und die Habitate von Elaphrus uliginosus im Vergleich zu denen der anderen Elaphrinae Schleswig-Holsteins. *Angewandte Carabidologie*, *6*, 43–54. https://www.researchgate.net/publication/259338400

Schulz, V., Sharaf, H., Weisenburger, S., Morhart, C., Konold, W., Stolzenburg, K., Spiecker, H., & Nahm, M. (2020). *Agroforst-Systeme zur Wertholzerzeugung* (Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg, Hrsg.).

Sibbald, A. R., Eason, W. R., McAdam, J. H., & Hislop, A. M. (2001). The Establishment Phase of a Silvopastoral National Network Experiment in the UK. *Agroforestry Systems*, *39*, 39–53.

Sinclair, F. L. (1999). A General Classification of Agroforestry Practice. *Agroforestry Systems*, *46*(2), 161–180. https://doi.org/10.1023/A:1006278928088

Smits, N., Dupraz, C., & Dufour, L. (2012). Unexpected Lack of Influence of Tree Rows on the Dynamics of Wheat Aphids and their Natural Enemies in a Temperate Agroforestry System. *Agroforestry Systems*, *85*(1), 153–164. https://doi.org/10.1007/s10457-011-9473-5

Steding, R. (1990). Die Landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften in der DDR - Genese und Perspektive. *Zeitschrift Für Das Gesamte Genossenschaftswesen*, *40*(1), 199–205. https://doi.org/10.1515/zfgg-1990-0126

Strohm, K., Schweinle, J., Liesebach, M., Osterburg, B., Rödl, A., Baum, S., Hiltrud, N., Bolte, A., & Walter, K. (2012). *Kurzumtriebsplantagen aus ökologischer und ökonomischer Sicht*. http://hdl.handle.net/10419/65853

Surböck, A., Faustmann, P., Heinzinger, M., Friedel, J. K., Klick, A., & Freyer, B. (2005). Auswirkungen einer Hecke auf Bodenwasserhaushalt, Bodenparameter und Ertrag in angrenzenden Ackerflächen. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften*, *17*, 20–21.

Swieter, A., Langhof, M., & Lamerre, J. (2021). Competition, Stress and Benefits: Trees and Crops in the Transition Zone of a Temperate Short Rotation Alley Cropping Agroforestry System. *Journal of Agronomy and Crop Science*, jac.12553. https://doi.org/10.1111/jac.12553

Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P. J., Moreno, G., & Plieninger, T. (2016). Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *230*, 150–161. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002

Trepel, M., Ollesch, G., & Rehfeld-Klein, M. (2013). Ergebnisse eines Nährstoffmanagement-Workshops der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Tagungsbericht). *57*, *6*, 297–302. https://www.researchgate.net/publication/258883018_Ergebnisse_eines_Nahrstoffmanagement-Workshops_der_Flussgebietsgemeinschaft_Elbe

Tröger, M., Denner, M., & Glaser, T. (2014). *Kurzumtriebsplantagen im Einklang mit dem Naturschutz – getestet am Beispiel des Landkreises Görlitz* (LfULG Sachsen, Hrsg.).

Tsonkova, P., Böhm, C., Quinkenstein, A., & Freese, D. (2012). Ecological Benefits Provided by Alley Cropping Systems for Production of Woody Biomass in the Temperate Region: A Review. *Agroforestry Systems*, *85*(1), 133–152. https://doi.org/10.1007/s10457-012-9494-8

Umweltbundesamt (Hrsg.). (2016). *Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015*. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/final_broschure_wasserrahm_enrichtlinie_bf_112116.pdf

Uri, V., Lõhmus, K., Mander, Ü., Ostonen, I., Aosaar, J., Maddison, M., Helmisaari, H.-S., & Augustin, J. (2011). Long-Term Effects on the Nitrogen Budget of a Short-Rotation Grey Alder (Alnus incana (L.) Moench) Forest on Abandoned Agricultural Land. *Ecological Engineering*, *37*(6), 920–930. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.01.016

Uri, V., Tullus, H., & Lõhmus, K. (2002). Biomass Production and Nutrient Accumulation in Short-Rotation Grey Alder (Alnus incana (L.) Moench) Plantation on Abandoned Agricultural Land. *Forest Ecology and Management*, *161*(1–3), 169–179.

https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00478-9

Varah, A., Jones, H., Smith, J., & Potts, S. G. (2013). Enhanced Biodiversity and Pollination in UK Agroforestry Systems: UK Agroforestry Systems. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, *93*(9), 2073–2075. https://doi.org/10.1002/jsfa.6148

Varah, A., Jones, H., Smith, J., & Potts, S. G. (2020). Temperate agroforestry systems provide greater pollination service than monoculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *301*, 107031. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107031

Vought, L. B.-M., Pinay, G., Fuglsang, A., & Ruffinoni, C. (1995). Structure and Function of Buffer Strips from a Water Quality Perspective in Agricultural Landscapes. *Landscape and Urban Planning*, *31*(1–3), 323–331. https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)01057-F

Warnken, T. & Kompetenzzentrum Ökolandbau Niedersachsen. (2020, Juni 26). *Datenanfrage Bachelorarbeit* [Persönliche Kommunikation].

Wehling, S., & Diekmann, M. (2008). Factors Influencing the Spatial Distribution of Forest Plant Species in Hedgerows of North-Western Germany. *Biodiversity and Conservation*, *17*(11), 2799–2813. https://doi.org/10.1007/s10531-007-9294-z

Wiche, O., Nigmann, U., & Achtziger, R. (2015). Beziehungen zwischen Zikadengemeinschaften und dem Mahdregime sowie der Vegetation in Streuobstwiesen (Hemiptera: Auchenorrhyncha). *Cicadina*, *15*, 1–20.

Williard, K. W. J., Dewalle, D. R., & Edwards, P. J. (2005). Influence of Bedrock Geology and Tree Species Composition on Stream Nitrate Concentrations in Mid-Appalachian Forested Watersheds. *Water, Air, and Soil Pollution*, *160*(1–4), 55–76. https://doi.org/10.1007/s11270-005-3649-4

Wöllecke, J., & Elmer, M. (2008). Entwicklung biologischer Vielfalt in einer sich verändernden Agrarlandschaft. *Treffpunkt Biologische Vielfalt*, *8*, 35–40.

Woodward, F. I., Lomas, M. R., & Kelly, C. K. (2004). Global Climate and the Distribution of Plant Biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, *359*(1450), 1465–1476. https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1525

Würdig, K., & Domin, T. (2020). Pflege von Agroforstflächen und artgerechte Tierhaltung durch mobile Hühnerställe. *AUFWERTEN Loseblatt*, *#47*.

Zacios, M., & Zimmermann, L. (2016). Hydrologische Aspekte von Pappel-Kurzumtriebsplantagen am Beispiel Kaufering. In Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), *Zur Ökologie von Kurzumtriebsplantagen* (S. 13–39).

https://lwf.bayern.de/mam/cms04/service/dateien/w79_gesamt_nbf.pdf#page=12

Zehlius-Eckert, W. (2010). Agroforstwirtschaft in der europäischen Forschung—Mit einem Schwerpunkt auf der ökologischen Nachhaltigkeit. *Agrarholz*.

Zehlius-Eckert, W., Tsonkova, P., & Böhm, C. (2020). Umweltleistungen von Agroforstsystemen. *AUFWERTEN Loseblatt*, *#2*.

Zessner, M., Gabriel, O., Kuderna, M., Weinberger, C., Hepp, G., Kovacs, A., & Windhofer, G. (2014). Effektivität von Maßnahmen zur Reduktion der Phosphorbelastung der oberösterreichischen Fließgewässer. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, *66*, 51–58. https://doi.org/10.1007/s00506-013-0130-2

Zin Battisti, L. F., Schmitt Filho, A. L., Loss, A., & De Almeida Sinisgalli, P. A. (2018). Soil Chemical Attributes in a High Biodiversity Silvopastoral System. *Acta Agronómica*, *67*(4), 486–493. https://doi.org/10.15446/acag.v67n4.70180

Zukunftsstiftung Landwirtschaft (Hrsg.). (2013). *Wege aus der Hungerkrise. Die Erkenntnisse und Folgen des Weltagrarberichts: Vorschläge für eine Landwirtschaft von morgen.*

Anhang

Anhang 1 **Ergebnisse der Literaturrecherche zu Auswirkungen silvoarabler Agroforstsysteme auf Biodiversität in Agrarlandschaften (eigene Darstellung in alphabetischer Reihenfolge der Autor*innen, für genauere Beschreibungen der einzelnen Studien und Versuchsstandorte siehe Publikationshinweise)**
K = Kalium, konv. = konventionelle Bewirtschaftung, KUP = Kurzumtriebsplantage, N = Stickstoff, ökol. = ökologische Bewirtschaftung, P = Phosphor, USA = United States of America
**** Studie nicht in gemäßigter Vegetationszone angesiedelt, wurde jedoch zur weiteren Argumentation hinzugezogen***

Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
Dornburg (Thüringen) **Forst (Lausitz, Brandenburg)** **Wendhausen (Niedersachsen)**	**Acker** 48 m, unspezifiziert **Gehölz** 12 m, vierreihig Pappelklone, Robinie **Alter** 9- bis 12-jährig **Kontrolle** wie Acker ohne Gehölz	**Boden** • Vergrößerung der Population von Bodenpilzen durch Gehölzreihen • Abnahme von Populationsgröße und Anzahl der Spezies mit größerem Reihenabstand der Gehölze v. a. durch weniger Laubeintrag • Gehölze als Inokulum nach Bodenmanagement oder Fungizidausbringung	BEULE ET AL., 2021
Forst (Lausitz, Brandenburg)	**Acker** 24 m, 48 m, 96 m Kartoffeln, Winterweizen **Gehölz** 10 m, vierreihig, Pappel, Robinie **Alter** ca. 5- bis 8-jährig **Kontrolle** Kartoffeln, Winterweizen	**Boden** • höhere Populationsgröße und Speziesreichtum von Bodenpilzen in AFS-Systemen im Vergleich zu Ackerkulturen • verstärkte Ectomycorrhiza-Symbiose **Hydrologie** • geringere Bodenfeuchte unter Robinie als in Kartoffelstreifen • höchster Wassergehalt unter Kartoffeln bei 48 m Streifenbreite • auch unter kleinen Gehölzflächen deutlich geringerer Stoffaustrag • höherer N- und K-Gehalt unter Ackerstreifen • geringere Schwankung der Bodenfeuchte unter Gehölzen als unter Acker ohne Gehölze • niedrige Differenzen zwischen Ackerstreifen und Acker-Referenzfläche	BÖHM ET AL., 2015, 2018
Forst, Senftenberg (Brandenburg)	**Acker** 48 m, 96 m, 150 m Winterweizen, Hafer **Gehölz** 10 - 20 m Pappelklone, Robinie **Alter** ca. 7-jährig (Forst) ca. 2-jährig (Senftenberg) **Kontrolle** Weizen, Hafer	**Flora** • geringfügig erhöhtes Beikrautaufkommen innerhalb 3 m der Gehölzstreifen **Boden** • kein merklicher Einfluss der Gehölze auf Humusgehalt in Ackerstreifen • leicht erhöhte P- und K-Gehalt mittig der Ackerstreifen im Vergleich zu Pappel • leicht erhöhte P-Gehalte in Ackerstreifen im Vergleich zu Kontrolle, deutlich höhere K-Gehalte	BÖHM ET AL., 2017

Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
Welzow (Lausitz, Brandenburg)	**Gehölz** Robinie **Kontrolle** Luzerne (24 m Breite) (*Medicago sativa)*	**Hydrologie** • höhere Bodenfeuchte im Mittel von 19 - 59 % unter Robinien-KUP zwischen April und Juli als in Kontrolle • geringere Schwankung unter Robinien-KUP als in Kontrolle • vermutlich durch geringerer Windgeschwindigkeit und Evaporation	BÖHM ET AL., 2011B, 2011A, 2013, 2018

Wendhausen (Niedersachsen)	**Acker** Grasland (48 x 135 m)
	
	Basis Pappeln (10 x 135 m) mit 1,5 Saum
	
	Variante 1 Aspe Aspenreihe (*Populus tremula L.*) mittig (2 x 3 m) anstelle der 2 mittleren Pappelreihen
	
	Variante 2 Öko 2 Buschreihen anstelle von zwei Pappelreihen an Luv-Seite
	
	Alter ca. 4- bzw. 8-jährig
	
	Kontrolle 6 Pappelreihen (2 x 0,5 m) sowie KUP-Fläche (70 x 70 m)
		Flora
		• bis zu 1,5-fache Diversität mit AFP im Vergleich zu Ackerkontrolle
		• signifikante Erhöhung der der lokalen Artenvielfalt durch Etablierung des Alley Cropping Systems
		• Pappel mit Saum erzielte die höchste floristische Diversität
		• Varianten mit Aspe, Pappel, Öko und Saum Öko erreichten niedrigere, ähnliche Werte
		• Ackerrand und Ackermitte erzielten die niedrigste floristische Diversität
		• Abnahme der Artenzahl der Begleitflora hin zur Ackermitte
		• Einwanderung von Wald- und Graslandarten sowie seltener Arten ohne messbaren Konkurrenzdruck für Ackerkulturen
		• kein erhöhter Unkrautdruck nach sechs Jahren Gehölzetablierung
		
		Fauna - Avifauna
		• höhere avifaunistische Artenvielfalt durch ideale Brut- und Nistbedingungen
		• Zunahme der Artenvielfalt
		• Änderung der Artenzusammensetzung mit zunehmendem Alter der Gehölze von Offenland-, zu Gehölzcharakterarten
		• strukturelles Angebot in Randzonen der Streifen wichtig
		• höchste Arten- und Individuendichte von Brutvögeln in 2- bis 6-jährigen KUPs
		• kurze Umtriebszeiten für Vogelarten der offenen-halboffenen Feldflur
		
		Fauna - Arthropoden
		• Baumstreifen-Varianten hatte keinen Einfluss auf Aktivitätsdichte der Arthropoden
		• Baumstreifen-Varianten hatte keinen Einfluss auf Aktivitätsdichte der Prädatoren
		• längere Umtriebszeit hatte einen positiven Einfluss auf Aktivitätsdichte der Arthropoden
		• Umtriebszeit hatte insgesamt keinen Einfluss auf Aktivitätsdichte der Prädatoren
		  • kein Einfluss auf Spinnen messbar
		  • höhere Individuendichte der Laufkäfer in Gehölzstreifen mit kürzerer Umtriebszeit
		  • höhere Individuendichte der Kurzflügelkäfer und Weberknechte in Gehölzstreifen mit längerer Umtriebszeit
		  • verdeutlicht Präferenzen einzelner Arten je nach Standort
			GREEF ET AL., 2012; LAMERRE ET AL., 2016

Versuchsstation Scheyern (München, Bayern)	**Acker integriert** 30 m Weizen **Acker ökol.** Kleegras **Gehölz** Pappeln, Erle, Robinie, Weide, Mischungen **Alter** ca. 4-jährig	**Fauna** • höhere Regenwurmabundanz und -artenzahl in Gehölzstreifen • höhere Abundanz auf ökol. als integrierter Fläche • höhere Abundanz in Misch- und Weidenbestand als in Robinie, Erle und Pappel • geringere Differenz zwischen Luzerne-Kleegras und Pappel mit höherer Diversität und Abundanz in Pappel • deutlich höhere Abundanz und Artenvielfalt der Regenwürmer in Pappel als in Weizen	HUBER ET AL., 2013

Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
Leeds (West Yorkshire, Nordengland)*	**Acker** 12 & 14 m (Getreide, Erbse) **Gehölz** 2 m Pflanzung Paarweise von Bergahorn (*Acer pseudoplanatus* L.), Esche (*Fraxinus excelsior* L.), Vogel-Kirsche (*Prunus avium* L.), Walnuss (*Juglans regia* L.) mit Hasel (*Corylus maxima* Miller, cv. Kentish Cob) zwischen jedem Paar, Grasunterwuchs (*Phleum pratense* L., timothy and *Festuca rubra* L., red fescue) **Kontrolle** Acker (Getreide, Erbse) und Forst (Hasel-Streuobst)	**Fauna - kleine Säugetiere** • Erhöhung der Diversität von Säugetieren, v. a. Populationen von Waldmäusen (*Apodemus sylvaticus L.)* und Waldspitzmäusen (*Sorex araneus L.*), durch Alley Cropping Systeme mit Laubholz und Winterkulturen möglich • wegen höherer Habitatdiversität, die die Abundanz der Waldspitzmäuse erhöhte	KLAA ET AL., 2005

Versuchsstation Dornburg (Thüringen)	**Gehölz** Birke (*Betula pendula*), Esche (*Fraxinus excelsior*)
	Pappel (Klonmischung "Max 1, 3, 4" (*Populus maximowiczii x P. nigra*))
	Weide (Klon „Tora" (*Salix schwerinii x S. viminalis*))
	
	Umtrieb
	Variante 1 4-jährig
	Variante 2 8-jährig
		Fauna - Einflüsse der Gehölzarten auf Biodiversität
		• höchste mittlere Gesamtindividuenzahl in Esche und Weide, gefolgt von Birke und Pappeln (abnehmend)
		• höchste Zahl von Laufkäfern und Spinnen in Esche
		• höchste Zahl von Weberknechten in Weiden
		• kein Einfluss der Gehölzarten auf Anzahl von Kurzflügelkäfern
		• kein sichtbarer Effekt von Umtriebszeiten auf Aktivitätsdichte
		  • mehr Individuen von Laukäfern und Weberknechten bei längerem Umtrieb
		  • mehr Individuen von Kurzflügelkäfern bei kürzerem Umtrieb
		• mehr Individuen von Spinnen in längerem Umtrieb bei Birken, kürzerem Umtrieb bei Eschen und kein Einfluss in Pappeln und Weiden
			LAMERRE ET AL., 2016

Cottbus (Brandenburg)	**Acker konv. & ökol.** 18 m Roggen **Gehölz** 6 m Robinie, Weide **Alter** ca. 9-jährig	**Flora** • höhere Biodiversität in Robinie als in Weidenbestand • höhere Biodiversität unter Agrarholz als in Roggen • höhere Biodiversität bei längeren Umtriebszeiten, Abnahme von Biodiversität in alten Beständen durch Schattenwurf **Fauna - Carabidae** • höhere Biodiversität von Carabidae bei längeren Umtriebszeiten, Abnahme von Biodiversität in alten Beständen • höchste Biodiversität von Enchyträen auf Acker **Hydrologie** • höhere Bodenfeuchte unter Heckenreihen als unter angrenzender Ackerfläche	QUINKENSTEIN ET AL., 2009
***Literaturstudie* Mecklenburg-Vorpommern**	**Acker** unspezifiziert **Gehölz** unspezifiziert, in Reihen	**Fauna - Carabidae** • wenig positive Effekte von Gehölzstrukturen auf Acker für Carabidae von bindigen Böden und Sandäckern • Carabidae der Feldgehölze und feuchtem Grünland profitieren deutlich	REEG, OELKE, ET AL., 2009

Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
	Alter unspezifziert **Kontrolle** unspezifziert	• weitere und seltene Carabidaearten profitieren, wenn Maßnahmen wie Gras- und Krautsäume gepflanzt werden bei niedrigem Pestizideinsatz	
Gmina Chrzypsko Wielkie, Gmina Stare, Tczew, Szczytno, Zabłudów, Przychojec (Polen)	Erhebung der Datenbasis zur Modellierung in 6 Regionen Polens jeweils 180 km^2	**Fauna - Avifauna** • Modellierung von 20 Vogelspezies als Funktion einer Reihe an Habitatvariablen • Länge der Gehölzstreifen für möglichst großen Randeffekt als wichtigster Prädiktor für Artenreichtum • kurvenförmiger Zusammenhang von Vegetationsdichte und Artenvielfalt (max. Artenvielfalt bei 30 % Bedeckungsgrad) • höchster Artenreichtum bei gemischtem Habitatangebot mit hohem Anteil an Gehölzrandlebensräumen und Grünland • artenspezifisches Management nötig für Vogelspezies, die Gehölzhabitate und Übergangsbereiche meiden	SANDERSON ET AL., 2009
Montpellier (Südfrankreich)*	**Acker** 13 m Weizen (*Triticum turgidum* L. subsp. *Durum* cv Claudio) **Gehölz** 1) Pappeln (*Populus* sp.), junge Walnussbäume *(Juglans* hybrid) 2) Speierling (*Sorbus domesticas)* 3) 1,5 ha Weizen neben 2,5 ha KUP mit 13 x 8 m Walnussbäumen (*Juglans regia* * *Juglans nigra* NG23) 3a) Ergänzung mit blühenden Spezies 3b) chemische Unkrautbeseitigung **Alter** 10-jährig **Kontrolle** Weizen	**Fauna - Blattläuse** • keine Unterschiede im Vorkommen von Blattläusen und deren Prädatoren zwischen Standorten 1 - 3 • vermutlich wegen ohnehin hoher Habitatdiversität	SMITS ET AL., 2012
Wendhausen (Braunschweig, Niedersachsen)	**Acker** 5 schmale Streifen (48 x 225 m) 3 breite Streifen (96 x 225 m) Jeweils 10.000 Pflanzen/ha **Übergang** 1,5 m beidseitig **Gehölz** 9 Baumreihen mit 13 x 225 m, Pappeln (*Populus nigra L. x P. maximowiczii, P., maximowiczii x P. trichocarpa, P. koreana x P.trichocarpa*) **Alter** ca. 12-jährig **Umtrieb** 3- bis 6-jährig **Kontrolle** 3 Flächen, je ca. 3 ha	**Hydrologie** • Konkurrenz um Wasser und Nährstoffe durch überlappende Wurzelsysteme, ohne negative Langzeitauswirkungen im Mittel auf Ernteerträge der Ackerkulturen • geringere Erträge von Weizen, Ölraps und Mais nahe der Baumstreifen durch höhere Bodenwassersapnnung in 30 - 60 cm Bodentiefe durch Pappelwurzeln und geringere Sonneneinstrahlung durch Schattenwurf und Laubfall • Pappeln der äußeren Reihen produzierten mehr Biomasse als die der inneren Reihen durch mehr verfügbaren Platz, Licht und Nährstoffe	SWIETER ET AL., 2021

Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
Literaturstudie **Nordost-Deutschland** **Südost-Estland** **Nordost-Estland**	**Acker** diverse **Gehölz** Schwarz-Erle, Robinie, Pappeln, Grau-Erle	**Hydrologie** • höhere N-Gehalte im Boden in allen betrachteten Alley Cropping Systemen im Vergleich zu vor der Gehölzanpflanzung oder im ersten Pflanzjahr • wegen verschiedener Methodiken direkter Vergleich der N-Anstiege bei verschiedenen Baum-Spezies nicht sinnvoll	TSONKOVA ET AL., 2012
Pennsylvania, Maryland, West Virginia (USA)*	**Gehölz** Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.)	**Hydrologie** • positiver Einfluss auf Qualität des Sickerwassers durch Weiden und Pappeln • negativer Einfluss auf Qualität des Sickerwassers durch N-bindende Bäume wie Robinie, die insb. im Sommer zu höheren N-Konzentrationen im Sickerwasser führen	TSONKOVA ET AL., 2012; WILLIARD ET AL., 2005

Anhang 2 Ergebnisse der Literaturrecherche zu Auswirkungen von Windschutz- und Gewässerrandstreifen auf Biodiversität und Hydrologie (eigene Darstellung in alphabetischer Reihenfolge der Autor*innen, für genauere Beschreibungen der einzelnen Studien und Versuchsstandorte siehe Publikationshinweise)
N = Stickstoff, ökol. = ökologische Bewirtschaftung, P = Phosphor
**** Studie nicht in gemäßigter Vegetationszone angesiedelt, wurde jedoch zur weiteren Argumentation hinzugezogen***

Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
Turew (Westpolen)	**Acker** Weizen **Gehölz** Eiche als Basis (Eiche-Hainbuchen dominierend), Ahorn, Birke, Buche, Ulme, Linden, Eberesche, Mehlbeere, Lärche, Kiefer, Fichte (12-18 m x 350-800m) **Alter** Variante 1 2-jährig Variante 2 4-jährig Variante 3 7-jährig **Kontrolle konv.** Weizen ohne Gehölze	**Fauna - Fazit** • signifikant negativer Zusammenhang zwischen Distanz zu Gehölzen und der Individuenanzahl von Spinnen und nicht-Prädator-Carabidae • Zunahme der Biomasse von Spinnen und Laufkäfern mit Alter der Gehölze • keine relevanten Unterschiede in Biomasse zwischen Schonstreifen und Feld bei 2-jährigen (jungen) Gehölzen • alle gemessenen Unterschiede zwischen 2-jährigen Gehölzen und angrenzenden Feldern nicht signifikant, vermutlich höchster Austausch zwischen den Gehölzen • Biomasse positiv korreliert mit Humus-Anteil im Boden • Ähnlichkeit zwischen permanenten und kultivierten Ökosystemen wichtig für erfolgreichen Individuenaustausch **Fauna - Carabidae** • höchste Biomasse in Randzone, jedoch ebenfalls hoch in Kontrolle ohne Gehölze nahebei **Fauna - Spinnen** • Biomasse in Kontrolle und Feldern angrenzend an Schonstreifen gleich hoch • Biomasse signifikant höher in den beiden Feldern nahe Gehölzreihen als in Kontrolle ohne Gehölze nahebei • auf Feld nahe jungen Gehölzen und in Kontrolle aeronautische, nur in Agrarlandschaften vorkommenden Spezies vorherrschend • auf Feld nahe älteren Gehölzen Spezies mit höherer Körpergröße mehr, charakteristisch für permanente Ökosysteme	KAJAK & OLESZCZUK, 2004
Champaign (Illinois, USA)*	**Acker** Mais, Soja **Streifen** 39 m Graspuffer 16 m Gehölzpuffer (mittelalt) **Alter** unspezifiziert	**Hydrologie** • Forst- und Grasstreifen reduzierten N-Konzentration in flachem Grundwasser bis zu 90 % • im jährlichen Durchschnitt reduzierten Forststreifen N effektiver, aber P weniger effizient als Grasstreifen	OSBORNE & KOVACIC, 1993; QUINKENSTEIN & KANZLER, 2018
Lund (Südschweden)	**Acker** unspezifiziert **Streifen** Gras	**Hydrologie** • Reduktion von N-Auswaschung durch 5 m breite Grasstreifen um 10 - 15 %, 10 m um 25 - 30 % und 15 m um 40 - 45 % • Reduktion von P-Auswaschung durch 5 m breite Grasstreifen um 40 - 45 %, 10 m um 65 - 70 % und 15 m um 85 - 90 %	QUINKENSTEIN & KANZLER, 2018; VOUGHT ET AL., 1995
Posen (Polen)	**Acker** ca. 11.300 ha **Aufforstung und Gehölzstreifen** ca. 3.200 ha **Grünland** ca. 2.300 ha	**Hydrologie** • deutlich niedrigere N-Auswaschung unter Windschutzstreifen als unter Ackerland • Reduktion der Konzentration der in das Grundwasser eingewaschenen Nitrate um ca. 75,6 - 97,7 %	RYSZKOWSKI & KĘDZIORA, 2007

Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
Lautertal (Vogelsberg, Hessen)	**Gehölze** Hecken **Region** Grünland, Acker (ca. 4 m Breite)	**Fauna - Avifauna** • Reduktion der Avifauna-Biodiversität und -Abundanz durch zu intensives Heckenmanagement zur Energieholzgewining bzw. zu starkem Schnitt	SAUERBREI ET AL., 2017
Wien (Österreich)	**Acker ökol.** 6 m **Gehölz** mitteldicht-dicht 4-reihige Hecke ca. 8 m hohe Baumschicht ca. 4 m hoher Strauchschicht **Alter** unspezifiziert	**Hydrologie** • höhere Bodenfeuchte bis zum zweifachen Abstand der Heckenhöhe • erhöhter Wasserentzug in Trockenphasen durch Hecke	SURBÖCK ET AL., 2005

Rennes Cedex (Bretagne, Frankreich)	**Gehölz** 3 Heckenlandschaften mir 455, 641 und 508 ha mit Eiche (*Quercus robur)*, Kastanie *(Castanea staiva)* zum Teil mir Unterwuchs aus Hasel (*Corylus avellana*)
	
	angrenzend an Acker, Grünland oder Infrastruktur
	
	Landwirtschaft zumeist Acker mit Mais oder Weidelgras oder permanentes Grünland, Fokus auf Milchproduktion
	
	Umtrieb 10- bis 15-jährig
		Flora
		• Untersuchung von krautigen und holzigen Gefäßpflanzen auf Bodenniveau (0-1 m)
		• stärkster Einfluss von strukturellen Variablen wie vielfältige Randzonen (von Hecke zu Straße, Weg, Acker oder Grasland) und Vegetationsbedeckung auf Artenvielfalt
		• niedriger Einfluss auf das Vorkommen von krautigen Spezies durch Heckenausrichtung
		• niedriger Einfluss von Umwelt-Variablen wie
		  • Randzonenstruktur (Vegetationshöhe, Kronendichte, Streifenbreite, etc.)
		  • Management (Grasen, Mähen oder Herbizidnutzung)
		  • angrenzende Landnutzung (Grünland, Acker, Forst, Fluss, Straßen)
			LE COEUR ET AL., 1997

Anhang 3 Ergebnisse der Literaturrecherche zu Auswirkungen silvopastoraler Agroforstsysteme (AFS) in Hinsicht auf deren Auswirkungen auf Biodiversität und Hydrologie (eigene Darstellung in alphabetischer Reihenfolge der Autor*innen, für genauere Beschreibungen der einzelnen Studien und Versuchsstandorte siehe Publikationshinweise)
KUP = Kurzumtriebsplantage, N = Stickstoff, NRW = Nordrhein-Westfalen, P = Phosphor
**** Studie nicht in gemäßigter Vegetationszone angesiedelt, wurde jedoch zur weiteren Argumentation hinzugezogen***

Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
		Streuobst	
Solothurn (Nordwest-Schweiz)	**Gehölz** Kirsche (*Prunus avium* L.) **Alter** Jung, mittel, alt	**Fauna** • höheres Blüh- und Nistpotenzial in AFS im Vergleich zur Nicht-AFS Kontrolle • Zunahme der Blütenanzahl von jungen zu alten Kirschbäumen • v. a. in Hohlraum nistende Wildbienen und Bestäuber profitieren von Gehölzen	KAY ET AL., 2020
Karslruhe-Stupferich (Baden-Württemberg)	1) **Apfel-Streuobstwiese (*Malus* spp.), Vieh** Schafe 2) **Alley Cropping** **Acker** Gerste (*Hordeum vulgare)*, Hafer (*Avena sativa)* **Gehölzstreifen** 4 Reihen, 2 m Abstand, mit Bergahorn *(Acer Pseudoplatanus*), Vogelkirsche (*Prunus avium)*, Walnuss *(Juglans* spp.) 3) **KUP** mit Pappel (*Populus deltoides x nigra)*, 14 m breit, Abstand 2 x 0,7 m, 4) **Acker** 5) **nahezu natürlich** (Sträucher und Grünland)	**Hydrologie** • Reduktion der N-Auswaschung um bis zu 25 % • Reduktion der P-Auswaschung um bis zu 70 % • 90 % Gesamtreduktion der Auswaschungen im Vergleich zur Kontrolle • Keine Erosion auf der silvoarablen Fläche **Boden** • Erhöhung des Humusgehalts bis zu 15 % im Vergleich zu acker-Kontrolle • N-Gesamtgehalt erhöhte sich bis zu 5 %	NERLICH ET AL., 2013
Bamberg (Nordbayern)	**Gehölz** 20 Streuobstwiesen **Mahd** 1 x, 2 x, 0 x pro Jahr	**Fauna - Zikaden** • höhere Pflanzenarten- und Individuenanzahl von Spezialisten in zweimal gehmähten und zum Teil die einmal gemähten Flächen als Brachen • signifikant positive Korrelation der Zikadenartenzahl und Arten- und Individuenanzahl der Spezialisten mit Pflanzenartenzahl, negative Korrelation mit mittlerer Vegetationsdichte • extensive Mahd günstig zur Erhaltung der floristischen Biodiversität und Zikadenfauna	WICHE ET AL., 2015
		Waldweide	
Senne und Teutoburger Wald (NRW)	**Gehölz** langfristige Überführung in standortgerechte Laubwälder	**Fauna - Avifauna** Erhöhung der Brutvogelarten der Roten Liste NRW von drei auf zehn in 12 Jahren	GROTE, 2018; KREIS LIPPE, 2020;

Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
	Vieh ca. 40 Schottische Hochlandrinder, 20 Exmoor-Ponys		REISINGER & TIPMANN, 2021
Uhlstädter Heide (Thüringen)	**Gehölz** unspezifiziert **Vieh** Rinder, 17/577 ha	**Fauna - Avifauna** Nach zwei Jahren keine erhöhten Brut-Nachweise	NICKEL, 2020; REISINGER & TIPMANN, 2021
Helsinki (unspezifiziert, Finnland)	**Gehölz** offener Birkenwald, dichter Mischwald mit Birken, Kiefer und Erle **Vieh** unspezifiziert	**Fauna - Carabidae** • höhere Individuenanzahl und Speziesvielfalt auf beweideten Flächen • höhere Vielfalt in Birkenwald als in Kiefer und Erle • selektives Grasen unterstützt Biodiversität durch Förderung verschiedener Nischen	HOKKANEN ET AL., 1998; RIGUEIRO-RODRÍGUEZ ET AL., 2010
		Beweidung (Schafe/Kühe/Rinder/Schweine)	
Spreewald (Brandenburg)	**Gehölz** Heckenreihen gemischt mit Faulbaum, Purgier-Kreuzdorn, Heckenrose, Brombeere, Gewöhnlicher Schneeball, Echter Hopfen zur Begrenzung von Weiden und Acker, bis zu 50 % Totholz der stehenden Bäume **Acker/Weide** 50 m **Vieh** Rinder 3/ha Mai-Oktober, Mahd	**Flora** • Felder umrandende Hecken in Nordwesteuropa verbreitet, bspw. Spreewalder Überflutungsgebiet mit Hecken in Reihen mit ca. 50 m Abstand • traditionelle Biomasseernte der Hecken alle 5-15 Jahre braucht Sondererlaubnis und wird nahezu nicht mehr durchgeführt • Fleisch Milch und Feuerholz als Produkte • Vorkommen seltener Pflanzenarten wie Sumpfdotterblume (*Caltha palustris),* Gold-Hahnenfuß *(Ranunculus auricomus),* Sumpf-Sternmiere *(Stellaria palustris),* Blasen-Segge *(Carex vesicaria)* und Kuckucks-Lichtnelke *(Lychnis flos-cuculi)*	LUGV, 2011; MORENO ET AL., 2018
Loughgall (Nordirland), Glensaugh (Schottland), Bronydd Maw (Wales), North Wyke (England)	**Gehölz** 1x100 und 1x400 Bergahorne/ha, unregelmäßig **Vieh** Schafe	**Fauna - Spinnen** • höchste Abundanz auf beweideten AFS-Flächen im Vergleich zu beweidetem Grünland und Forstkontrolle • Abundanz höher auf AFS-Flächen mit 400 Bäumen/ha als bei 100 Bäumen/ha • höchste Speziesanzahl in Forstkontrolle • Unterschiede je nach Untersuchungsort zu Abundanz und Artenreichtum im Vergleich zur Kontrolle **Fauna - Avifauna** • mehr in AFS als in Forstkontrolle • Abhängigkeit von Jahreszeiten • mehr Krähen in AFS als in Forstkontrolle, mehr bei 100 Bäumen/ha als 400 Bäumen/ha **Fauna - Carabidae** • Speziesreichtum am höchsten in 400 Bäumen/ha • andere Standorte gleichauf • höchste Individuenabundanz bei 100 Bäumen/ha, gefolgt von 400, Grasland und Forstkontrolle	MCADAM ET AL., 2007; SIBBALD ET AL., 2001

Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
Ona, Florida (USA)*	1) **Silvopastoral** 500 Kiefern (*Pinus elliottii)*/ha, 1 Kuh/Kalb pro ha 2) **Weide** 3) **natürliche Vegetation**	**Boden** • höchster verfügbarer P-Gehalt der Oberböden in Grünland, gefolgt von silvopastoralem System gefolgt von der natürlichen Vegetation (Weide erhielt lediglich eine anorganische P-Düngung innerhalb von 20 Jahren) • gleiche Verteilung für Bodenprofile **Hydrologie** • silvopastorales System ist effektiver, P aus Bodenprofil zu entziehen als normale Beweidung -> Beitrag zur Reduktion von Auswaschung durch tiefere Durchwurzelung • Reduktion von Nährstoffauswaschung im Vergleich zu Acker-Kontrollfläche	NAIR & GRAETZ, 2004
Weidelandschaft Eidertal (Kiel, Schleswig-Holstein)	Niedermoorgrünland (4 km²)	**Fauna - Carabidae** • Untersuchung zu bevorzugten Lebensräumen verschiedener *Elaphrinae* • alle *Elaphrinae* als Bewohner offener Bodenstellen nasser Standorte • sieben verschiedene Standorttypen innerhalb dieser Eingrenzung als präferierte Habitate • *E. uliginosus* profitierten erheblich von leichtem Zertreten der Weide durch Vieh, anders als andere untersuchte *Elaphirnae*	SCHULZ & RECK, 2004
Santa Rosa de Lima (Santa Catarina, Brasilien)*	1) **High Biodiversity Silvopastoral System** 5x5 m, 50 verschiedene heimische Baumarten/ha, Milchkühe 2) **Intensive Beweidung ohne Gehölze** 3) **Primärwald v. a.** *Alsophila setosa,* Baumfarne *(Cyathea phalerata), Sloanea* spp*; Ocotea spp* 4) **Sekundärwald** 15-jährig, heimisch, v. a. *Alchornea triplinervi,* Lorbeergewächse (*Nectandra* spp*); Byrsonima ligustrifolia*	**Boden** • Variante 1 verbesserte die chemischen Bodeneigenschaften als Ergebnis einer 4-jährigen Untersuchung • höchster Kohlenstoff im Boden in 5 - 10 cm und 20 - 40 cm gemeinsam mit Primärwald im Vergleich mit anderen Varianten • Erhöhung des organischen C-Gehalts in 5 - 40 cm und N-Gehalt in 5 - 30 cm im Vergleich zu anderen Varianten • höhere P- und Kalium-Gehalte in allen Bodenhorizonten im Vergleich zu anderen Varianten	ZIN BATTISTI ET AL., 2018
		Geflügel	
Louisiana State University, Baton Rouge (Louisiana, USA)	**Gehölz** Kiefer 247/ha **Gras** Bahiagras **Vieh** Rinder 2/ha 1) Kleeanpflanzung/Kein Klee 2) keine Düngung/anorganische Düngung/Hühnerkot 5 Megagramm/ha/Hühnerkot 10 Megagramm/ha	**Hydrologie** • Düngung mit Hühnerkot verbesserte Kiefernwuchs • P-Konzentrationen blieben unter Auswaschungsgefährdung • deutlicher Anstieg an P und weiteren Nährstoffen • 10 Mg/ha Hühnerkot-Anwendung erhöhte Auswaschungsrisiko von N und P • Klee könnte P-Auswaschung reduzieren • Seltenere Hühnerkot-Ausbringung empfohlen als in Studie angewendet • silvopastorale AFS profitieren von Hühnerkot-Düngung, wenn in Maßen angewendet	BLAZIER ET AL., 2008

Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
Filiano, Marsico Nuovo (Potenza, Süditalien)*	**Gehölz** 2 Haselnuss-Streuobstwiesen **Geflügel** Legehennen im Mobilstall (5/m²)	**Flora** • Abnahme der Anzahl an *taxa* der Bodenbedeckung • signifikante Unterschiede in Speziesreichtum und -abundanz nach Nutzung als Geflügelauslauf nur in einer Streuobstwiese • Streuobstwiese ursprünglich niedriger in Artenvielfalt wies jetzt höhere Artenvielfalt auf, andersherum für den anderen Standort	COSENTINO ET AL., 2020
Darling Downs (Queensland, Südaustralien)*	**Bewuchs** Wicke, Weizen **Geflügel** 6 725 m² große Flächen mit je 20 Hennen	**Hydrologie** • Hühner nutzen den Auslauf gleichmäßiger bei moderater, vom Stall gut erreichbarer Beschattung des Auslaufs • 17-mal mehr Auslaufnutzung durch Windschutzgürtel und Bereitstellung von Futtermitteln • Futtermittel (Bewuchs) im Auslauf waren effektiver darin, Hennen aus dem Mobilstall hinauszulocken als Beschattung und Windschutzgürtel • Abnahme von konzentriertem Scharren nahe des Stalls und somit von nackter Erde und punktiertem Nährstoffeintrag	NAGLE & GLATZ, 2012
Wytham, (Northmoor, Vereinigtes Königreich)	**Gehölz** Nadel- und Laubbäume: Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*), Gewöhnliche Douglasie (*Pseudotsuga menziesii),* Schwarzkiefer (*Pinus nigra var.*), Esche (*Fraxinus excelsior*, Hänge-Birke (*Betula pendula)*, Vogel-Kirsche (*Prunus avium),* Stieleiche (*Quercus robur*) **Alter** 1- bis 3-jährig **Geflügel** Jung-Hühner, 1,2 m²/Hühner (Freiland-Anforderungen) oder 2,5 m²/Hühner (ökol. Anforderungen) **Kontrolle** keine Bepflanzung	**Flora** • kein messbarer Effekt der Jung-Hühner auf Zusammensetzung der Flora oder Herausbildung kahler Stellen im Auslauf in den ersten zwei Jahren • Ergebnisse vermutlich aufgrund der geringen Größe der neu gepflanzten Bäume • Schattenwirkung der Gehölze ab dem dritten Jahr bewirkte großräumigeres Auslaufnutzung **Hydrologie** • keine signifikanten Veränderungen der N-, P- oder Ammonium-Konzentration in Oberflächen- oder Grundwasser	JONES ET AL., 2007

Anhang 4 Ergebnisse der Literaturrecherche zu Vergleichsstudien verschiedener Agroforstsysteme in Hinsicht auf deren Auswirkungen auf Biodiversität und Hydrologie in Agrarlandschaften (eigene Darstellung in alphabetischer Reihenfolge der Autor*innen, für genauere Beschreibungen der einzelnen Studien und Versuchsstandorte siehe Publikationshinweise)
AC = Alley Cropping, konv. = konventionelle Bewirtschaftung, KUP = Kurzumtriebsplantage ökol. = ökologische Bewirtschaftung, P = Phosphor

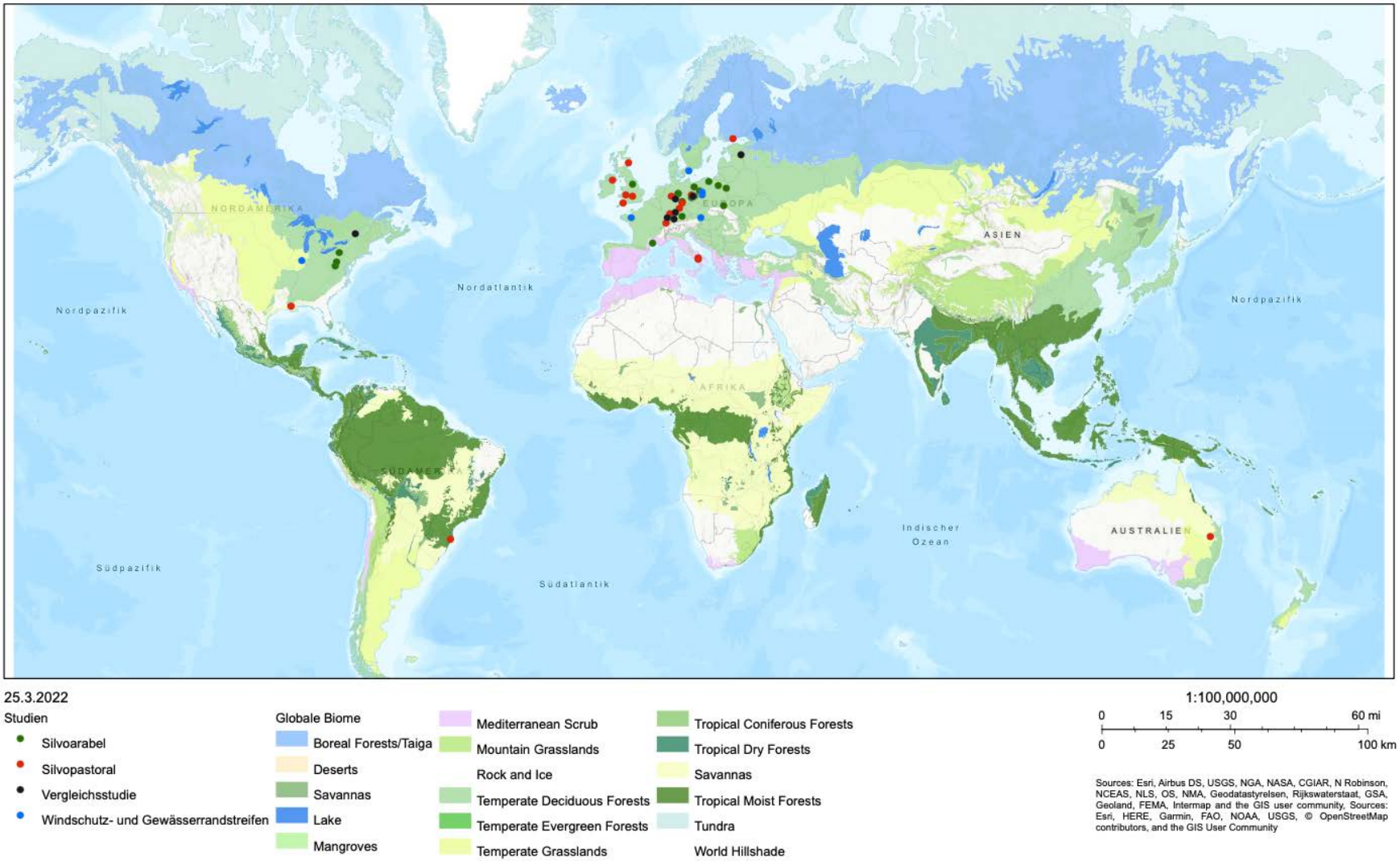
Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
		Vergleich KUP - AC	
Lausitz (Brandenburg)	**Acker** Roggen **Gehölz** Robinie, Weide **Alter** 2- bis 10-jährig **Kontrolle konv. & ökol.** Roggen	**Flora** höchste Artenzahl in Robinien-KUPs, gefolgt von Robinie Alley Cropping und Weide-KUP **Fauna - Spinnen** • höchste Artenzahl in 2-jähriger Weide-KUP, gefolgt von 2-jähriger Robinie-KUP und Robinie-Alley-Cropping • höhere Artenzahl in jüngeren KUPs aufgrund von geringerer Beschattung **Fauna - Laufkäfer** • ackertypische Arten in Alley Cropping • Gehölzarten in älteren Beständen **Fauna - Avifauna** hohe Bedeutung von Randbereichen in KUPs	WÖLLECKE & ELMER, 2008
		Konversion KUP - AC	
Reiffenhausen (Niedersachsen)	**Acker** Gerste, Ölraps, (10 x 100 m) **Gehölz** Pappeln (Klon Max 1, *Populus maximowiczi 9 P. Nigra)* **Alter** 4-jährig **Kontrolle** Pappeln als Doppelreihe mit 1,5 m Abstand, 8890 Bäume/ha	**Boden** • Abnahme des Kohlenstoffgehalts im Boden, mikrobieller Biomasse und Aktivität unter Ackerstreifen unabhängig von Distanz zu Baumreihen nach einem Jahr • niedrigere Pilz-Abundanz und funktionelle Diversität nach Konversion nach einem Jahr	BEUSCHEL ET AL., 2020
Uibujärve (Põlva, Estland)	**Gehölz** Grau-Erle *(Alnus incana (L.) Moench)*	**Boden** • Verdopplung von verfügbarem P nach Pflanzung einer KUP mit Grau-Erle auf vorheriger Ackerbrache nach 5 Jahren (0-20 cm Bodentiefe)	URI ET AL., 2002, 2011
		Vergleich KUP - Streuobst	
Oka (Québec, Kanada)	**Gehölz** Weiden (16.000/ha) **Kontrolle** Apfel-Streuobstwiese	**Hydrologie** • reduzierter Eintrag einiger Pestizide in das Grundwasser durch die Pflanzung der Weidengehölze nach Umbruch einer mit Pestiziden behandelten Apfel-Streuobstwiese • keine Reduktion aller untersuchten Schadstoffe	LAFLEUR ET AL., 2016

Region	Versuchsaufbau	Einflüsse auf Biodiversität	QUELLEN
		Vergleich von Gehölzarten	

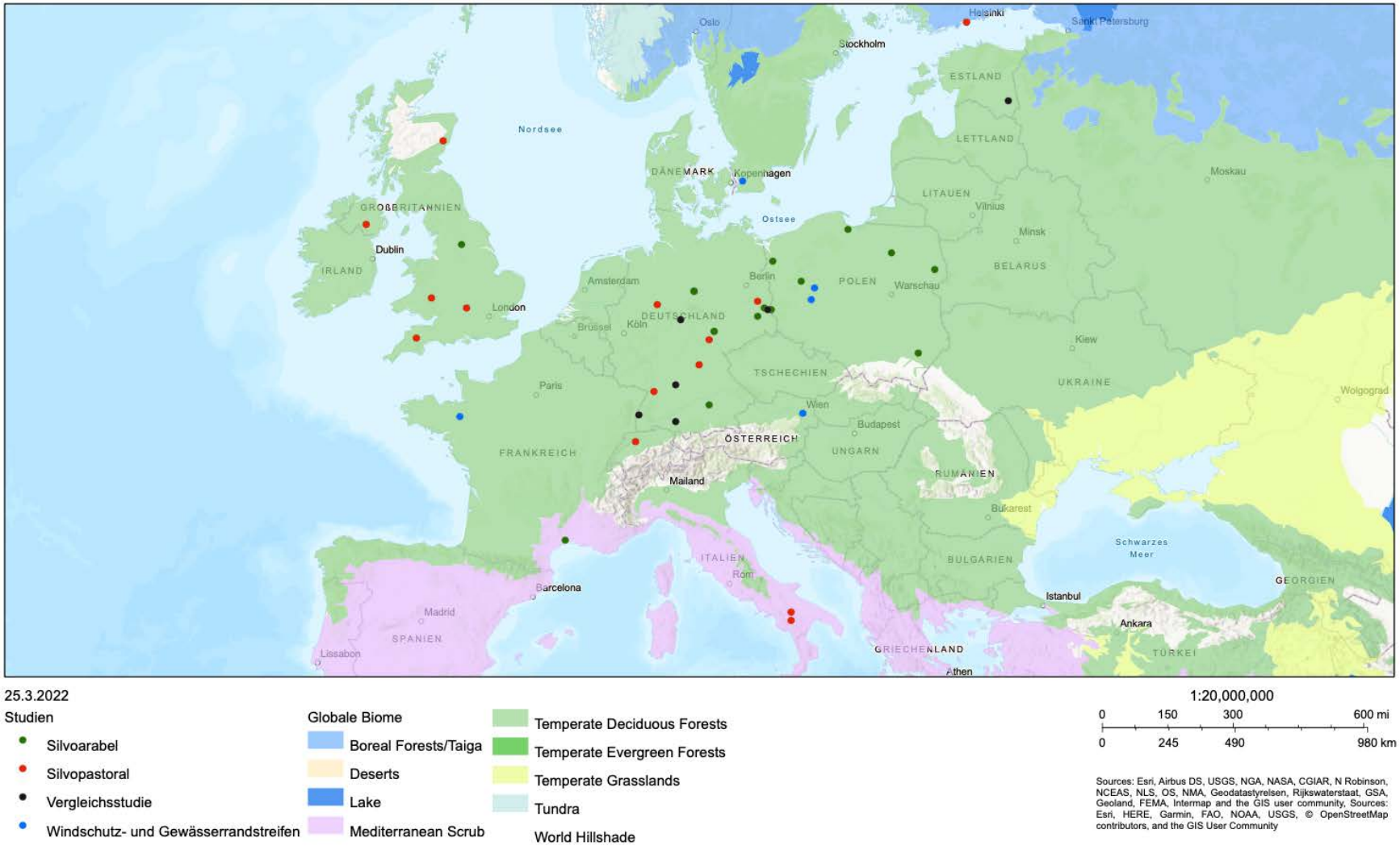
Versuchsstation Dornburg (Thüringen)	**Gehölz** Birke (*Betula pendula*),
	Esche (*Fraxinus excelsior*)
	Pappel (Klonmischung „Max 1, 3, 4" (*Populus maximowiczii x P. nigra*))
	Weide (Klon „Tora" (*Salix schwerinii x S. viminalis*))
	
	Umtrieb
	Variante 1 4-jährig
	Variante 2 8-jährig
		Fauna
		• höchste mittlere Gesamtindividuenzahl in Esche und Weide, gefolgt von Birke und Pappeln (abnehmend)
		• höchste Zahl von Laufkäfern und Spinnen in Esche
		• höchste Zahl von Weberknechten in Weiden
		• kein Einfluss der Gehölzarten auf Anzahl von Kurzflügelkäfern
		• kein sichtbarer Effekt von Umtriebszeiten auf Aktivitätsdichte
		  • mehr Individuen von Laukäfern und Weberknechten bei längerem Umtrieb
		  • mehr Individuen von Kurzflügelkäfern bei kürzerem Umtrieb
		• mehr Individuen von Spinnen in längerem Umtrieb bei Birken, kürzerem Umtrieb bei Eschen und kein Einfluss in Pappeln und Weiden
			LAMERRE ET AL., 2016

Forchheim, Kupferzell, Aulendorf (Baden-Württemberg)	**Gehölz** KUPs mit Weiden (Abstand 2 m x 0,5 m) und Pappeln (Abstand 2 m x 0,7 m)	**Fauna - Carabidae** • höhere Diversität in Pappeln als in Weiden • aufrechterer Wuchs der Pappeln und somit höhere Lichtdurchlässigkeit • unterschiedliche Diversität je nach Standort und Untersuchungsjahr • Empfehlung von Artenmischungen, um unterschiedliche Sortenpräferenzen verschiedener Arten zu unterstützen	NERLICH ET AL., 2012

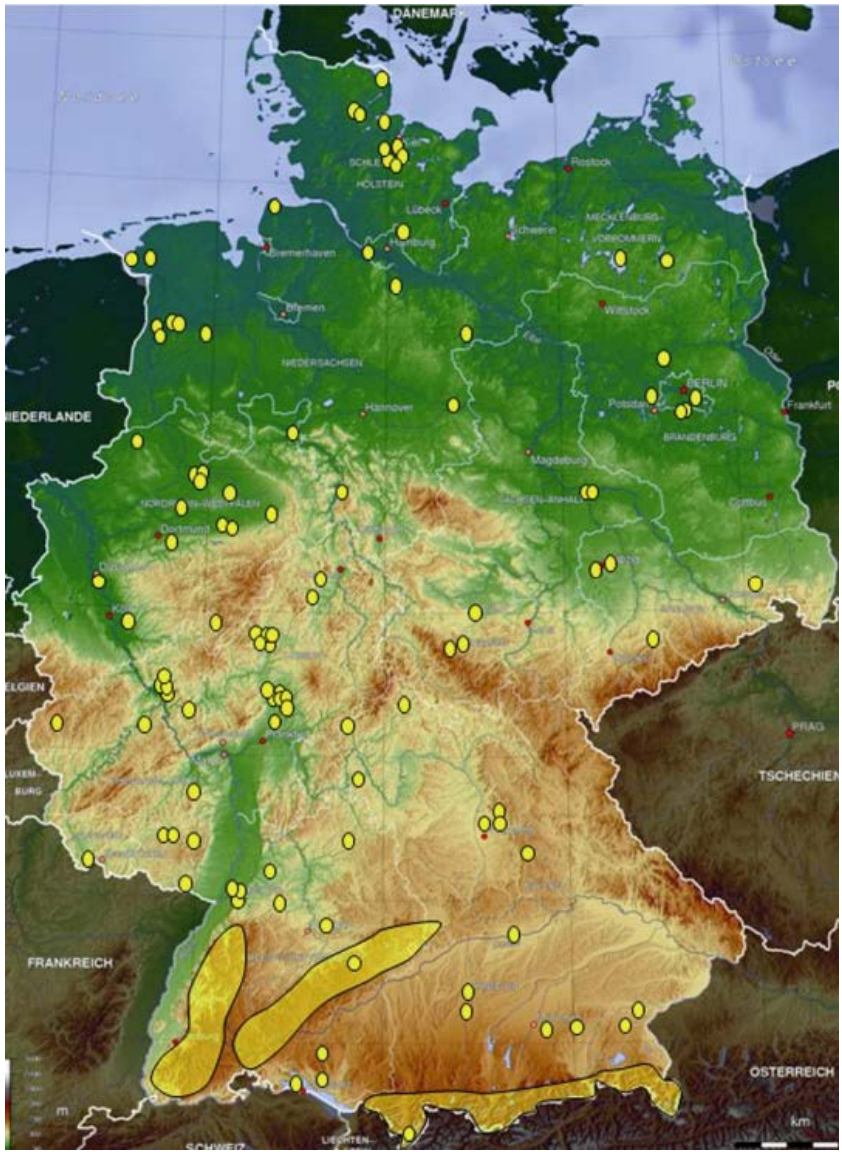
Anhang 5 Übersicht der hinzugezogenen und in Anhang 1 - 4 dargestellten Studien basierend auf den Vegetationszonen (weltweit) basierend auf Walter (1990) (entsprechend den Angaben wurden pro Studie ggf. mehrere Versuchsstandorte eingetragen, Esri_GeoInquiry_EnvScience, o.D.)



Anhang 6 Übersicht der hinzugezogenen und in Anhang 1 - 4 dargestellten Studien (Europa) basierend auf Walter (1990) (entsprechend den Angaben wurden pro Studie ggf. mehrere Versuchsstandorte eingetragen, Esri_GeoInquiry_EnvScience, o.D.)



Anhang 7 Übersicht von im Internet veröffentlichter Projekte halboffener Weidelandschaften 2008/9 (gelbe Punkte = im Internet kommunizierte Weideprojekte in Gehölzbeständen) (Rupp, 2013, S. 77)



Selbständigkeitserklärung

Hiermit versichere ich, dass die vorliegende Arbeit selbstständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Quellen und Hilfsmittel verfasst wurde. Alle Stellen der Arbeit, die wortwörtlich oder sinngemäß aus anderen Quellen übernommen wurden, wurden als solche kenntlich gemacht. Die vorliegende Arbeit wurde bisher noch keiner Prüfungsbehörde in gleicher oder ähnlicher Form vorgelegt.

Matrikel-Nr.: 4936835

Vorname, Name: Carla Rabe von Pappenheim

Dresden, 25.03.2022

Ort, Datum

C. v. Pappenheim

Unterschrift