



Rheinland-Pfalz

Dienstleistungszentrum
Ländlicher Raum Mosel



Abschlussbericht

„Biodiversität in Weinbausteillagen – Wechselwirkungen zwischen Steillagenbewirtschaftung und Biodiversität unter Berücksichtigung der Ressourcensicherung“

Förderkennzeichen: 2811HS003

Laufzeit: 11.10.2011 bis 31.12.2022

Zuwendungsempfänger:

Dienstleistungszentrum Ländlicher
Raum (DLR) Mosel
Görresstraße 10
54470 Bernkastel-Kues

In Zusammenarbeit mit:

Julius-Kühn-Institut (JKI)
Institut für Pflanzenschutz in
Obst- und Weinbau
Geilweilerhof
76833 Siebeldingen

Senckenberg Deutsches
Entomologisches Institut (SDEI)
Eberswalder Str. 90
15374 Müncheberg (ab 2016)
und

Universität Trier
Institut für Biogeographie
54296 Trier (bis 2015)

Hochschule Geisenheim
Institut für Rebenzüchtung
Eibinger Weg 1
65366 Geisenheim

Inhaltsverzeichnis

1	Ziele und Aufgabenstellung des Vorhabens	6
1.1	<i>Planung und Ablauf des Vorhabens</i>	<i>10</i>
1.2	<i>Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde</i>	<i>11</i>
1.2.1	Teil A: Sicherung genetischer Ressourcen der Rebsorte Riesling.....	11
1.2.2	Teil B: Einfluss des Bewirtschaftungssystems auf die Biodiversität in Weinbergssteillagen.....	12
1.2.3	Teil C: Funktionelle Aspekte der Biodiversität - Habitatmanagement.....	13
2	Material und Methoden	17
2.1	<i>Teil A: Sicherung genetischer Ressourcen</i>	<i>17</i>
2.2	<i>Teil B: Biodiversität</i>	<i>20</i>
2.2.1	Untersuchungsgebiet	20
2.2.1.1	Klotten-Treiser-Moseltal (KTM).....	20
2.2.1.2	Osann-Veldenzer Umlaufberge (OVU)	20
2.2.2	Versuchsdesign.....	21
2.2.2.1	Klotten-Treiser-Moseltal.....	21
2.2.2.2	Osann-Veldenzer Umlaufberge.....	24
2.2.3	Methoden Wildbienen	26
2.2.3.1	Monitoring in der „Intensivphase“	26
2.2.3.2	Monitoring in der „Monitoringphase I/II“ (2015-2021)	27
2.2.3.3	Lagerung und Präparation.....	27
2.2.3.4	Determination	28
2.2.4	Methoden Tagfalter	29
2.2.4.1	Monitoring	29
2.2.4.2	Populationsökologie und Raumnutzung von Tagfalterarten - Fang-Wiederfang- Experimente	30
2.2.4.3	Populationsgenetische Untersuchungen an <i>Melitaea didyma</i>	30
2.2.5	Statistik.....	32
2.2.5.1	Klotten-Treiser Moseltal: Vergleich weinbaulicher Strukturen im Hinblick auf Artenvielfalt und räumlich-strukturelle Nutzung der untersuchten Insektengruppen.....	32
2.2.5.1.1	Monitoring.....	32
2.2.5.1.2	Fang-Wiederfang.....	33
2.2.5.1.3	Genetische Untersuchungen	34
2.2.5.2	Vergleich verschiedener Brachenmanagement-Varianten im Hinblick auf die Artenvielfalt der untersuchten Insektengruppen (UG Osann-Veldenzer Umlaufberge).....	35
2.3	<i>Teil C: Funktionelle Aspekte der Biodiversität - Habitatmanagement</i>	<i>36</i>
2.3.1	Versuchsflächen.....	36

2.3.2	Bonituren schwarzholzkranker Reben.....	36
2.3.3	Zikadenfang und Kontrollen.....	36
2.3.4	Zikadenbestimmung	37
2.3.5	Nachweis von Phytoplasmen in Reben und Zikaden.....	38
3	Ergebnisse.....	39
3.1	<i>Ausführliche Darstellung der wichtigsten Ergebnisse</i>	<i>39</i>
3.1.1	Teil A: Sicherung genetischer Ressourcen	39
3.1.1.1	Beprobte Rebanlagen	39
3.1.1.2	Verwertbarkeit des selektierten Rebmateri-als.....	41
3.1.1.3	Versuchspflanzungen	42
3.1.1.4	Begonnene und weiterzuführende Arbeiten zur Evaluation der weinbaulichen Eignung des Materials	46
3.1.1.4.1	Wissenschaftliche Abschlussarbeiten.....	46
3.1.1.4.2	Eigene Untersuchungen	47
3.1.1.5	Zusammenfassung.....	50
3.1.2	Teil B: Biodiversität	52
3.1.2.1	Ergebnisse des Tagfaltermonitorings.....	52
3.1.2.1.1	Tagfalterarten und Individuenzahlen im Klotten-Treiser-Moseltal.....	52
3.1.2.1.2	Gefährdete Tagfalterarten im Klotten-Treiser-Moseltal.....	53
3.1.2.1.3	Tagfalterarten im Untersuchungsgebiet Osann-Veldenzer Umlaufberge.....	55
3.1.2.1.4	Gefährdete Tagfalterarten im Untersuchungsgebiet Osann-Veldenzer Umlaufberge	55
3.1.2.1.5	Vergleich der Untersuchungsgebiete Klotten-Treiser Moseltal und Osann-Veldenzer Umlaufberge.....	56
3.1.2.2	Ergebnisse des Wildbienenmonitorings.....	56
3.1.2.2.1	Arten und Individuenzahlen im Klotten-Treiser-Moseltal	56
3.1.2.2.2	Arten und Individuenzahlen in den Osann-Veldenzer Umlaufbergen.....	63
3.1.2.2.3	Entwicklung verschiedener Wildbienengattungen im Vergleich	69
3.1.2.2.4	Entwicklung der Gattung Bombus (Hummeln).....	71
3.1.2.2.5	Gefährdungsstatus, Häufigkeit und Besonderheiten der Wildbienen in den untersuchten Gebieten	73
3.1.2.2.6	Bewertung des Wildbienen-Monitorings.....	80
3.1.2.3	Evaluation von vier unterschiedlichen Methoden für die Erfassung von Wildbienen.....	81
3.1.2.4	Vergleich weinbaulicher Strukturen im Hinblick auf Artenvielfalt und räumlich-strukturelle Nutzung durch die untersuchten Insektengruppen (UG Klotten-Treiser Moseltal).....	85
3.1.2.4.1	Populationsökologie und Raumnutzung von Tagfalterarten - Fang-Wiederfang-Experimente.....	85
3.1.2.4.2	Populationsgenetische Untersuchungen an <i>Melitaea didyma</i>	93
3.1.2.4.3	Vergleich zwischen Rebanlagen in Querterrassen und Falllinien	95

3.1.2.4.4	Vergleich verschiedener Brachenmanagement-Varianten im Hinblick auf die Artenvielfalt der untersuchten Insektengruppen (UG Osann-Veldenzer Umlaufberge	100
3.1.3	Teil C: Funktionelle Aspekte der Biodiversität - Habitatmanagement.....	107
3.1.3.1	Vektoren von Rebkrankheiten in Weinbausteillagen.....	107
3.1.3.1.1	Schwarzholzkrankheit - Cixiidae.....	107
3.1.3.1.2	Flavescence dorée - Scaphoideus titanus.....	108
3.1.3.1.3	Xylella fastidiosa - Aphrophoridae und Cicadellinae.....	109
3.1.3.2	Auftreten und Populationsdynamik von Vektoren der Schwarzholzkrankheit	109
3.1.3.2.1	Hyalesthes obsoletus.....	110
3.1.3.2.2	Reptalus panzeri	117
3.1.3.3	Infektion der Vektorpopulationen mit Ca. Phytoplasma solani	118
3.1.3.3.1	Hyalesthes obsoletus.....	118
3.1.3.3.2	Reptalus panzeri	122
3.1.3.4	Vektoren der Flavescence dorée und verwandter Phytoplasmen.....	122
3.1.3.5	Vektoren von Xylella fastidiosa.....	123
3.1.3.6	Infektion von Pflanzen mit Candidatus Phytoplasma solani.....	125
3.1.3.6.1	Infektion von Wildpflanzen mit CPs	125
3.1.3.6.2	Schwarzholzkrankheit - Befall der Reben mit CPs	125
3.1.3.6.3	Tuf-Typisierung schwarzholzkranker Reben	129
3.1.3.7	Beifänge von Zikaden	130
3.2	<i>Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse</i>	137
3.2.1	Teil A: Sicherung genetischer Ressourcen	137
3.2.2	Teil B: Biodiversität	138
3.2.3	Teil C: Funktionelle Aspekte der Biodiversität - Habitatmanagement.....	140
4	Zusammenfassung	140
4.1	<i>Teil A: Sicherung genetischer Ressourcen</i>	140
4.2	<i>Teil B: Biodiversität</i>	142
4.3	<i>Teil C: Funktionelle Aspekte der Biodiversität - Habitatmanagement</i>	145
5	Gegenüberstellung der ursprünglich geplanten mit den tatsächlich erreichten Zielen	148
6	Literaturverzeichnis	149
7	Verzeichnis der Veröffentlichungen sowie über Teilnahme an Veranstaltungen.....	155
7.1	<i>Teil A</i>	155
7.1.1	Abschlussarbeiten:.....	155
7.1.2	Veröffentlichungen:.....	155
7.2	<i>Teil B</i>	156
7.2.1	Abschlussarbeiten:.....	156
7.2.2	Veröffentlichung von Fachartikeln:.....	156

7.2.3	Veröffentlichung von wissenschaftlichen Publikationen:	158
7.2.4	Fachtagungen und Seminare.....	158
7.3	<i>Teil C</i>	159
7.3.1	Abschlussarbeiten.....	159
7.3.2	Tagungsberichte.....	159
7.3.3	Vorträge und Poster	160
8	Anhang	162
A1:	Meilensteine im Projekt 2811HS003	161
A2:	Planungshilfe des Projektes 2811HS003	164
A3:	Ertragsuntersuchungen der Elbling Ressourcen 2020	165
A4:	Ertragsuntersuchungen der Elbling Ressourcen 2021	167
A5:	Gelbfallenfänge und Lebendfänge von Cixiiden auf den Dauerversuchsflächen	169
A6:	Gesamtzahl nachgewiesener Tagfalterarten und –individuen im UG Klotten-Treiser Moseltal.....	170
A7:	Gesamtzahl nachgewiesener Tagfalterarten und –individuen im UG Osann- Veldenzer Umlaufberge	171
A8:	Gesamtzahl nachgewiesener Wildbienenarten am Standort Klotten-Treiser-Moseltal	172
A9:	Gesamtzahl nachgewiesener Wildbienenarten am Standort Osann-Veldenzer Umlaufberge.....	175
A10:	Wildkräutermischung zur Aussat auf Brachflächen	178
A11:	Programm der Abschlussveranstaltung des Projekts	179
A12:	Projektflyer zur Information der weinbaulichen Praxis	181

1 Ziele und Aufgabenstellung des Vorhabens

Weinberge sind langjährige Dauerkulturen, die in den Weinbaugebieten nicht nur von hoher ökonomischer Bedeutung sind, sondern auch landschaftsprägenden Charakter haben. Dies trifft in besonderem Maß auf die Weinbausteillagen der Flusstäler zu. Die geringere Störungsintensität in der Dauerkultur trägt zur Stabilität im Agrarökosystem Weinbau bei, dennoch besteht auch hier das Risiko eines weiteren Rückgangs sowohl der genutzten als auch der assoziierten Biodiversität. Dies ist bedingt durch die Notwendigkeit der Anpassung der Produktionsbedingungen an ökonomische Erfordernisse, z.B. durch Rebflurbereinigungen und die Konzentration auf wenige, leistungsfähige Klone. Weinbauflächen in Steillagen stellen insofern eine Besonderheit dar, da sie einerseits durch die topographisch bedingte starke und kleinräumige Strukturierung, andererseits durch besondere meso- und mikroklimatische Bedingungen mit daran angepassten Arten eine höhere Biodiversität im Vergleich zu Direktzuglagen aufweisen.

Diese differenzierten Lebensräume und Ökosysteme der Weinbausteillagen gilt es zu erhalten. Die oft klein strukturierten Steillagenflächen, in zum Teil nicht flurbereinigten Gebieten, weisen besonders viele Übergangsbereiche zwischen weinbaulicher Nutzung und nicht mit Reben bestockten Flächen auf. Diese stellen z.B. in Form von Magerrasen mit ausgeprägter Flora und Fauna besonders wertvolle Saumgesellschaften dar. Natürlich begrünte Hangbankette, mauergestützte Kleinterrassen sowie im Zuge der Umstrukturierung der Bewirtschaftung entstehende Querbauten in Form von Lauf- und Fahrterrassen sind vermutlich wertvolle Übergangsbereiche zwischen weinbaulicher Nutzung und naturnahen Strukturen. Über ihren Einfluss auf die Biodiversität in den Steillagenbiozöten liegen nur unzureichende Erkenntnisse vor. Inwieweit sich die intensivere Nutzung auf den bestockten Flächen auch nach Eingriffen in die Bodenstruktur (Terrassenschiebungen, Planie in der Falllinie) im Wechsel mit den nicht bestockten Flächen auf die Biodiversität auswirken, ist unklar. Der Bewirtschaftungsbereich „Steilhang“ weist vermutlich mit seinem nicht so stark ausgeprägten Monokulturcharakter eine höhere Artenvielfalt im Vergleich zu Direktzuglagen auf. Damit würde der Steilhang einen besonders wertvollen Lebensraum darstellen, den es - nicht zuletzt durch die weitere Bewirtschaftung der Steillagen-Rebflächen - zu schützen gilt.

Steillagenflächen sind nicht nur in Bezug auf die assoziierte Biodiversität begünstigt, sondern es liegt auch bei den Reben selbst eine im Vergleich zum übrigen Weinbau hohe intravarietale Diversität vor. In den Weinbergssteillagen der Mosel befindet sich ein überproportionaler Anteil alter Rebflächen, die teilweise noch mit nicht-klonalem Pflanzmaterial angelegt wurden. In diesen Rebanlagen ist mit hoher Wahrscheinlichkeit mit einer größeren genetischen Variationsbreite innerhalb der Rebsorte Riesling zu rechnen, die vor ihrem Verschwinden dringend für die Zukunft gesichert werden muss. Dies ist auch ein Beitrag zur

Anpassungsfähigkeit des Weinbaus an neue Herausforderungen, die sich aus der Änderung der Anbau- und Klimabedingungen ergeben können.

Allgemein setzt sich die Entomofauna in Deutschland aus unterschiedlichen Elementen zusammen. Von Süden bestehen starke Einflüsse von wärmeliebenden mediterranen Elementen, von Osten her strahlen kontinentale Arten und Steppenelemente ein, welche an harte Winter angepasst sind, und von Norden und aus den südlichen Bergregionen beeinflussen boreale und alpine Elemente das Gebiet. In den warmen und eher wintermilden Regionen Südwestdeutschlands finden wir einen ganz besonders hohen Einfluss dieser wärmeliebenden Arten mediterraner Provenienz. Folglich sind diese Zonen Deutschlands von herausragender Bedeutung für den Erhalt der inter- und intraspezifischen Biodiversität dieser Tier- und Pflanzenarten.

Diese Zonen mit besonderer Bedeutung für thermophile Organismen decken sich weitgehend mit den wichtigen Weinanbaugebieten in Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg. Da die Weinberge sich zudem auf die am meisten Wärme begünstigten Lagen erstrecken, decken sich diese in großen Bereichen mit den Vorkommen der besonders an Hitze angepassten Arten, den so genannten xerothermophilen Taxa. Somit kommt einem umweltverträglichen Weinbau eine hohe Bedeutung im Erhalt eines bedeutenden Teils der Biodiversität Deutschlands zu. Es müssen also Anbaumethoden im Weinbau so optimiert werden, dass eine möglichst hohe biologische Vielfalt in den Weinbergen und den unmittelbar an sie angrenzenden Bereichen erhalten und gestützt wird, ohne jedoch durch diese Vielfalt negative Rückwirkungen auf die Weinproduktion zu bewirken.

Eine ausgezeichnete Modellregion für das verträgliche Neben- oder sogar Miteinander von qualitativ hochwertiger, international wettbewerbsfähiger Weinproduktion und hoher regionaltypischer Biodiversität mit Schwerpunkt auf mediterranen Xerothermarten stellt die Anbauregion Mosel-Saar-Ruwer dar. In diesem Raum gibt es eine Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten, die an heiße Sonderstandorte angepasst sind. Ein besonders prominentes Beispiel für dieses Gebiet ist der auffällige Moselapollon *Parnassius apollo vinningensis*, der in dieser Unterart ausschließlich an den heißen Steillagen der unteren Mosel verbreitet ist, für dieses Gebiet also endemisch ist, und somit eines der wenigen für Deutschland endemischen Tiertaxa darstellt. Ohne eine umweltverträgliche weinbauliche Nutzung kann dieser seltene Schmetterling nicht überleben und stellt somit ein hohes biologisches Schutzgut dar.

Außerdem weisen Weinberge in Steillagen zusätzliche strukturelle Elemente auf, die sich positiv auf die Ausprägung der Biodiversität an Hitze angepasster Arten auswirken, wie zum Beispiel Trockenmauern, natürliche Felsareale, steile Hangbereiche mit reichhaltiger Spontanvegetation und unbewirtschaftete Saumbiotope. Hier finden sich zahlreiche Mikrostandorte für diverse Invertebratenarten und Pflanzen, aber auch für etliche Vertebraten.

Neben den durch die Topographie bedingten Strukturen wie Mauern, Felsarealen etc. sind die Rebflächen der Weinbausteillagen durch weitere nicht bewirtschaftete Flächen unterbrochen, die entweder durch die weinbauliche Nutzung selbst oder durch Aufgabe der Bewirtschaftung entstanden sind. Es handelt sich dabei um temporär aus der Bewirtschaftung genommene Brachflächen, dauerhaft unbewirtschaftete Sukzessions- und Ausgleichsflächen, Wendeplatten von Fahrterrassen mit anschließenden steilen Böschungen oder die Böschungen von Fahrterrassen. Unter den xerothermen Bedingungen der Steillagen bleiben diese Areale häufig längere Zeit nur von spärlicher Vegetation bewachsen, wodurch sie ein optimales Habitat sowohl für die Wirtspflanzen als auch für die Vektoren von Rebphytoplasmosen darstellen. Eine dieser Krankheiten, die Schwarzholzkrankheit, erreicht besonders in den Weinbausteillagen hohe Befallswerte mit teilweise gravierenden wirtschaftlichen Schäden. Daher ist es notwendig, für Problemlagen Strategien für ein Habitatmanagement zu entwickeln, das einerseits zur Prävention von Rebkrankheiten beiträgt, auf der anderen Seite jedoch den Erfordernissen des Erhalts und der Förderung der Biodiversität in den ökologisch wertvollen Steillagenarealen Rechnung trägt.

Gesamtziel des Vorhabens

Gesamtziel dieses Forschungsvorhabens war es, die Biodiversität in den Weinbausteillagen als besondere weinbauliche und landeskulturelle Strukturen zu beschreiben, zu sichern und zu fördern. Dazu war die intravarietale Biodiversität der Rebsorte Riesling in den einzigartigen Altbeständen der Weinbausteillagen zu erfassen, zu sichern und dem Weinbau für die weitere nachhaltige Nutzung zur Verfügung zu stellen. Es wurden der Einfluss und die Bedeutung der weinbaulichen Nutzung für die assoziierte Biodiversität der Weinbausteillagen mit dem Schwerpunkt auf Tagfaltern sowie Wildbienen und Grabwespen untersucht und mögliche Auswirkungen ökonomisch notwendiger Änderungen der Anbaubedingungen auf die biologische Vielfalt analysiert. Zum anderen sollte der Öffentlichkeit der wertvolle und besonders schützenswerte Charakter bewirtschafteter Weinbausteillagen demonstriert und im Sinne der Konvention zum Schutz der biologischen Vielfalt ein Beitrag zum Erhalt dieser Kulturlandschaftselemente geleistet werden. Aufgrund ihrer besonderen klimatischen und strukturellen Bedingungen sind Weinbausteillagen sehr geeignete Areale, um Auswirkungen der Veränderungen der Umweltbedingungen, wie z. B. des Klimas, auf die genutzte wie die assoziierte Biodiversität frühzeitig zu untersuchen. Im Rahmen des Projekts sollten daher repräsentative Indikatorarten für längerfristige Monitoringvorhaben identifiziert und ihr Monitoring erprobt werden. Als weiteres Ziel sollten aus den Projektergebnissen Empfehlungen für die weinbauliche Praxis zum Erhalt und zur Förderung der assoziierten Biodiversität in den Weinbausteillagen abgeleitet werden. Das Forschungsprojekt war in drei Arbeitsfelder gegliedert, die sich mit unterschiedlichen Aspekten der Biodiversität in Weinbausteillagen befassen:

A - Sicherung genetischer Ressourcen der Rebsorte Riesling

B - Untersuchung der Biodiversität in Weinbausteillagen am Beispiel von Bienen und Grabwespen sowie von Schmetterlingen

C - Funktionelle Aspekte der Biodiversität - Habitatmanagement

Aus dem Gesamtziel des Projektes ergaben sich für die einzelnen Arbeitsfelder die nachfolgend beschriebenen Teilziele.

Arbeitsfeld A: Sicherung genetischer Ressourcen der Rebsorte Riesling

Die im Weinbau ab Mitte der 1960er Jahre einsetzende Mechanisierung und damit einhergehende Flurbereinigungen führten zu einem verstärkten Anbau von Rebklonen. In Folge dieser Pflanzungen wurde die genetische Bandbreite der Rebbestände immer enger. Die auf hohe Ertragsleistung optimierten neuen Klone stammen von nur zehn Rieslingreben ab. Im Anbaugebiet Mosel verblieben von rd. 5.400 ha Riesling nur noch ca. 450 Hektar Rebfläche in unzugänglichen Steillagen, die nicht durch moderne Klone ersetzt wurden.

Fast ausnahmslos in den Steilhangflächen der Mosel finden sich noch Rebbestände die über Generationen von Winzern gepflegt wurden und eine hohe genetische Breite der Sorte, vornehmlich Riesling, aufweisen. Es galt, durch gezielte Erfassung und Begehung dieser Rebanlagen die einzigartige intravarietale Vielfalt der zu erhalten und nachfolgenden Generationen zugänglich zu machen. Hohe Produktionskosten in den Steilhängen und der auch im Weinbau anstehende demographische Wandel gefährden den Fortbestand dieser wertvollen Flächen. Es bestand dringender Handlungsbedarf zur Sicherung der Ressourcen, bevor diese endgültig verloren wären.

Arbeitsfeld B: Untersuchung der Biodiversität in Weinbausteillagen (Intensivphase, Monitoring I, Monitoring II)

Durch taxonbezogene Studien sollten Strukturmerkmale der Weinbergslandschaft, die durch die topologischen Verhältnisse vorliegen bzw. im Zuge der Bewirtschaftung entstehen, identifiziert und deren Einfluss auf die biologische Vielfalt von Flora und Fauna ausgewählter, mit Weinbausteillagen assoziierter Gruppen (Flora Pflanzen, Fauna: Schmetterlinge, Wildbienen und Grabwespen) untersucht werden.

Ziel war es zum einen, u.a. mithilfe ausgewählter Indikatorarten langfristige Veränderungen von Artengemeinschaften und Populationen infolge des klimatischen bzw. bewirtschaftungsbedingten Wandels zu verfolgen (Monitoring). Des Weiteren sollten potentielle Maßnahmen evaluiert werden, um angesichts anstehender Veränderungen in der Bewirtschaftung der Rebflächen langfristig eine hohe Verträglichkeit zwischen der Weinproduktion und dem Erhalt der steillagentypischen Biodiversität zu gewährleisten. Diese

Erkenntnisse sollen durch Wissenstransfer und Öffentlichkeitsarbeit kontinuierlich weitergegeben werden, um eine direkte Umsetzung in die tägliche Weinbaupraxis zu fördern.

Arbeitsfeld C: Funktionelle Aspekte der Biodiversität – Habitatmanagement

Das Gesamtziel dieses Arbeitsfeldes war die Abschätzung der Risiken für den Weinbau durch Phytoplasmosen im Zusammenhang mit der Änderung klimatischer Bedingungen und der Anbaubedingungen wie der Stilllegung und Verbrachung ehemaliger Rebparzellen einerseits und der Anlage von Fahrterrassen mit begrünten Böschungen auf der anderen Seite.

Die Arbeiten in Teil C des Projekts konzentrierten sich auf die Erfassung der Befallsentwicklung der Schwarzholzkrankheit sowie der Verbreitung und Abundanzdynamik von Phytoplasma-Vektoren und deren Infektionsrate in Abhängigkeit von der Variation der jährlichen Witterungsbedingungen. Ziel dieser Arbeiten war es, Änderungen der Verbreitung und Wirtsassoziation der wärmeliebenden Vektoren und des Infektionspotentials der Schwarzholzkrankheit über einen längeren Zeitraum zu beobachten, um daraus Voraussagen über die längerfristige Entwicklung in Zusammenhang mit der Änderung klimatischer Faktoren abzuleiten. Die weitere Beprobung der während der Intensivphase neu angelegten und zusätzlich neu entstandenen Fahrterrassen sollte zudem Informationen über die Entwicklung und langfristige Etablierung des Pathosystems der Schwarzholzkrankheit in stark gestörten Habitaten liefern.

Ziel war es, Managementstrategien für Problemhabitats zu erproben, die helfen könnten, den Infektionsdruck der Phytoplasmosen zu senken, sowie eventuelle Risiken durch Phytoplasmosen in Verbindung mit der Anlage von Fahrterrassen mit hoher floraler Diversität zu analysieren.

1.1 Planung und Ablauf des Vorhabens

Das Projekt war, bedingt durch förderliche Erfordernisse, in mehrere Projektphasen unterteilt: 2011-2014; 2015-2017/2018; bis 2020, bis 2021, bis 2022 (Verlängerung bis September bzw. bis Dezember 2022)

Fachlich war das Projekt in drei Projektphasen des Insektenmonitorings unterteilt. In der Intensivphase (2011-2015) wurden faunistische Erfassungen vorgenommen und in Verbindung damit Untersuchungen zur Methodik bzw. ihrer Anwendung in den nachfolgenden Monitoringphasen durchgeführt. In der Monitoringphase I (2016-2019) wurden die Methoden zur intensiven Erfassung der zu untersuchenden Taxa erprobt und aus den erfassten Daten Indikatorarten für längerfristige bzw. in regelmäßigen Abständen durchzuführende Monitoringmaßnahmen abgeleitet. In der Monitoringphase II wurde die Gruppe der Wildbienen mit der aus den vorhergehenden Phasen abgeleiteten standardisierten Methodik in unterschiedlichen Strukturtypen erfasst.

Das Projekt wurde anhand eines ausführlichen Zeitplans (Anhang, Tab. A2, S.164) mit Meilensteinen (Anhang, Tab. A1, S.161) geplant und durchgeführt. Es ist zu beachten, dass das Projekt während der eigentlichen Untersuchungsarbeiten (aufgrund der jeweils fachlich unterschiedlich ausgerichteten Projektarbeiten) zwei Projektverlängerungen durchlaufen hat und daher organisatorische Anpassungen der Meilensteine und des Zeitplans vorgenommen wurden. Die dargestellten Tabellen sind eine Kombination aus den erstellten Planungshilfen der drei unterschiedlichen Projektphasen.

1.2 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde

1.2.1 Teil A: Sicherung genetischer Ressourcen der Rebsorte Riesling

Die Verhinderung einer weiteren genetischen Erosion der traditionellen Rebsorten ist eines der wichtigsten Ziele moderner Erhaltungszüchtung. Als traditionelle Rebsorten kommen im Anbaugebiet Mosel die Rebsorten Riesling und Elbling in Betracht. In Diplomarbeiten der Hochschule Geisenheim und in eigenen Untersuchungen des DLR-Mosel konnten bereits ab den 1990er Jahren wertvolle alte Weinberge mit einer hohen genetischen Streuung lokalisiert werden. Da nur bei alten Rebanlagen davon ausgegangen werden kann, dass unverklontes Material vorliegt, war auch nur bei diesen Anlagen von einer breiteren genetischen Varianz bei den Edelrebsorten auszugehen. Da aber wiederum, wie bereits aufgezeigt wurde, der größte Teil von alten Rebanlagen mit einem Pflanzjahr vor 1965 im Weinbaugebiet Mosel vorliegt, war aufgrund einer Ressourcen schonenden Verwendung von Mitteln zunächst eine Konzentration der Suche nach diesem Material mit hoher genetischer Varianz auf das Anbaugebiet Mosel angezeigt. In einem gewissen Umfang waren im Rahmen einer Risikoabwägung (Flurbereinigung, bevorstehende Rodung) zunächst die so am stärksten gefährdeten Rebanlagen untersucht worden. Nach einer systematischen Aufnahme und Dokumentation der bereits begangenen Gemarkungen und Rebflächen lagen weitere Arbeitsschwerpunkte an der Obermosel, Terrassenmosel und in der Verbandsgemeinde Schweich, wobei einzelne, bisher nicht untersuchte Orte auch an der Mittelmosel in die Suche mit eingebunden wurden. Auf dieser Datengrundlage konnte im Herbst 2011 zügig mit dem Begehen der Anlagen und dem Markieren von Reben begonnen werden.

Veröffentlichungen zu Teil A

- Porten, M. (2001): Die Wahl des "richtigen" Spätburgunderklons.- Das Deutsche Weinmagazin 18: 38-42.
- Forneck, A.; Konradi, J. & R. Blaich (2003). Über die genetische Diversität der Burgunderreben und ihrer Klone.- Deutsches Weinbau-Jahrbuch 54: 71-78.
- Konradi, J.; Forneck, A. & R. Blaich (2003). DNA-Untersuchung Spätburgunder-Frühbουργunder: Eine Bande macht den Unterschied.- Das Deutsche Weinmagazin 24: 13-15.
- Porten, M. (2003): Die Wahl des richtigen Spätburgunderklons.- Die Winzer-Zeitschrift 18 (12): 30-32.

- Porten, M. & L. Huber (2003): Weiße Burgundersorten und ihre Klone.- Das Deutsche Weinmagazin 13: 22-27.
- Porten, M. (2004): Wie kann ich durch die Wahl des richtigen Spätburgunderklons die Qualität und das Betriebsergebnis verbessern.- Winzerbörse 12:10-14.
- Rühl, E.; Lindner, B.; Konrad, H. (2004). Genetische Vielfalt: Alte Knorzen, neu entdeckt.- Das Deutsche Weinmagazin 15: 14-17.
- Zipse, W.; Klippel, A. (2004). Riesling S-Klone, genetische Variation und Unterlagen.- Die Winzer-Zeitschrift 19(11): 28-31.
- Konrad, H. (2004). Wege zu neuen Klonen und alten Sorten.- Der Deutsche Weinbau 18: 14-16.
- Meierer, M.; Rühl, E.; Konrad, H. (2008). Vom Massenträger zum Qualitätsklon.- Der Deutsche Weinbau 24: 18-21.
- Konrad, H.; Lindner, B.; Wehl, T.; Porten, M.; Rühl, E, T. (2010): How to maintain genetic diversity of traditional German varieties.- Proceedings of the Ninth International Conference on Grape Genetics and Breeding, Udine, Italy, July 2-6, 2006, International Society for Horticultural Science (ISHS) Acta Horticulturae, Belgium (827) 199-202, ISSN/ISBN: 9789066055025 / 0567-7572.

1.2.2 Teil B: Einfluss des Bewirtschaftungssystems auf die Biodiversität in Weinbergssteillagen

In der Arbeitsgruppe von Prof. Schmitt fanden in den Jahren vor Projektbeginn zahlreiche Untersuchungen von Tagfalterzönosen auf den Weinbergen und Weinbergsbrachen um Trier statt. In diesem Projekt konnten insgesamt über 40 Tagfalterarten für die untersuchten Flächen nachgewiesen werden, so dass hierdurch die Tagfalter als ausreichend diverse Indikatorgruppe ausgewiesen werden konnten. Durch diese Ergebnisse konnte gezeigt werden, dass es im Raum Trier starke Diversitätsgradienten von Weinbergen zu Brachen gibt, was sich in geringeren Individuen und Artenzahlen deutlich zeigt, jedoch wirken sich die ungünstigeren Bedingungen in den Weinbergen nicht nachweisbar in angrenzende Bereiche hinein aus. Des Weiteren gibt es einzelne xerotherme Arten, die vergleichsweise gehäuft in den Weinbergen oder an ihren Rändern nachgewiesen wurden (z.B. *Aricia agestis*, *Carcharodus alceae*), was mit bestimmten Futterpflanzen im Weinberg (z.B. *Geranium mollis*) oder den sich stark aufheizenden Rohböden erklärt werden kann.

Außerdem bearbeitete eine Doktorandin der Arbeitsgruppe die zönotischen Veränderungen auf verschiedenen Weinbergsbrachen im Raum Trier. Hierfür dienten Daten aus den Jahren 1973 und 1986, in welchen regelmäßige Transektbegehungen durchgeführt wurden, als Vergleichsbasis. Durch identische Wiederholungen konnten die sich über diesen Zeitraum ergebenden Veränderungen ermittelt werden. Hierbei wurde gezeigt, dass vor allem solche Arten Rückgänge aufweisen, die kühlere und feuchtere Bedingungen anzeigen, und somit zu Opfern des rezenten Klimawandels werden. Allerdings sind auf der anderen Seite auch solche Arten betroffen, die unter der generellen Erhöhung im Wuchspotential der Standorte, vor allem durch den hohen Stickstoffeintrag, und den damit verbundenen mikroklimatischen Veränderungen, leiden. Hierunter fallen vor allem die besonders xerothermophilen Arten. Als Konsequenz ergab sich ein starker Umbau der Tagfalterzönosen hin zu Gemeinschaften, die von häufigen Generalisten dominiert werden.

Weitere eigene Arbeiten unterstreichen die hohe Indikatorkraft von Tagfalterzönosen für die Bewertung ökologischer Gegebenheiten (Wenzel et al. 2006, Rákosy et al. 2011). Durch all diese Arbeiten erwiesen sich Tagfalter und die tagaktiven Widderchen (Zygaenidae) als ideale Indikatorgruppe auch für dieses beantragte Projekt.

Veröffentlichungen zu Teil B

- Bálint, M., Barnard, P.C., Schmitt, T., Ujvárosi, L. & Popescu, O. (2008): Differentiation and speciation in mountain streams: a case study in the caddisfly *Rhyacophila aquitanica* (Trichoptera). — *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* **46**: 340-345.
- Bernard, R. & Schmitt, T. (2010): Genetic poverty of an extremely specialized wetland species: implications for conservation. — *Bulletin of Entomological Research* **100**: 405-413.
- Habel, J.C., Junker, M. & Schmitt, T. (2010): Low genetic differentiation and high dispersal ability in the widespread butterfly species *Melanargia galathea*. — *Journal of Insect Conservation* **14**: 467-478.
- Heiser, M. & Schmitt, T. (2010): Do different dispersal capacities influence the biogeography of the western Palearctic dragonflies (Odonata)? — *Biological Journal of the Linnean Society* **99**: 177-195.
- Junker, M. & Schmitt, T. (2010): Demography, dispersal and movement pattern of *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) at the Iberian Peninsula – An alarming example in an increasingly fragmented landscape? — *Journal of Insect Conservation* **14**: 237-246.
- Junker, M., Wagner, S., Gros, P. & Schmitt, T. (2010): Highly adapted and little mobile - the ecology of the alpine *Euphydryas aurinia debilis* (Lepidoptera, Nymphalidae). — *Oecologia* **164**: 971-980.
- Kadlec, T., Vrba, P., Kepka, P., Schmitt, T. & Konvička, M. (2010): Tracking the decline of once-common butterfly: delayed oviposition, demography and population genetics in the Hermit, *Chazara briseis*. — *Animal Conservation* **13**: 172-183.
- Kramp, K., Huck, S., Niketić, M., Tomović, G. & Schmitt, T. (2009): Multiple glacial refugia and complex postglacial range shifts of the obligatory woodland plant species *Polygonatum verticillatum* (Convallariaceae). — *Plant Biology* **11**: 392-404.
- Michl, T., Huck, S., Schmitt, T., Liebrich, A., Haase, P. & Büdel, B. (2010): The molecular population structure of the tall-forb *Cicerbita alpina* (L.) Wallroth (Asteraceae) reveals multiple extra-Mediterranean refugia in Europe. — *Botanical Journal of the Linnean Society* **164**: 142-154.
- Rákosy, L. & Schmitt, T. (2011): Are butterflies and moths suitable ecological indicator systems for restoration measures of semi-natural calcareous grassland habitats? — *Ecological Indicators*: in press.
- Schmitt, T., Augenstein, B. & Finger, A. (2008): The influence of changes in viticulture management on the butterfly diversity in a wine growing region of southwestern Germany. — *European Journal of Entomology* **105**: 249-255.
- Schmitt, T., Habel, J.C., Besold, J., Becker, T., Johnen, L., Knolle, M., Rzepecki, A., Schultze, J. & Zapp, A. (2006): The Chalk-hill Blue *Polyommatus coridon* (Lycaenidae, Lepidoptera) in a highly fragmented landscape: How sedentary is a sedentary butterfly? — *Journal of Insect Conservation* **10**: 311-316.
- Wenzel, M., Schmitt, T., Weitzel, M. & Seitz, A. (2006): The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: A conservation problem. — *Biological Conservation* **128**: 542-552.
- Ujvárosi, L., Bálint, M., Schmitt, T., Mészáros, N., Ujvárosi, T. & Popescu, O. (2010): Divergence and speciation in the Carpathians area: patterns of morphological and genetic diversity of the crane fly *Pedicia occulta* (Diptera, Pediciidae). — *Journal of the North American Benthological Society* **29**: 1075-1088.

1.2.3 Teil C: Funktionelle Aspekte der Biodiversität - Habitatmanagement

Zum Zeitpunkt der Antragstellung war der einzig bekannter Vektor der Schwarzholzkrankheit *Hyalesthes obsoletus* (Hemiptera: Cixiidae). Diese ursprünglich im Mittelmeerraum beheimatete Zikade ist in historischer Zeit in die deutschen Weinbaugebiete eingewandert, wo

sie derzeit die Nordgrenze ihres Verbreitungsgebiets erreicht hat. In den trockenwarmen Weinbausteillagen sind zum Teil außergewöhnlich hohe Populationsdichten zu beobachten, welche das Niveau in ihren Ursprungsgebieten deutlich übersteigen. Die Entwicklungsstadien von *H. obsoletus* leben an den Wurzeln krautiger, perennierender Wirtspflanzen, besonders an der Ackerwinde (*Convolvulus arvensis*) und der Großen Brennnessel (*Urtica dioica*), daneben auch an *Calystegia sepium*, *Ranunculus* spp. und *Artemisia vulgaris*, sämtlich häufige Wildpflanzen in den Rebflächen oder Saumstrukturen der Weinbausteillagen. *C. arvensis* und *U. dioica* sind zudem die wichtigsten natürlichen Reservoirs der mit der Schwarzholzkrankheit assoziierten Phytoplasmen. Bereits die im Boden an den Wurzeln ihrer Wirtspflanzen lebenden Larvenstadien des Vektors infizieren sich mit den Pathogenen, sodass die für ca. sechs Wochen aktiven adulten Vektoren den Boden bereits infektiös verlassen. Diese nutzen zwar die Rebe nicht als Nahrungspflanze, können sie jedoch durch probendes Saugen akzidentiell infizieren. Ackerwinde und die Große Brennnessel werden sowohl von unterschiedlichen Isolatensorten der Schwarzholz-Phytoplasmen als auch von spezifischen Wirtsrassen der Vektoren besiedelt. Daraus ergeben sich distinkte wirtspflanzenspezifische epidemiologische Zyklen der Schwarzholzkrankheit, deren Bedeutung sowohl regional als auch lokal variiert. Traditionell waren die Weinbausteillagen vom „Ackerwindensystem“ der Schwarzholzkrankheit betroffen, bis sich seit ca. 2003 zunehmend auch das vorher nur aus Norditalien bekannte „Brennnesselsystem“ hier ausbreitete.

Weder die obligat intrazellulär lebenden, auf das Phloem der Wirtspflanzen beschränkten Phytoplasmen noch ihre nicht an Reben und Weinberge gebundenen Vektoren können durch Pflanzenschutzmaßnahmen direkt reguliert werden. Die wichtigste Managementmaßnahme besteht in der möglichst gezielten Bekämpfung der Wirtspflanzen des Pathosystems. Allerdings ist dies nur in den Rebflächen selbst möglich, während sich gerade auf nicht bewirtschafteten Flächen ein hohes Infektionspotential entwickeln kann. Besonders die unter xerothermen Bedingungen längere Zeit oder dauerhaft nur spärlich bewachsenen Brach- und Saumflächen stellen ein optimales Habitat für das Pathosystem der Schwarzholzkrankheit dar. Versuchsergebnisse zeigen, dass weitgehend offener, gut besonnener Boden mit spärlicher Vegetation für *H. obsoletus* besonders attraktiv ist und daher von migrierenden Adulten besonders stark angefliegen wird, wodurch sich durch das Besaugen der Wirtspflanzen und anschließende Eiablage sehr schnell ein hohes Infektionspotential entwickeln kann. Von solchen unbewirtschafteten Flächen geht daher ein hohes Infektionsrisiko für die angrenzenden Rebparzellen aus. Auch Neupflanzungen von Reben sind für *H. obsoletus* besonders attraktiv und werden in Befallslagen häufig bereits in den ersten Jahren stark mit der Schwarzholzkrankheit durchseucht. Gerade für die nicht bewirtschafteten Areale ist es daher notwendig, ein Managementkonzept zu entwickeln, das bei minimalem Arbeits- und Kostenaufwand eine möglichst starke Reduktion des Infektionspotentials gewährleistet und gleichzeitig nicht nur keine negativen, sondern möglichst sogar positive Auswirkungen auf die

Biodiversität der Weinbausteillagen hat. Das JKI hat bereits Vorversuche zur Suppression der Wirtspflanzen des Schwarzholz-Phytoplasmas und seines Vektors auf Brachflächen durchgeführt. Dabei erwiesen sich Abdeckungsmaßnahmen durch Planen oder organisches Material als zu arbeitsaufwendig, teuer und wenig nachhaltig. Die Begrünung von Brachflächen und des Unterstockbereichs in Weinbergen mit einheimischen bodendeckenden Pflanzen wie *Hieracium pilosella* (Kleines Habichtskraut) erwies sich zwar als effektiv gegenüber der Ackerwinde, aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes aber als nicht praxistauglich. Vielversprechende Ergebnisse wurden dagegen durch die Begrünung von Brachflächen mit einer Gras-Kräutermischung erzielt, wobei sich unter den Bedingungen der Steillagen die Kräuter durchsetzten. Durch diese Maßnahme ließen sich über Jahre sowohl Ackerwinde als auch Brennnessel dauerhaft unterdrücken, und auch die innerhalb der Weinbauerale unerwünschte Verbuschung unbewirtschafteter Flächen unterblieb. Eine Überprüfung des Verfahrens unter verschiedenen Anbaubedingungen, die Optimierung und Anpassung der verwendeten Kräutermischung an die lokalen Bedingungen und besonders die Auswirkungen der Maßnahme auf die Biodiversität waren vor Antragstellung nicht untersucht worden.

Die Anlage von Fahrterrassen als innovatives Bewirtschaftungsverfahren für Weinbausteillagen erfordert eine Begrünung der dabei entstehenden Böschungen als Erosionsschutz. Sowohl bei einer Spontanbegrünung als auch bei der Ansaat von Gräsern können sich häufig sowohl Ackerwinden als auch Brennnesseln in diesen Strukturen etablieren und es entwickelt sich dadurch ein hohes Infektionspotential für die Schwarzholzkrankheit. Die Akzeptanz der Fahrterrassen in der Praxis erfordert daher eine sowohl kostengünstige als auch praktikable und nachhaltige Lösung für dieses Problem. Auch hier sollte daher eine Begrünung durch einheimische mehrjährige, sich selbst aussäende Kräuter erprobt werden.

Veröffentlichungen zu Teil C

- Boudon-Padieu E, Maixner M. (2008). Potential effects of climate change on distribution and activity of insect vectors of grapevine pathogens. International and multi-disciplinary colloquium: Global warming, which potential impacts on the vineyards? March 28-30, 2007, Dijon, France. http://www.u-bourgogne.fr/chaireunesco-vinetculture/Actes%20clima/Actes/Article_Pdf/BoudonPadieu.pdf: 1-8.
- Bressan A, Turata R, Maixner M, Spiazzi S, Boudon-Padieu E, Girolami V. (2007). Vector activity of *Hyalesthes obsoletus* living on nettles and transmitting a stolbur phytoplasma to grapevines: a case study. *Annals of Applied Biology* **150**: 331-339.
- Forte V, Angelini E, Maixner M, Borgo, M. (2010). Preliminary results on population dynamics and host plants of *Hyalesthes obsoletus* in North-Eastern Italy. *Vitis*, **49**: 39-42.
- Imo, M., Maixner, M., Johannesen, J. (2011). Host races of the Bois noir vector *Hyalesthes obsoletus* Signoret in Germany. 2nd European Bois noir Workshop 2011, Cison di Valmarino, Italy, Feb 27-Mar 1, 2011, ISBN 978-88-9708106-7: 103-104.
- Johannesen J, Foissac X, Maixner M. (2011). Genetic structure and dissemination of Tuf-Type a stolbur phytoplasma associated with stinging nettle (*Urtica dioica*). 2nd Bois noir workshop 2011. 2nd European Bois noir Workshop 2011, Cison di Valmarino, Italy, Feb 27-Mar 1, 2011, ISBN 978-88-9708106-7: 63-64

- Johannesen J, Lux B, Michel K, Seitz A, Maixner M (2008). Invasion biology and host specificity of the grapevine yellows disease vector *Hyalesthes obsoletus* in Europe. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **126**: 217-227.
- Kaul C, Seitz A, Maixner M, Johannesen, J. (2009). Infection by Bois Noir tuft-type-I stolbur phytoplasma in *Hyalesthes obsoletus* (Homoptera: Cixiidae) and influence on larval size. *Journal of Applied Entomology*; **133**: 596-601.
- Langer M, Maixner M. (2004) Molecular characterisation of grapevine yellows associated phytoplasmas of the stolbur-group based on RELP-analysis of non-ribosomal DNA. *Vitis*; **43**: 191-199.
- Maixner M (2005). Risks posed by the spread and dissemination of grapevine pathogens and their vectors. In Alford, DV, Backhaus,GF (eds): *Plant Protection and Plant Health in Europe: Introduction and spread of invasive species*. British Crop Protection Council, 2005: 141-146.
- Maixner M, Ahrens U, Seemüller E (1994). Detection of mycoplasma-like organisms associated with a yellows disease of grapevine in Germany. *Journal of Phytopathology* **142**: 1-10.
- Maixner M, Ahrens U, Seemüller E (1995). Detection of the German grapevine yellows (Vergilbungskrankheit) MLO in grapevine, alternative hosts and a vector by a specific PCR procedure. *European Journal of Plant Pathology*; **101**: 241-250.
- Maixner M, Johannesen J, Michel K, Lux A, Seitz A (2007). Host plant specificity of *Hyalesthes obsoletus* and consequences for "bois noir" epidemiology. *Bulletin of Insectology* **60**: 399-400
- Maixner M, Johannesen J, Seitz A (2009). Aspects of the interaction of stolbur phytoplasma, vectors and host plants in the two epidemic systems of Bois noir. In Boudon-Padieu, E. (ed.): *Extended Abstracts, 16th Meeting of the International Council for the Study of Virus and Virus-like Diseases of the Grapevine, Dijon, France, 31 Aug - 4 Sep 2009. Le Progrès Agricole et Viticole hors série*. ISSN 0369-8173: 141-142.
- Maixner M, Langer M (2006). Prediction of the flight of *Hyalesthes obsoletus*, vector of stolbur phytoplasma, using temperature sums. *IOBC/WPRS Bulletin* 2006; 29: 161-166.
- Maixner M. (2007). Biology of *Hyalesthes obsoletus* and approaches to control this soilborne vector of Bois noir disease. *IOBC/WPRS Bulletin* **30**, 3-9.
- Maixner M. (2008). Klimabedingte neue Risiken durch Schadorganismen im Weinbau. In Lozan J, Graßl H, Jendritzky G, (eds): *Warnsignal Klima: Gesundheitsrisiken - Gefahren für Pflanzen, Tiere & Menschen*. Hamburg: 2008: 286-290.
- Maixner M. (2010). Phytoplasma epidemiological systems with multiple plant hosts. In: *Phytoplasmas: Genomes, Plant hosts and Vectors* (Weintraub,PG, Jones,P, eds). CABI Publishing, 2010, ISBN-13: 978 1 84593 530 6: 213-232.
- Maixner M. (1994). Transmission of German grapevine yellows (Vergilbungskrankheit) by the planthopper *Hyalesthes obsoletus* (Auchenorrhyncha: Cixiidae). *Vitis*; **33**: 103-104.
- Weber A, Maixner M (1998). Survey of populations of the planthopper *Hyalesthes obsoletus* Sign. (Auchenorrhyncha, Cixiidae) for infection with the phytoplasma causing grapevine yellows in Germany. *Journal of Applied Entomology* **122**: 375-381.

2 Material und Methoden

2.1 Teil A: Sicherung genetischer Ressourcen

Für die Erhaltung der genetischen Vielfalt und um deren Verarmung zu vermeiden, wurden sowohl auf deutscher wie auch auf luxemburgischer Seite der Mosel eine Vielzahl von alten Rebanlagen lokalisiert, gesichtet und bonitiert. In einem ersten Schritt mussten geeignete Flächen ausfindig gemacht werden. Persönliche Kontakte zu vielen Winzern und Weingütern sowie deren Wissen in ihren Gemarkungen waren wertvolle Hilfen bei der Lokalisierung geeigneter Parzellen. Bei den Screening-Begehungen im Vorfeld der Selektionen wurde darauf geachtet, Parzellen auszuwählen, welche auf jeden Fall wurzelecht und auch sehr alt waren. Bei wurzelechten, also nicht veredelten Reben kann man davon ausgehen, dass sie 50 oder mehr Jahre alt sind. Im Rahmen der Flurbereinigungen werden laufend einzelne Rebanlagen oder ganze Gemarkungen, die mit alten Reben bepflanzt sind, gerodet und mit aktuellem Klonenmaterial (= enge genetische Varianz) bestockt. Diese neuen Klone haben eine deutlich engere genetische Varianz. Es gilt die noch vorhandene große genetische Vielfalt dieser alten Anlagen zu sichern und diese dem modernen Weinbau nutzbar zu machen.

In der Reifephase der jeweiligen Sorte und Lage wurden die Parzellen begangen. Die als wertvoll bewerteten Reben wurden beschrieben, nummeriert, markiert und kodiert (Abbildung 1 a,b,c).

Bei der Begehung wurde der Gesundheitszustand einer jeden Rebe optisch begutachtet. Reben, deren Gesundheitszustand nicht als sehr gut beurteilt wurde, schieden für die weitere Bearbeitung aus. Ein besonderes Augenmerk wurde auf mögliche Viruserkrankungen, insbesondere auf visuelle Auffälligkeiten dieser Erkrankungen gelegt. Ein weiteres gewichtiges Auswahlkriterium bildete die Traubenstruktur der jeweiligen Rebe. Als hochwertig wurden Reben mit einer lockeren Traubenstruktur ausgewählt. Eine lockere Traubenstruktur ist eine züchterisch wichtige Eigenschaft. Solche Trauben neigen deutlich weniger zur gefürchteten Traubenfäule. Bei ungünstiger Witterung mit hohem Fäulnisdruck kann bei Reben mit lockerer Traubenstruktur eher auf eine Noternte der Trauben oder auf den Einsatz von kostspieligen Spezialbotrytiziden verzichtet werden. Das bedeutet für den praktischen Anbau dieser Reben nicht nur ökonomische- sondern auch ökologische Vorteile. Wenn möglich floss auch der Traubengeschmack als zusätzliches wertbestimmendes Merkmal mit in die Auswahl ein.

Nach dem Blattfall im Spätherbst erfolgte die Ernte des Schnittholzes, jeder einzelnen Rebe, getrennt mit entsprechender zugehöriger Bezeichnung. Die so gewonnenen Edelreiser wurden zeitnah an die Hochschule Geisenheim transportiert und zunächst eingelagert (Abbildung 1d).



Abbildung 1: A: Uralte wurzelechte Reben zum Zeitpunkt der Begehung. B: Rebe Pflanzung 1895. C: Markierter wurzelechter Stock. D: Edelreisschnitt der Einzelstöcke.

Im Institut für Rebenzüchtung der Hochschule Geisenheim erfolgte anschließend eine Untersuchung auf mögliche virale Infektionen. Diese Testung wurde für jede Rebe getrennt mittels ELISA Tests zum Nachweis der für die Zertifizierung von Rebenpflanzgut relevanten Viren (ArMV, GLRaV-1/-3 und GFIV) durchgeführt. Positiv getestetes Vermehrungsmaterial wurde von der Vermehrung ausgeschlossen. Nur bei virusfreiem Material erfolgte die weitere Vermehrung mittels Pfropfung. In der Praxis sind viele Reben in alten Beständen mit Viren belastet. Die Befallshäufigkeit ist aber sehr variabel und hängt von mehreren Faktoren wie dem Standort, der Herkunft und dem Alter der Anlage ab. Reben, die mit Virus belastet sind, haben meist schlechtere Ertragsleistungen. Auch wird im Falle einer Vermehrung dieses Materials ein Verschleppen des Virus in weitere Gemarkungen begünstigt. Aus diesen Gründen untersagt das Pflanzgutverkehrsgesetz der EU die Verbreitung von belastetem Vermehrungsmaterial.

Zur Vermehrung wird ein einjähriges Edelreis der virusfreien Ressourcenrebe auf eine hochwertige reblausfeste Unterlage gepfropft und analog der üblichen vegetativen Rebenvermehrung schließlich im Folgejahr der Begehung in eine Rebschule ausgepflanzt. Je selektierter Ressourcenrebe wird aber nicht nur eine Veredlung, sondern eine größere Stückzahl hergestellt. Aus diesem Grund steht für die spätere Pflanzung im Freiland eine größere Zahl an Pfropfreben von jeder einzelnen Ressourcenrebe zur Verfügung. Viele Pflegemaßnahmen sind in der Rebschule erforderlich, bevor die junge Rebe am Ende des Jahres aus dem Boden der Rebschule gepflegt werden kann. Nach der Ausschulung werden die jungen Reben (Pfropfreben) sortiert. Es werden nur gut verwachsene, gesunde Reben für die zukünftige Pflanzung verwendet. Pfropfreben, die die gewünschten Qualitätsnormen nicht erreichen, werden entsorgt. Im Anschluss an weitere Arbeitsschritte erfolgt die Bündelung und Etikettierung einer jeden Rebenherkunft. Wichtig ist, dass bei allen Arbeitsschritten, beginnend mit der Ernte des Schnittholzes über die Veredelung und die Zeit in der Rebschule bis hin zur pflanzfertigen Rebe auf eine genaue Trennung der jeweiligen Akzession geachtet wird.

Im Frühjahr des Folgejahres erfolgt die Lieferung der pflanzfertigen Pfropfreben gebündelt zum jeweiligen Weingut. Für die Anpflanzung der so gewonnenen Ressourcen-Pfropfreben kommen neben landeseigenen Parzellen nur geeignete Flächen bei ausgewählten privaten Winzern in Frage.

Auf diesen Parzellen werden anschließend die Reben gepflanzt. Hierbei ist genau darauf zu achten, dass die Reben jeweils im Verbund ausgepflanzt werden, so dass spätere Betreuungen in der jeweiligen Parzelle möglich sind. Bei jeder Pflanzung wurde je ein eigener Pflanzplan erstellt. Anhand dieses Pflanzplanes können die einzelnen Reben dauerhaft lokalisiert und beobachtet werden. Die Bewirtschaftung des neuen Weinbergs erfolgt betriebsüblich durch den Winzer. Bei einem guten Anwuchs der Anlage kann bereits nach drei Jahren mit der Erfassung der ersten Ertragsdaten begonnen und Schnittholz zur weiteren Vermehrung geerntet werden. Mit den betreffenden Winzern wird ein Anbauvertrag geschlossen, über den auch gewährleistet ist, dass Dritten bei Interesse Zugang/Zugriff zu dem jeweiligen Material erhalten.

2.2 Teil B: Biodiversität

2.2.1 Untersuchungsgebiet

2.2.1.1 Klotten-Treiser-Moseltal (KTM)

Das Untersuchungsgebiet (UG) befindet sich auf Flächen der Ortsgemeinde Pommern, welche zum Naturraum *Klotten-Treiser Moseltal* (KTM) (LUWG, 2009) gehört (VG Treis-Karden, Moseltal, Rheinland-Pfalz). Nach SCHMITT (1989) wird dieses Gebiet der Untermosel zugeordnet. Es ist geprägt von steilen, weinbaulich genutzten Hängen, die aus Braunerde, Rankern und nackten Felsen bestehen (MU & LUG, 1993). Klimatisch ist es in das Rheinische Schiefergebirge eingebettet (Hembach und Cölln, 1996; MU & LUG, 1993). Aufgrund des harten Gesteins ist besonders an der Untermosel eine extreme Steilheit und Flachgründigkeit der Hänge ausgebildet (Schmitt, 1989). Dieses landschaftsbestimmende Steilrelief ist eine der wichtigsten Voraussetzungen xerothermer Biotope an der Unteren Mosel, welches zu einer sehr heterogenen Landschaft aus kleinräumig bewirtschafteten und unbewirtschafteten Parzellen, Randbiotopen und Strukturelementen (Obermann und Gruschwitz, 1992; Schmitt, 1989) führt. Besonders an sonnenexponierten Hängen findet man Bereiche großer floristischer und faunistischer Vielfalt (LUWG, 2009). Das sommerwarme und wintermilde Klima, verbunden mit der Vielzahl an kleinräumig wechselnden und auch großflächigen Trockenbiotopstandorten macht das Moseltal zu einem in Deutschland sporadisch vorkommenden Gebiet seltener und gefährdeter wärme- und trockenheitsliebender Lebensgemeinschaften (LUWG, 2013). Dies ist auch einer der Gründe für die Auswahl der Moselregion als eine von 30 Hotspotregionen der Biologischen Vielfalt in Deutschland durch das Bundesamt für Naturschutz (www.biologischevielfalt.bfn.de).

2.2.1.2 Osann-Veldenzer Umlaufberge (OVU)

Die Untersuchungsflächen liegen in der Umgebung der Ortsgemeinden Kesten und Bernkastel-Kues, welche im Naturraum *Osann-Veldenzer Umlaufberge* (OVU) liegen (LUWG 2009) (VG Bernkastel-Kues, Moseltal, Rheinland-Pfalz). Geologisch ist dieses Gebiet durch Ton- und Siltstein mit geringmächtigen Einschaltungen von Sandstein charakterisiert (LGB 2003). Der untersuchte Bereich erstreckt sich über weinbaulich genutzte Steilhänge, die aus Tonschiefern und Grauwacken bestehen und von Roh- und Skelettböden geringer Mächtigkeit überlagert werden, und Terrassen, die hauptsächlich aus sandig-kiesigen Lehmen aufgebaut sind (MU & LUG 1995). Die Bewirtschaftungsstruktur in kleinparzellierten Terrassenanlagen blieb bis in die 1950er Jahre erhalten (MU & LUG 1995). Zwischen 1950 und 1987 wuchs der weinbaulich genutzte Flächenanteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Landkreis Bernkastel-Wittlich auf annähernd das Dreifache der ursprünglichen Größe (MU & LUG 1995). Infolge von Flurbereinigungsmaßnahmen wurden die kleinparzellierten Terrassenanlagen zu

größflächigeren Bewirtschaftungseinheiten umstrukturiert, einhergehend mit einem Verlust von Biotopen für xerothermophile Organismen (MU & LUG 1995).

2.2.2 Versuchsdesign

2.2.2.1 Klotten-Treiser-Moseltal

Der Untersuchungsschwerpunkt im Klotten-Treiser Moseltal lag im Vergleich folgender verschiedener weinbaulicher Strukturen im Hinblick auf Artenvielfalt und räumlich-strukturelle Nutzung der untersuchten Insektengruppen Wildbienen und Tagfalter:

(I) Weinbauliche Strukturen nicht bzw. nicht mehr bewirtschafteter Parzellen

Weinbergsbrachen (VF: vineyard fallows) jungen bis mittleren Sukzessionsstadiums als nicht mehr bewirtschaftete, ehemalige Weinbauflächen sind heute naturnahe Flächen mit einer ungestörten Entwicklung und Dynamik (Schmitt, 1989). Aufgrund dessen dienen die Brachen für das Versuchsdesign als Kontrollflächen. Geprägt wird diese Vegetationsform durch dichtes, hohes Gras, welches mit meist blütenreichen, krautigen Pflanzen durchsetzt ist (Hornetz und Jätzold, 2003).

Randstrukturen (ES: edge structures), als vegetationsreiche linienhafte Strukturelemente, sind Saumbiotope, die in der Regel artenreicher sind als großflächige, homogene Lebensräume. Sie sind u. a. durch das Zusammenstoßen mehrerer Lebensraumtypen bestimmt (Röser, 1995). Besonders in räumlicher Verbindung mit landwirtschaftlich genutzten Flächen dienen diese Strukturen als Räume hoher Biodiversität für Insekten (Croxtton et al. 2002. Croxtton et al. 2005), da sie eine durchgängig diverse Vegetation aufweisen und somit viele Nektarquellen bieten (Croxtton et al. 2005, Wix et al. 2019).

(II) Weinbauliche Strukturen bewirtschafteter Parzellen

Weinberge ohne begrünte Böschungen (NEV: vineyards with no greened embankments) werden von vertikal zu den Höhenlinien in Richtung des stärksten Gefälles verlaufenden Falllinien dominiert, die in der Regel bis zu einer Hangneigung von 40 % zu finden sind (Abbildung 2a, Porten und Treis 2006). Der Einsatz von Maschinen sowie wiederholtes Mähen und Mulchen führen bei diesen Weinbergstrukturen zu einer nur spärlichen Vegetation zwischen den Rebzeilen mit insgesamt vielen Störereignissen. Weitere NEV sind schmale Laufterrassen ohne begrünte Böschungen. Bei diesen Laufterrassen ist keine maschinelle Bewirtschaftung möglich, die Bearbeitung findet per Handarbeit statt. Auch hier ist kein ausgedehnter Blühhorizont in den Rebzeilen vorhanden.

Weinberge mit begrünten Böschungen (GEV: vineyards including greened embankments) sind horizontal zu den Höhenlinien verlaufende Querterrassen, die aus einer befahrbaren Plattform von 2,20 m Breite und einer begrünten Böschungen mit Offenbodenanteilen von einer Höhe bis zu 2 m bestehen (Abbildung 2b). Diese Querterrassen ermöglichen den Einsatz von

Direktzugmaschinen im Steilhang auch bei starken Hangneigungen zwischen 40 und mehr als 60 % (Porten und Treis 2006). Der Maschineneinsatz findet dabei nur auf den befahrbaren Plattformen, nicht aber auf den begrünten Böschungen statt. Ein zeitlich gestaffeltes Mulchen der begrünten Böschungen findet ein- bis zweimal im Jahr statt. Über die gesamte Vegetationsperiode hinweg weisen die Böschungen somit einen ausgedehnten Blühhorizont auf und unterliegen insgesamt nur wenigen Störungen.

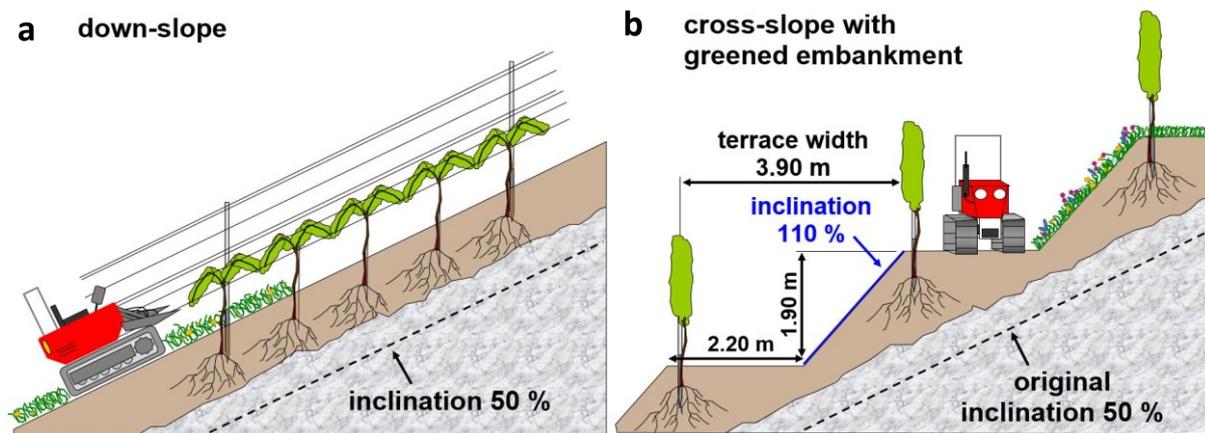


Abbildung 2: Vertikal zu den Höhenlinien verlaufende Falllinien (A) im Vergleich zu horizontal zu den Höhenlinien verlaufende befahrbare Terrassen mit begrünten Böschungen (B) (bearbeitet nach Kohl, DLR Mosel).

Insgesamt wurden 33 Linientransekte mit einer Länge von jeweils 50 m eingerichtet, die zur standardisierten Aufnahme (Monitoring) der untersuchten Insektengruppen dienen. In den untersuchten weinbaulich genutzten Flächen wurden je drei Parzellen der Strukturtypen GEV und NEV mit je vier Linientransekten eingerichtet. Weiterhin wurden sieben Linientransekte entlang von Randstrukturen und je ein Linientransekt in zwei Brachflächen jungen bis mittleren Sukzessionsstadiums etabliert (Abbildung 3).

Des Weiteren wurden innerhalb des UG Klotten-Treiser-Moseltal Fang-Wiederfang-Studien verschiedener Tagfalterarten durchgeführt. Hierzu wurden fünf fest eingerichteten Studien-Plots mit einer Länge von jeweils 1 bis 2 km eingerichtet (Abbildung 4). Insgesamt wurde pro Erhebung eine Fläche von 7 km abgedeckt.

A



B

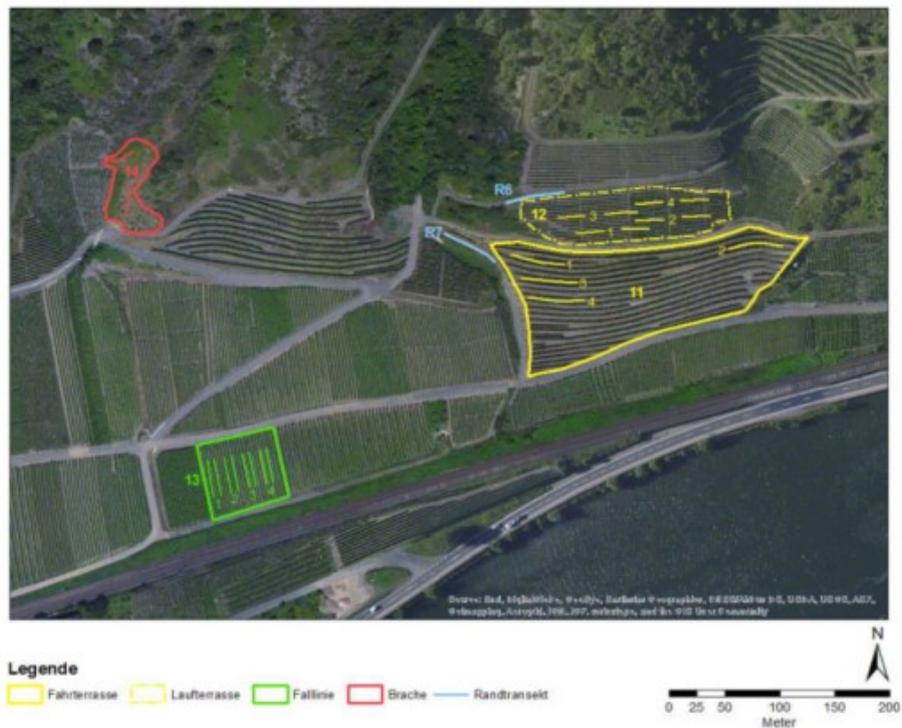


Abbildung 3: Untersuchungsstandort Klotten-Treiser Moseltal. Übersicht der als Versuchsflächen dienenden Weinbergspartellen und der darin liegenden Linientransekte, sowie der Linientransekte entlang von Randstrukturen. A: Flächen 15-18, R1-R5 westlich der Ortschaft Pommern. B: Flächen 11-14, R6-R7 östlich der Ortschaft Pommern. Die Karten wurden erstellt mit ArcGIS 10.2.1 (ESRI, 2014).

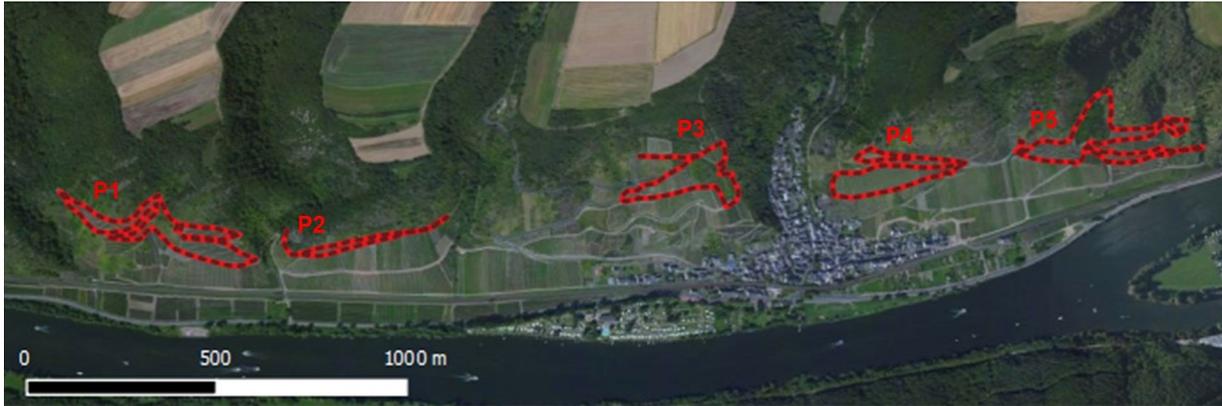


Abbildung 4: Übersicht der fünf eingerichteten Begehungsflächen zur Durchführung der Fang-Wiederfang-Studie (P1 – P5) rund um die Ortschaft Pommern.

2.2.2.2 Osann-Veldener Umlaufberge

Der Untersuchungsschwerpunkt im Gebiet Osann-Veldener Umlaufberge lag im Vergleich verschiedener Pflegemaßnahmen von ehemaligen, heute brachgefallenen Weinbauflächen und deren Auswirkung auf die Artenvielfalt der untersuchten Insektengruppen.

Als Untersuchungsflächen dienten insgesamt 11 Brachen. Die Größe der Flächen reichte von 1.655 bis 4.099 m². Zehn der Brachflächen waren in jeweils vier gleichgroße Bereiche unterteilt, auf denen, entsprechend einem 2*2-vollfaktoriellen Versuchsplan, zwei experimentelle Behandlungen durchgeführt wurden. Nachdem die gesamte Fläche gemulcht und das Pflanzenmaterial entfernt worden war, wurde als erste Behandlungsmethode eine autochthone Wildkräutermischung (Tabelle A10; Saaten-Zeller GmbH & Co. KG, Eichenbühl-Riedern, Herkunftsgebiet südwestliche BRD) in Teilbereichen der Untersuchungsflächen ausgebracht. Die Einsaat erfolgte im Frühjahr 2012 und wurde mangels Etablierung der eingesäten Pflanzenarten im Frühjahr 2013 mit einer Saatgutmischung der entsprechenden Zusammensetzung wiederholt (Rieger-Hofmann GmbH, Blaufelden-Raboldshausen, Herkunftsgebiet südwestliche BRD). Auf zwei Flächen (B4 und B5) wurde ein Teil der Flächen im Frühsommer 2014 zur Verminderung von Brombeerherden mit Garlon TM 4 Herbizide (Dow AgroSciences GmbH, München; Wirkstoff: Triclopyr-2-butoxyethylester) behandelt, so dass auf einem Teil dieser Flächen nachträglich eine erneute Einsaat der in 2013 ausgebrachten Saatgutmischung erfolgen musste. Als zweite Behandlungsmethode wurde ein Teil der Brachen allherbstlich gemulcht, nachdem die Erfassungen des jeweiligen Jahres abgeschlossen waren. Eine Brache wurde keiner Behandlung unterzogen und diente als Kontrollfläche (Abbildung 5). Auf den unterschiedlich behandelten Teilflächen (A = keine Einsaat, kein Mulchen; B = keine Einsaat, jährlich einmaliges Mulchen; C = Einsaat, kein Mulchen; D = Einsaat, jährlich einmaliges Mulchen) aller zehn Versuchsbrachen sowie auf der Kontrollbrache wurden insgesamt 41 Linientransekte mit einer Länge von jeweils 50 m zur standardisierten Aufnahme

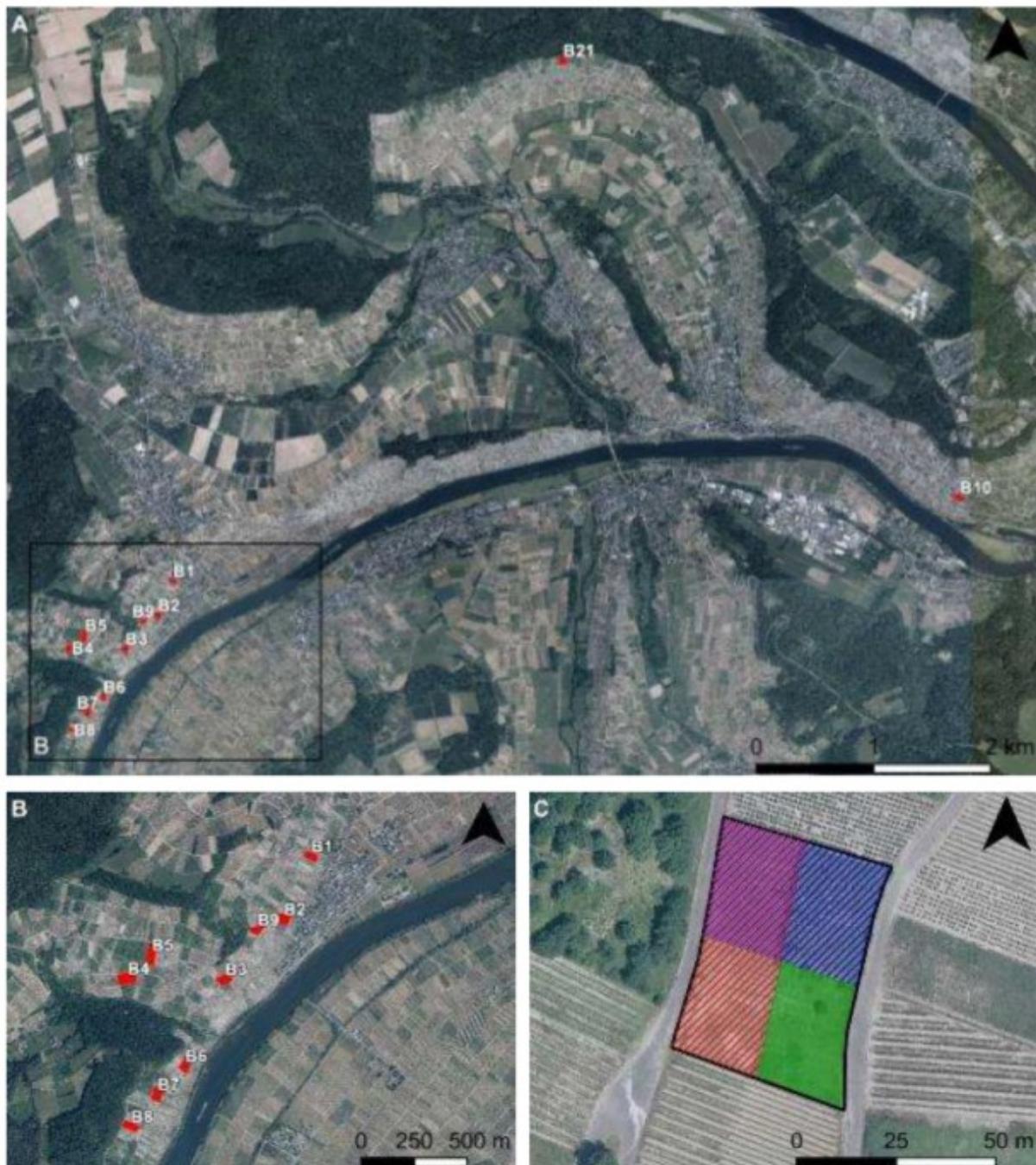


Abbildung 5: Untersuchungsstandort Osann-Veldenzer Umlaufberge. A: Lage der untersuchten Weinbergsbrachen (B1-B10, B21). B: Lage der Untersuchungsflächen nahe der Ortschaft Kesten (B1-B9). C: Untersuchungsdesign – Behandlung der Versuchsflächen nach 2*2-vollfaktoriellem Versuchsplan am Beispiel der Fläche B7: ● Einsatz einer Wildkräutermischung in 2012 und 2013 (C), ● jährliches Mulchen (B), ● Einsatz einer Wildkräutermischung in 2012 und 2013 + jährliches Mulchen (D), ● unbehandelte Teilfläche (A, Kontrolle). Quelle der Luftbilder: LVermGeo 2016

der zu untersuchenden Insektengruppen (Monitoring) eingerichtet. Mit Ausnahme der Kontrollfläche wurde in den zu den Versuchsbrachen benachbarten Rebanlagen, jeweils zwei

weitere 50 m lange Linientransekte eingerichtet (20 Linientransekte in benachbarten Rebanlagen).

2.2.3 Methoden Wildbienen

2.2.3.1 Monitoring in der „Intensivphase“

Die Probennahme erfolgte in der Intensivphase von Mitte April bis Anfang September 2013 und von Anfang April bis Anfang Oktober 2014. Für die Probenahme wurden insgesamt vier Methoden angewandt: 1) Handkescher (HN = handnetting) entlang variabler Linientransekte, 2) Farbschalen (PT = pan traps), 3) Nistfallen (TN = trap nests) und 4) Malaise-Fallen (MT = malaise traps). Die HN fanden bei günstigen Wetterbedingungen (kein oder wenig Wind, Bewölkung 50 % oder weniger, Temperaturen ≥ 15 °C) von 10 Uhr bis 17 Uhr, im Hochsommer von 9 Uhr bis 18 Uhr statt. Die Abstände zwischen den HN-Probenahmen waren unregelmäßig (Tabelle A1), da ungünstige Wetterbedingungen regelmäßige Abstände verhinderten. Innerhalb jeder Beprobungsaktion wurde jedes Transekt einmal begangen. Im Durchschnitt wurden etwa 13 Transekte pro Tag begangen (etwa 15 im Jahr 2013 und 11 im Jahr 2014). Die Beprobungsreihenfolge der Transekte wurde für jeden Beprobungstag randomisiert, so dass die einzelnen Transekte zu unterschiedlichen Tageszeiten beprobt wurden, wobei die Beprobung entlang schattiger Transekte vermieden wurde. Ein Transekt war 1 m breit; es befand sich innerhalb einer abgegrenzten Parzelle, die so vollständig wie möglich abgegangen wurde, wobei ein Mindestabstand von 2 m zum Rand der Parzelle eingehalten wurde. Die Begehung der Transekte war auf 10 Minuten Probenahmezeit pro Transekt standardisiert (ohne die Handhabung gefangener Individuen), und die Motivation für die Probenahme bestand darin, so viele Arten und Individuen wie möglich innerhalb der vorgegebenen Zeit zu erfassen. Bei hohem Bienenaufkommen, z. B. auf hochattraktiven Blumenfeldern, hatte das Probenahmeprotokoll Vorrang vor dem Sammeln aller gesichteten Individuen und der Erfassung verschiedener Morphospezies. Alle Transektbegehungen wurden von derselben Person durchgeführt. Alle beprobten Individuen wurden mit Ethylacetat abgetötet und zur Artbestimmung ins Labor gebracht.

Farbschalen (PT) wurden in Abwandlung des von Moericke (1951) entwickelten Fallentyps hergestellt. Eine Probenahmeeinheit bestand aus drei gelben Schalen mit einem Durchmesser von je 30 cm (Rondo-Gelbfangschale, Temmen GmbH, Hattersheim), deren Innenseite nach weißer Grundierung mit blauer, weißer und gelber UV-reflektierender Farbe gestrichen wurde (Sparvar Leuchtfarbe, Spray-Color GmbH, Merzenich; Artikelnummern 3107, 3108, 3104 bzw. 1315). Die drei unterschiedlich gefärbten PT wurden in einem Abstand von 5 m zueinander platziert und bildeten ein gleichseitiges Dreieck um die Parzellenmitte. Dieser Abstand wurde gewählt, weil die Ergebnisse von Droege et al. (2010) darauf hindeuten, dass sich die im gewählten Abstand platzierten PT in Bezug auf die Probenahmeergebnisse nicht gegenseitig

beeinflussen. Da Bienen die Blütenressourcen in horizontalen Schichten zu sammeln scheinen (Gumbert und Kunze, 1999), wurden die PT auf der Höhe des umgebenden Blütenhorizonts platziert. Die PT enthielten Wasser mit einer geringen Menge an Reinigungsmittel und blieben bei jeder Probenahme 2-4 Tage im Feld.

Die Konstruktion der Fallennester (TN) entsprach weitgehend Steffan-Dewenter (1998) und bestand aus 20 cm langen Abschnitten von Schilfrohr (*Phragmites australis*), die in Kunststoffröhren von 11 cm Durchmesser und 20 cm Länge gebündelt wurden. Der Durchmesser der Schilfhalme variierte zwischen 2 und 7 mm, die Anzahl der Halme betrug etwa 150 pro Kunststoffrohr. Eine Probenahmeinheit bestand aus zwei TN, die in einer Höhe von 0,5 bzw. 1,5 m an einem Holzpfeiler befestigt waren, wobei eine Öffnung nach Südosten gerichtet war. Die TN wurden vom 12. oder 13. April bis zum 22. November 2013 im Feld exponiert. Nach der Exposition wurden sie bei Außentemperatur gelagert. Dann wurden TN-Einheiten aus einigen Parzellen nach dem Zufallsprinzip ausgewählt, die Neststrukturen wurden zerlegt und die entsprechenden Individuen in Schlupfgefäßen isoliert. Die übrigen TN-Einheiten wurden mit Fanggefäßen an beiden Öffnungen bebrütet. Von Februar bis Oktober 2014 wurden TN und Schlupfgefäße bei Außentemperaturen schattig und regengeschützt gelagert und täglich auf geschlüpfte Tiere kontrolliert. Die Imagines wurden ähnlich wie die HN-Fänge behandelt.

Insgesamt wurden drei schwarze (keine aktive Lockwirkung) Malaise-Fallen (MT; Bioform Dr. J. Schmidl e.K., Nürnberg; Typ "Bartak", Artikelnummer A84b), modifiziert nach Townes (1962) und Townes (1972), aufgestellt. MT nahmen bei den meisten Probenahmeereignissen drei Tage lang Proben. PT und MT wurden aktiviert, wenn die Wettervorhersage günstige Bedingungen für den Probenahmezeitraum vorhersagte.

2.2.3.2 Monitoring in der „Monitoringphase I/II“ (2015-2021)

Anhand der Ergebnisse des Methodenvergleichs in der Intensivphase konnte festgestellt werden, dass mithilfe von Farbschalen das beste Monitoringergebnis erzielt werden kann (Kapitel 3.1.2.3, S. 81). Daher wurde die weitere Probenentnahme auf diese Methode reduziert. Da die Erfassung der Gesamtartenzahl der Wildbienen in den Untersuchungsflächen ebenfalls abgeschlossen war und der Fokus in den Jahren 2015-2018 auf Tagfalteranalysen lag, erfolgte außerdem eine Reduzierung der beprobten Transekte und Monate. In den Jahren 2015-2021 wurden daher im Untersuchungsgebiet Kesten zehn Transekte und im Untersuchungsgebiet Pommern sechs Transekte in den Monaten April, Juni und August für jeweils drei Tage beprobt.

2.2.3.3 Lagerung und Präparation

Die zuverlässige Determination von Wildbienenspezies ist nur mittels Stereomikroskop möglich, weshalb alle Individuen zunächst aufgearbeitet und präpariert wurden. Alle

Wildbienenfänge und Beifänge des Farbschalenmonitorings wurden zuvor zur Zwischen- und Endlagerung in Kunststoffschraubbechern in 90% Alkohol konserviert. Zur Präparation wurden die Individuen dem Alkohol entnommen und für fünf Minuten in Wasser mit etwas Detergent rehydriert, um die Flexibilität der Tiere bei der anschließenden Präparation zu gewährleisten. Damit die Oberfläche und die dort vorhandene Behaarung der Tiere trotzdem schnell trocknet, wurden die Tiere anschließend für 30 Sekunden in den Alkohol zurückgelegt, bevor sie mit einem Zellstoff erst vor- und dann im Kaltluftstrom intensiv getrocknet wurden. Hierfür wurde eine Hartplastikschale mit Zellstoffkugel gefüllt und die Tiere vorsichtig für eine bis zwei Minuten daran geschüttelt bis die Behaarung die Feuchtigkeit verloren hat. Im Anschluss erfolgten die Präparation mit Insektennadeln, die Ausrichtung der Gliedmaßen sowie die Genitalpräparation der männlichen Individuen.

2.2.3.4 Determination

Die Gruppe der Bienen (Apiformes) wird wie von Michener vorgeschlagen abgegrenzt (2007). Alle Mitglieder der Apiformes, mit Ausnahme der Honigbiene (*Apis mellifera*), werden im Folgenden als Wildbienen bezeichnet. Die Nomenklatur der Wildbienen Arten basiert auf Westrich et al. (2011). Eine Erwähnung der erst beschreibenden Autoren wird zugunsten der besseren Lesbarkeit weggelassen. Alle Individuen wurden auf Artniveau bestimmt, es sei denn, notwendige Identifikations-Bestimmungsmerkmale fehlten oder waren nicht zu erkennen. Wildbienenarten, die nicht sicher identifiziert werden konnten, wurden zu Artengruppen (Aggregate, agg.) zusammengefasst, die in dieser Arbeit als Morphospezies behandelt werden: d.h. *Andrena ovatula*, *A. wilkella*, *A. intermedia*, *A. similis* und *A. gelriae* als die *Andrena ovatula* agg.; *Bombus cryptarum*, *B. lucorum*, *B. magnus* und *B. terrestris* als *Bombus terrestris* agg.; *Bombus hortorum* und *B. ruderatus* als *Bombus hortorum* agg.; *Lasioglossum nitidulum* und *L. smeathmanellum* als *Lasioglossum smeathmanellum* agg.; *Halictus eurygnathus*, *H. langobardicus* und *H. simplex* als die *Halictus simplex* agg. Grabwespen wurden hauptsächlich in Malaisefallen gefangen, die nur in den ersten beiden Jahren der Untersuchung genutzt wurden, da Sicht- und Farbschalenfänge für Wildbienen effektiver waren. Daher wurden die Grabwespen nicht weiterbearbeitet.

Individuen, bei denen die morphologische Bestimmung unsicher war, z.B. bei undeutlichen Bestimmungsmerkmalen, durch das Fehlen von Körperteilen oder fehlendem Referenzmaterial, wurden durch DNA barcoding Analysen ermittelt (100 Tiere). Die Arbeiten wurden durch die Firma AIM – Advanced Identification Methods GmbH (Leipzig) durchgeführt.

2.2.4 Methoden Tagfalter

2.2.4.1 Monitoring

Die Tagfalter wurden mittels standardisierter Linientransektzählung, angelehnt an The UK Butterfly Monitoring Scheme (Pollard and Yates 1993) erfasst. Dabei werden alle Tagfalter (Art und Anzahl), die bis zu 2,5 Meter rechts und links des Linientransektes und 5 Meter vor und über dem Transekt zu sehen sind, aufgenommen (Pollard and Yates 1993, Settele et al. 1999, Kühn et al. 2014). Falter, die sich hinter der erfassenden Person befinden, werden nicht mitgezählt, um Doppelzählungen auszuschließen (Kühn et al. 2014). Wenn eine Bestimmung der Falter im Flug nicht möglich war, wurden diese mit Hilfe eines Schmetterlingsnetzes zur genauen Bestimmung gefangen und anschließend wieder frei gelassen. Die Erfassung fand nur bei geeigneten Witterungsbedingungen statt (Lufttemperatur ≥ 17 °C, möglichst geringe Bewölkung, Windstärke $<$ dem Wert 4 der Beaufort-Skala (20 km/h) (Settele et al. 1999, Kühn et al. 2014). Die Begehungen fanden je nach Projektphase alle 10-12 Tage (Intensivphase 2012-2015) bzw. alle 4 Wochen (Monitoringphase 2016-2018) statt. Bei allen Begehungsintervallen wurden in der Methodik die Jahreszeitaspekte nach Hermann (1999) berücksichtigt.

Zeitgleich mit der Erfassung der Tagfalter wurden die Blühhorizonte auf den jeweiligen Transekten aufgenommen. Bei der hier angewandten Aufnahme der Blühhorizonte beschränkt sich die Vegetationsaufnahme auf die Gefäßpflanzen im Transekt, die zum Zeitpunkt der Aufnahme blühen. Aufgenommen wurden die Artmächtigkeit (quantitative Angaben zur Abundanz = Anzahl der Individuen in der Aufnahmefläche) und die Dominanz (Deckungsgrad in der Aufnahmefläche) der einzelnen Arten (Dierschke 1994; Frey und Lösch 2010). Die Schätzung der Artmächtigkeit erfolgte nach der Abundanz-Dominanz-Skala nach Dierschke (1994) in Anlehnung an Braun-Blanquet (1964).

Die Aufnahmen im UG Klotten-Treiser Moseltal begannen im Jahr 2012 und wurden, aus organisatorischen Gründen mit Ausnahme des Jahres 2015, bis zum Ende der Monitoringphase der Tagfalter im Jahr 2018 durchgeführt. Im UG Osann-Veldenzer Umlaufberge konnten die Aufnahmen aufgrund der nicht aufgehenden Saatgutmischung in den Jahren 2012 und 2013 nur unvollständig durchgeführt werden, sodass diese Daten nicht auswertbar/berücksichtigt sind. Das Monitoring wurde im UG OV 2015-2017 bereits im Jahr 2017 (ein Jahr vor Ende der Monitoringphase) beendet, da die Brachflächen für Tagfalterbegehungen nicht mehr ganzheitlich zugänglich waren und somit keine standardisierte Datenaufnahme mehr möglich war. Des Weiteren zeichnete sich ab, dass die Indikatorgruppe der Tagfalter bzgl. des Versuchs des Brachenmanagements (2*2-vollfaktoriellem Versuchsplan) zu keiner Unterscheidung/Differenzierung der Pflegemaßnahmen führt.

2.2.4.2 Populationsökologie und Raumnutzung von Tagfalterarten - Fang-Wiederfang-Experimente

Um genauere Kenntnisse über die Einflüsse des Weinbaus und der Weinbaulandschaft der Steillagen auf die Ökologie und das Überleben einer Art und folglich den Erhalt der Artenvielfalt zu erlangen, sollen bestimmte Tagfalter als Indikatorarten mittels Fang-Wiederfang-Studien (MRR: Mark-Release-Recapture) untersucht werden. Dazu fanden in den Jahren 2016 und 2017 Fang-Wiederfang-Studien zur Analyse der räumlichen Nutzung sowie zu populationsökologischen Fragestellungen folgender Tagfalterarten statt: (I) *Melitaea didyma* (zweibrütig, beide Generationen 2016 und 2017), (II) *Coenonympha arcania* (einbrütig, 2017), (III) *Melanargia galathea* (einbrütig, 2017).

An allen Tagen mit geeigneten Wetterbedingungen (Temperaturen ≥ 17 °C, sonnig, nur mäßiger Wind) wurden alle Individuen der untersuchten Tagfalterarten mit einem Schmetterlingsnetz gefangen und mit einem individualisierten Code auf der Flügelunterseite markiert (wasserfester Permanentmarker: FarberCastell Multimark permanent S). Des Weiteren wurden pro Fang folgende Daten erhoben: Zeitpunkt des Fangs, Standort (GPS-Daten: Garmin eTrex© 30, Messgenauigkeit $< 3,66$ m), Geschlecht, Flügelzustand (in Anlehnung an die Skala 1 bis 4; vgl. Munguira et al. 1997, Hula et al. 2004, Zimmermann et al. 2005, Konvicka et al. 2007) und Verhalten vor dem Fang (z. B. Saugen, Fliegen, Sonnenbaden, soziale Interaktion). Unmittelbar nach der Bearbeitung wurden die Individuen an der Fangstelle wieder freigelassen. Wiederfänge am selben Tag wurden nicht berücksichtigt, um Verhaltensartefakte zu vermeiden, die als Folge des Fangs auftreten können (Watt et al. 1977). Für alle anderen Wiederfänge in den folgenden Tagen und Wochen wurden die gleichen Daten erhoben wie für die Erstfänge notiert.

2.2.4.3 Populationsgenetische Untersuchungen an *Melitaea didyma*

Zur Erstellung von genetischen Profilen von der stark gefährdeten Art *Melitaea didyma* (RL RLP Kat. 2, Schmidt 2013; RL DE Kat. 2, Reinhardt und Bolz 2011) wurde im Jahr 2016 deren Population in Pommern sowie die Nachbarpopulationen in Klotten, Valwig und Bremm genetisch beprobt. Mit Hilfe der genetischen Profile sollten Barrieren bzw. Korridore für Tagfalter in der Weinkulturlandschaft sowie die Beeinflussung durch Landschaftsstrukturen aufgedeckt werden. Die Ergebnisse könnten u.a. den Natur- und Artenschutz von Tagfaltern und somit auch von weiteren, insbesondere thermophilen Arten in der Weinkulturlandschaft stärken.

Die Entnahme des genetischen Materials (Hinterbein der Falter) erfolgte während des Erstfangs der Fang-Wiederfang-Studie. Die genetischen Proben wurden in Alkohol gelagert und tiefgefroren. Im Nachhinein wurde die genomische DNA der Proben mit dem „E.Z.N.A.® Tissue DNA Kit“ nach entsprechendem Protokoll der Hersteller extrahiert. Die isolierte DNA wurde bei -20 °C gelagert.

Amplifizierte Fragmentlängen-Polymorphismen (amplified fragment length polymorphism, AFLP) wurden als Methode zur Erstellung genetischer Fingerabdrücke von 246 beprobten Tagfalterindividuen der vier Probenahmestandorte genutzt (Tabelle 1). Diese Methode basiert auf der selektiven PCR-Amplifikation von Restriktionsfragmenten und führt durch die Anwendung verschiedener Enzym- und Primerkombinationen zu individuellen Bandenmustern der einzelnen Individuen. Das AFLP-Verfahren wurde an Vos et al. (1995) angelehnt, mit geringfügigen Änderungen. Die erste Restriktions-Ligations-Reaktion wurde unter der Verwendung eines Thermocyclers bei einer Temperatur von 22°C und einer Dauer von 16 Stunden durchgeführt. Anschließend wurde genomische DNA mit den Restriktionsenzymen EcoRI (rare cutter) und MseI (frequent cutter) verdaut. In der zweistufigen Amplifikation wurden prä-selektive und selektive Primer verwendet. Für die selektive Amplifikation wurden folgende Fluoreszenzfarbstoffe zur Markierung der Primer angewandt: 6-FAM (blau), VIC (grün), NED (gelb), PET (rot). Pro Farbe wurde eine aus 16 möglichen Primer-Kombinationen ausgewählt (Tabelle 2).

Die Fragmentlängenanalyse wurde von MacroGen Europe (Amsterdam, The Netherlands) durchgeführt. Im nächsten Schritt wurden die Rohdaten mit dem Programm „GeneMapper Software 5“ (Thermo Fisher Scientific) bearbeitet. Fragmente wurden als vorhanden gewertet, wenn eine entsprechende Peakhöhe von 60 erreicht wurde. Das Vorhandensein eines Peaks wurde mit „1“ gewertet, das Fehlen mit einer „0“ (Bensch and Åkesson 2005). Die resultierende binäre Matrix wurde für statistische Analysen verwendet.

Tabelle 1: Anzahl der genetisch beprobten Tagfalter nach Entnahmeort. Die in den Klammern stehenden Individuen wurden zusätzlich im Labor des Senckenberg Entomologischen Instituts in Müncheberg isoliert, um vorab die Eignung der Proben für die Durchführung von AFLPs zu prüfen. Erst im Anschluss dieser Eignungsprüfung wurde die Großzahl der Proben im Labor in Bernkastel-Kues isoliert.

Entnahmeort	Generation	Anzahl beprobter Individuen
1 Bremm	G2 2016	30
2 Valwig	G1 2016	19
	G2 2016	11
3 Klotten	G1 2016	30
4 Pommern Ost	G1 2016	30 (+7)
	G2 2016	30
5 Pommern West	G1 2016	30 (+17)
	G2 2016	30 (+12)
insgesamt		246

Tabelle 2: Adapter, Primer- und fluoreszenzmarkierte Primer-Kombinationen der AFLP-Analyse

Adapter	Sequenz 5' – 3'
EcoRI	CTC GTA GAC TGC GTA CC AAT TGG TAC GCA GTC
MseI	GAC GAT GAG TCC TGA G TAC TCA GGA CTC AT
Primer +1	Sequenz 5' – 3'
E+A	GACTGCGTACCAATTCA
M+C	GATGAGTCCTGAGTAAC
Primer +3	Sequenz 5' – 3'
E+AAA	GACTGCGTACCAATTCAAA
E+AAC	GACTGCGTACCAATTCAAC
E+ACC	GACTGCGTACCAATTCACC
E+ACG	GACTGCGTACCAATTCACG
M+CGC	GATGAGTCCTGAGTAACGC
M+CGG	GATGAGTCCTGAGTAACGG
M+CAT	GATGAGTCCTGAGTAACAT
M+CCT	GATGAGTCCTGAGTAACCT
Fluoreszierender Farbstoff	Primer Kombination
6-FAM	E+AAA / M+CGC (blau)
VIC	E+AAC / M+CGG (grün)
NED	E+ACC / M+CAT (gelb)
PET	E+ACG / M+CCT (rot)

2.2.5 Statistik

Statistische Analysen wurden mit Hilfe des Programms R (R Core Team, 2020) durchgeführt. Die genutzten R-Pakete sowie davon abweichende genutzte Softwares werden an entsprechenden Stellen genannt.

2.2.5.1 Klotten-Treiser Moseltal: Vergleich weinbaulicher Strukturen im Hinblick auf Artenvielfalt und räumlich-strukturelle Nutzung der untersuchten Insektengruppen

2.2.5.1.1 Monitoring

Ein Vergleich der Insektenvielfalt zwischen den untersuchten Strukturtypen GEV und NEV wurde mit Hilfe der Daten der Wildbienen- und Tagfalteraufnahmen einschließlich der nachgewiesenen Individuenzahlen pro Art durchgeführt. Zur Analyse der räumlichen Autokorrelation der Transektdaten innerhalb jedes Strukturtyps wurden Mantel-Tests durchgeführt, die die Korrelation zwischen der räumlichen Distanzmatrix und der Distanzmatrix der Artengemeinschaften entlang der Transekte messen (R-Pakete: vegan 2.5.6, Oksanen et al. 2019; ade4 1.7-16, Dray und Dufour 2007). Die räumliche Distanzmatrix der

Transekte wurde mit Hilfe der Transektzentren in QGIS (QGIS Development Team, 2014) berechnet. Für die Berechnung der Distanzmatrix der Artengemeinschaften wurde die Bray-Curtis-Dissimilarität verwendet. Abundanzunterschiede wurden durch Transformation ($\ln+1$) der Individuenzahlen heruntergewichtet.

Die *Anzahl der Individuen und Arten* sowie die verschiedenen *Diversitätsparameter* wurden zwischen GEV und NEV verglichen. Shannon-Diversität (H') und Evenness (J') sowie Hill-Zahlen wurden mit dem R-Paket *vegan* 2.5.6 (Oksanen et al. 2019) berechnet. Mit Hilfe von Hill-Zahlen verschiedener Skalenparameter (Hill 1973) wurden Diversitätsprofile erstellt, welche eine allgemeine Aussage über die Wildbienen- und Schmetterlingsdiversität der Strukturtypen erlauben, die über die Informationen einzelner Diversitätsindizes hinausgeht (Kindt et al. 2006). Unterschiede zwischen den Strukturtypen wurden mit Mann-Whitney-U-Tests (Shannon-Diversität und Evenness) und ungepaarten t-Tests (Hill-Zahlen) getestet.

Um Unterschiede in der *Zusammensetzung der Wildbienen- und Schmetterlingszönosen* zwischen den Strukturtypen GEV und NEV zu untersuchen, wurde eine nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) durchgeführt. Alle Analysen basierten auf Bray-Curtis-Distanzen nach Transformation ($\ln+1$) der Daten. Eine Kombination aus permutationsbasierter multivariater Varianzanalyse (PERMANOVA; Anderson 2001) und permutationsbasiertem Test auf Homogenität der multivariaten Streuungen (PERMDISP; Anderson 2006) wurde verwendet, um die Unterschiede zwischen den Strukturtypen zu analysieren. NMDS, PERMANOVA und PERMDISP wurden mit dem R-Paket *vegan* 2.5.6 (Oksanen et al. 2019) durchgeführt. Indikatorarten-Analysen wurden zur *Erkennung potenzieller charakteristischer Arten* für GEV und NEV verwendet (R-Paket *indicspecies* 1.7.9, De Cáceres und Legendre 2009). Permutationsbasierte Signifikanztests (999 Permutationen) ermittelten p-Werte. Alle Grafiken wurden mit dem R-Paket *ggplot2* (Wickham 2019) erstellt.

2.2.5.1.2 Fang-Wiederfang

Die Fang-Wiederfang-Daten wurden für die Analyse von *Demografie und Populationsgrößen* der untersuchten Tagfalterarten verwendet. Mit Hilfe des Programms MARK 8.0 (Cooch und White 2016) wurden unter der Verwendung des Moduls POPAN 5.0, basierend auf der Jolly-Seber-Methode für offene Populationen Gesamt- und Tagespopulationsgrößen der entsprechenden Arten geschätzt. Die Schätzung der Populationsgrößen erfolgte getrennt nach Geschlechtern. Die folgenden Parameter wurden geschätzt: Überlebenswahrscheinlichkeit (ϕ), Wiederfindungswahrscheinlichkeit (p), proportionale Rekrutierung ($pent$) und Gesamtpopulationsgröße (N). Diese Parameter können konstant (\cdot) oder in Abhängigkeit von den Faktoren Geschlecht (g) und Zeit entweder faktoriell (t) oder linear (T) sein. Außerdem können sie additive ($g + t$) oder interaktive ($g \times t$) Wechselwirkungen aufweisen (Lebreton et al. 1992, White und Burnham 1999). Um die Genauigkeit der Schätzungen zu erhöhen, wurden die Beobachtungsstunden bei jeder Probenahme miteinbezogen. Um die Anpassung des Modells an die Daten zu bewerten, wurde ein Goodness-of-Fit-Test (RELEASE) durchgeführt.

Für die Modellbildung haben wir alle biologisch sinnvollen Parameterkombinationen eingeschlossen und, falls erforderlich, Parameteranpassungen durchgeführt. Das Modell mit dem niedrigsten korrigierten Akaike-Informationskriterium (AICc) und der geringsten Anzahl von Parametern wurde als das am besten unterstützte Modell ausgewählt (Burnham und Anderson 2002). Zusätzlich zu den Gesamt- und Tagespopulationsgrößen liefert das beste Modell Informationen zur Phänologie und einen Rückschluss auf die Dichte der untersuchten Arten.

Zur Analyse der *Mobilität und Habitatnutzung* wurden GPS-Daten der Fänge (C: capture) und Wiederfänge (RC: recapture) verwendet. In die Auswertung des *Dispersionsverhaltens* der Falter wurden nur wiedergefangene Individuen eingeschlossen. Die GPS-Daten wurden genutzt, um *Nachbarschaftsanalysen* durchzuführen (berechnet mit Q GIS 2.12.3, QGIS Development Team, 2014). Für jedes Individuum wurden folgende Distanzen berechnet: (I) die Gesamtdistanz zwischen Fang und erstem Wiederfang (Dist_C_RC1), (II) die kumulative Distanz aller Fangereignisse (Cum_Dist) und (III) die mittlere tägliche Distanz aller Fangereignisse (Daily_Dist). Um Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen zu testen, wurden Mann-Whitney-U-Tests berechnet. Dist_C_RC1 wurde für die Berechnung inverser kumulativer Anteile von Individuen, die sich über bestimmte Distanzen bewegen, verwendet. Diese Analyse wurde für Distanzklassen von 20, 30 und 50 m durchgeführt, um Artefakte zu vermeiden, die auf einem einzigen Distanzklassendesign basieren. Eine Kurvenanpassung dieser Daten wurde mit zwei geläufigen mathematische Regressionsmodellen durchgeführt: der negativen Exponentialfunktion (NEF) und der inversen Powerfunktion (IPF). Beide Funktionen sagen eine Anzahl von Individuen voraus, die sich über bestimmte Distanzen bewegen und werden häufig zur Berechnung von Langstreckenbewegungen von Schmetterlingen verwendet (z. B. Ehl et al. 2019). Die statistische Validierung der berechneten Modelle erfolgte mittels F-Statistik. Zur Analyse der *Habitatnutzung* wurde auf Präferenzen verschiedener Weinbergstrukturen innerhalb des Untersuchungsgebietes getestet, indem die erwartete Verteilung unter zufälliger Habitatwahl mit der beobachteten Verteilung verglichen wurde. Hierzu wurden χ^2 - und Fisher's exact-Tests verwendet.

2.2.5.1.3 Genetische Untersuchungen

Zur Untersuchung der genetischen Struktur der *M. didyma* - Populationen haben wir die Software STRUCTURE 2.3.4 (Hubisz et al. 2009) angewandt. Grundannahme des Programms ist, dass alle Individuen aus einer oder mehreren unbekanntenen Populationen stammen, von denen jede durch einen Satz von Allelhäufigkeiten an jedem Locus charakterisiert wird. Individuen werden auf der Grundlage ihrer Genotypen den Populationen zugeordnet, während gleichzeitig die Allelhäufigkeiten der Populationen geschätzt werden (Pritchard et al. 2000). Basis dieser Berechnung ist die Markov-Chain-Monte-Carlo (MCMC) – Methode.

Um Ähnlichkeiten zwischen den Populationen zu untersuchen, wurde eine Matrix der paarweisen genetischen Abstände (Pairwise Population PhiPT) zwischen allen Populationen erstellt. Diese Analyse wurde mit dem Excel Add-in GENALEX 6.5b5 (Peakall & Smouse 2012) durchgeführt. Die genetischen Distanzen wurden gegen die geografischen Distanzen aufgetragen.

2.2.5.2 Vergleich verschiedener Brachenmanagement-Varianten im Hinblick auf die Artenvielfalt der untersuchten Insektengruppen (UG Osann-Veldenzler Umlaufberge)

Um den Einfluss der Behandlung von Weinbergsbrachen (WB) auf die Wildbienenzönosen zu untersuchen, wurden zunächst die Daten der Intensivphase verwendet, die mit Sichtfang (2013 und 2014) und Nistfallen (2013) auf zehn WB (Abbildung 5, B1-B8, B10, B21) sowie mit Farbschalen (2013 und 2014) auf sechs WB (Abbildung 5, B1-B3, B6-B8) am Standort OVU erfasst wurden.

Für die verschiedenen Erfassungsjahre und Erfassungsmethoden wurden Lineare Modelle (LM) bzw. Generalisierte Lineare Modelle (GLM) berechnet. Als Zielvariablen dienten die Individuenzahl, Artenzahl, Shannon-Diversität (exponentielle Form) und Äquität der erfassten Wildbienen. Zunächst wurden vollständige Modelle aufgestellt, die als Prädiktoren die Einsaatbehandlung (erfolgt oder nicht erfolgt), die Mulchbehandlung (erfolgt oder nicht erfolgt) sowie den Interaktionsterm der beiden Variablen enthielten. Bezüglich Zielvariablen im Zähldatenformat wurden GLM unter Verwendung der Poisson-Verteilung berechnet. Im Falle einer Overdispersion wurden stattdessen Quasi-Poisson-GLM berechnet. Die LM bzw. GLM wurden in R (R Core Team 2014) berechnet, die Overdispersion wurde mit dem Paket aods3 (Lesnoff und Lancelot 2015) in R (R Core Team 2014) untersucht. Shannon-Diversität und Äquität wurden mit BioDiversity Professional (McAleece et al. 1997) berechnet.

Um die Zusammensetzung der in verschiedenen behandelten Teilflächen erfassten Wildbienenzönosen des gesamten Zeitraums zu vergleichen, wurden Nicht-Metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) und Permutative Multivariate Varianzanalyse (PERMANOVA) durchgeführt. In den PERMANOVA wurden die Einsaatbehandlung (erfolgt oder nicht erfolgt), die Mulchbehandlung (erfolgt oder nicht erfolgt) sowie der Interaktionsterm der beiden Variablen als Prädiktoren berücksichtigt. Die Permutationen wurden innerhalb der einzelnen Brachflächen (Strata) durchgeführt (999999 Permutationen).

Die NMDS ist ein geeignetes Verfahren, um ökologischen Distanzen von Artengemeinschaften in Bezug auf Ränge weitgehend unverzerrt in niederdimensionale Konfigurationen zu projizieren (Zuur et al. 2007). Die NMDS erfolgte auf Grundlage der Bray-Curtis-Distanzen nach $(\ln+1)$ -Transformation der Individuenzahlen und wurde mithilfe des Pakets vegan (Oksanen et al. 2016) in R (R Core Team 2014) berechnet (999 Permutationen). Es wurden

Daten genutzt die mittels Farbschalen in den Jahren 2013-2014 auf sechs Weinbergsbrachen (Abbildung 5, B1-B3, B6-B8) erhoben wurden.

2.3 Teil C: Funktionelle Aspekte der Biodiversität - Habitatmanagement

2.3.1 Versuchsflächen

Für den Fang von Cixiiden und Deltocephalinen als Vektoren von Phytoplasmosen sowie von Aphrophoriden als Überträger von *Xylella fastidiosa* wurden zunächst dieselben Parzellen an Mittel- und Untermosel wie in Teil B genutzt, von denen jedoch die Brachflächen in Kesten (Plot-1 - Plot-9) aufgrund der sehr geringen und damit nicht aussagekräftigen Fangergebnisse nach 2013 nicht mehr bzw. nur noch im Randbereich für Lebendfänge bearbeitet wurden. Durch Rodung, Umnutzung oder Wiederbewirtschaftung fielen weitere Flächen aus der Untersuchung heraus oder wurden neu mit aufgenommen: Brachen in Bernkastel (ab 2013) und Platten (bis 2017) sowie Rebflächen in der Falllinie in Kesten (ab 2014) und Platten (bis 2017) wie auch Terrassenweinberge in Kinheim (ab 2014) und Wolf (ab 2019). Zur Überwachung des Erst-Auftretens der Amerikanischen Rebzikade *Scaphoideus titanus* wurden zusätzlich Parzellen an der Obermosel in den Gemarkungen Nittel, Palzem, Rehlingen und Wincheringen genutzt.

2.3.2 Bonituren schwarzholzkranker Reben

Alle Rebflächen sowie jeweils die ersten 10 Reihen der an die bis 2013 untersuchten Brachflächen in Kesten angrenzenden Weinberge wurden jährlich im September visuell bonitiert. Für jeden Stock wurden die Position innerhalb der Anlage sowie der Krankheitsstatus registriert. Die Infektionshäufigkeit wurde für jede Parzelle als Verhältnis der symptomatischen Stöcke zur Gesamtzahl der lebenden Reben berechnet.

2.3.3 Zikadenfang und Kontrollen

Gelbfallen: Zikaden wurden je nach Bearbeitungszweck mit beidseitig fängigen gelben Leimtafeln (Gelbfallen) im Format 10 cm x 26 cm gefangen, die in der Regel in der Zeit von Ende Mai bis Ende August ausgebracht und alle zwei Wochen ausgetauscht wurden. Tabelle 3 gibt eine Übersicht über den Umfang der Fallenfänge. Die Fallen wurden in den Rebflächen am unteren Draht der Laubwand, ansonsten in vergleichbarer Höhe an Pflanzstäben befestigt. Die Fallen wurden unter einem Binokular kontrolliert und die Zikaden gezählt.

Tabelle 3: Übersicht über die Zahl der Gelbfallenstandorte.

Region	Gemarkung	Plot	Habitattyp	Jahr										
				2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	
Unter-mosel	Clotten	Klot	WB-Terrasse	-	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
	Pommern	Pom-11	WB-Terrasse	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
		Pom-15	WB-Terrasse	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
		Pom-16	WB-Terrasse	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Mittel-mosel	Bernkastel	BKS	Brache	-	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
	Kesten	KK	WB-Falllinie	-	-	6	6	6	6	6	6	6	6	6
		Plot-1 - Plot-9	Brache	180	48	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Kinheim	Kinheim	WB-Terrasse	-	-	19	19	19	19	19	19	19	19	19
	Maring	Plot-21, -22	Brache	32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Platten	PL-WB	WB-Falllinie	8	8	8	8	8	8	8	-	-	-	-
		PL-BR	Brache	8	8	8	8	8	8	8	-	-	-	-
Wolf	Wolf	WB-Terrasse	-	-	-	-	-	-	-	-	29	29	29	
Ober-mosel	Nittel, Palzem, Rehlingen Wincheringen		WB-Falllinie	-	-	-	10	10	10	10	10	10	10	10
Gesamt				268	142	119	129	129	129	113	142	142	142	

Streifnetz: Für den Nachweis von Phytoplasmen in Zikaden sind die mit Gelbfallen gefangenen Exemplare abhängig von den Witterungsbedingungen nur eingeschränkt oder nicht geeignet. Daher wurden zur Flugzeit der adulten Vektoren Lebendfänge mit dem Streifnetz durchgeführt. Soweit möglich erfolgte dies separat für die einzelnen Wirtspflanzen (Ackerwinde und Brennnessel). Stichprobenartig wurden auch weitere krautige Pflanzen wie *Artemisia* ssp., *Clematis vitalba*, *Echium vulgare* und *Tanacetum vulgare* sowie die Laubwand der Reben beprobt. Da die Streifnetzfänge nicht zur Ermittlung der Dichte der Zikaden, sondern der Gewinnung von Probenmaterial dienten, waren sie nicht standardisiert. Vielmehr wurde solange gefangen, bis eine ausreichende Zahl von Vektoren gewonnen war (pro Beprobungsfläche jährlich 100 Individuen, soweit verfügbar). Aus den Streifnetzen wurden im Feld nur die für die Laboruntersuchung notwendigen Arten entnommen und der Beifang entlassen. Die Tiere wurden bis zur Verarbeitung bei -20 C aufbewahrt.

Farbschalen gelten als nur bedingt geeignet zum Fang von Zikaden. Dennoch wurden die Zikaden aus dem „Beifang“ der für die Hymenopteren genutzten Farbschalenfängen aussortiert und bestimmt.

Blattkontrollen: Auf den Versuchsflächen erfolgten jeweils im Juni/Juli Blattbonituren zur Kontrolle auf Larven von *S. titanus*. Dazu wurden pro Standort die Unterseiten von 100 Rebblättern, sofern verfügbar an Stockaustrieben, auf Besatz mit Larven des Vektors kontrolliert.

2.3.4 Zikadenbestimmung

Die für die Untersuchung wichtigen Vektorarten *Hyalesthes obsoletus*, *Reptalus panzeri* und *Philaenus spumarius* sowie *Scaphoideus titanus* sind im Untersuchungsgebiet aufgrund äußerer Merkmale zu identifizieren und wurden in der Regel direkt auf den Fallen gezählt. Auch andere

Arten wurden bei der Auswertung der Gelbfallen registriert und soweit den jeweiligen Taxa (Familien, Unterfamilien, Gattungen, Arten) zugeordnet, wie es aufgrund äußerer Merkmale ohne Entnahme von den Fallen möglich war. Unbekannte Tiere wurden von den Gelbfallen abgelöst und anhand der Schlüssel von Biedermann & Niedringhaus (2004), Holzinger et al., (2003) und Kunz et al. (2011) bestimmt. Für Glasfügelzikaden der Gattung *Cixius*-Arten wurde die Bestimmung durch molekulares Barcoding entsprechend dem EPPO-Standard PM7/129(2) (EPPO, 2021) bei einzelnen Individuen überprüft.

2.3.5 Nachweis von Phytoplasmen in Reben und Zikaden

Nachweis und Charakterisierung von Phytoplasmen in Reben oder Zikaden erfolgte mit Hilfe der im beteiligten JKI-Labor etablierten molekularen Diagnosemethoden. Gesamt-DNA Extrakte wurden aus Blattadern symptomatischer Reben oder krautiger Wirtspflanzen oder aus ganzen Zikaden extrahiert. Zum Nachweis aus pflanzlichem Material diente eine nested-PCR mit Phytoplasma-spezifischen Primern und nachfolgend mit spezifischen Primern für *Candidatus* Phytoplasma solani (CPs), dem Erreger der Schwarzholzkrankheit (Maixner et al., 1995). Letztere Primer wurden in einer einfachen PCR auch zum Nachweis der Pathogene in Zikaden genutzt. Die Unterscheidung der wirtspflanzenspezifischen tuf-Typen von CPs erfolgte durch PCR-Amplifikation des tuf-Markers und anschließenden Restriktionsverdau mit *MseI* (Langer & Maixner, 2004).

3 Ergebnisse

3.1 Ausführliche Darstellung der wichtigsten Ergebnisse

3.1.1 Teil A: Sicherung genetischer Ressourcen

3.1.1.1 Beprobte Rebanlagen

Die Gesamtzahl der markierten und beprobten Reben ist Tabelle 6 zu entnehmen. Die Beprobung der Rebanlagen begann unmittelbar nach Projektbeginn im Spätherbst des Jahres 2011. Eine warme und trockene Witterung ermöglichte umfangreiche Bonitierungen in verschiedenen Gemarkungen des Anbaugebietes. An der Obermosel wurden in den Gemarkungen Oberbillig, Nittel und Rehlingen in vier alten Anlagen, die mit der Rebsorte Elbling bepflanzt waren Begehungen durchgeführt. Für die Rebsorte Riesling wurden an der Saar vier Parzellen begangen. Zwei in der Gemarkung Ockfen, eine in Serrig und eine große Parzelle in der Gemarkung Kanzem. Dazu wurden an der Untermosel eine Parzelle in der Gemarkung St. Aldegund und eine Parzelle in der Gemarkung Mesenich untersucht.

Der warme und trockene Herbst 2012 begünstigte umfängliche Arbeiten in alten Riesling Anlagen von der Untermosel bis hin zur Saar. In den Gemarkungen Nittel und dem Ortsteil Köllig wurden fünf teils sehr große Elbling-Parzellen begangen. Für den später reifenden Riesling erfolgte eine Begehung in den Gemarkungen Oberemmel, Mehring und Alf an der Untermosel. Der regionale Schwerpunkt aller Arbeiten in diesem Jahr war aber die Gemarkung Ürzig an der Mittelmosel. Das besonders steile und kaum erschlossene Reb Gelände begünstigt(e) den Erhalt von alten Weinbergen. So sind in dieser Lage, die bislang noch nie flurbereinigt wurde und in der die Neuanpflanzung einer Parzelle überaus schwierig und kostspielig ist, eine Vielzahl von alten bis sehr alten Rebanlagen vorzufinden. Davon wurden 8 Parzellen in teils nur über Fußpfad erschlossenen Anlagen begangen. Es war möglich, 118 Akzessionen zu selektieren und zu ernten. Leider erwies sich die Infektionshäufigkeit mit Viren als so hoch, dass lediglich vier Reben vermehrt werden konnten.

Im Gegensatz zum Vorjahr erwies sich die Witterung im Herbst 2013 als sehr ungünstig. Die Trauben wurden früh von der Fäulnis heimgesucht. An der Obermosel wurden in den Gemeinden Nittel, Rehlingen und in Wincheringen geeignete Parzellen gefunden. Bedingt durch früh einsetzende Fäulnis wurde jedoch auf eine Begehung der Elbling Rebanlagen zugunsten der Rebsorte Riesling verzichtet. Besonders wichtig und dringlich erschienen die Parzellen in den Gemarkung Graach und Wehlen. Das unmittelbar anstehende Flurbereinigungsverfahren in diesen Gemarkungen drängte, die wertvollen Parzellen zu bearbeiten. In beiden Gemarkungen wurden jeweils mehrere Parzellen begangen. Die fast durchgängige Durchseuchung mit rebpathogenen Viren verhinderte jedoch wie in Ürzig eine

weitere Bearbeitung von Flächen in diesen Gemeinden. Weitere Begehungen fanden in den Gemarkungen Saarburg (Pflanzjahr 1917), Filzen sowie an der Mittelmosel in zwei Parzellen der Gemarkung Longuich statt. In Saarburg wurden 30 Akzessionen der Sorte Riesling gefunden. Leider erwiesen sich nur fünf dieser Akzessionen als virusfrei. In Filzen konnten von 14 gefundenen Akzessionen vier veredelt werden, während sich in der Gemarkung Longuich 19 von 33 Akzessionen als gesund erwiesen.

Der Herbst 2014 gestaltete sich durch die wechselhafte Witterung ähnlich schwierig wie 2013. Die Weingüter mussten eilig ihre Ernte bergen. Der Zeitrahmen für eine Bonitierung war sehr eng. Bei der Rebsorte Elbling konnten in der Gemarkung Wincheringen 2 Parzellen bonitiert werden. In Nittel eine Parzelle mit Rotem Elbling. Trotz einer rasch einsetzenden Traubenfäulnis wurde eine Vielzahl von Rieslinganlagen in der Gemarkung Mesenich, im Bremmer Calmont, in Wehlen, in Graach, in Lieser, in Konz-Niedermennig und in Saarburg-Niederleuken bearbeitet. Von der Rebsorte Elbling wurden 25 und von der Rebsorte Riesling 146 Akzessionen beerntet. Als frei von Viren konnten 33 weiter vermehrt werden.

Günstige Witterung im Herbst 2015 ließ umfangreiche Begehungen uralter Rebanlagen zu. Der älteste Weinberg dieser Saison in der Gemarkung Piesport wurde im Jahr 1895 gepflanzt. Es wurden begangen: Vier Anlagen in Nittel sowie zwei Weinberge in Wormeldange und Wintrange. Weiterhin an Mittel- und Untermosel insgesamt 10 Rebflächen in Bremm, Enkirch, Ediger-Eller, Klüsserath, Mülheim, Piesport, Rivenich und Wintrich. Dabei wurden 232 Stöcke markiert und beschrieben.

Günstige Witterungsbedingungen ließen im Jahr 2016 umfangreiche Selektionsarbeiten bis Mitte Oktober zu. Wie in jedem Jahr wurden die Anlagen im Sommer vorbesichtigt. Der älteste Weinberg dieser Saison befindet sich in der Gemarkung Trittenheim (Fährfels) und wurde im Jahr 1900 gepflanzt. Es wurden insgesamt 13 Rebanlagen in den Gemarkungen Bruttig-Fankel, Cochem-Cond, Ediger-Eller, Nittel, Piesport, Senheim, Trittenheim, Valwig und Wincheringen bearbeitet. In den 13 Anlagen ließen sich 216 Akzessionen lokalisieren, 78 davon waren frei von relevanten Viren.

Bedingt durch die frühe Ernte waren 2017 schon Anfang Oktober viele Rebflächen gelesen. Dadurch musste eine Reihe von Begehungen auf das Folgejahr verschoben werden. An der Obermosel wurden in vier Weinbergen mit der Rebsorte Elbling Begehungen durchgeführt. Mit Riesling bepflanzte Rebanlagen wurden in den Gemarkungen Ernst, Kröv, Detzem und Mehring begangen. In der Gemarkung Mehring war der älteste Weinberg aus dem 19. Jahrhundert, das genaue Pflanzjahr war unbekannt. An der Obermosel ließen sich 41 Akzessionen der Rebsorte Elbling finden. Von der Rebsorte Riesling wurden 94 Akzessionen lokalisiert, von denen 94 virusfrei waren.

Witterungsbedingt erfolgten 2018 die Begehungen alter Parzellen bereits im September. In einem ca. hundertjährigen Riesling-Weinberg in Neef wurden insgesamt 32 Reben selektioniert. Hier fielen die vielfältigen Traubenformen auf. Außerdem wurde ein Rieslingstock mit zwei roten Trauben gefunden. Letztendlich erwies sich der Stock aber als rollkrank und wurde deshalb nicht weitervermehrt. In den Gemarkungen Mehring und Schweich wurden weitere 5 Anlagen begangen. Insgesamt wurden in 2018 in sieben Parzellen 85 Stöcke markiert, die im Winter zum Virustest und zur Vermehrung geschnitten und zur Vermehrung nach Geisenheim gebracht werden. Frei von den getesteten Virose waren 40 Akzessionen.



Abbildung 6: Seltener Fund, rote Beeren am Riesling.

In 2019 wurden zwei weitere Anlagen mit sehr alten wurzelechten Elblingreben in den Gemarkungen Nittel und Igel bearbeitet. Weiter wurden im Bereich der Mittelmosel mehrere vielversprechende Anlagen besichtigt. Eine Begehung der Anlagen konnte wegen der frühen Ernte nicht mehr durchgeführt werden und wurde für das Folgejahr mit eingeplant.

In den Gemarkungen Maring, Piesport, Fell und Longuich wurden 2020 alte wurzelechte Parzellen begangen. In der Gemarkung Nittel wurde eine weitere Parzelle begangen. Gefunden wurden 127 Akzessionen von denen 89 frei von Virose waren.

3.1.1.2 Verwertbarkeit des selektionierten Rebmaterials

In den alten Weinberglagen, in denen Selektionen stattfanden, ist mit verbreitetem, auch latentem Vorkommen reboopathogener Viren zu rechnen. Es war daher notwendig, den phytosanitären Status der selektierten Akzessionen in Hinblick auf Blattroll- und Nepoviren zu

bestimmen. Dazu wurden an der Hochschule Geisenheim ELISA-Tests zum Nachweis dieser Viren im Auftrag durchgeführt. Virusinfizierte Reben wurden nicht vermehrt. Bei negativ getestetem (virusfreiem) Material erfolgte eine vegetative Vermehrung durch Pfropfung. Im Verlauf der Arbeiten fiel auf, dass es wohl in einzelnen Weingütern betriebseigene Selektionen gab, in denen eine viruskranke Selektion über lange Zeit vermehrt wurde. Dies erschließt sich daraus, dass bis auf eine alle restlichen, ausgewählten Pflanzen einer Parzelle viruskrank waren. Eine Übersicht über die gewonnen und die nach Virustest verwertbaren Akzessionen gibt Tabelle 4.

Tabelle 4: Übersicht über die im Rahmen der Selektionsarbeiten gewonnen und die nach negativem Virustest verwertbaren Akzessionen der Rebsorten Elbling und Riesling.

Selektions-jahr	Gemarkungen	Rebsorten	Akzessionen	
			gesamt	verwertbar
2011	Oberbillig, Nittel, Rehlingen, Ockfen, Serrig, Kanzem	Elbling, Riesling	134	95
2012	Köllig, Nittel, Oberemmel, Mehring, Alf, Ürzig	Elbling, Riesling	338	171
2013	Wehlen, Graach, Saarburg, Filzen, Longuich	Elbling, Riesling	103	29
2014	Nittel, Wincheringen, Bremm, Graach, Konz-Niedermennig, Mesenich, Saarburg-Niederleuken	Elbling, Riesling	146	33
2015	Bremm, Enkirch, Ediger-Eller, Klüsserath, Mülheim, Nittel, Piesport, Rivenich, Wintrich, Wormeldingen, Wintrage	Elbling, Riesling	232	76
2016	Bruttig-Fankel, Cochem, Ediger-Eller, Nittel, Piesport, Senheim, Trittenheim, Valwig, Wincheringen	Elbling, Riesling	216	78
2017	Detzem, Ernst, Kröv, Nittel	Elbling, Riesling	94	29
2018	Neef, Mehring, Remich, Schweich,	Elbling, Riesling	85	40
2019	Igel, Nittel	Elbling	59	30
2020	Longen, Longuich, Maring, Piesport, Nittel	Elbling, Riesling	127	89

3.1.1.3 Versuchspflanzungen

Für die Sicherung und weitere Vermehrung der gefundenen Akzessionen sind Auspflanzungen in geeignetes Rebareal unumgänglich. Die Pflanzung der Akzessionen Rebsorte Riesling sollte auf Flächen, beim Institut für Rebenzüchtung der Hochschule Geisenheim und auf landeseigenen Flächen des DLR Mosel erfolgen. Es stellte sich schnell heraus, dass die

landeseigenen Flächen an der Mosel nicht ausreichen. Aus diesem Grund wurde auf geeignete Flächen privater Weingütern im Einzugsbereich des DLR Mosel in Bernkastel ausgewichen.

Die Rebsorte Elbling ist heute im Wesentlichen an der Obermosel beheimatet. Der Anbau der gefundenen Akzessionen sollte durch das Institut Vini-Viticole (IVV) in Remich, Luxemburg erfolgen. Auch in diesem Fall stellte sich zügig eine Verknappung der Fläche heraus. Als Konsequenz wurden auch bei der Sorte Elbling Flächen bei privaten Weingütern zur Pflanzung herangezogen. Hier wurde ebenso wie beim Riesling auf die Eignung der Fläche und des jeweiligen Winzers Wert gelegt. Mit den betroffenen Weingütern wurde jeweils ein Anbauvertrag abgeschlossen, der die Zugänglichkeit der Anlage sowie die Eigentumsvorbehalte regelt.

Im Frühjahr 2013 wurden die ersten in der Saison 2011 gefundenen Akzessionen in die vorgesehenen Muttergärten ausgepflanzt. Bei der Rebsorte Riesling verblieben nach dem Ausschulen 64 Einzelreben. Diese wurden sowohl in Geisenheim wie auch in Bernkastel mit je 4 Reben in ein speziell vorgesehenes Jungfeld gepflanzt. Nicht benötigte Restreben konnten in einer Weinlage an der Saar in ein weiteres Jungfeld gepflanzt. Bei der Sorte Elbling wurden 55 Akzessionen mit je 4 Reben dem Partnerinstitut IVV zur Pflanzung übergeben. Die Pflanzung erfolgte im Frühjahr des Jahres 2014. Schon in der Pflanzsaison 2015 stand im IVV in Remich keine freie Parzelle zur Auspflanzung der fertig hergestellten Elbling-Pfropfreben zur Verfügung. In einer Parzelle des Weingutes Ralf Hoffmann in der Gemeinde Wincheringen konnten die Reben dann doch noch gepflanzt werden.

Am DLR Mosel erfolgte im April 2015 eine weitere Anpflanzung mit 42 Riesling-Akzessionen aus den Vorjahren. Weitere Veredlungen (60 x 15) wurden von der Rebenzüchtung in Geisenheim für die Pflanzung 2016 im DLR Mosel hergestellt. Für die Rückführung von Akzessionen an die Winzer, welche die Parzellen zur Selektion bereitstellen, standen 950 Pflanzen zur Verfügung und wurden den Winzern im März 2015 zugeteilt. Für die Rückführung 2016 wurden weitere 1400 Pflanzen hergestellt.

Im DLR Mosel erfolgte im April 2016 eine weitere Anpflanzung mit 60 Akzessionen aus den Vorjahren (Anlage). Von jeder Akzession wurden 4 Reben gepflanzt. Weitere Veredlungen (70 x 15) wurden vom Institut für Rebenzüchtung in Geisenheim für die Pflanzung 2017 im DLR Mosel hergestellt. Für die Rückführung von Akzessionen an die Winzer, welche die Parzellen zur Selektion bereitstellen, standen 1064 Pflanzen zur Verfügung und wurden den Winzern im März 2016 zugeteilt. Für die Rückführung 2017 wurden weitere 1000 Veredlungen hergestellt.

Aus organisatorischen Gründen konnten am DLR Mosel im Frühjahr 2017 keine Akzessionen gepflanzt werden. Das wurde im Frühjahr 2018 nachgeholt. Weitere 78 Akzessionen (78 x 20 Veredlungen) wurden vom Institut für Rebenzüchtung in Geisenheim für die Pflanzung 2018

im DLR Mosel hergestellt. Für die Rückführung von Akzessionen an die Winzer, welche die Parzellen zur Selektion bereitstellen, wurden 50 Elbling-Akzessionen hergestellt. Die aus den Selektionen des Jahres 2015 stammenden Elbling Reben konnten in einer privaten Parzelle des Weingutes Stephan Steinmetz in Wehr an der Obermosel ausgepflanzt werden.

In der Gemarkung Wehr an der Obermosel erfolgte auch in 2018 bei demselben Winzer eine weitere Pflanzung mit der Sorte Elbling. Es wurden insgesamt 330 Pfropfreben von 52 Akzessionen von Weißem und Rotem Elbling gepflanzt.

Von der Rebsorte Riesling konnten in einer landeseigenen Parzelle in Bernkastel-Kues und in einer Parzelle eines privaten Winzers in Zeltingen insgesamt 82 Akzessionen mit je 4 Stöcken zur Sicherung der genetischen Ressourcen gepflanzt werden. Die Pflanzung bei einem privaten Winzer war wegen der begrenzten Fläche im landeseigenen Betrieb unumgänglich.

Die ergiebigen Funde an wertigen Akzessionen ermöglichten im Frühjahr 2019 eine weitere Pflanzung der Sorte Elbling in einer geeigneten Parzelle in der Gemarkung Wehr.

Da im DLR Mosel auch im Jahr 2020 keine landeseigenen Parzellen zur Pflanzung bereitstanden, wurden die Akzessionen in zwei privaten Weingütern zur Pflanzung gebracht. Es handelt sich um das Weingut Guido Wrusch, Maring und das Weingut Daniel Regnery, Longuich.

Aus der bestehenden Elblinganlage des IVV in Remich konnten in 2018 auf Basis der Masterarbeit und der Bachelorarbeit 12 Reben mit positiven Leistungsdaten geschnitten und veredelt werden. Diese wurden im Frühjahr 2020 in eine private Rebanlage des Weingutes Ralf Hoffmann in der Gemarkung Wincheringen gepflanzt. Die Fläche wurde zu diesem Zweck im Vorjahr auf virusübertragende Nematoden untersucht. Das Ergebnis des Tests war negativ. Diese Parzelle soll auch zukünftig für Vermehrungen der Rebsorte Elbling mit Reben aus dem Projekt Biodiversität dienen. Da von jeder einzelnen Akzession 30 bis 40 Pflanzen in dieser Anlage stehen, sind jeweils größere Stückzahlen für eine Vermehrung möglich.

In der Pflanzsaison 2021 konnte beim Weingut Steinmetz in Wehr eine weitere Parzelle mit Reben der Rebsorte Elbling gepflanzt werden. Ausgepflanzt wurden 32 Akzessionen.

Im Frühjahr 2022 lagern die aus den Begehungen des Jahres 2020 gesicherten Reben im Kühlkeller des Institutes für Rebenzüchtung in Geisenheim. Die Pflanzung ist für den April oder Mai 2022 in geeignete Flächen in Wehr und Bernkastel vorgesehen. Von jeder Pflanzung wird je ein Plan erstellt und auch je ein Anbauvertrag abgeschlossen.

Tabelle 5: Übersicht über die Versuchs- und Vermehrungsanlagen für die während des Projekts gewonnenen Akzessionen.

Betrieb	Land	Sorte	Gemarkung	Flur	Nummer	Pflanzjahr	Unterlage	Akzessionen
DLR Mosel	Deutschland	Riesling	Bernkastel	7	148	2012	Börner	101
DLR Mosel	Deutschland	Riesling	Bernkastel	7	148	2013	Börner	62
DLR Mosel	Deutschland	Riesling	Bernkastel	7	148	2016	Börner	39
DLR Mosel	Deutschland	Riesling	Bernkastel	7	148	2018	Börner	39
Weingut Markus Molitor	Deutschland	Riesling	Zeltingen	21	87/1	2018	Börner	21
DLR Mosel	Deutschland	Riesling	Bernkastel	7	148	2018	Börner	64
Weingut Daniel Regnery	Deutschland	Riesling	Longen	3	349	2020	Börner	20
Weingut Guido Wrusch	Deutschland	Riesling	Maring	37	165	2020	Börner	27
Hochschule Geisenheim	Deutschland	Riesling	Geisenheim	42	5	2008	Börner	93
Hochschule Geisenheim	Deutschland	Riesling	Geisenheim	42	5	2009	Börner	49
Hochschule Geisenheim	Deutschland	Riesling	Geisenheim	42	5	2010	Börner	82
Hochschule Geisenheim	Deutschland	Riesling	Geisenheim	42	5	2011	Börner	33
Hochschule Geisenheim	Deutschland	Riesling	Geisenheim	42	5	2012	Börner	46
Hochschule Geisenheim	Deutschland	Riesling	Geisenheim	42	5	2013	Börner	121
Hochschule Geisenheim	Deutschland	Riesling	Geisenheim	42	5	2014	Börner	95
Hochschule Geisenheim	Deutschland	Riesling	Geisenheim	42	5	2016	Börner	38
Hochschule Geisenheim	Deutschland	Riesling	Geisenheim	42	5	2017	Börner	54
Hochschule Geisenheim	Deutschland	Riesling	Geisenheim	42	5	2019	Börner	57
Hochschule Geisenheim	Deutschland	Riesling	Geisenheim	42	5	2020	Börner	3
Hochschule Geisenheim	Deutschland	Riesling	Geisenheim	42	5	2022	Börner	51
IVV Remich	Luxemburg	Elbling	Remich	V 0006778		2010	SO4	161
IVV Remich	Luxemburg	Elbling	Remich	V 0006778		2014	SO4	68
Weingut Ralf Hoffmann	Deutschland	Elbling	Wincheringen	17	2	2015	SO4	37
Weingut Stephan Steinmetz	Deutschland	Elbling	Wehr	3	132	2017	SO4	36
Weingut Stephan Steinmetz	Deutschland	Elbling	Wehr	3	132	2018	SO4	20
Weingut Stephan Steinmetz	Deutschland	Elbling	Wehr	1	140	2019	SO4	16
Weingut Ralf Hoffmann	Deutschland	Elbling	Wincheringen	19	58	2020	SO4	12
Weingut Stephan Steinmetz	Deutschland	Elbling	Wehr	1	139	2021	SO4	31
Weingut Max Schramm	Luxemburg	Elbling	Wellenstein	V 0000360		2022	SO4	88
Weingut Stephan Steinmetz	Deutschland	Elbling	Wehr	1	140	2022	SO4	88

Die in den jährlichen Begehungen gefundenen gesunden Akzessionen wurden nach dem Ausschulen in verschiedenen Muttergärten durch Auspflanzung gesichert. Die Daten zu den mit den gewonnenen Akzession angelegten Rebflächen sind in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zusammengefasst. Die Pflanzung erfolgte auf geeigneten Flächen in den Bundesländern Hessen und Rheinland-Pfalz sowie im Großherzogtum Luxemburg. Jede Pflanzung wurde mit einem Plan dokumentiert. Diese Pflanzpläne können bei Bedarf beim DLR Mosel oder der Hochschule Geisenheim eingesehen werden. Die Anzahl der in den Muttergärten ausgepflanzten Akzessionen weicht in manchen Jahren von der bei der Begehung gefundener Anzahl an Akzessionen ab. Diese Abweichung ist der zusätzlichen Sicherung bereits ausgepflanzter Akzessionen begründet.

3.1.1.4 Begonnene und weiterzuführende Arbeiten zur Evaluation der weinbaulichen Eignung des Materials

3.1.1.4.1 Wissenschaftliche Abschlussarbeiten

Der Weinbau ist eine landwirtschaftliche Dauerkultur. Die wirtschaftliche Nutzung kann sich bei sachgemäßer Pflege über mehrere Jahrzehnte erstrecken. Bis zur ersten Nutzung (Ernte) benötigt die junge Rebe zwei bis drei Jahre.

Erste Untersuchungen zur weinbaulichen Eignung der selektierten Akzessionen konnten im Ressourcenweinberg in Remich bereits im Jahr 2014 beginnen:

Masterarbeit von Christian Hach an der Universität Trier im Jahr 2014 mit dem Thema: *Biodiversität und genetische Ressourcen bei der Rebsorte Elbling an ausgewählten Standorten des Moseltals*. Betreut wurde die Masterarbeit durch die Universität Trier, Herrn Prof. Dr. Thomas Schmitt und durch das DLR Mosel, Herr Dipl. Ing. Weinbau und Oenologie, Gerd Permesang.

Im Rahmen der umfangreichen Untersuchungen wurde eine Auswahl an Akzessionen der Anlage 1 in Remich bewertet. Neben den wichtigen Parametern wie Ertrag und Qualität wurde in dieser Arbeit besonderen Wert auf physiologische Eigenschaften der jeweiligen Akzession, vor allem der Traube gelegt. Im Ergebnis konnte eine große Streubreite in der Leistungsfähigkeit der gesicherten Akzessionen nachgewiesen werden. Diese abweichenden Eigenschaften sowohl hinsichtlich der Quantität und Qualität des Ertrages wie auch die gesundheitlichen Parameter bestätigten die gute Auswahl an Akzessionen. So ist es gelungen Reben mit stark abweichenden Leistungen, also differente Typen, zu sichern. Aufbauend auf den Ergebnissen der in 2014 durchgeführten Untersuchungen im Rahmen der Masterarbeit konnten die Ressourcen näher betrachtet und hinsichtlich ihrer möglichen späteren wirtschaftlichen Bedeutung kartiert und beschrieben werden.

Im folgenden Jahr 2015 wurden die Arbeiten durch Herrn Nicolay Hemmerling als Bachelorarbeit fortgesetzt:

Bachelor Thesis von Nicolay Hemmerling an der Hochschule Geisenheim 2015 mit dem Thema: *Genetische Ressourcen und Biodiversität ausgewählter Elblingklone der Versuchsfläche des Institut Viti-Vinicole*. Betreut wurde die Bachelor Thesis von Prof. Dr. Ernst H. Rühl und Dipl. Ing. Hubert Konrad jeweils von der Hochschule Geisenheim.

Untersucht wurden ausgewählte Akzessionen in dieser Anlage. Die bereits in der Masterarbeit 2014 gesammelten Erfahrungen konnten genutzt werden. Die Ergebnisse aus dieser Arbeit wurden bestätigt und weitere Rückschlüsse für die spezielle wirtschaftliche Nutzung der untersuchten Reben gezogen. Die große Streubreite der hinsichtlich der Qualität und Quantität wertgebenden Merkmale konnte bestätigt werden.

3.1.1.4.2 Eigene Untersuchungen

Rebsorte Elbling

Beginnend nach den Jungfeldjahren und Spätfrostschäden bzw. Hagelunwetter konnte erst im Herbst 2020 eine Ernte aller Akzessionen in der Anlage des IVV in Remich, Luxemburg, erfolgen. Die Ernte fand am 22. September 2020 statt. Es wurden die einzelnen Akzessionen jeweils getrennt geerntet. Anschließend erfolgte das Verwiegen der Trauben und Dokumentieren des Ertragsergebnisses. Zur Saftgewinnung wurden die Trauben in einer speziellen Traubenmühle leicht angequetscht. Der so gewonnene Traubensaft konnte anschließend in die vorher mit einem Etikett versehene Probeflasche abgefüllt werden. Die Untersuchung des Saftes auf wertbestimmende Inhaltsstoffe erfolgte anschließend im Labor des IVV in Remich. Alle Arbeitsschritte erfolgten unter genauer Trennung der einzelnen Akzessionen.

Die Anlage präsentierte sich in diesem Herbst in einem hervorragenden Zustand, sowohl hinsichtlich ihrer Qualität, wie auch hinsichtlich der Quantität des Ertrages. Die Trauben zeigten keine Fäule. Der Ertrag war sehr stark. Er schwankte von 0,91 Kg/m² bis zu 4,47 Kg/m². Dies entspricht dem vierfachen Ertrag zwischen der geringsten und dem der am stärksten tragenden Akzession. Die Qualität, gemessen in Grad Oechsle, variierte von 72 Grad bis zu 91 Grad. Das Mostgewicht variierte somit um 19 Grad. Für die Ernteergebnisse des in der Anlage 1 in Remich gepflanzten Elblings aus dem Jahre 2020 siehe Tabelle A3 im Anhang (S. 165).

Im Herbst 2021 erfolgte die Ernte und Untersuchung der qualitativen und quantitativen Leistungsfähigkeit in der mit Elbling bepflanzten Anlage 2 in Remich. Bemerkenswert ist auch bei der Anlage 2 die große Streubreite in der jeweiligen Leistungsfähigkeit. So bewegen sich die Erträge zwischen 0,7 und 3,37 Kg/m². Dies entspricht fast dem fünffachen Ertrag zwischen der am geringsten tragenden und der am stärksten tragenden Akzession. Im Zuckergehalt des Mostes, gemessen in Grad Oechsle, war eine Spanne von 63 Grad bis zu 85 Grad messbar. Eine so große Spanne im Ertrag wie auch im Zuckergehalt ist bei den marktüblichen Klonen nicht anzutreffen. Sie zeigt deutlich das Potential der gefundenen Akzessionen. Ein Potential, das durch weitere Untersuchungen und Vermehrungen in die weinbauliche Praxis hineingetragen werden kann. Die ökonomisch wie auch ökologischen Vorteile, die sich für den praktizierenden Winzer ergeben, sind hoch zu bewerten. Die Ergebnisse zu Ertrag, Mostgewicht, Säuregehalt pH-Wert sowie Botrytisanfälligkeit des in der Anlage 2 in Remich gepflanzten Elblings aus den Jahren 2022 und 2021 sind im Anhang dokumentiert (Tabelle A3, S.165, A4, S.167).

Die restlichen Anlagen in Wehr und in Wincheringen sind noch teils im Jungfeldstadium. Ertragsuntersuchungen waren dort noch nicht möglich. Insbesondere die Trockenheit in den Weinjahrgängen 2018 bis 2020 setzte den jungen Reben zu. Die Beeinträchtigungen durch die Dürre beeinflussten die Reben zu stark. Das DLR Mosel wird diese Anlagen in den nächsten Jahren weiter betreuen, bonitieren und wenn möglich Ernteergebnisse ermitteln.



Abbildung 7: Elbling Ressourcenanlage Remich



Abbildung 8: Elbling Wehr, Aufnahme September 2021

Rebsorte Riesling

Der in Tabelle 6 gezeigte Auszug der Ergebnisse der Evaluierung der Rebsorte Riesling stellt lediglich einen kleinen Teil der erhobenen Daten dar. Die exemplarische Auswahl gibt zu erkennen, dass auch bei der Sorte Riesling eine deutliche Streubreite im Mengenertrag gemessen wurde. Auch bei dieser Sorte ließ sich eine Spanne von bis zu 400 % messen. Die Abweichungen in der Qualität waren etwas geringer als beim Elbling, bewegten sich aber noch in einem Bereich von 10 Grad Oechsle. In Hinblick auf die Weinqualität entspricht dies dem Bereich einer Qualitätsstufe.

Deutlich größere Spannbreiten traten bei dem wichtigen analytischen Wert, der Mostsäure, auf. Der Fokus liegt für zukünftige Reben bei höheren Mostsäuregehalten. Der Klimawandel führt mit seinen steigenden Temperaturen zu einem schnelleren und stärkeren Abbau der natürlichen Säuren bereits in der Traubenbeere. Das gewohnte Geschmacksbild des Weines der herkömmlichen Rieslingklone verliert dadurch seine Typizität.

Für die weitere Bearbeitung sind die zusätzlichen Beschreibungen der Trauben, die unter Bemerkungen festgehalten wurden, sehr wertig. Lockere Traubenstrukturen führen zu einer

Verringerung in der Kompaktheit der Traube. Das begünstigt besonders bei der Sorte Riesling eine Verminderung der Traubenfäule (Botrytis) und trägt zur Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln bei

Tabelle 6: Auszug Ernteergebnisse Riesling 2020

Sorte	Klon	Unterlage	UKlon	Pflanzjahr	Standraum	St_im_Etr	LeseAm	Ertrag g/m²	Oechsle	Ges-Säure	MostPH	Botrytis %	Erdrtrauben%	StiehlLahm	Bemerkung
Weißer Riesling	DSL 3	Börner	1	2016	2.34	3	21.09.2020	1311	88	8,5	2,8	1	0	0	
Weißer Riesling	SWB 27-21	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	1482	93	8,8	2,9	2	0	0	locker, lt. Sonnenebrand
Weißer Riesling	SHR 2-1	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	1538	93	8,6	2,9	1	0	0	locker, lt. Sonnenebrand
Weißer Riesling	SHR 1-4	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	1610	91	8,0	2,9	1	0	0	leicht Sonnenbrand
Weißer Riesling	SHR 8-10	Börner	1	2017	2.34	2	21.09.2020	962	93	8,7	3,0	1	0	0	sehr locker, lt. Sonnenbrand
Weißer Riesling	PPW 9	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	1709	94	9,0	3,0	1	0	0	locker, lt. Sonnenbrand
Weißer Riesling	PPW 10	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	1681	93	9,0	3,0	1	0	0	
Weißer Riesling	3000	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	1709	95	9,1	2,9	1	0	0	
Weißer Riesling	3043	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	1838	88	9,2	2,9	2	0	0	
Weißer Riesling	3080	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	1866	94	9,2	2,9	2	0	0	locker/ lt. Sonnenbrand
Weißer Riesling	3082	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	2365	91	9,3	2,9	2	0	0	lt. Sonnenbrand
Weißer Riesling	3095	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	1211	94	8,5	3,0	2	0	0	lt. Sonnenbrand
Weißer Riesling	SAH 28	Börner	1	2014	2.34	3	21.09.2020	1325	91	9,5	2,9	4	0	0	
Weißer Riesling	HMB 8-15	Börner	1	2014	2.34	3	21.09.2020	2023	83	10,6	2,8	2	0	0	
Weißer Riesling	HMB 8-19	Börner	1	2014	2.34	3	21.09.2020	1624	87	10,2	2,8	2	0	0	
Weißer Riesling	HMB 10-23	Börner	1	2014	2.34	3	21.09.2020	2123	91	9,7	2,9	1	0	0	
Weißer Riesling	VHO 113	Börner	1	2014	2.34	3	21.09.2020	1595	89	10,3	2,8	1	0	0	lt. Sonnenbrand
Weißer Riesling	SFU 5	Börner	1	2016	2.34	3	21.09.2020	1567	90	10,0	2,9	3	0	0	St. 2. Jahrg
Weißer Riesling	SFU 14	Börner	1	2016	2.34	3	21.09.2020	1994	91	10,5	2,8	2	0	0	
Weißer Riesling	TLM 10	Börner	1	2016	2.34	3	21.09.2020	1040	92	9,0	2,9	2	0	0	w. Trauben, lt. Sonnenbrand
Weißer Riesling	SWB 27-20	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	769	91	8,5	3,0	1	0	0	schwachwüchsig
Weißer Riesling	SHR 7-11	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	670	95	8,5	3,1	1	0	0	
Weißer Riesling	PPW 4	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	2236	91	9,4	3,0	1	0	0	große Beeren, locker, lt. Sonnenbrand
Weißer Riesling	3019	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	2065	91	8,8	3,0	2	0	0	
Weißer Riesling	VHO 62	Börner	1	2014	2.34	3	21.09.2020	1695	92	10,0	2,8	1	0	0	
Weißer Riesling	VHO 109	Börner	1	2014	2.34	3	21.09.2020	1581	91	9,9	2,8	1	0	0	Sonnenbrand
Weißer Riesling	VHO 112	Börner	1	2014	2.34	3	21.09.2020	1937	89	10,1	2,9	2	0	0	
Weißer Riesling	CLM 11	Börner	1	2016	2.34	3	21.09.2020	1994	91	10,3	2,8	2	0	0	
Weißer Riesling	N-8-15	Börner	1	2016	2.34	3	21.09.2020	1824	94	8,9	2,9	1	0	0	lt. Sonnenbrand
Weißer Riesling	N-13-20	Börner	1	2016	2.34	3	21.09.2020	1923	93	9,2	2,9	2	0	0	
Weißer Riesling	RFC 2	Börner	1	2016	2.34	3	21.09.2020	598	97	8,3	3,1	1	0	0	nur 2 kleine Trauben/ Trieb
Weißer Riesling	FSN 7-11	Börner	1	2016	2.34	3	21.09.2020	1880	92	9,5	2,9	1	0	0	
Weißer Riesling	SWR 6	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	1538	89	9,4	2,8	1	0	0	locker, lt. Sonnenbrand
Weißer Riesling	SWB 18-12	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	1239	90	9,1	2,9	2	0	0	kl. Trauben, lt. Sonnenbrand
Weißer Riesling	SBM 4-2	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	997	95	8,7	2,9	1	0	0	1 Fehlstock, lt. Sonnenbrand
Weißer Riesling	SBM 5-3	Börner	1	2017	2.34	3	21.09.2020	1724	93	9,1	2,9	3	0	0	lt. Sonnenbrand

Der zu erwartende Wandel des Klimas wird sich auch auf die Reben und somit auf den erzeugten Wein an der Mosel auswirken. Mit steigenden Temperaturen und einem Mehr an Sonnenstunden verändert sich die gewohnte Typizität der erzeugten Weine. Der Alkoholgehalt wird zunehmen, die fruchtige Mostsäure weniger werden. Das Geschmacksprofil wird sich von leicht und fruchtig zu alkoholbetont und körperreich verändern. Es besteht die Gefahr, dass der Endverbraucher diesen Wandel im Geschmack nicht mitträgt und mit Kaufzurückhaltung reagiert. Bei einer derartigen Entwicklung sind traditionell angebaute Rebsorten wie vor allem die Sorte Riesling gefährdet. Die Rieslingklone, die heute den Winzern zur Pflanzung angeboten werden, stammen alle aus einer Zeit, als höhere Alkohol- und niedrigere Säuregehalte gefordert wurden.

Die neuen Ressourcen-Reben bieten die vorzügliche Möglichkeit, mit Weinen, die ein mehr an Säure und moderate Alkoholgehalte aufweisen, auf die neuen Rahmenbedingungen zu reagieren. Der Winzerschaft wird mit diesem neuen Material die Möglichkeit gegeben, auch weiterhin erfolgreich Riesling anzubauen und zu vermarkten.

Weiterhin sind Attribute wie die Widerstandsfähigkeit gegen Sonnenbrand im Zusammenhang mit dem Klimawandel von Bedeutung. Eine zu starke Sonneneinstrahlung während der Reifephase führt bei vielen Traubensorten zum Sonnenbrand. Die Trauben verdorren am Rebstock und sind sowohl für die Weinbereitung als auch für alternative Nutzung ungeeignet.

3.1.1.5 Zusammenfassung

Die eigenen Untersuchungen, die Arbeiten der Hochschule Geisenheim sowie die Ergebnisse der Bachelor- und Masterarbeit haben wichtige Erkenntnisse zu den selektierten Reben geliefert. Es zeigt sich, dass einzelne Akzessionen sich nicht nur in Hinblick auf Qualität und Quantität des Ernteguts deutlich von dem bestehenden Klonenmaterial unterscheiden. Als ebenso wichtig muss die lockere Traubenstruktur bewertet werden. Eine lockere Traubenstruktur wirkt sich positiv auf eine mögliche Traubenfäulnis aus. Durch die Einsparung von spezifisch gegen *Botrytis* wirksamen Fungiziden ergeben sich nicht nur ökonomische Vorteile, sondern auch eine geringere Belastung der Umwelt.

Es darf aber auch nicht außer Acht gelassen werden, dass sich ein Wandel des Klimas andeutet oder bereits begonnen hat. Es ist von ökonomischem wie auch von ökologischem Interesse, die wertvollen alten Rebsorten für diese neuen Umweltaforderungen anzupassen. Diese Anpassung kann nur durch neue Akzessionen der jeweiligen Sorte erfolgen. Für die züchterische Auswahl gelten zusätzliche Kriterien. Wichtiger aber ist, dass genügend Pflanzen für die Selektion zur Verfügung stehen. Ausreichende Ressourcen bieten die neu geschaffenen Muttergärten. Die neuen Selektionen mit höherer genetischer Variabilität und Adaptationsmöglichkeit leisten einen wichtigen Beitrag zur nachhaltigen Kultur der traditionellen Rebsorten Riesling und Elbling unter sich ändernden Umweltbedingungen.

Wichtige Ergebnisse in Teil A

- Es wurden 107 Parzellen beprobt, die zwischen 1880 und 1944 gepflanzt worden waren;
- Von 1.664 ausgewählten Rebstöcken waren 624 ohne Befall durch zertifizierungsrelevante Viren und konnten vermehrt werden;
- Das selektionierte Material wurde zur weiteren Bearbeitung in 18 Versuchsanlagen gepflanzt;
- Die Variationsbreite der gewonnenen Akzessionen ist im Vergleich zu gängigen Klonen in Bezug auf weinbauliche Merkmale und Qualitätsparameter wie z.B. Traubenstruktur Mostgewicht oder Säurewerte sehr hoch;

Praxisrelevanz

- Das neue Pflanzmaterial besteht aus hochwertigen Reben;
- Die Bandbreite der Leistungsmerkmale bietet gute Anpassungsmöglichkeiten an betriebs- und standortspezifische Anforderungen;
- Die Besonderheit des Materials bildet eine zusätzliche Kommunikationsbasis für die Winzer mit der Weinkundschaft;
- Die Anpassung der klassischen Rebsorten an ein wärmeres Klima wird erleichtert;
- Akzessionen mit lockerer Traubenstruktur sind weniger fäulnisanfällig;
- Der Praxis stehen auf Nachfrage alle gepflanzten Akzessionen zur Verfügung.

Weiterer Forschungsbedarf

- Aufgrund der stetigen Abnahme sehr alter Rebflächen hat die Sicherung weiterer genetischer Ressourcen hohe Priorität;
- Die bereits praxisverfügbaren Akzessionen mit hoher Bandbreite weinbaulicher Eigenschaften bilden die Basis für die Entwicklung klimaresilienter Anbaustrategien;
- Vergleichende Genomanalysen ausgewählter Akzessionen erlauben Rückschlüsse auf die Basis der intravarietalen Variabilität

3.1.2 Teil B: Biodiversität

3.1.2.1 Ergebnisse des Tagfaltermonitorings

3.1.2.1.1 Tagfalterarten und Individuenzahlen im Klotten-Treiser-Moseltal

In den Jahren 2012-2014 und 2016-2018 konnten im UG Klotten-Treiser Moseltal insgesamt 58 Tagfalterarten aus 6 Familien nachgewiesen werden (Anhang A6, S.170). Dies entspricht einem Drittel aller in Deutschland vorkommenden 189 Tagfalterarten. Allein diese Anzahl nachgewiesener Arten spricht bereits für die hohe Bedeutung des Unteren Moseltals und des Steillagenweinbaus für die Tagfalterdiversität und die Biodiversität im Allgemeinen. Die am stärksten vertretene Familie sind die Nymphalidae, gefolgt von den Lycaenidae und den Pieridae.

Auch wenn die Anzahl der nachgewiesenen Arten (Abbildung 9) und Individuen mit den Jahren variiert, ähneln sich die Dominanzstrukturen aller Jahre stark. *Pieris rapae* ist mit Abstand die eu- bzw. dominanteste Art, ihr Anteil macht bis zu 70 % der Gesamtindividuenzahl aus. Selbst die stark gefährdete Art *Melitaea didyma* (RL RLP/DE, Kategorie 2) tritt in den meisten Jahren dominant auf. Dies ist besonders erwähnenswert und spricht für die hohe Bedeutung der Weinbausteillagen für xerothermophile Arten. In allen Jahren repräsentieren die eudominanten und dominanten Arten zwischen 42 und 70 % der Gesamtindividuenzahl. Es ist deutlich zu erkennen, dass sich das Artspektrum aus wenigen individuenstarken und vielen individuenchwachen Arten zusammensetzt. Die Schwankungen der Anzahl nachgewiesener Arten und Individuen zwischen den Jahren zeigt keine zunehmende oder abnehmende Tendenz. Ein Zusammenhang mit der Anzahl an Begehungsterminen je nach Projektphase kann dafür

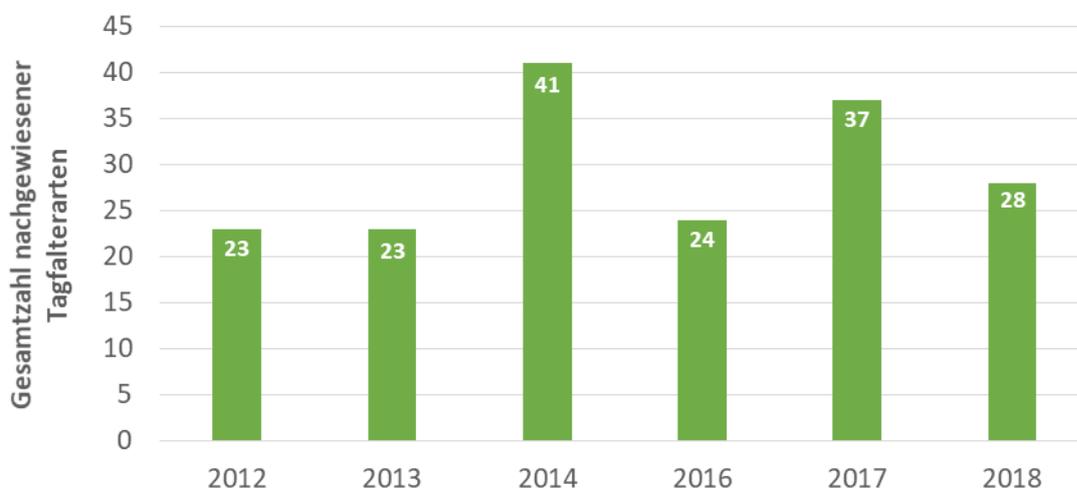


Abbildung 9: Innerhalb der Linientransekte nachgewiesene Tagfalterarten im UG Klotten-Treiser Moseltal in den Jahren 2012-2014 sowie 2016-2018.

nicht der alleinige Grund sein. Dies gilt besonders für die Anzahl nachgewiesener Arten, da auch in der Monitoringphase alle Jahreszeitaspekte mit ausreichend Begehungsterminen bedacht wurden. Da Tagfalter sehr stark von der Witterung abhängig sind, sind Schwankungen der Arten- und Individuenzahlen zwischen den Jahren verbreitet. Besonders seltene, individuenschwache Arten fallen in schlechteren Jahren häufig unter die Nachweisgrenze.

3.1.2.1.2 Gefährdete Tagfalterarten im Klotten-Treiser-Moseltal

Betrachtet man den Anteil der gefährdeten Arten fällt auf, dass in allen Untersuchungsjahren viele Tagfalter der Kategorien 1-3 der Roten Liste Rheinland-Pfalz (Schmidt 2013) und Deutschland (Reinhardt und Bolz 2011) im Untersuchungsgebiet nachgewiesen wurden (Abbildung 10). Von den insgesamt 58 nachgewiesenen Tagfalterarten (Anhang A6, S.170) sind 26 % in den Kategorien 1-3 der Roten Liste Rheinland-Pfalz gelistet. Weitere 26 % der Arten stehen auf der Vorwarnliste bzw. eine Gefährdung ist anzunehmen. Bezogen auf die Rote Liste Deutschland ist der Anteil gefährdeter Arten geringer. 16 % der nachgewiesenen Arten stehen in den Kategorien 1-3 der Roten Liste Deutschland, weitere 14 % auf der Vorwarnliste. Da sowohl die Rote Liste Rheinland-Pfalz als auch die Rote Liste Deutschland bereits einige Jahre alt sind, ist in Anbetracht des stetigen Rückgangs unserer Insekten inklusive der Tagfalter davon auszugehen, dass der tatsächliche Anteil gefährdeter Arten heute noch höher liegt. Dieser erhebliche Anteil gefährdeter Arten untermauert die hohe Bedeutung des Untersuchungsgebietes für die Biodiversität und den Artenschutz. Neben den klimatischen Bedingungen im UG Klotten-Treiser Moseltal profitieren die Tagfalter von dem heterogenen Landschaftsbild. Im Bereich des Unteren Moseltals ist eine Vielzahl natürlicher Felsnasen und felsdurchsetzter Brachhänge vorhanden. Innerhalb der Rebanbauflächen wechseln sich Falllinien, Fahrterrassen und Laufterrassen als Bewirtschaftungsform ab. Die Wirtschaftswege sind größtenteils nicht asphaltiert und durch Offenboden geprägt. Weiterhin gibt es blütenreiche Rand- und Saumstrukturen. All diese Aspekte führen zu einer sehr strukturreichen Landschaft innerhalb des UG Klotten-Treiser Moseltal, die den unterschiedlichen Ansprüchen der verschiedenen Tagfalterarten zugutekommt.

Die in den Kategorien 1-3 der Roten Liste gelisteten Arten treten im Untersuchungsgebiet in Pommern vorwiegend subrezent und sporadisch auf. Zu diesen Arten zählen u.a. *Iphiclides podalirius*, *Satyrium acaciae* oder *Carcharodus alceae*. Eine Sonderstellung nimmt *Melitaea didyma* ein. Obwohl dieser Edelfalter sowohl für Rheinland-Pfalz als auch für Deutschland in der Kategorie 2 (stark gefährdet) geführt wird, trat er in Pommern in allen Untersuchungsjahren als dominante Art auf. Im Jahr 2017 konnte *Brintesia circe* (RL RLP Kat. 1, RL DE Kat. 3) erstmals im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Ein weiterer Nachweis für diese Art wurde laut einem Artenportal im nahegelegenen Dortebrachtal im Jahr 2016 erbracht. Zuvor wurde die Art zuletzt 1938 im Moseltal gesichtet. Eine weitere Sonderstellung nimmt *Parnassius apollo vinningensis* ein. Dieser vom Aussterben bedrohte Falter, der in Deutschland nur noch im Moseltal vorkommt, konnte in Pommern in den Jahren 2012, 2014, 2016 und 2017

im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Neuste Veröffentlichungen befürchten ein baldiges Aussterben dieses stark bedrohten Taxons. Eine Darstellung ihrer Bestandsentwicklung an der Mosel kann in der folgenden aktuellen Veröffentlichung nachgelesen werden: Müller und Hanisch (2021).

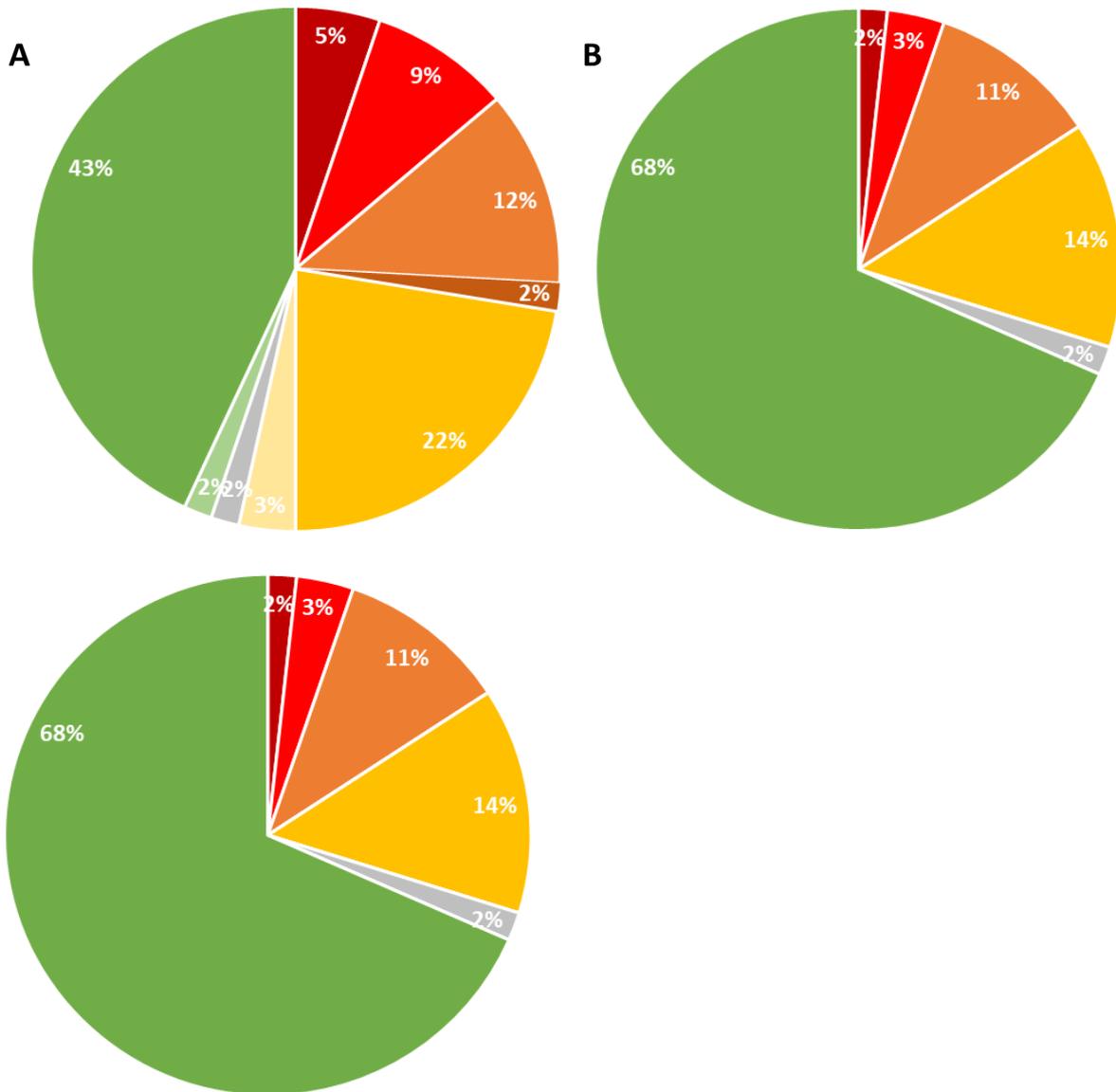


Abbildung 10: Anteil gefährdeter Arten aller im gesamten Projektzeitraum im Untersuchungsgebiet Klotten-Treiser Moseltal nachgewiesener 58 Tagfalterarten. A: Rote Liste Rheinland-Pfalz (2013), B: Rote Liste Deutschland (2011). ● 1 vom Aussterben bedroht; ● 2 stark gefährdet; ● 3 gefährdet; ● R Arten mit geografischer Restriktion; ● V Arten der Vorwarnliste; ● G Gefährdung anzunehmen, Status z.Zt. unbekannt; ● D Daten defizitär; ● I Vermehrungsgäste; ● * ungefährdet

3.1.2.1.3 Tagfalterarten im Untersuchungsgebiet Osann-Veldenzer Umlaufberge

Über den gesamten Projektzeitraum (2014, 2016, 2017) wurden im UG Osann-Veldenzer Umlaufberge insgesamt 28 Tagfalterarten aus 6 Familien nachgewiesen (Anhang A7, S.171). Dies entspricht 15 % aller in Deutschland vorkommenden 189 Tagfalterarten.

Die am stärksten vertretene Familie sind die Pieridae, gefolgt von den Nymphalidae und den Satyrinae. Wie im UG Klotten-Treiser Moseltal variiert auch im UG Osann-Veldenzer Umlaufberge die Anzahl der nachgewiesenen Arten (Abbildung 11), im letztgenannten unterscheiden sich jedoch ebenso die Dominanzstrukturen stark von Jahr zu Jahr. Die im Klotten-Treiser Moseltal stets dominant auftretende Art *Pieris rapae*, tritt im UG Osann-Veldenzer Umlaufberge im Jahr 2014 lediglich subdominant auf, im Jahr 2016 dagegen eudominant. 2014 wird das Artspektrum von *Nymphalis urticae*, *Aglais io* und *Lasiommata megera* dominiert, 2016 und 2017 u.a. durch *Maniola jurtina*. Unter den dominanten Arten sind auch Vertreter der Hesperiiidae (*Thymelicus lineola* in 2016) und der Lycaenidae (*Polyommatus icarus* in 2017) zu finden.

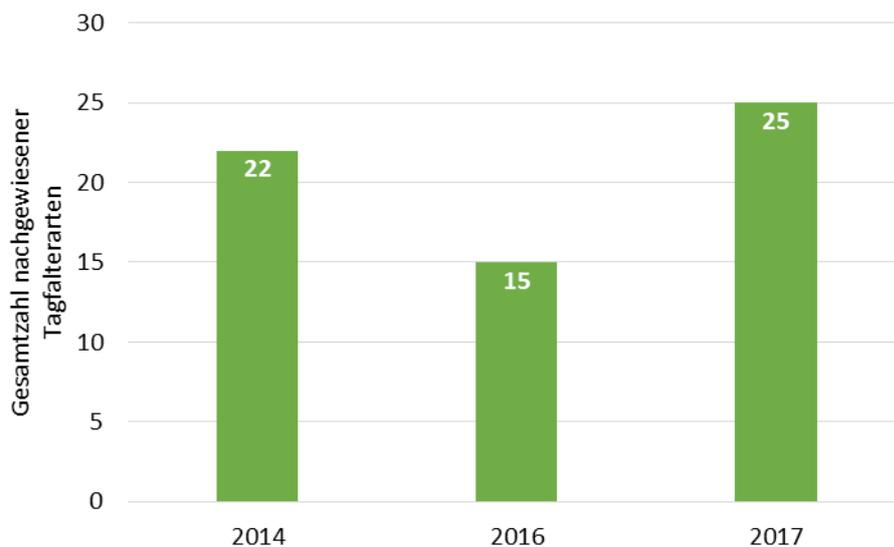


Abbildung 11: Innerhalb der Linientransekte nachgewiesene Tagfalterarten im UG Osann-Veldenzer Umlaufberge in den Jahren 2014-2017.

3.1.2.1.4 Gefährdete Tagfalterarten im Untersuchungsgebiet Osann-Veldenzer Umlaufberge

Bei der Betrachtung der gefährdeten Arten im UG Osann-Veldenzer Umlaufberge wird das Fehlen der seltenen und xerothermophilen Arten deutlich. In allen Untersuchungsjahren treten weder Vertreter der Kategorien 1-3 der Roten Liste Rheinland-Pfalz (Schmidt 2013) noch der Roten Liste Deutschland (Reinhardt und Bolz 2011) auf. Von den insgesamt 28 nachgewiesenen Tagfalterarten werden 71 % nach der Roten Liste Rheinland-Pfalz und 89 % nach der Roten Liste Deutschland als ungefährdet eingestuft. Von den übrigen Arten sind nach

der Roten Liste Rheinland-Pfalz (Schmidt 2013) lediglich sieben Arten, nach der Roten Liste Deutschland (Reinhardt und Bolz 2011) sogar nur eine Art auf der Vorwarnliste

3.1.2.1.5 Vergleich der Untersuchungsgebiete Klotten-Treiser Moseltal und Osann-Veldenzer Umlaufberge

Vergleicht man die beiden Untersuchungsgebiete, fällt auf, dass im UG Osann-Veldenzer Umlaufberge insgesamt nur rund 50 % der im UG Klotten-Treiser Moseltal vorkommenden Arten nachgewiesen werden konnten. Die Zusammensetzung des Artspektrums im UG Osann-Veldenzer Umlaufberge scheint viel variabler zu sein als im UG Klotten-Treiser Moseltal, was mit den weniger steten Umweltbedingungen an der Mittelmosel in Zusammenhang stehen könnte. Eine Gemeinsamkeit der beiden Untersuchungsgebiete ist, dass das Artspektrum in beiden Gebieten aus wenigen individuenstarken und vielen individuenchwachen Arten zusammengesetzt ist. Die individuenchwachen und somit meist seltenen Arten sind es auch, die im UG Osann-Veldenzer Umlaufberge fehlen, darunter auch die xerothermophilen Arten. Neben dem weniger warm-trockenen Klima im Bereich des UG Osann-Veldenzer Umlaufberge im Vergleich zum UG Klotten-Treiser Moseltal, liegt eine für Tagfalter weniger attraktive Landschaftsstruktur als Grund für das ärmere Artspektrum als Erklärung nahe. Natürlich vorhandene Felsstrukturen, wie es sie an der Untermosel gibt, sind hier nicht vorhanden. Die Weinbauparzellen werden fast ausschließlich in der Falllinie bewirtschaftet, wodurch die Heterogenität innerhalb der Anbauflächen gering ist. Eine diverse Rebzeilenbegrünung fehlt weitestgehend, die Wirtschaftswege sind asphaltiert und auch die Rand- und Saumstrukturen werden hier größtenteils gemäht bzw. gemulcht oder mit Pflanzenschutzmitteln bearbeitet. Die Schwankungen der Anzahl nachgewiesener Arten und Individuen zwischen den Jahren zeigen auch im UG Osann-Veldenzer Umlaufberge keine zunehmende oder abnehmende Tendenz.

3.1.2.2 Ergebnisse des Wildbienenmonitorings

Im Rahmen des Projektes sind zu diesem Thema schon Ergebnisse im Rahmen der Intensivphase wissenschaftliche Publikationen erschienen. Es handelt sich dabei um die abgeschlossene Dissertation von Herrn Dr. Krahnert (Krahnert, 2017), einen Beitrag im Fachjournal „Contributions to Entomology“ (Krahnert et al., 2018) und einen Artikel im Fachjournal „Ecological Indicators“ (Krahnert et al., 2021). Eine weitere wissenschaftliche Publikation wurde zum Zeitpunkt der Verfassung dieses Berichtes eingereicht.

3.1.2.2.1 Arten und Individuenzahlen im Klotten-Treiser-Moseltal

Im Klotten-Treiser Moseltal wurden im Projektzeitraum von 2012-2019 durch Handfänge, Malaisefallen, Farbschalen und Nistfallen insgesamt 6619 Wildbienenindividuen erfasst, die insgesamt 178 verschiedenen Wildbienenarten aus 7 Familien angehören (Andrenidae: 1231; Anthophoridae 363, Apidae: 1078, Colletidae 465, Halictidae: 3208, Megachilidae 272, Melittidae: 1). Bei 444 weiteren Individuen handelte es sich um Honigbienen (*Apis mellifera*),

die nicht weiter in die Auswertung eingingen, da es sich um eine domestizierte Art handelt. Eine auf Individuen basierende kombinierte Rarefaction- und Extrapolationskurve von Krahnert et al. (2017) (Abbildung 12) ergab für den Standort KTM eine geschätzte Gesamtartenzahl von 197,7 [177,3; 240,8] (Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall) Wildbienenarten. Es ist also davon auszugehen, dass 90,0 % [73,9 %; 100,4 %] der in KTM vorkommenden Arten in dieser Langzeitstudie ermittelt wurden. Somit zeigt die Studie, dass fast ein Drittel der in Deutschland bisher nachgewiesenen Wildbienenarten (ca. 570 Arten, Westrich 2018) im Klotten-Treiser Moseltal heimisch sind. Darunter finden sich viele gefährdete xerothermophile und hoch spezialisierte Arten (Tabelle 7, S.75, was die große Bedeutung des untersuchten Gebietes, nicht nur für den Weinbau sondern auch für den Artenschutz und die Biodiversität unterstreicht.

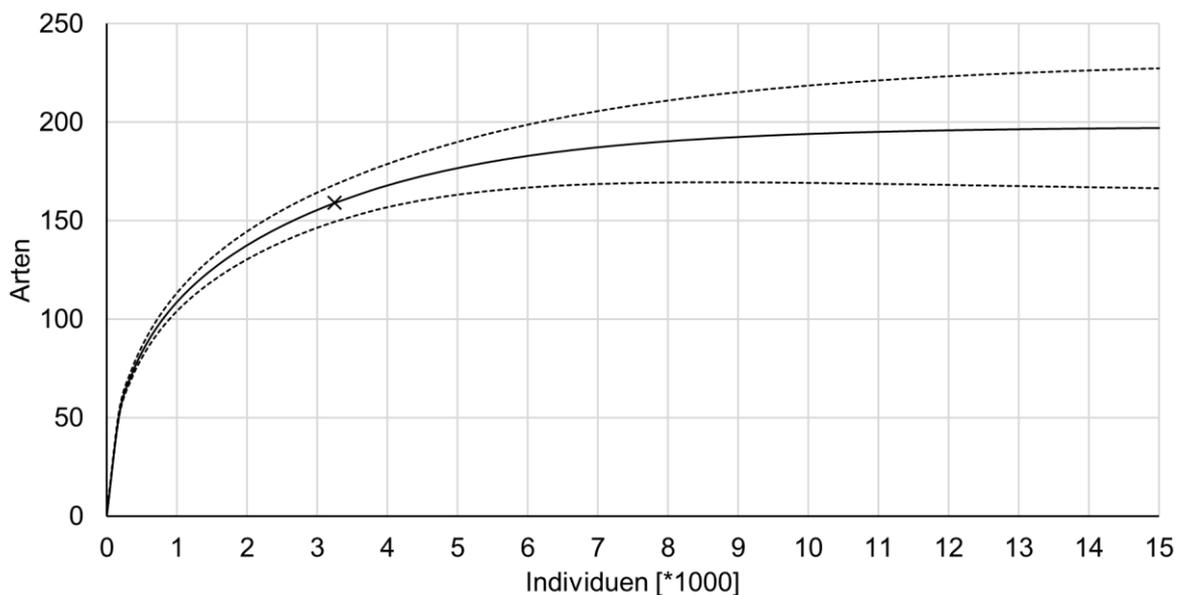


Abbildung 12: Kombinierte Rarefaction- und Extrapolationskurve der in 2012 und 2013 am Standort KTM insgesamt erfassten Wildbienen. x Beobachteter Wert. – Inter- bzw. Extrapolation. - - 95 %-Konfidenzintervall. Abbildung entnommen aus Krahnert (2017).

Auf den Gefährdungsstatus und die genaue Anzahl der gefährdeten Arten wird in Kapitel 3.1.2.2.5 genauer eingegangen und die Auflistung der insgesamt erfassten Arten ist dem Anhang (Tabelle A8, S.172) zu entnehmen.

Die Häufigkeitsverteilung der einzelnen Arten im KTM über den gesamten Erfassungszeitraum ist in Abbildung 13 dargestellt. Sie zeigt, dass 67 % der Individuen von 12 Arten gestellt werden. Alle anderen 166 Arten wurden mit einer Häufigkeit von 1 % oder deutlich darunter nachgewiesen. Bei den häufigsten Arten handelt es sich um Generalisten, die weder in RLP noch in der BRD einen Gefährdungsstatus besitzen. Mit 13 % der Individuen wurde die dunkelgrüne Schmalbiene *Lasioglossum morio* am häufigsten nachgewiesen, sie gilt als charakteristisch für warme Standorte mit einem hohen Anteil an Rohboden (Cölln et al. 2011).

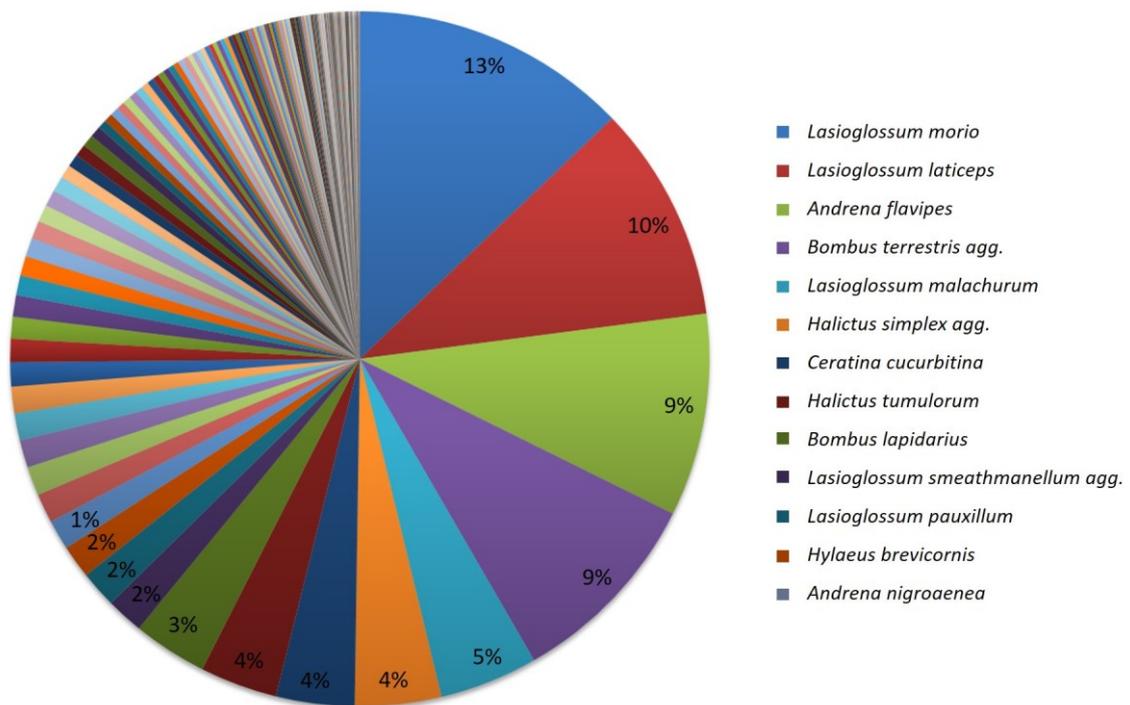


Abbildung 13: Die häufigsten Wildbienenarten im Klotten-Treiser-Moseltal. Von insgesamt 178 Arten stellen 12 Arten 67% der Individuen am Standort KTM.

Aufgrund der besseren Vergleichbarkeit beschränken sich die folgenden Grafiken und Auswertungen auf die Daten, die ausschließlich aus den Farbschalenfängen der Transekte R1, R7, 11-3, 12-3, 15-1 und 18-2 in den Monaten April, Juni und August der Versuchsjahre erfasst wurden. Dieser Datensatz umfasst 2625 Individuen (2013: 350, 2015: 609, 2016: 629, 2017: 678, 2018: 359). Da im Jahr 2014 der Fokus des Monitorings aus organisatorischen Gründen auf dem Untersuchungsstandort OVU lag, existieren für dieses Jahr keine Aufnahmedaten für KTM. Abbildung 14 zeigt graphisch die Gesamtzahl der Individuen und der Arten der erfassten Wildbienen am Standort KTM. Dazu wurden die gesammelten Daten aller beprobter Transekte zusammengefasst, zu denen Transekte in Querterrassen-Rebanlagen, Laufterrassen- und Falllinien-Rebanlagen, sowie Transekte in Randbegrünungen gehörten. Im Jahr 2013 wurde im Monat April kein Monitoring durchgeführt, weshalb die Gesamtarten- und Individuenzahlen für das Jahr 2013 nicht vollständig abbildbar sind.

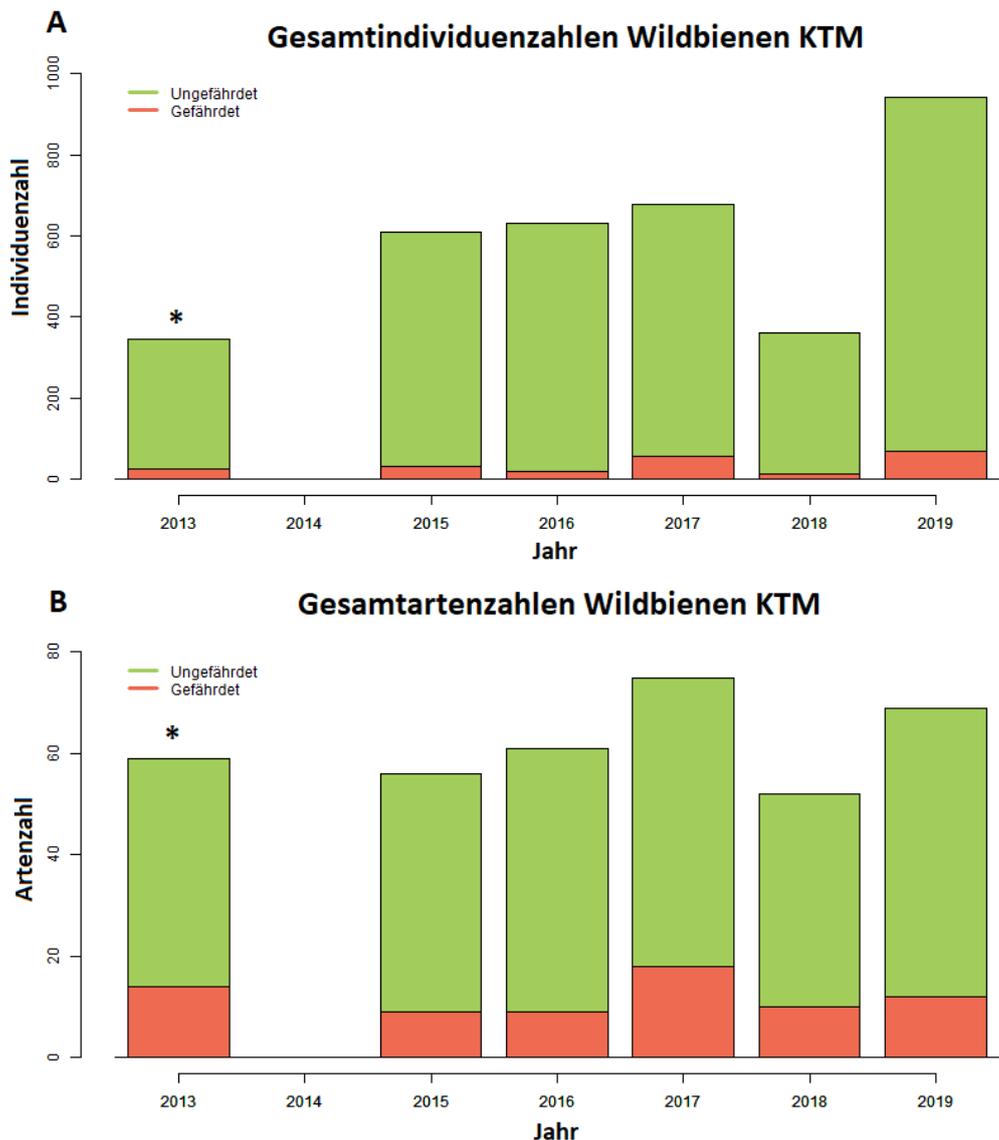
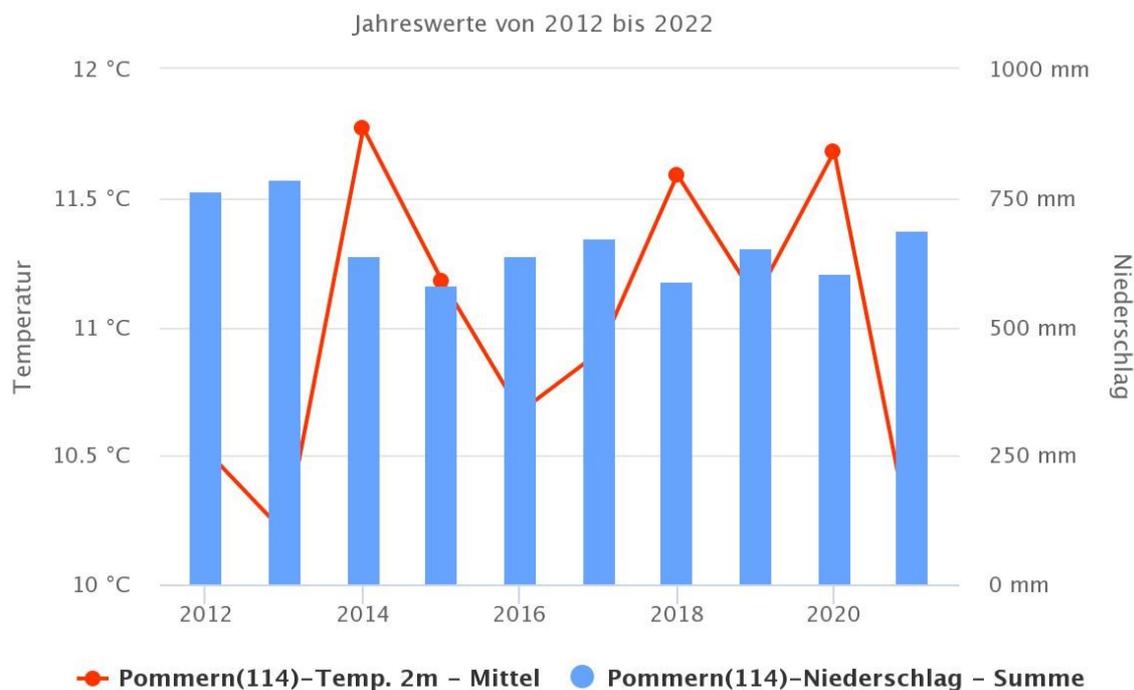


Abbildung 14: Gesamtindividuen- und –artenzahlen der durch Farbschalenfänge erfassten Wildbienen im Klotten-Treiser-Moseltal (KTM). *: Im Jahr 2013 fand aus organisatorischen Gründen kein Monitoring im April statt, weshalb diese Zahlen nicht vollständig sind, 2014 erfolgte in dieser Region keine Erfassung.

Betrachtet man zunächst die Individuenzahlen (Abbildung 14a), so fällt auf, dass im Jahr 2018 am wenigsten Individuen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen wurden. Das Jahr 2018 zeichnete sich durch eine besonders hohe Durchschnittstemperatur (11,6 °C; Mittelwert 2006-2021: 10,8 °C) und geringe Niederschläge (Summe: 585 mm; Mittelwert 2006-2021: 652 mm) aus (Abbildung 15). Es ist davon auszugehen, dass sich die anhaltende Trockenheit negativ auf die Individuenzahlen auswirkte, z.B. durch Mangel an Wasser und Nahrungspflanzen. Auch bei den Zikaden kam es im selben Jahr zu einem Einbruch der Fangzahlen (vgl. Abbildung 68, S.134). Im folgenden Jahr 2019 wurden dagegen besonders viele Individuen gefangen. Dieses und das Vorjahr zeichnen sich durch hohe Temperaturen und geringe Niederschläge im

Frühjahr aus, weshalb die Brutzeit der Sandbienen (Gattung *Andrena*) begünstigt wurde. Bienen dieser Gattungen konnten besonders häufig in Frühjahr 2019 nachgewiesen werden. Generell ist eine Steigerung der absoluten Individuenzahlen im Projektzeitraum zu beobachten, was allerdings auch auf die Vermehrung von individuenstarken und koloniebildenden Einzelarten zurückgeführt werden kann. Bei Individuen, die nach der Roten Liste der gefährdeten Arten Deutschlands (Westrich et al., 2011) zu den gefährdeten Arten zählen, blieb die Entwicklung konstant. Auf die gefährdeten Arten am Untersuchungsstandort KTM wird in Kapitel 3.1.2.2.5 (S.73) näher eingegangen.

Die Artenzahlen der Wildbienen der Jahre des Erfassungszeitraums (Abbildung 14b) weisen nur geringe Schwankungen auf. Die höchste Artenzahl wurde mit fast 80 Arten im Jahr 2017 ermittelt, die geringste mit 55 Arten im Jahr 2018. Die Anzahl der gefährdeten Arten (rot) scheint mit der Gesamtartenzahl positiv zu korrelieren und nur wenig zu schwanken.



Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz

Abbildung 15. Wetterdaten der Jahre 2012 – 2021 der Wetterstation Pommern.

Wie zu Anfang des Kapitels erwähnt, wurden im gesamten Projektzeitraum insgesamt 178 verschiedene Arten am Standort KTM nachgewiesen. Die große Differenz zu den Artenzahlen, die pro Jahr ermittelt wurden (durchschnittlich ca. 60), ergibt sich unter anderem daraus, dass viele Arten nur einmalig, sehr selten oder sporadisch über die Jahre hinweg auftraten, nur mit sehr wenigen Individuen nachgewiesen wurden und teilweise nur in einem einzelnen Jahr erfasst worden sind. Einige Arten wurden ausschließlich in der Intensivphase nachgewiesen, da in dieser Periode drei verschiedene Erfassungsmethoden angewandt und außerdem

kontinuierlich in jedem Monat (April – September) beprobt wurde (siehe Tabelle A8, Anhang S.172, zum Vergleich).

Im Klotten-Treiser-Moseltal wurden im gesamten Erfassungszeitraum des Wildbienenmonitoring sechs unterschiedliche Transekte durch Farbschalenfänge beprobt (Abbildung 3, S.23). Bei Transekt R-1 und R-7 handelte es sich um Randstreifen neben den Rebanlagen, bei Transekt 11-3 und 15-1 um Rebzeilen in Querterrassen, bei Transekt 12-3 um eine Rebzeile in einer Laufterrasse und bei 18-2 um eine konventionelle Falllinien-Rebzeile. Diese Angaben zur Lage der Transekte dienen nur zur grundlegenden Orientierung. Ein Vergleich der Transekte war in diesem Versuch aufgrund der geringen Stichprobe nicht möglich. Ein statistisch fundierter Vergleich der Bewirtschaftungsmethoden ist in Kapitel 3.1.2.4 (S. 85) aufgeführt. Abbildung 16 zeigt die Individuenzahlen und Artenzahlen der beprobten Transekte. Die Balken sind aufgeteilt in gefährdete (helle Farbe, unteres Rechteck) und ungefährdete (dunklere Farbe, oberes Rechteck) Individuen bzw. Arten die nach der Roten Liste Deutschlands (Westrich et al., 2011) als gefährdet gelten (inkl. Vorwarnliste). Betrachtet man die Individuenzahlen pro Transekt (Abbildung 16a) so zeigen sich starke Schwankungen, selbst bei Transekten des gleichen Typs, pro Jahr. Es ist anzunehmen, dass die erfassten individuenstarken primitiv-eusozialen Arten *Lasioglossum morio* und *Lasioglossum laticeps* (Abbildung 13), welche nachweislich bevorzugt Rohboden und Trockenmauern besiedeln und in Kolonien nisten, durch eine zufällige Nähe der Kolonien zu den Farbschalen die Gesamtindividuenzahlen verzerren. Es ist daher bei weiterführenden statistischen Auswertungen für wissenschaftliche Publikationen zu erwägen, diese Arten bei der Auswertung auszuklammern, um belastbarere Ergebnisse zu erhalten.

Da dieser Effekt in den erfassten Artenzahlen (Abbildung 16b) nicht auftritt, unterliegen diese Zahlen deutlich geringeren Schwankungen. Über die Jahre hinweg wurden in den Transekten der Randbereiche und der Querterrassen tendenziell etwas mehr Arten nachgewiesen als in den Rebzeilen in Laufterrassen und Falllinien, dies war insbesondere auch bei den gefährdeten Arten (unterer Balkenabschnitt) zu beobachten. Dies entspricht den Erwartungen, da sich diese Bereiche üblicherweise durch eine höhere Zahl an Blütenpflanzen und damit auch indirekt durch eine höhere Zahl Bestäuberinsekten auszeichnen. Es ist hervorzuheben, dass sich die

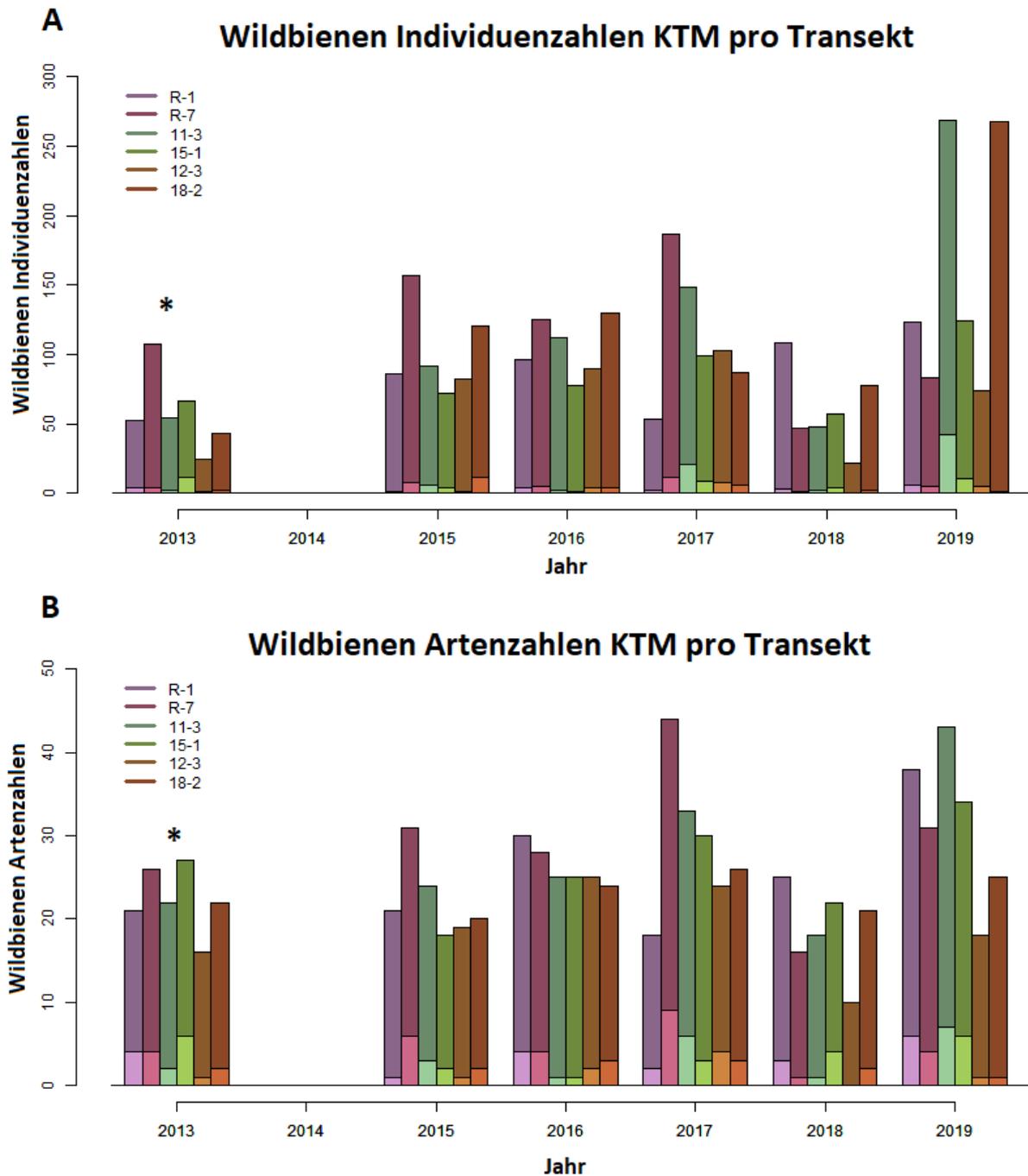


Abbildung 16: Wildbienen Arten- und Individuenzahlen aus Farbschalenfängen pro untersuchtem Transekt im Klotten-Treiser-Moseltal (KTM). Für gleiche Transekttypen wurden korrespondierende Farben verwendet. Violett = Randbereich, grün = Querterrasse, braun = Laufterrasse (12-3) und Falllinie (18-2). *: Im Jahr 2013 fand aus organisatorischen Gründen kein Monitoring im April statt, weshalb diese Zahlen nicht vollständig sind.

nachgewiesenen Wildbienenartenzahlen in allen beprobten Transekten, trotz starker Witterungseffekte über den gesamten Projektzeitraum auf einem stabilen Niveau hielten und

auch nach einem Tiefststand (z.B. 2018) wieder erholten. Dies zeigt, wie wichtig der Erhalt des Weinbaus in Steillagen für den Erhalt der Artenvielfalt ist, und unterstreicht die Bedeutung von Strukturvielfalt in modernen Agrarökosystemen, wie dem Klotten-Treiser Moseltal, für die Biodiversität.

3.1.2.2.2 Arten und Individuenzahlen in den Osann-Veldenzer Umlaufbergen

In den Untersuchungsflächen der Osann-Veldenzer Umlaufberge wurden im Projektzeitraum von 2012-2019 durch Handfänge, Malaisefallen, Farbschalen und Nistfallen insgesamt 20.839 Wildbienenindividuen erfasst, die insgesamt 177 verschiedenen Wildbienenarten aus 7 Familien zugeordnet werden (Andrenidae: 2230; Anthophoridae 341, Apidae: 2783, Colletidae: 2237, Halictidae: 12147, Megachilidae 1092, Melittidae: 5). Es wurden außerdem 630 Honigbienen (*Apis mellifera*) erfasst. Da es sich bei der Honigbiene um eine domestizierte Art handelt, wurden diese Daten nicht in die Auswertung mit einbezogen. Die in der Arbeit von Krahnert (2015) durch kombinierte Rarefactionexplorationskurven geschätzte Gesamtartenzahl für diesen Standort ergab 190,5 [165,2; 257,9] (Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall). Somit wurden im Rahmen dieser Studie 93,2 % [68,6 %; 107,1 %] Prozent der vorkommenden Arten am Standort OVU ermittelt. Die Gesamtartenliste aller nachgewiesenen Arten ist dem Anhang (Tabelle A9, S.175) zu entnehmen (siehe Abbildung 17).

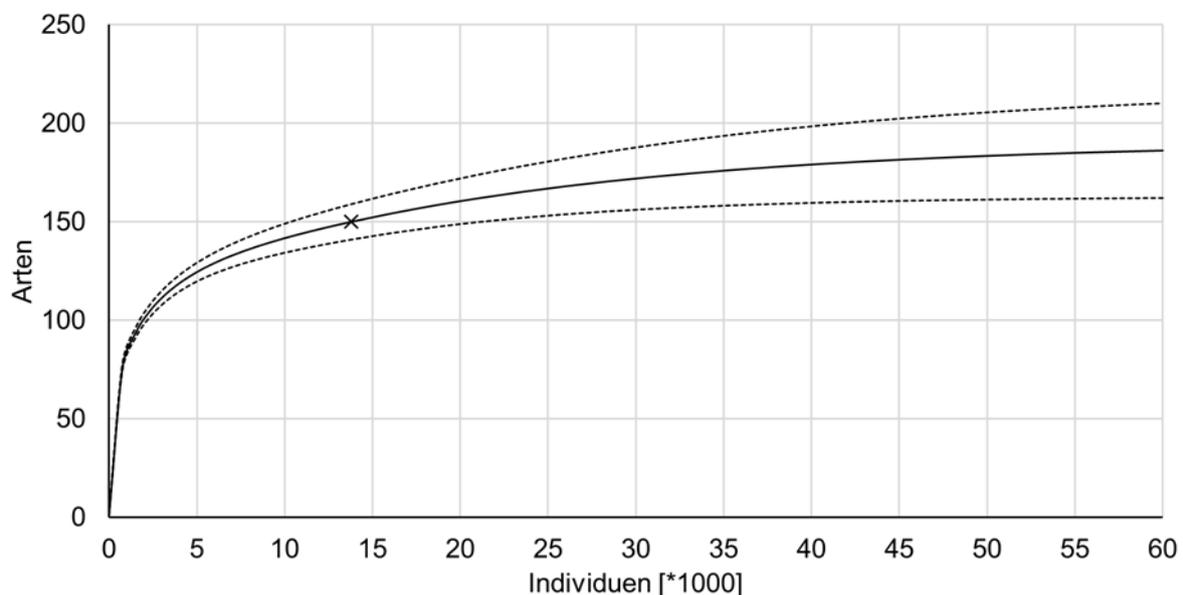


Abbildung 17: Kombinierte Rarefaction- und Extrapolationskurve der in 2013 und 2014 am Standort OVU insgesamt erfassten Wildbienen. x Beobachteter Wert. – Inter- bzw. Extrapolation. - - 95 %-Konfidenzintervall. Abbildung entnommen aus Krahnert (2017).

Bei der am häufigsten nachgewiesenen Art handelt es sich um die Schmalbiene *Lasioglossum morio*, welche auch schon am Standort KTM mit 13 % die häufigste Art war. In OVU konnte sie mit 38 % sogar noch häufiger nachgewiesen werden (Abbildung 18). Da am Standort OVU hauptsächlich Brachflächen untersucht wurden und in KTM Weinberge, ist es möglich, dass

dies einen Einfluss auf die Häufigkeit von *L. morio* hatte und Brachflächen bevorzugt besiedelt werden. Es wurde aber auch beobachtet, dass in vereinzelt Transekten von OVU *L. morio* Individuen unverhältnismäßig häufig erfasst wurden. In diesen Fällen wird angenommen, dass sich zufällig eine Kolonie dieser sozial lebenden Art in der Nähe der Farbschalen befunden haben könnte.

Im Vergleich zum Standort KTM ist hier die Maskenbienenart *Hylaeus dilatatus* die dritthäufigste Wildbienenart (5% Individuenanteile). Dies ist höchstwahrscheinlich ebenfalls darauf zurückzuführen, dass es sich beim Standort OVU um Brachflächen handelte bzw. Flächen, die ältere Brachflächen in der näheren Umgebung aufweisen. *Hylaeus dilatatus* bevorzugt Gewächse der Gattung *Rubus* (z.B. Brombeeren) als Niströhre und nagt sich in deren markhaltigen Stängel. Die äußerst wüchsigen Brombeeren sind vermehrt auf Brachflächen zu finden und überwuchern teilweise ganze Parzellen, was der Maskenbiene zu Gute kommt.

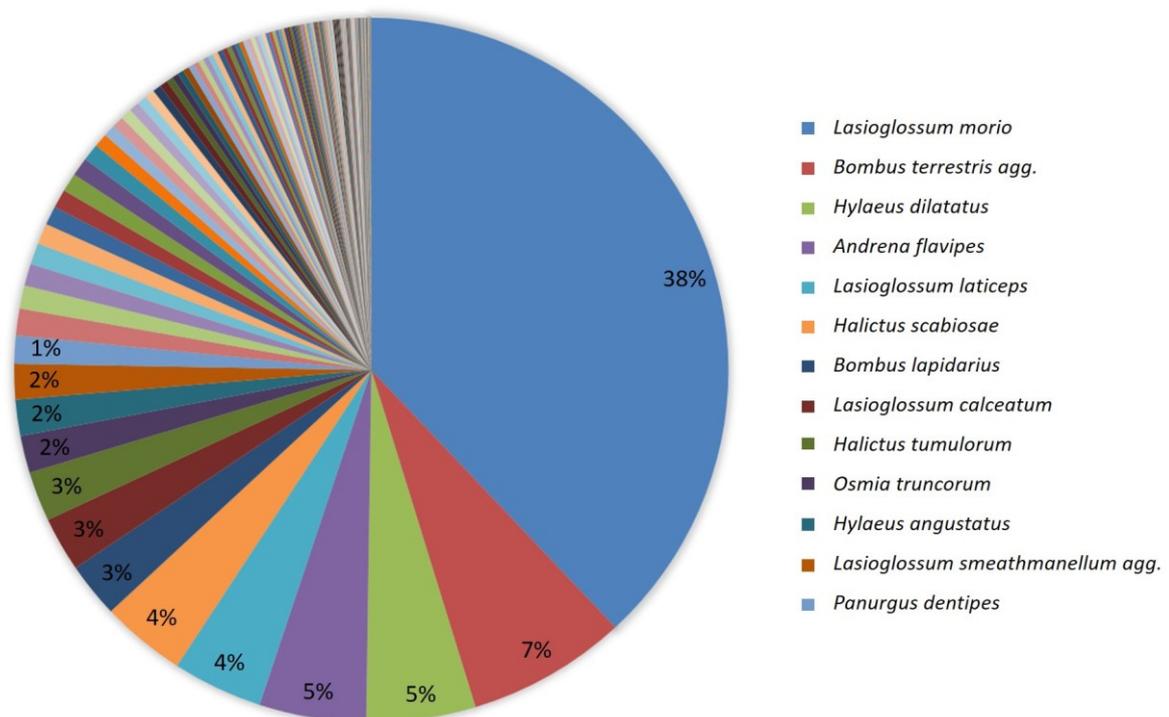


Abbildung 18: Die häufigsten Wildbienenarten am Standort Osann-Veldenzer-Umlaufberge.

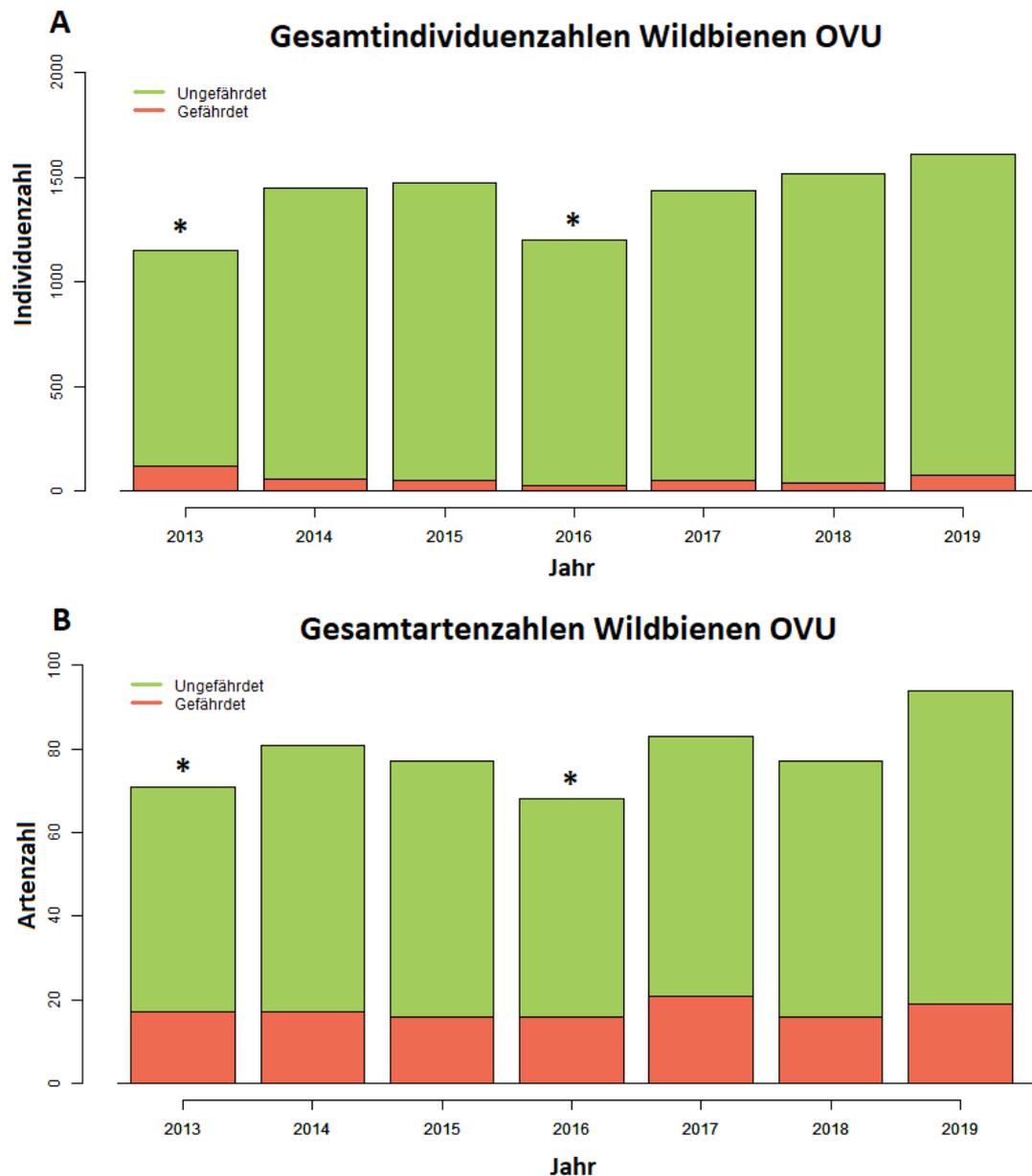


Abbildung 19: Gesamtindividuen- und Gesamtartenzahlen der durch Farbschalenfänge erfassten Wildbienen in den Osann-Veldenzer-Umlaufbergen (OVU). *: Im Jahr 2013 fand aus organisatorischen Gründen kein Monitoring im April statt und 2016 wurde Brachfläche 3 fälschlicherweise nicht beprobt, weshalb diese Jahre unvollständig sind.

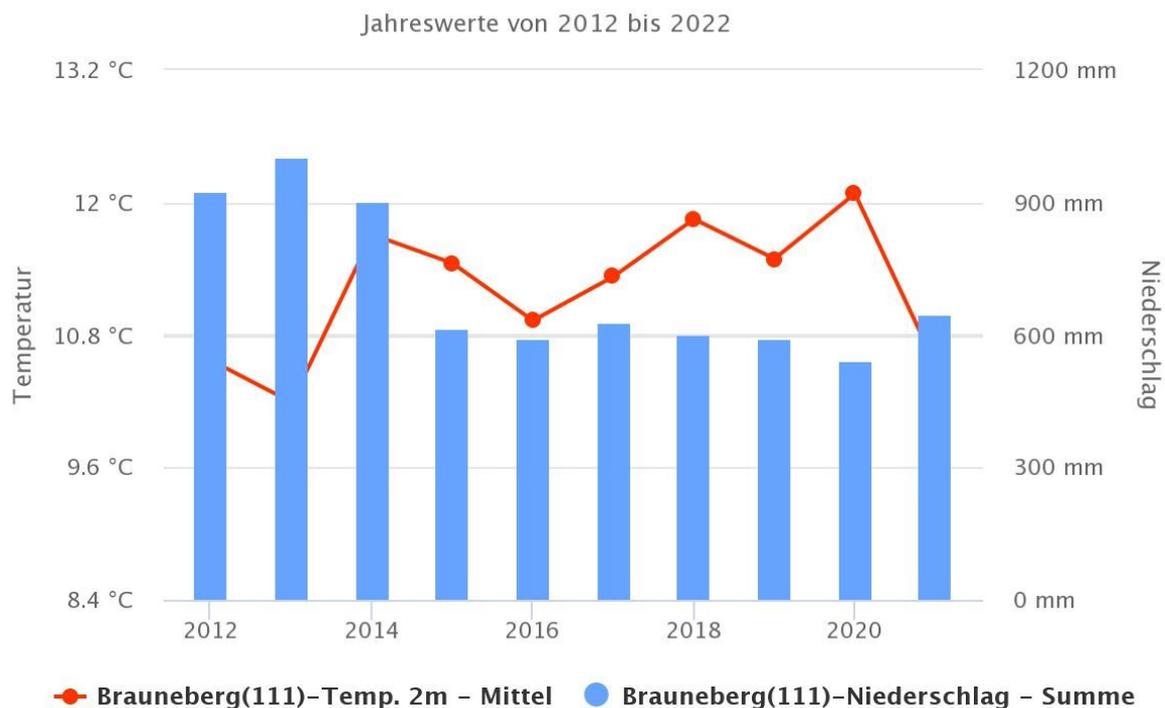
Aufgrund der besseren Vergleichbarkeit beschränken sich die folgenden Grafiken und Auswertungen aus den Daten, die ausschließlich in den Farbschalenfängen der Transekte 1-C&D, 2-A&E bzw. 4-A&E, 3-A&B, 6-D&E, 7-B und 8-C in den Monaten April, Juni und August der Versuchsjahre erfasst worden sind. Dieser Datensatz umfasst 9.839 Individuen (2013: 1.150, 2014: 1.448 2015: 1.478, 2016: 1.198, 2017: 1.478, 2018: 1.516, 2019: 1.614). Das Monitoring auf Brachfläche 2 musste aufgrund einer Wiederbewirtschaftung im Jahre 2015 auf Brachfläche 4 weitergeführt werden. Die Bewirtschaftung des Weinbergtransekts 6-E

wurde im Sommer 2018 aufgegeben, weshalb dieses Transekt um ca. 20 m in eine benachbarte Parzelle verlegt wurde.

Abbildung 19 zeigt graphisch die Gesamtzahl der Individuen und der Arten der erfassten Wildbienen am Standort OVU. Dazu wurden die Daten aller beprobten Transekte zusammengefasst, zu denen Transekte in unterschiedlichen Behandlungsvarianten der Brachflächen sowie in konventionell bewirtschaftete Falllinien-Rebanlagen gehörten. Im Jahr 2013 fand aus organisatorischen Gründen kein Monitoring im April statt und 2016 wurde Brachfläche 3 fälschlicherweise nicht beprobt, weshalb diese Jahre unvollständig sind und in der Grafik mit einem „*“ gekennzeichnet sind. Die Balken pro Jahr sind zur besseren Übersicht in gefährdete (rot) und ungefährdete Arten (grün) unterteilt. Auf die gefährdeten Arten und Individuen wird in Kapitel 3.1.2.2.5 (S. 73) eingegangen.

Betrachtet man zunächst die Gesamtindividuenzahlen am Standort OVU (Abbildung 19a) so zeigen sich in allen Jahren stabile Werte, die nur geringen Schwankungen unterlagen und einen leichten Aufwärtstrend aufweisen. Wie bereits im vorherigen Kapitel erwähnt, ist es nicht möglich anhand der alleinigen Individuenzahlen eine Aussage für z. B. die Qualität der biodiversitätsfördernden Maßnahmen im Untersuchungsgebiet zu treffen, da koloniebildende Wildbienenarten, wie die dunkelgrüne Schmalbiene *Lasioglossum morio*, durch teilweise massenhaftes Auftreten die Monitoringdaten verzerren. Wie schon zu Abbildung 18 dargelegt, stellt diese Wildbienenart 38 % der Individuen im Untersuchungsgebiet OVU.

Die Gesamtartenzahlen am Standort OVU der gefährdeten und ungefährdeten Wildbienenarten zeigen einen stabilen Verlauf im gesamten Erfassungszeitraum (Abbildung 19b). Wie zu Anfang des Kapitels erwähnt, wurden im gesamten Projektzeitraum insgesamt 177 verschiedene Arten am Standort OVU nachgewiesen. Die große Differenz zu den Artenzahlen, die pro Jahr ermittelt wurden (durchschnittlich ca. 75), ergibt sich z.B. daraus, dass viele Arten nur einmalig, sehr selten oder sporadisch über die Jahre hinweg auftraten, nur mit sehr wenigen Individuen nachgewiesen wurden und teilweise nur in einem einzelnen Jahr erfasst worden sind. Einige Arten konnten ausschließlich in der Intensivphase nachgewiesen werden, da in dieser drei verschiedene Erfassungsmethoden angewandt und außerdem kontinuierlich in jedem Monat (April – September) beprobt wurde (siehe Tabelle A 21 zum Vergleich). Es ist zu betonen, dass ein direkter Vergleich Erfassungszahlen zwischen den beiden Standorten OVU und KTM nicht möglich ist, da in KTM insgesamt weniger Transekte beprobt wurden als in OVU.



Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz

Abbildung 20: Wetterdaten der am nächsten gelegenen Wetterstation zum Untersuchungsgebiet Osann-Veldenzener-Umlaufberge (OVU).

Ein Witterungseffekt im Jahre 2018, sowie er am Standort KTM vermutet wird, ist am Standort OVU nicht zu beobachten, obwohl ähnliche Wetterdaten erhoben wurden (Abbildung 20). Da am Standort OVU hauptsächlich Brachflächen beprobt wurden und nur wenige Rebanlagen, ist es möglich, dass diese aufgrund der üppigeren Vegetation den Einfluss von zu hohen Temperaturen verringerten. Feuchtigkeit kann besser gehalten werden, es stehen mehr Nahrungspflanzen zur Verfügung und der Boden trocknet langsamer aus, als es in Rebanlagen der Fall ist. Auch die Zusammensetzung der Wildbienengemeinschaften und die Anpassungsfähigkeit der ansässigen Arten an Temperatur- und Witterungseffekte spielt eine große Rolle. Daher ist eine weitere Auswertung der erhobenen Daten auf Gattungs- und Artniveau zu empfehlen, um die Dynamik der unterschiedlichen Wildbienengemeinschaften zu verstehen.

Auch bei den Gesamtartenzahlen ist eine minimale Zunahme der nachgewiesenen Artenzahlen zu beobachten. Ob dieser Unterschied statistisch signifikant ist oder nur ein zufälliger Effekt, muss durch weiterführende Analysen untersucht werden. Eine Fortsetzung des Monitorings ist dringend zu empfehlen.

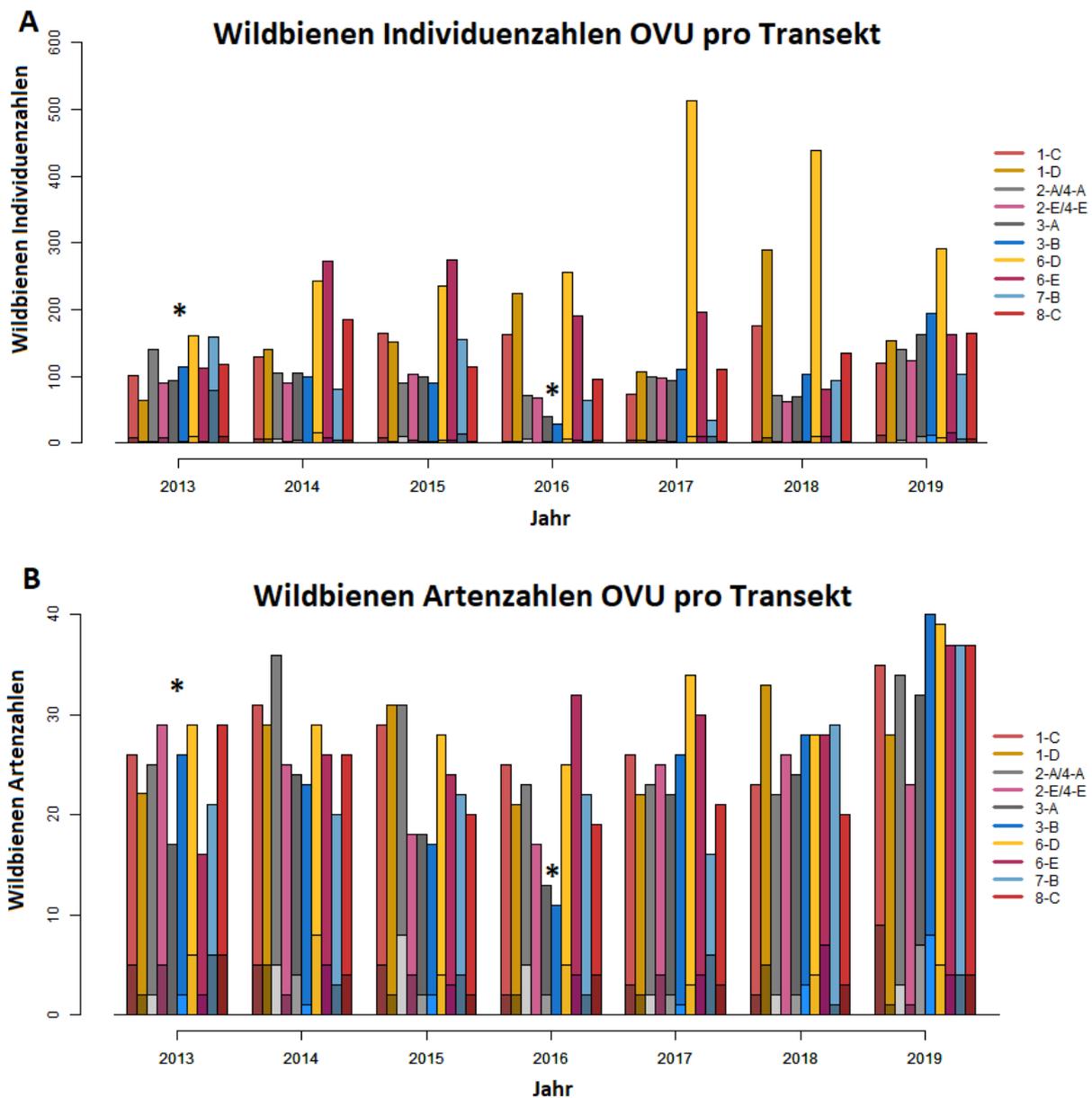


Abbildung 21: Individuen- und Artenzahlen der Wildbienen aus Farbschalenfängen im Untersuchungsgebiet Osann-Veldenzer-Umlaufberge (OVU) pro Transekt von 2013-2019. Im Jahr 2013 fand aus organisatorischen Gründen kein Monitoring im April statt und im Jahr 2016 konnte Brachfläche 3 nicht beprobt werden, weshalb die Daten dieser Jahre unvollständig sind.

Abbildung 21 zeigt die Anzahl der Wildbienenindividuen und –arten am Standort OVU pro Transekt für die Jahre 2013-2019. Verwandte Farben zeigen dabei die Zugehörigkeit zu einem bestimmten Transekttyp (rötlich = Brache, eingesät; bläulich = Brache, gemulcht, gelblich = Brache, eingesät und gemulcht; gräulich = Brache, weder eingesät noch gemulcht; magenta = Weinberg). Die Auswertung dieses Brachenmanagementversuchs ist in Kapitel 3.1.2.4.4 (S. 100) genauer beschrieben, in diesem Kapitel sollen lediglich die Daten des Langzeitmonitorings analysiert werden. Wie bereits zu der vorherigen Grafik ausgeführt, fand im Jahr 2013 aus organisatorischen Gründen kein Monitoring im April statt und 2016 wurde

Brachfläche 3 fälschlicherweise nicht beprobt, weshalb diese Jahre unvollständig sind und mit einem „*“ gekennzeichnet wurden.

Der Blick auf die Individuenzahlen (Abbildung 21a) bestätigt, was schon am Untersuchungsstandort KTM beobachtet wurde. Teilweise sehr hohe Individuenzahlen in Einzeltransekten prägen die Aussage der Gesamtindividuenbetrachtung des Untersuchungsgebietes OUV (Abbildung 19b). Bei der Analyse der Rohdaten der Transekte 1D und 6D der Jahre 2017 und 2018 bestätigt sich die Annahme, dass es sich bei diesen hauptsächlich um Individuen der Art *Lasioglossum morio* handelt.

Die Werte der Transekte schwanken teilweise erheblich innerhalb der einzelnen Versuchsjahre, jedoch ist in jedem Transekt eine Grundstabilität von 15-18 Arten über den gesamten Projektzeitraum zu beobachten. Ab 2017 steigen die Artenzahlen in fast allen Transekten an, ob dies durch zufällige Effekte, natürliche Schwankungen, die Witterung oder durch die kontinuierliche Pflege der Brachflächen begründet ist, kann nur durch die Auswertung weiterer Monitoringjahre und durch weitere statistische Analysen beantwortet werden.

3.1.2.2.3 Entwicklung verschiedener WildbienenGattungen im Vergleich

Die WildbienenGattungen Sandbienen (*Andrena*), Hummeln (*Bombus*) und Maskenbienen (*Hylaeus*) kommen in den Untersuchungsgebieten besonders häufig vor und sind artenreich vertreten. Abbildung 22 zeigt die Anzahl der erfassten Individuen pro Gattung im Jahresvergleich für KTM (a) und OVU (b). Im Untersuchungsgebiet KTM ist über den Erfassungszeitraum ein deutlicher Anstieg der Individuenzahlen der Sandbienen zu verzeichnen, während Individuen der Hummel nach einem Maximum im Jahre 2015 jedes Jahr deutlich abnahmen. Bei den Individuen der Maskenbienen ist kein deutlicher Trend zu beobachten. Im Untersuchungsgebiet OVU nahmen die Sandbienen ab einem Minimum im Jahr 2015 kontinuierlich zu. Die Gesamtzahl der Maskenbienen nahm ab dem Jahr 2014 deutlich ab, jedoch wurde für die gefährdeten Arten dieser Gattung (unterer Balkenabschnitt, hellgrau) in den letzten drei Jahren des Monitorings eine Zunahme festgestellt. Für Hummeln scheint es zwei Episoden mit zunächst hohen Maxima im Jahre 2013 bzw. 2016 und anschließend fallenden Individuenzahlen in den Folgejahren gegeben zu haben. Mit Ausnahme der bereits erwähnten Maskenbienen sind alle Werte auf die Individuenzahlen von ungefährdeten Arten zurückzuführen (obere Balkenabschnitte, dunklere Farbe).

Abbildung 23 zeigt die Artenzahlen der Gattungen *Andrena*, *Bombus* und *Hylaeus* im Untersuchungszeitraum. Ab dem Jahr 2015 nahmen auch die Artenzahlen der Hummeln in KTM leicht ab, während in OVU kein Trend zu beobachten ist. Auch für die Maskenbienen bleiben die Artenzahlen stabil, jedoch kann ab 2017 ein deutlicher Anstieg bei den nachgewiesenen

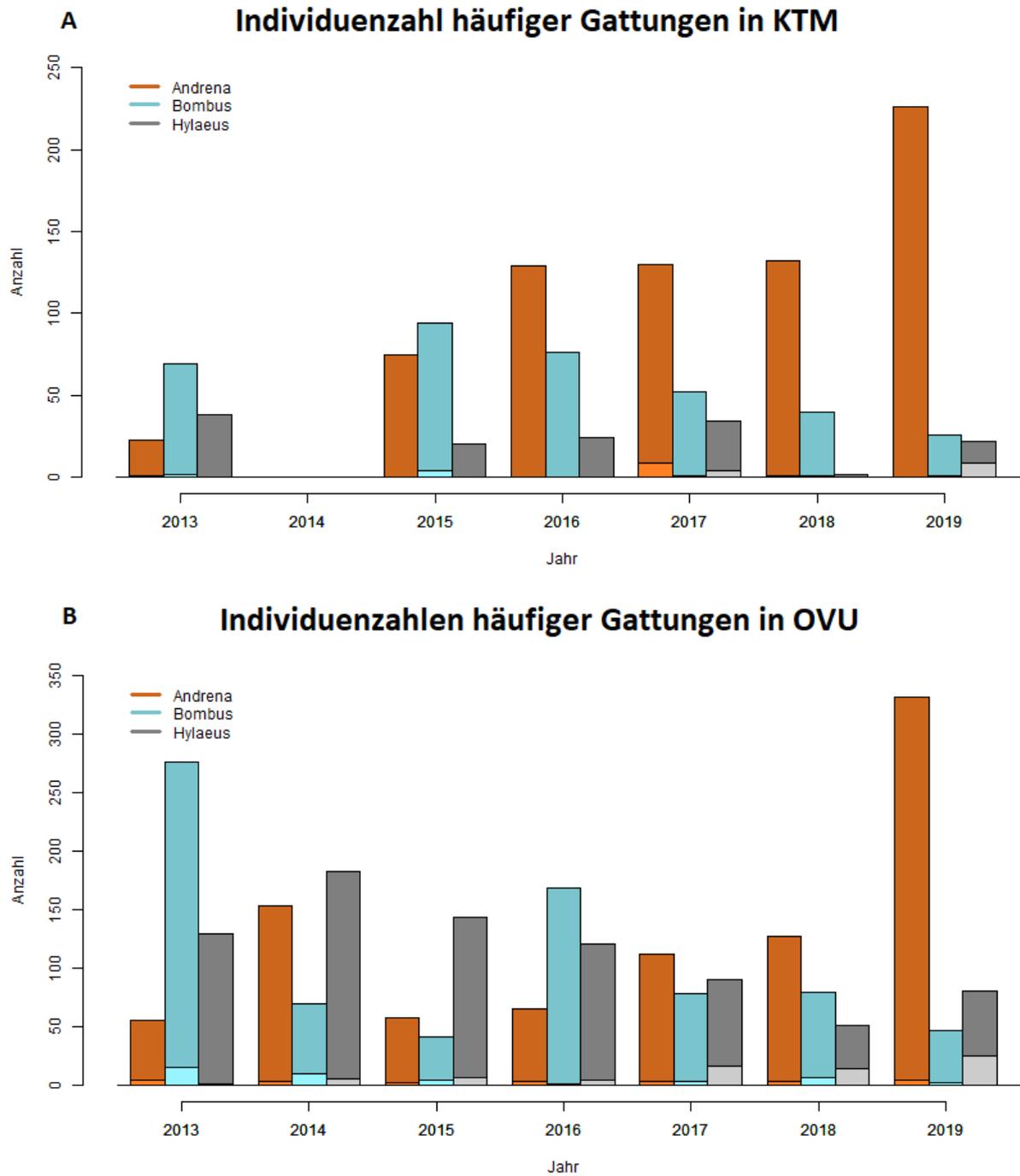


Abbildung 22: Individuenzahlen der häufigen Wildbienen­gattungen Andrena (Sandbienen), Bombus (Hummeln) und Hylaeus (Maskenbienen) aus Farbschalen­fängen in den beiden Untersuchungs­gebieten Klotten-Treiser-Moseltal (KTM) und Osann-Veldenzer Umlaufberge (OVU). Im Jahr 2014 wurde das Gebiet KTM nicht bearbeitet. Die unteren Balkenabschnitte repräsentieren die Anzahl gefährdeter Arten.

Sandbienen festgestellt werden. Da die meisten Sandbienen im Frühjahr aktiv sind, wirkten sich vermutlich die trockene und warme Witterung in diesen Jahren sehr positiv auf die Fortpflanzung der Sandbienen aus, weshalb diese häufiger erfasst wurden.

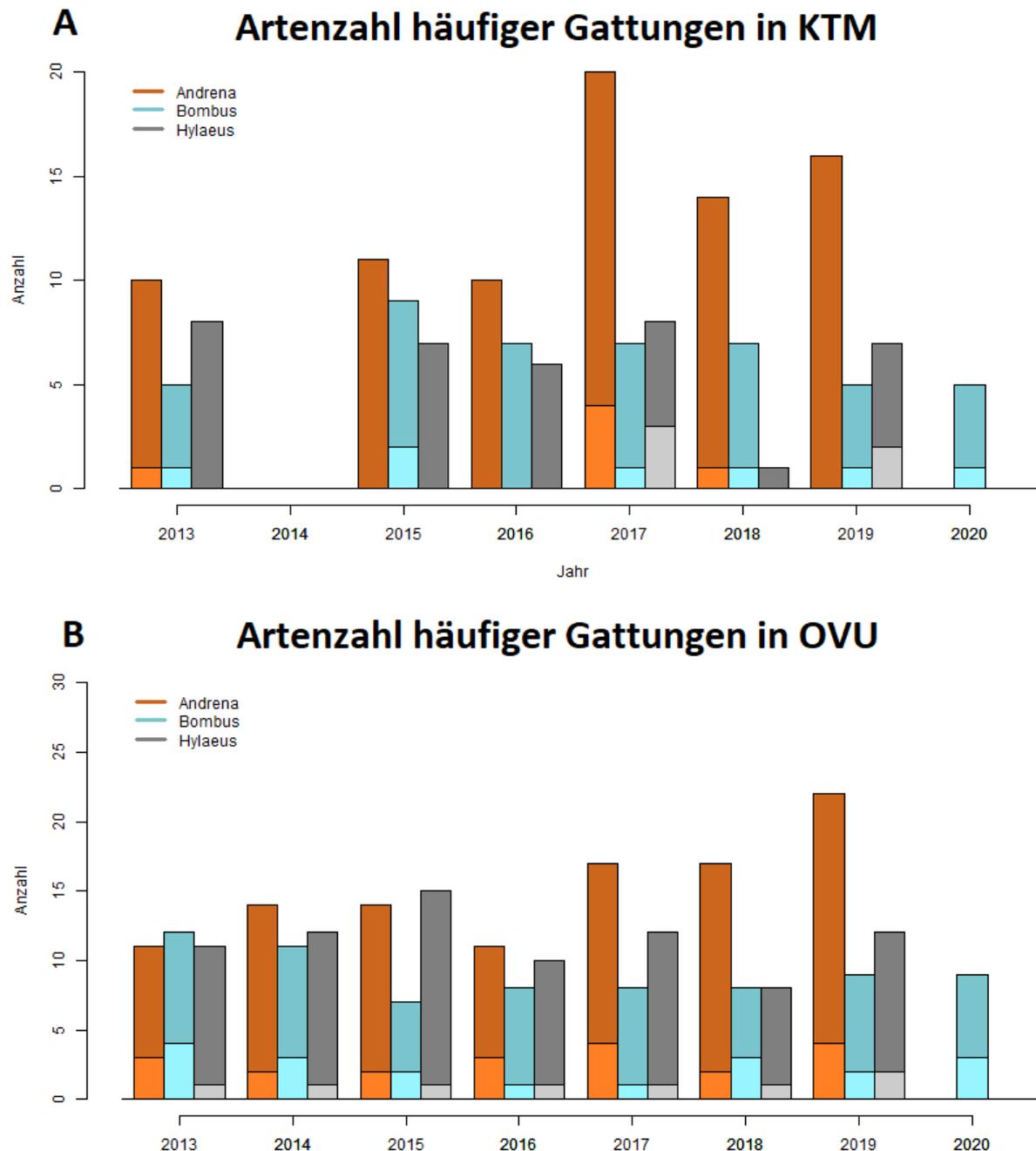


Abbildung 23: Artenzahlen der häufigen Wildbienen­gattungen *Andrena* (Sandbienen), *Bombus* (Hummeln) und *Hylaeus* (Maskenbienen) aus Farbschalen­fängen in den beiden Untersuchungs­gebieten Klotten-Treiser-Moseltal (KTM) und Osann-Veldener Umlaufberge (OVU). Im Jahr 2014 wurde das Gebiet KTM nicht bearbeitet. Die unteren Balkenabschnitte repräsentieren die Anzahl gefährdeter Arten.

3.1.2.2.4 Entwicklung der Gattung *Bombus* (Hummeln)

Für die Gattung Hummeln war es möglich, im Projektzeitraum ein weiteres Monitoringjahr (2020) zu bearbeiten und den Auswertungen hinzuzufügen, daher wird im Folgenden die Entwicklung der Hummeln für die häufigsten Hummelarten in den Untersuchungsgebieten auf

Artniveau vorgestellt (Abbildung 24). Zu beachten ist, dass in den beiden Gebieten ein unterschiedlich hoher Erfassungsaufwand stattfand und daher die absoluten Zahlen nicht unmittelbar miteinander vergleichbar sind.

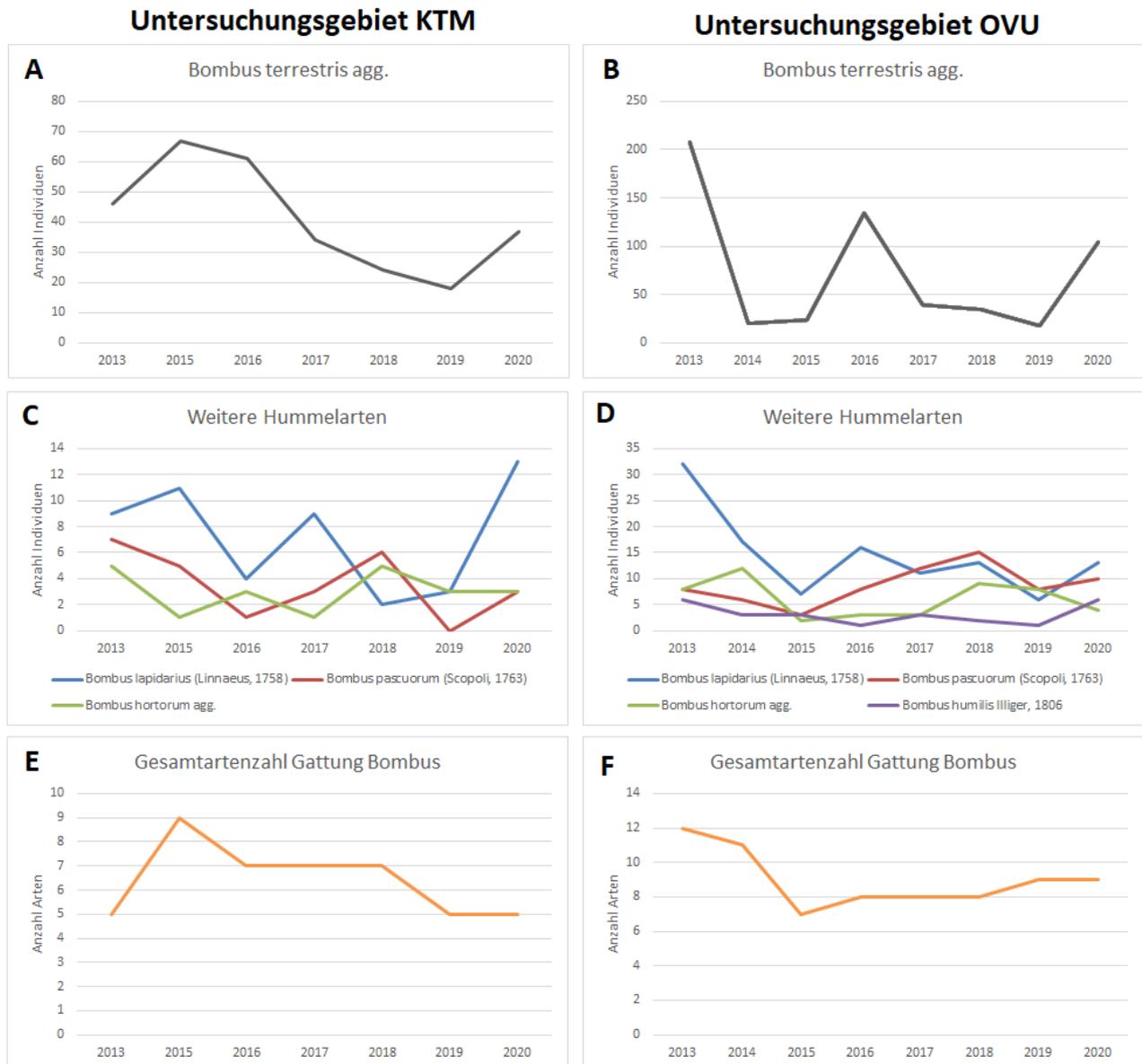


Abbildung 24: Individuenzahlen der häufigsten Hummelarten (Bombus) und Gesamtartenzahlen der Gattung Bombus in beiden Untersuchungsgebieten.

Zu den häufigsten Arten in beiden Gebieten gehören die Erdhummeln, welche aufgrund der teilweise morphologischen unbestimmbaren Weibchen zu einer Artengruppe zusammengefasst wurden (*Bombus terrestris* agg.). Bei der Betrachtung der Entwicklung im Jahresverlauf auf Artniveau (Abbildung 24a & b) in beiden Gebieten wird deutlich, dass hauptsächlich Individuen dieser Artgruppe den Verlauf der Gesamtindividuenzahlen für die Gattung Bombus (Abbildung 22) prägen. Die Betrachtung von weiteren Hummelarten, die nach der Erdhummel

am häufigsten nachgewiesen wurden (*Bombus lapidarius*, *Bombus pascuorum*, *Bombus hortorum* agg. und *Bombus humilis* agg.) zeigt, dass deren Schwankungen in den Erfassungszahlen deutlich geringer sind (Abbildung 24c & d). Warum die Individuenzahlen bei der Erdhummel so stark variieren, ist unklar. Die Kurven der beiden Untersuchungsgebiete für diese Art zeigen nur für die Jahre 2016-2020 einen ähnlichen Verlauf, was zumindest auf einen negativen Einfluss in besonders trockenen und warmen Jahren auf diese Wildbienenart schließen lässt. Eventuell spielt auch der Zusammenschluss aller Erdhummeln zu einer Artengruppe, die Fortpflanzungsfähigkeit in „guten“ Jahren eine Rolle für *Bombus terrestris* agg. All dies lässt sich nur durch weitere Forschung und Monitoring bezüglich dieser Fragestellungen beantworten.

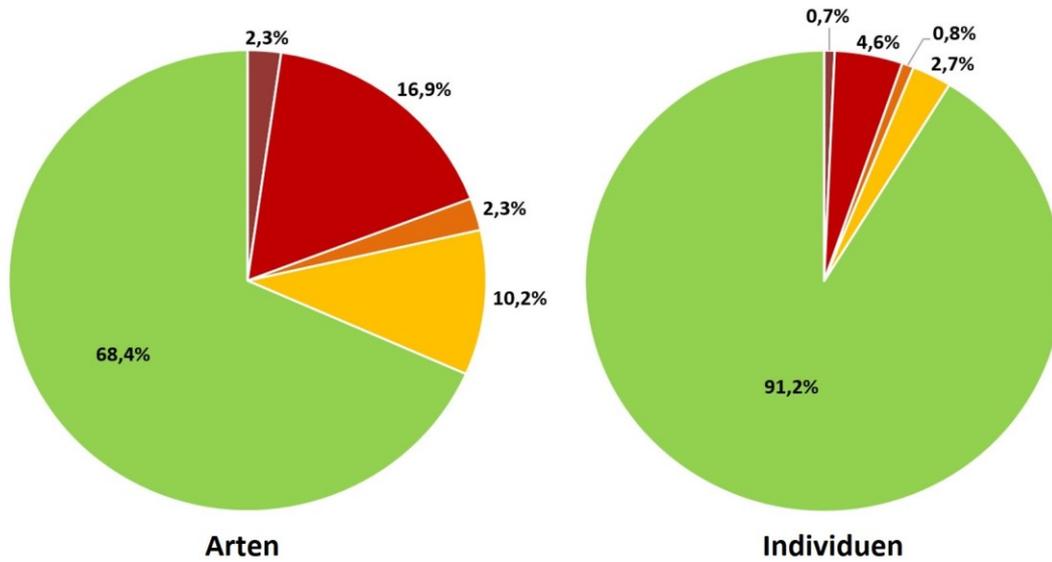
Die Zahl erfasster Hummelarten schwankt in KTM zwischen 5 und 9 Arten pro Jahr, wobei insgesamt 13 unterschiedliche Hummelarten in diesem Untersuchungsgebiet nachgewiesen wurden. In OVU wurden pro Jahr zwischen 7 und 12 Arten erfasst, 17 verschiedene Arten konnten insgesamt im Projektzeitraum in diesem Gebiet gefunden werden.

3.1.2.2.5 Gefährdungsstatus, Häufigkeit und Besonderheiten der Wildbienen in den untersuchten Gebieten

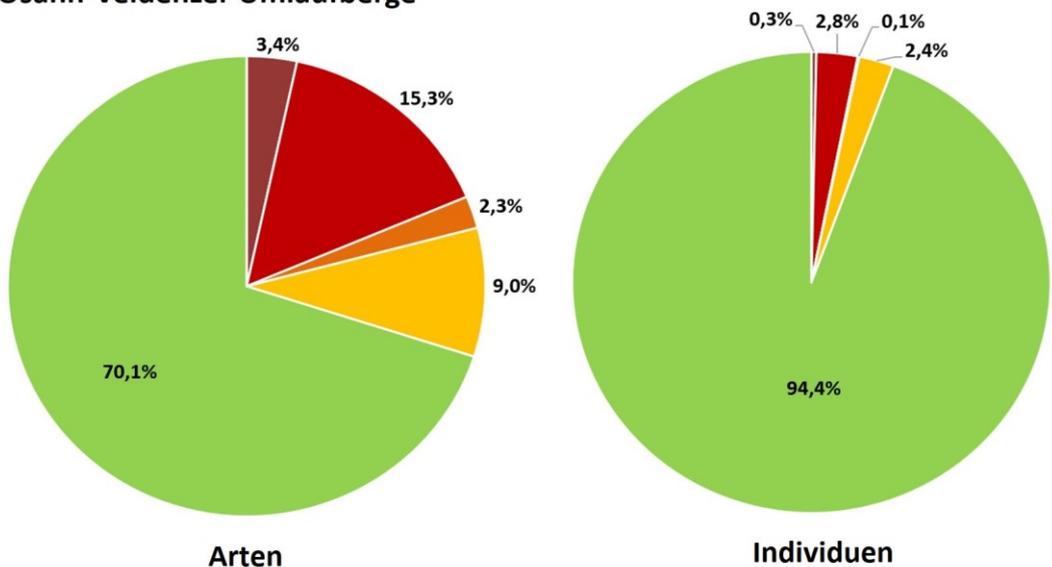
In Abbildung 25 sind alle erfassten Arten und Individuen nach des gesamten Erfassungszeitraums beider Untersuchungsgebiete ihrem Gefährdungsstatus entsprechend der Roten Liste von Deutschlands (Westrich et al., 2011) gruppiert und in Tabelle 7 sowie Abbildung 19a aufgelistet. Abbildung 25 zeigt, dass 31,7 % der im KTM und 30 % der in den OVU nachgewiesenen Arten als gefährdet, selten oder auf der Vorwarnliste stehend eingestuft wurden. Eine Übersicht über die stark gefährdeten Arten ist Tabelle 8 zu entnehmen. Darunter finden sich viele xerothermophile und hochspezialisierte Arten (z.B. Natternkopf-Mauerbiene), was die große Bedeutung der untersuchten Gebiete nicht nur für den Weinbau sondern auch für den Artenschutz und die Biodiversität unterstreicht. Auf besonders hervorzuhebende Arten wird am Ende dieses Kapitels eingegangen.

Die Gründe für die hohe Anzahl an gefährdeten Arten liegen neben dem mediterranen Klima auch an der strukturreichen Landschaft, die neben den vielfältigen Rebanlageformen (Querterrassen, Falllinien, Laufterrassen) auch blütenreiche Randbereiche, offene

A: Klotten-Treiser Moseltal



B: Osann-Veldener Umlaufberge



■ stark gefährdet ■ gefährdet ■ Gefährdung unbekanntes Ausmaßes ■ Vorwarnliste ■ ungefährdet

Abbildung 25: Anteil der gefährdeten Wildbienenarten und Individuen in den Gefährdungsklassen nach der Roten Liste Deutschlands 2011 (Westrich et al., 2011) in Prozent.

Bodenstrukturen, Abbruchkanten, Felsnasen, Trockenmauern und unbefestigte Wege aufweist. All diese Strukturen bieten Nist- und Nahrungsraum für besonders spezialisierte Wildbienen, die neben den Blütenpflanzen auch entsprechende Requisiten und Gegebenheiten für den Bau von Brutzellen benötigen. Diese Strukturelemente finden sich besonders im Untersuchungsgebiet KTM gehäuft, was erklärt, wieso in diesem Gebiet höhere Anzahlen an gefährdeten Arten und Individuenzahlen nachgewiesen wurden als in den OVU.

Tabelle 7: Einstufung der Wildbienenarten- und Individuen der Untersuchungsgebiete nach der Roten Liste Deutschlands 2011

Kategorie Rote Liste Deutschlands 2011	Osann-Veldenzer Umlaufberge		Klotten-Treiser Moseltal	
	Arten	Individuen	Arten	Individuen
0: ausgestorben	0	0	0	0
1: vom Aussterben bedroht	0	0	0	0
2: stark gefährdet	6	70	4	47
3: gefährdet	27	579	30	304
G: Gefährdung unbekanntes Ausmaßes	4	21	4	53
V: Vorwarnliste	16	491	18	177
*: ungefährdet	124	19.676	121	6.037
Noch kein Gefährdungszustand zugeteilt			1	1
Gesamt	177	20.837	178	6.619

Abbildung 26 zeigt die Verteilung der als gefährdet eingestuften Individuen über die Jahre des Projektzeitraums in beiden Untersuchungsgebieten. Da der Erfassungsaufwand in beiden Gebieten unterschiedlich hoch war, sind die absoluten Zahlen nicht vergleichbar, jedoch können eventuelle Entwicklungstrends verglichen werden. Bei der Analyse der Grafiken ist zu erkennen, dass im Jahr 2013 aus organisatorischen Gründen kein Monitoring im April in KTM und OVU stattfand und 2016 Brachfläche 3 in OVU nicht beprobt werden konnte, weshalb die Daten aus diesen Jahren unvollständig sind. Im Untersuchungsgebiet KTM (Abbildung 26a) zeigt sich ein besonders auffälliger Anstieg der Individuen der Kategorie 3 in den Jahren 2015, 2017 und 2019. In den Jahren dazwischen fällt die Zahl deutlich ab. Verantwortlich für diese Zahlen sind die beiden Wildbienenarten *Panurgus dentipes* und *Lasioglossum tricinctum* (Abbildung 27). Während die Zahl der Individuen für *Panurgus dentipes* nur alle zwei Jahre anstieg (Ausnahme 2019), stieg die Zahl der erfassten Individuen von *Lasioglossum tricinctum* kontinuierlich an (Ausnahme 2018). Für alle anderen Gefährdungskategorien ist kein Entwicklungstrend auszumachen, was allerdings auch durch den seltenen Nachweis dieser Arten verursacht sein könnte. Eine Fortführung des Monitorings und die Auswertung der bereits beprobten Jahre 2020 und 2021 könnte weitere Informationen liefern.

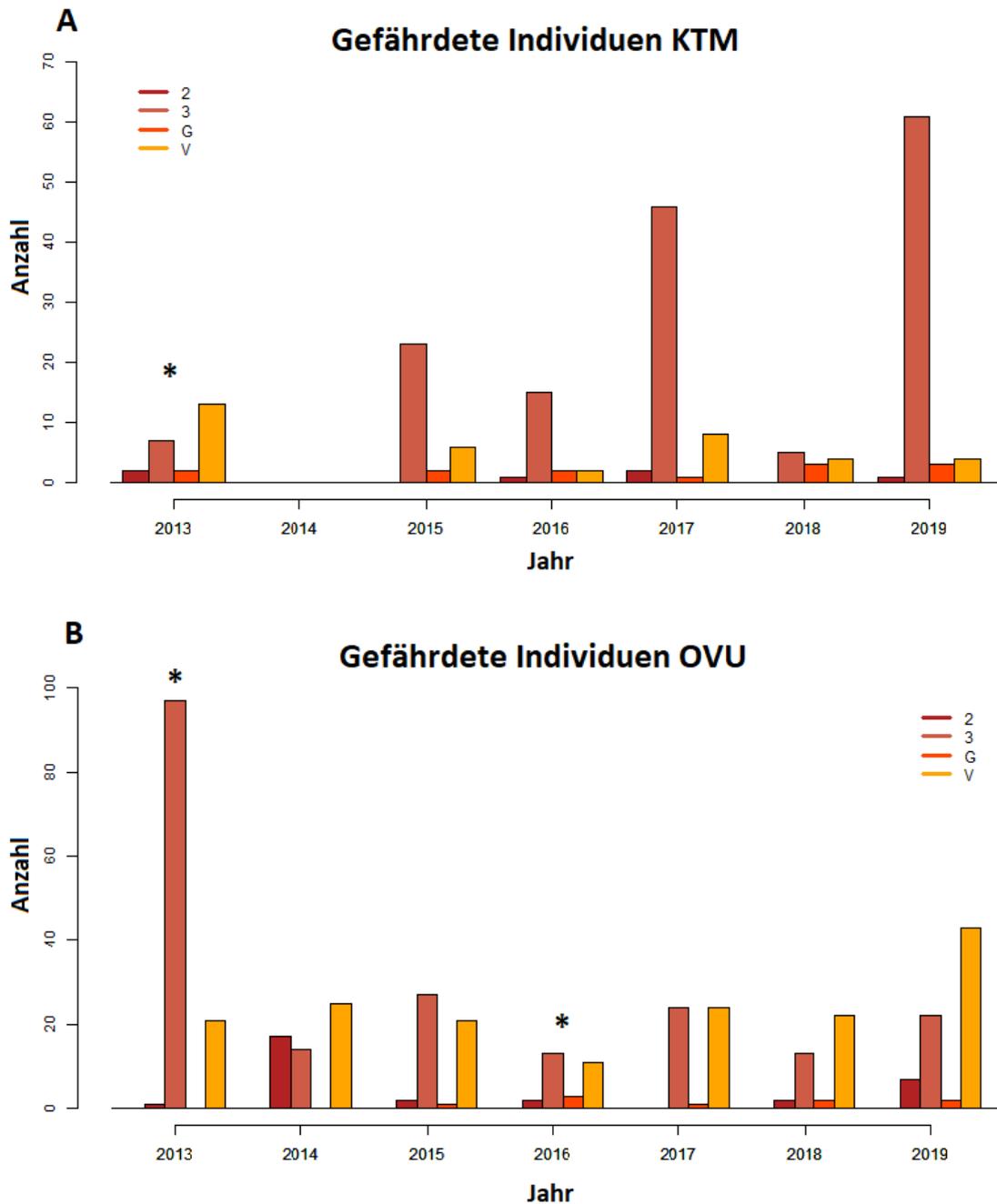


Abbildung 26: Anzahl der Individuen, die nach der Roten Liste gefährdeter Arten Deutschlands (Westrich et al., 2011) einer gefährdeten Kategorie zugeordnet wurden. Kategorie 2 = stark gefährdet, Kategorie 3 = gefährdet, Kategorie G = Gefährdung, unbekanntes Ausmaß und V = Vorwarnliste. Da der Erfassungsaufwand in beiden Gebieten unterschiedlich hoch war, erfolgt kein Vergleich und keine Bewertung der absoluten Zahlen. Im Jahr 2013 fand aus organisatorischen Gründen kein Monitoring im April statt und im Jahr 2016 konnte Brachfläche 3 im UG OVU nicht beprobt werden, weshalb die Daten dieser Jahre unvollständig sind.

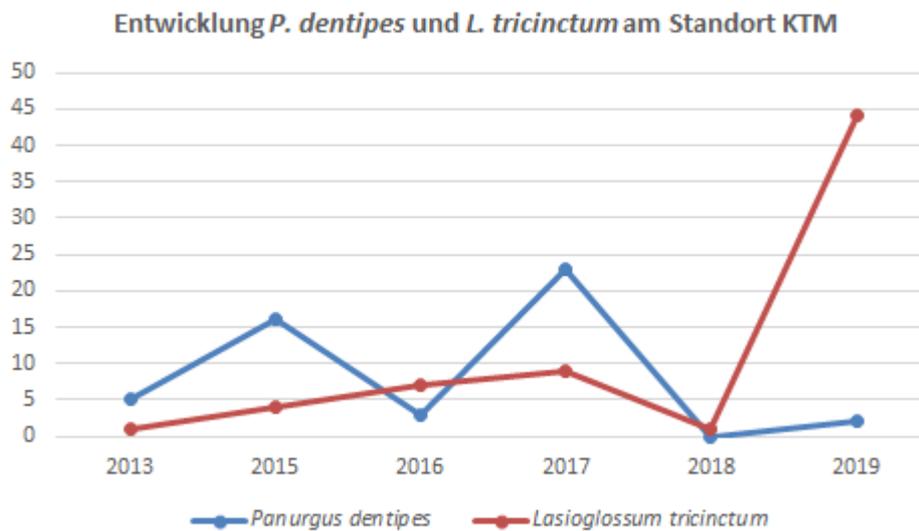


Abbildung 27: Anzahl der Individuen der gefährdeten Wildbienenarten *P. dentipes* und *L. tricinatum* pro Jahr am Standort Klotten-Treiser-Moseltal (KTM).

Auch am Standort OVU lässt sich ein zyklisches Auf und Ab der Individuenzahlen der Gefährdungskategorie 3 beobachten (Abbildung 26b). Nähere Analyse der Daten zeigt auch hier, dass es sich um die Zottelbienenart *Panurgus dentipes* handelt, die für diese Schwankungen maßgeblich ist. Besonders im Jahr 2013 weist diese Art eine außergewöhnlich hohe Individuenstärke auf (Abbildung 28). Über *P. dentipes* ist bekannt, dass mehrere Weibchen (2-10 Individuen) sich zusammenschließen und ihre Brutzellen in kleinen Kolonien mit verzweigten Gängen anlegen. Dadurch lassen sich die hohen Individuenzahlen dieser

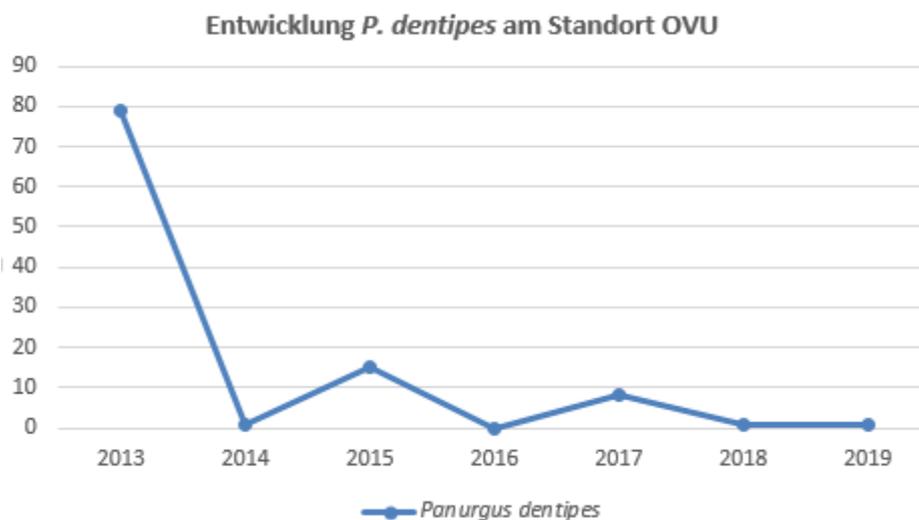


Abbildung 28: Anzahl der Individuen der gefährdeten Wildbienenart *P. dentipes* pro Jahr am Standort Osann-Veldenzer Umlaufberge (OVU).

gefährdeten Art erklären, jedoch ist unklar, ob es sich bei dem alternierenden Anstieg der Individuenzahlen um einen Zufallseffekt oder eine arttypische Schwankung der Entwicklungszyklen handelt. Da bei Wildbienen davon ausgegangen wird, dass sie einen annuellen Fortpflanzungszyklus besitzen, wäre letzteres ein wichtiges Ergebnis für die Wildbienenforschung und die allgemeine Deutung von Monitoring Ergebnissen und sollte durch weitere Untersuchungen aufgeklärt werden.

Stark gefährdete Arten (Kategorie 2 Rote Liste D):

Sieben Arten, die im Erfassungszeitraum in beiden Untersuchungsgebieten nachgewiesen wurden, gelten nach der Roten Liste der gefährdeten Arten der Wildbienen Deutschlands (Westrich et al., 2011) als stark gefährdet. Sie sind in Tabelle 8 aufgelistet.

Tabelle 8: Übersicht über stark gefährdete Wildbienenarten beider Untersuchungsgebiete

Art	Mittelmosel (OVU)	Untermosel (KTM)	Gesamt
<i>Andrena hypopolia</i> Schmiedeknecht, 1883	-	1	1
<i>Andrena gallica</i> Schmiedeknecht, 1883	1	-	1
<i>Lasioglossum pauperatum</i> (Brullé, 1832)	59	41	100
<i>Megachile genalis</i> Morawitz, 1880	1	-	1
<i>Megachile lagopoda</i> (Linnaeus, 1761)	7	3	10
<i>Megachile ligniseca</i> (Kirby, 1802)	1	-	1
<i>Osmia mitis</i> Nylander, 1852	-	2	2

Erstnachweise und wiedergefundene Arten:

Lasioglossum nigripes

Im Rahmen des Projektes wurde ein Exemplar der Schmalbienenart *Lasioglossum nigripes* am Standort OVU erfasst. Diese Art wird nach der Roten Liste von RLP (Schmidt-Egger et al., 1995) als ausgestorben bzw. verschollen gelistet und wurde das erste und letzte Mal im Jahre 1947 nachgewiesen. Das gefundene Exemplar wurde zweifelsfrei bestimmt und von weiteren Experten überprüft.

Andrena rufula

Die Sandbienenart *Andrena rufula* ist eine submediterrane Bienenart und wurde u.a. bisher in Italien, Griechenland und in Ungarn nachgewiesen. Seit 2011 gibt es verschiedene Publikationen aus der Schweiz und den Niederlanden über Erstfunde im Westen Mitteleuropas (Artmann-Graf, 2017; Reemer, 2019). Auch in Deutschland wurde ein Männchen zweifelsfrei nachgewiesen, sieben weitere Männchen wurden beobachtet (Haselböck, 2019). Der Fund eines

Weibchens im Rahmen des Projektes stellt den ersten Nachweis eines weiblichen Tieres in Deutschland, den nördlichsten Fund, sowie den ersten Nachweis in Rheinland-Pfalz. Das Exemplar wurde zweifelsfrei durch Barcoding-Analysen identifiziert. Eine Publikation zum Erstnachweis in RLP ist in Vorbereitung.

Andrena gallica

Diese besonders große Sandbiene (14-16 mm) gilt als stark gefährdet und sehr selten (Westrich 2011). Im Rahmen des Projektes wurde vermutlich ein weibliches Exemplar am Standort OVU nachgewiesen.

Besonders häufig nachgewiesene, gefährdete Wildbienenarten:

Die Analyse der gesammelten Wildbienendaten zeigt, dass einige Arten, die in der BRD als gefährdet bzw. sogar als stark gefährdet gelten, in den Untersuchungsgebieten dieses Projekts häufig vorkommen. Bei der Interpretation der Erfassungszahlen ist zu beachten, dass die Anzahl der beprobten Transekte am Standort KTM deutlich geringer war als am Standort OVU (siehe Kapitel 3.1.2.2).

Stark gefährdet (Rote Liste Kategorie 2):

Lasioglossum pauperatum (41 Individuen KTM, 59 Individuen OVU)

Diese atlanto-mediterrane, thermophile Art ist auf extensiv genutzte Lebensräume beschränkt (Westrich 1990b) und sowohl in Rheinland-Pfalz (Schmid-Egger et al. 1995) als auch bundesweit (Westrich et al. 2011) stark gefährdet.

Gefährdet (Rote Liste Kategorie 3)

Panurgus dentipes (72 Individuen KTM, 256 Individuen OVU):

Diese Keulhornbiene gilt als ausgesprochen thermophil und wurde u.a. im Zusammenhang mit Weinbergböschungen und -brachen erfasst (Westrich 1990b). Weibchen dieser Art (2-10) schließen sich zusammen und bilden kleine Kolonien (Westrich, 2018).

Am Südhang des Tübinger Spitzbergs nistet die Art in schütter bewachsenen Böschungen (Westrich, 1979) und das dortige Vorkommen wurde von Schmidt (1966) als sehr bemerkenswert hervorgehoben. In Rheinland-Pfalz ist die Art auf die wärmsten Habitate beschränkt und gilt als gefährdet (Schmid-Egger et al., 1995). Bundesweit wird *P. dentipes* ebenfalls als gefährdet eingestuft (Westrich et al., 2011). Am Standort OVU wurde *P. dentipes* in dieser Studie besonders häufig nachgewiesen, was angesichts der Habitate die Analyse von Westrich (1990a) bestätigt.

Lasioglossum tricinctum (67 Individuen KTM, 1 Individuen OVU):

Die Schmalbiene *Lasioglossum tricinctum* ist eine selten erfasste, ausgesprochen thermophile Art (Westrich 1990b). Das Vorkommen der Art ist auf xerotherme Trockenhänge beschränkt

(Westrich 1990b) und wurde auch für entsprechende Biotope des Moseltals prognostiziert (Schmid-Egger et al. 1995, S. 123–124), was mit dem Ergebnis dieser Studie bestätigt wurde. Sowohl in Rheinland-Pfalz (Schmid-Egger et al. 1995) als auch bundesweit (Westrich et al. 2011) gilt die Art als gefährdet. Sie wurde in dieser Studie besonders häufig am Standort KTM nachgewiesen.

In dieser Kategorie außerdem zu erwähnen sind die Maskenbiene *Hylaeus duckei* (51 Individuen KTM, 3 Individuen OVU), die Sandbiene *Andrena fulvago* (3 Individuen KTM, 40 Individuen OVU), die Wollbiene *Anthidium nanum* (6 Individuen KTM, 31 Individuen OVU), die Schmalbiene *Lasioglossum costulatum* (15 Individuen KTM, 24 Individuen OVU) und die beiden Hummelarten *Bombus humilis* (3 Individuen KTM, 78 Individuen OVU) und *Bombus ruderarius* (2 Individuen KTM; 29 Individuen OVU).

Gefährdung unbekanntes Ausmaßes (Rote Liste Kategorie G):

Die in dieser Kategorie am häufigsten nachgewiesenen Wildbienenarten sind die Schmalbiene *Lasioglossum pygmaeum* (25 Individuen KTM, 11 Individuen OVU) und die Mauerbiene *Osmia brevicornis* (26 Individuen KTM, 6 Individuen OVU).

Vorwarnliste (Rote Liste Kategorie V):

Die häufigsten Individuen von Arten der Kategorie „Vorwarnliste“ wurden von der Seidenbiene *Colletes similis* (58 Individuen KTM, 77 Individuen OVU), der Blattschneiderbiene *Megachile centuncularis* (22 Individuen KTM, 115 Individuen OVU) und der Maskenbiene *Hylaeus variegatus* (6 Individuen KTM; 109 OVU) nachgewiesen.

3.1.2.2.6 Bewertung des Wildbienen-Monitorings

Der Datensatz der erfassten Wildbienen ist sehr umfangreich und deutschlandweit einzigartig. Die reinen Gesamtarten- und Individuenzahlen unterstreichen mit rund 180 erfassten Arten pro Untersuchungsgebiet und mit jeweils einem Drittel gefährdeter Arten die Bedeutung der Weinbergssteillagen für die Biodiversität der Wildbienen. Besonders im strukturreichen Klotten-Treiser-Moseltal (KTM) an der Terrassenmosel ist davon auszugehen, dass die Artenvielfalt an Wildbienen noch größer ist, als sie in diesem Monitoring ermittelt wurde. Trotz niedrigerem Erfassungsaufwand als es am Standort der Osann-Veldener Umlaufbergen an der Mittelmosel der Fall war, wurde dort eine ähnlich große Artenvielfalt nachgewiesen. Die prozentuale Anzahl an gefährdeten Individuen war sogar leicht höher als im zweiten, deutlich intensiver beprobten Gebiet. Die untersuchten Weinbergsbrachen in den Osann-Veldener Umlaufbergen weisen im gesamten Projektzeitraum stabile Arten- und Individuenzahlen auf, was für die Pflege und Offenhaltung entsprechender Weinbergsbrachen spricht und auch in Gebieten mit weniger Strukturvielfalt praktiziert werden kann, um dort die Biodiversität zu fördern.

Des Weiteren lagen trotz des kontinuierlichen Monitorings auf den gleichen Transekten oft starke Schwankungen besonders bei den Individuenzahlen vor und auch das Wetter hatte erheblichen Einfluss auf den Erfassungserfolg. Auch eventuelle zyklisch verlaufende artbedingte Fortpflanzungsrhythmen, wie das Monitoring bei der Zottelbiene *Panurgus dentipes* andeutet, könnten eine Rolle bei der weiteren Interpretation der Daten spielen. All dies spricht dafür, dass für das Monitoring von Wildbienen für die Bewertung von z. B. Maßnahmen für die Förderung der Biodiversität nur eine langjährige intensive Erfassung mit anschließender statistischer Auswertung infrage kommt, um gezielte Aussagen treffen zu können. Ein- oder zweijährige Erfassungen in wenigen Transekten sind aufgrund der Schwankungen, die alleine durch die Witterung und zwischen Einzeltransekten erfolgten, nicht eindeutig und grundsätzlich effektive Maßnahmen könnten falsch gedeutet werden.

3.1.2.3 Evaluation von vier unterschiedlichen Methoden für die Erfassung von Wildbienen

Der Vergleich zwischen Farbschalen (pan traps = PT), Fallennestern (trap nests = TN) und Handnetzfangen (hand netting = HN) basiert auf insgesamt 10.330 Individuen von 134 Arten, die in den Jahren 2013 und 2014 gefangen wurden. Der Datensatz für den Vergleich von Malaisefallen (Malaise traps = MT) mit den anderen Methoden umfasst insgesamt 2.225 Individuen von 99 Wildbienenarten. In beiden Untersuchungsjahren ist ein signifikanter Einfluss der Methode auf die Anzahl der Arten und Individuen zu beobachten (Abbildung 29, Tabelle 9). Mit PT wurde in beiden Untersuchungsjahren die bei weitem größte Anzahl von Individuen und Arten, einschließlich der nur mit dieser Methode beprobten Arten, erfasst; mit HN wurde die zweitgrößte Anzahl an Arten ermittelt, mit TN die geringste (Abbildung 29, Tabelle 9). Der Unterschied zwischen HN und TN ist in Bezug auf die Anzahl der nachgewiesenen/ erhobenen? Individuen weniger ausgeprägt, aber insgesamt wurden mit HN die wenigsten Individuen erfasst (Abbildung 29, Tabelle 9).

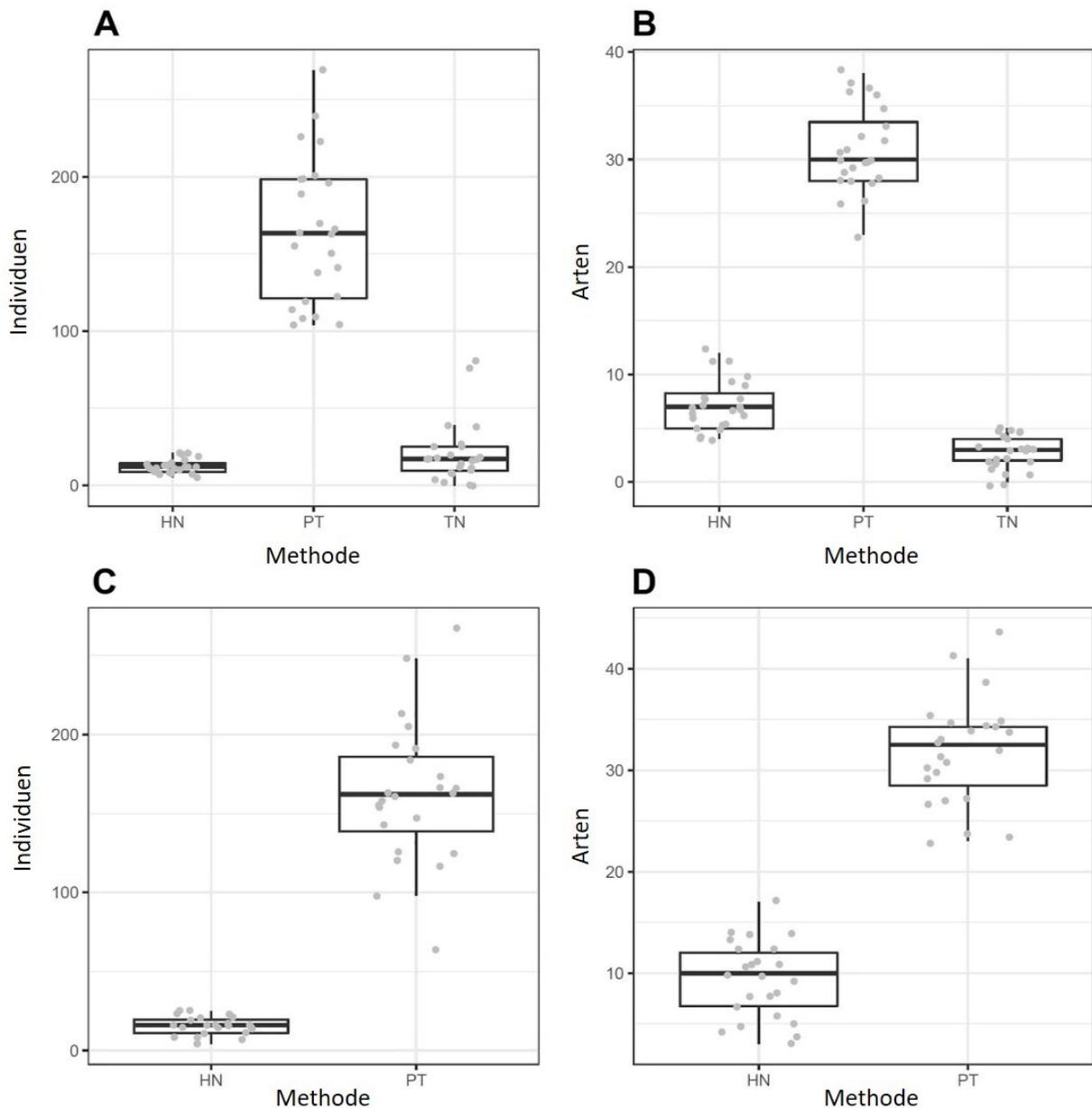


Abbildung 29: Beprobungsergebnisse der verschiedenen Methoden, die 2013 (A, B) und 2014 (C, D) auf sechs Weinbergsbrachen angewandt wurden, die jeweils in 4 Beprobungspartellen unterteilt waren. Die Punkte stellen die Ergebnisse für jede Probenahmeinheit dar (die Punkte sind zur besseren Lesbarkeit entlang beider Achsen angeordnet). HN = Handfänge, PT = Farbschalen, TN = Fallennester. Abb. entnommen aus Krahnert et al. 2021.

Mit HN wurde eine vielfältigere Fauna nachgewiesen als mit den anderen Methoden (Shannon H'; Tabelle 9). MT ergab weniger Arten als PT, aber mehr Arten im Vergleich zu den anderen Methoden; dies gilt auch für die Anzahl der einzigartigen Arten, die mit nur einer Methode erhalten wurden (Tabelle 10). Auch bei der Anzahl der nachgewiesenen Individuen lag MT hinter PT und vor HN, während es zwischen MT und TN in dieser Hinsicht keine

Tabelle 9: Beprobungsergebnisse, Artenreichtum Diversität (Shannon H', Exponentialform) der Bienenfauna, die mit Handnetzen (HN), Farbschalen (PT) und Fallennestern (TN) erfasst wurde.

<i>Beobachtungen</i>					
Jahr	Methode	Individuen	Arten	Einzigartige Arten¹	Shannon H'
2013	HN	310	53	6	20,2
	PT	4088	108	54	18,1
	TN	532	12	-	6,3
2014	HN	404	65	8	33,8
	PT	4996	109	49	15,9

¹ Arten, die in einem Jahr mit nur einer Methode nachgewiesen wurden.

Tabelle 10: Beprobungsergebnisse, Artenreichtum und Diversität (Shannon H', Exponentialform) der Bienenfauna, die mit Malaise-Fallen (MT), Handnetzen (HN), Farbschalen (PT) und Fallennestern (TN) erhalten wurde. Datensatz für den Vergleich von MT mit den übrigen Fangmethoden.

<i>Beobachtungen</i>					
Jahr	Methode	Individuen	Arten	Einzigartige Arten¹	Shannon H'
2013	MT	111	31	5	10,8
	HN	61	21	2	13,2
	PT	660	63	29	17,9
	TN	103	7	1	5,4
2014	MT	343	39	8	5,2
	HN	79	26	2	17,0
	PT	868	72	35	21,3

¹ Arten, die in einem Jahr mit nur einer Methode nachgewiesen wurden.

nennenswerten Unterschiede gab. Die Shannon-Diversität der mit MT überprüften Fauna war im Vergleich zu den anderen Methoden weniger vielfältig, mit Ausnahme von TN.

Im Hinblick auf die stichprobenbasierten Rarefizierungskurven wurden 2013 100 [95 % Konfidenzintervall: 95,2; 105,8] Arten und 2014 77 [72,9; 81,1] Arten geschätzt (Abbildung 30), was bedeutet, dass 88,5 % [84,3 %; 92,7 %] bzw. 78,8 % [74,6 %; 82,9 %] der geschätzten Artenzahlen pro Studienjahr erfasst wurden. Die Reduzierung der Anzahl der PT auf einen Satz pro Weinbergsbrache (durch stichprobenbasierte Verdünnung) führt zu einer Stichprobenabdeckung von über 50 % aller erfassten Arten in beiden Untersuchungsjahren, d. h. 69 [62,1;

76,0] Arten im Jahr 2013 und 55 [49,3; 60,7] Arten im Jahr 2014. Für HN beträgt die Beprobungsdichte 38,1 % [33,8 %; 42,3 %] aller erfassten Arten im Jahr 2013 und 48,7 % [42,7 %; 54,6 %] aller nachgewiesenen Arten im Jahr 2014, während die Beprobungsdichte für TN im Jahr 2013 8,0 % [4,8 %; 11,1 %] beträgt. Die Verringerung der zeitlichen Beprobungsintensität für PT führte zu einer Beprobungsabdeckung von 63,7 % [58,5 %; 69,0 %] und 68,1 % [64,5 %; 71,8 %] aller erfassten Arten in den Jahren 2013 und 2014. Eine kombinierte Verringerung der zeitlichen und räumlichen Beprobungsintensität (ein PT-Satz pro Weinbergsbrache) führte zu einer Beprobungsabdeckung von 37,4 % [31,9 %; 42,9 %] bzw. 48,7 % [43,7 %; 53,7 %] aller erhaltenen Arten in den Jahren 2013 und 2014 (Abbildung 30).

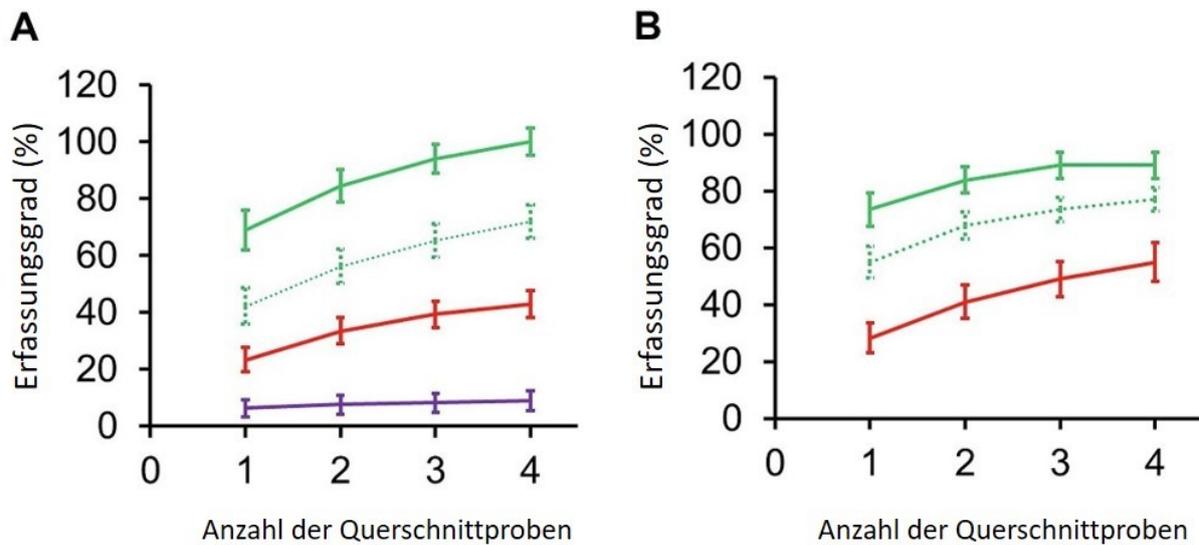


Abbildung 30: Querschnittsprobenbasierte Rarefaction-Kurven, die aus den Fangdaten der Jahre 2013 (A) und 2014 (B) berechnet wurden. Rot = HN, Grün = PT, Violett = TN. Für PT sind zwei verschiedene Szenarien für den zeitlichen Probenahmeaufwand dargestellt (durchgezogene Linie: monatliche Probenahme von Mai bis September (A) bzw. von April bis Juli (B); gepunktete Linie: reduzierter Probenahmeaufwand, d. h. ein Probenahmeereignis im Mai und Juli jedes Jahres).

Ein Vergleich der vier untersuchten Methoden zur Erfassung von Wildbienen in Steillagen zeigte deutliche Unterschiede zwischen den Methoden. Für eine flächendeckende Erfassung der Arten eignen sich vor allem Farbschalen (PT) und Handnetze (HN). In beiden Fällen wird ein hoher Anteil der vorhandenen Wildbienenarten zuverlässig erfasst. Die PT hat sich als besonders geeignet erwiesen, wenn eine möglichst große Vergleichbarkeit der Proben erreicht werden soll, da hier Unterschiede in den Probenstandorten (z.B. durch unterschiedliche Vegetation, Geländebeziehungen) und Unterschiede in der Erfahrung des Beobachters keinen großen Einfluss haben. Es ist jedoch darauf zu achten, dass die Fallen ausreichend lange (≥ 2 Tage) exponiert, ausreichend groß (> 12 cm Durchmesser) und optimal im Habitat platziert sind (d. h. auf Höhe des Blütenhorizonts). Die Farbe der Fallen ist ebenfalls wichtig; drei Farben (gelb, weiß, blau) werden am besten zusammen verwendet, aber gelb allein ist am effizientesten; es sollten UV-reflektierende Farben verwendet werden. Die HN-Methode ist

besonders geeignet, wenn die Anzahl der Arten maximiert werden soll, insbesondere im Hinblick auf seltene Arten und parasitäre Taxa. Von allen Methoden ist die HN jedoch am stärksten von der Erfahrung des Beobachters abhängig, und der Arbeitsaufwand ist hoch. Mit Malaise-Fallen (MT) wurden weniger Arten nachgewiesen als mit den beiden vorgenannten Methoden. Aufgrund des extrem hohen Beifangs von MT sind sie hinsichtlich des Arbeitsaufwands nicht sehr praktikabel und werden auch von Naturschutzfachleuten als die problematischste der getesteten Methoden angesehen. Fallennester (TN) erfassen nur ein bestimmtes Segment der auf diese Nistbedingungen spezialisierten Arten, weshalb sie die unvollständigste Methode zur Erfassung von Artengemeinschaften darstellen und sich daher nur für bestimmte Forschungsfragen eignen.

3.1.2.4 Vergleich weinbaulicher Strukturen im Hinblick auf Artenvielfalt und räumlich-strukturelle Nutzung durch die untersuchten Insektengruppen (UG Klotten-Treiser Moseltal)

3.1.2.4.1 Populationsökologie und Raumnutzung von Tagfalterarten - Fang-Wiederfang-Experimente

Melitaea didyma

Melitaea didyma tritt an der Mosel mit zwei Generationen im Jahr auf. Im Jahr 2016 konnten in der ersten Generation insgesamt 183 Falter markiert werden, von denen 54 mindestens einmal wieder gefangen wurden (Wiederfangrate: 29,5 %). In der zweiten Generation wurden 469 Falter markiert, von denen 141 mindestens einmal wiedergefangen wurden (Wiederfangrate: 30,1 %) (Tabelle 11).

Im Jahr 2017 traten die Falter im Vergleich zum Vorjahr deutlich früher auf. Die erste Generation flog im Jahr 2017 circa eine Woche früher, die zweite Generation drei Wochen früher als im Jahr 2016. Außerdem hatte die zweite Generation im Vergleich zum Vorjahr eine stark verlängerte Flugphase (+ 16 Tage). In der ersten Generation wurden insgesamt 587 Falter markiert, von denen 231 mindestens einmal wieder gefangen wurden (Wiederfangrate: 39,4%). In der zweiten Generation wurden 935 Falter markiert, von denen 330 mindestens einmal wiedergefangen wurden (Wiederfangrate: 35,3 %) (Tabelle 11Tabelle 12). Wie bei solchen Fang-Wiederfang-Untersuchungen üblich, wurden in beiden Jahren je Generation mehr Männchen als Weibchen gefangen.

Die Modellierungen der Populationsgrößen mit dem Programm MARK 8.0 weisen auf deutliche Unterschiede zwischen den Generationen eines Jahres, sowie zwischen den beiden Jahrgängen hin (Tabelle 11). In beiden Jahren fallen die geschätzten Populationsgrößen der jeweils ersten Generation kleiner aus als die der zweiten Generation. Dies könnte in einer witterungsbedingten erhöhten Mortalitätswahrscheinlichkeit der überwinterten Raupen der

ersten Generationen und günstigeren Witterungsbedingungen während der Entwicklungsphase der zweiten Generationen begründet sein. In beiden Jahren ist das Phänomen der Proterandrie nur in den ersten Generationen ausgeprägt. Die zweiten Generationen weisen dagegen keine geschlechtsspezifische Verschiebung des Schlupfzeitpunktes auf. Die Populationsgrößen des Jahrgangs 2017 fallen im Vergleich zum Jahr 2016 größer aus.

Tabelle 11: Fang-Wiederfang-Daten des Roten Scheckenfalters *Melitaea didyma* aus den Jahren 2016 (19. Mai–2. September) und 2017 (11. Mai – 28. August). Die Kleinbuchstaben der mit MARK geschätzten Populationsgröße (N^* -hat) \pm Standardabweichung (SE) für Männchen ($\sigma\sigma$), Weibchen ($\rho\rho$) und die gesamte Population zeigen signifikante Unterschiede in geschlechterabhängigen (a-f) und gesamten (x-z) Tagespopulationsgrößen (N^* -hat): (I) innerhalb jeder Generation, (II) zwischen Generation 1 und 2 eines Untersuchungsjahres und (III) zwischen den Untersuchungsjahren für Generation 1 und 2

		Erst- fänge	Erst- Wiederfänge	Alle Wiederfänge	Wiederfang- rate [%]	Gesch. Populationsgröße N^* -hat \pm SE
2016						
Generation 1	$\sigma\sigma$	137	48	61	35,0	258 \pm 33 ^a
19.05.–24.06.	$\rho\rho$	46	6	7	13,0	965 \pm 305 ^a
	total	183	54	68	29,5	1.223 \pm 335^x
Generation 2	$\sigma\sigma$	351	130	188	37,0	735 \pm 58 ^b
26.07.–02.09.	$\rho\rho$	118	11	11	9,3	1.700 \pm 727 ^{bf}
	total	469	141	199	30,1	2.435 \pm 785^y
2017						
Generation 1	$\sigma\sigma$	473	208	332	44,0	914 \pm 49 ^c
11.05.–19.06.	$\rho\rho$	114	23	28	20,2	674 \pm 212 ^d
	total	587	231	360	39,4	1.588 \pm 261^z
Generation 2	$\sigma\sigma$	653	267	400	40,9	1.438 \pm 69 ^{bce}
06.07.–28.08.	$\rho\rho$	282	63	70	22,3	1.006 \pm 117 ^{def}
	total	935	330	470	35,3	2.444 \pm 186^{yz}

Die schlechten Witterungsverhältnisse in 2016 haben zu kleineren Populationsgrößen sowie zu kürzeren Flugphasen geführt, die zeitlich später im Jahr begannen als im Jahr 2017 (Abbildung 31). Dies spiegelt sich auch in der Entwicklung der männlichen Flügelgüte wider, welche in allen Populationen stark mit deren Flugphasen korreliert. Vergleicht man die Abnutzung der Flügel während der Flugphase einer Population ist deutlich erkennbar, dass die männlichen

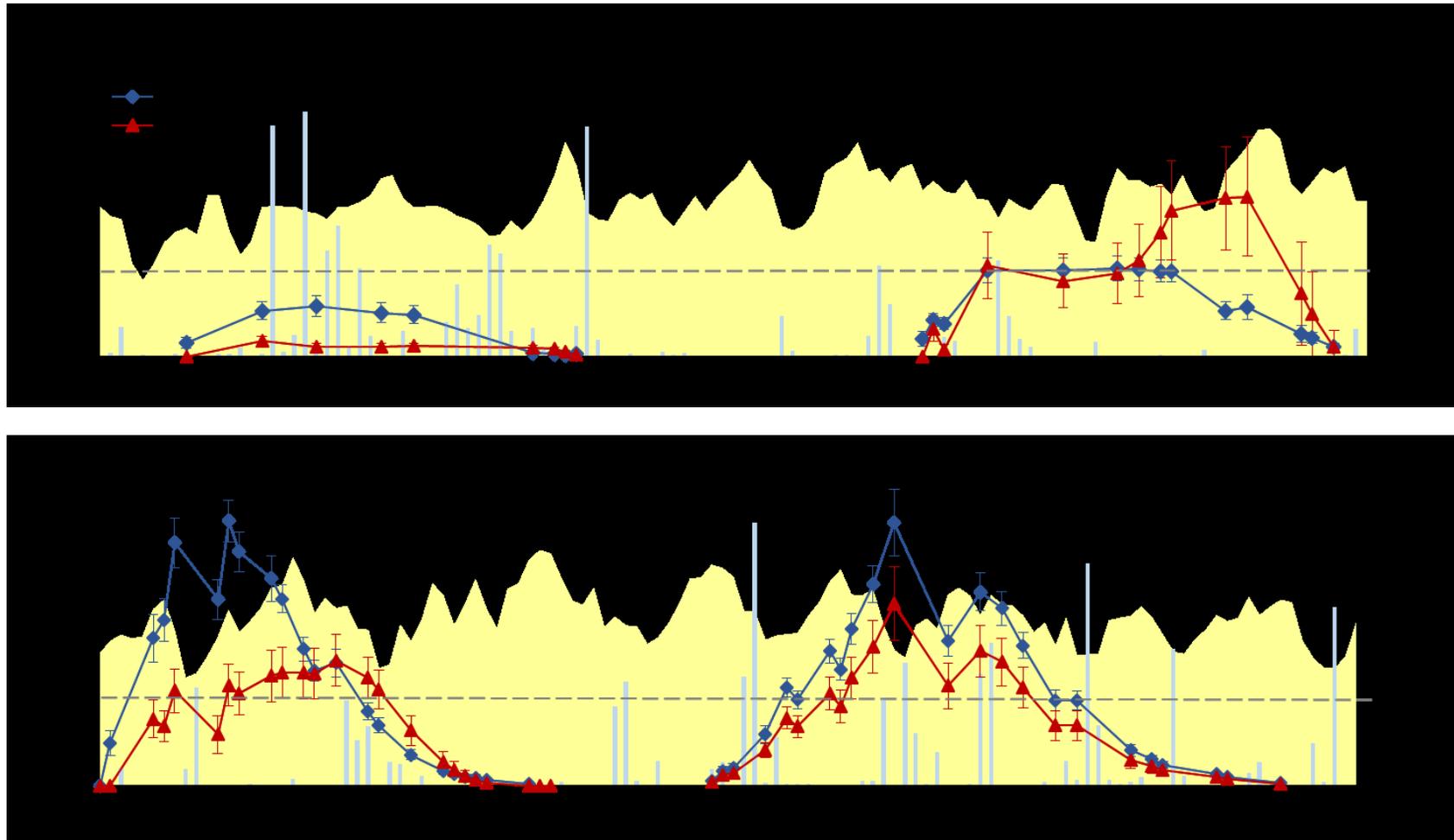


Abbildung 31: Geschätzte Tagespopulationsgrößen von Männchen (blaue Rauten \blacklozenge) und Weibchen (rote Dreiecke \blacktriangle) von *Melitaea didyma* der Jahre **A** 2016 und **B** 2017, berechnet mit MARK 8.0, Modul POPAN 5.0. Gezeigt sind die Ergebnisse des besten Modells, ausgewählt nach dem geringsten korrigierten Akaike Information Criterion (AICc): 2016 - Generation 1: $\{\Phi(g \times T) p(\text{hrs}) \text{pent}(g + t) N(g)\}$; Generation 2: $\{\Phi(g \times T) p(g \times \text{hrs}) \text{pent}(t) N(g)\}$; 2017 - Generation 1: $\{\Phi(g \times T) p(g \times \text{hrs}) \text{pent}(g + t) N(g)\}$; Generation 2: $\{\Phi(g \times T) p(g \times \text{hrs}) \text{pent}(t) N(g)\}$. Maximaler Niederschlag (mm^{-1} ; blaue Säulen), Starkregenereignisse (oberhalb gestrichelter Linie), Durchschnittstemperatur ($^{\circ}\text{C}$ in 20 cm Höhe; gelbe Schattierung).

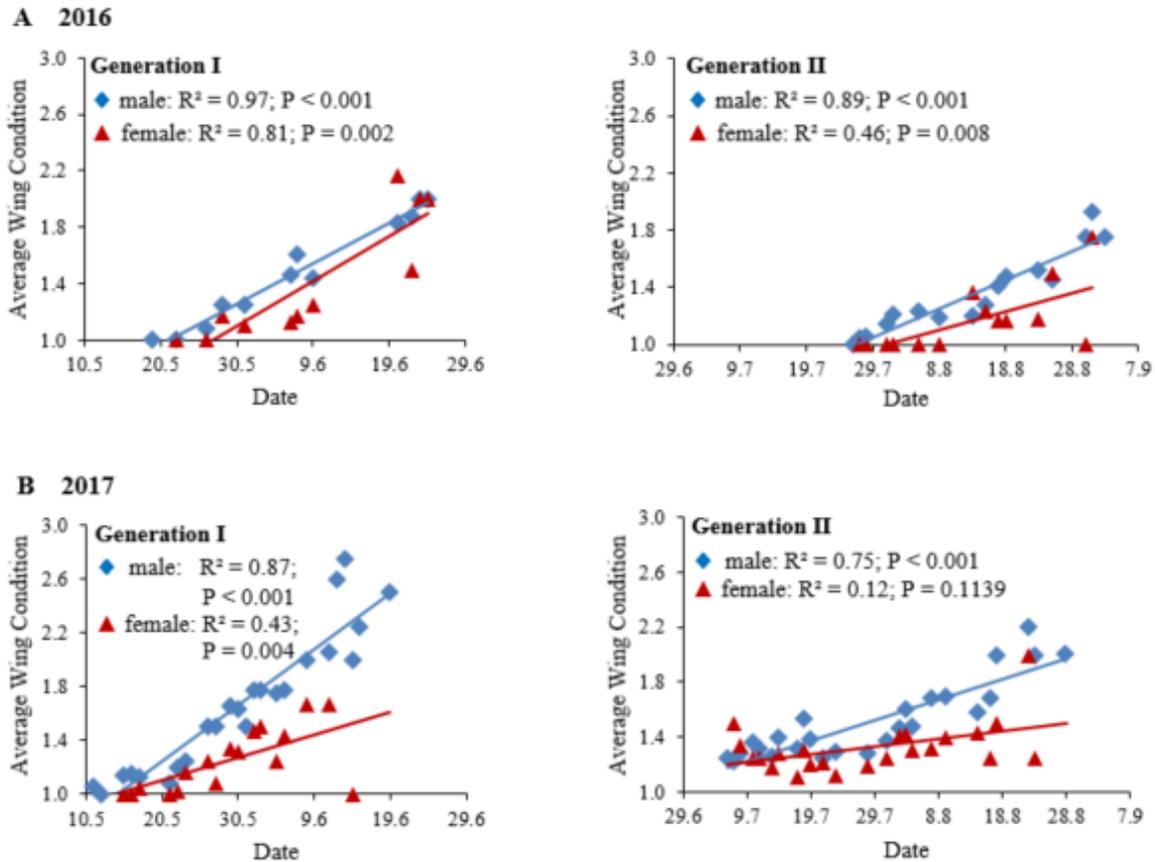


Abbildung 32: Linearer Trend der Altersstruktur von *Melitaea didyma*, berechnet auf der Basis der täglichen durchschnittlichen Flügelgüte der Männchen und Weibchen beider Untersuchungsjahre **A** 2016 (Generation 1 und 2) und **B** 2017 (Generation 1 und 2): Männchen (blaue Raute ♠), Weibchen (rote Dreiecke ▲).

Falter im Jahr 2016 eine geringere Abnutzung der Flügel aufwiesen (Abbildung 32). Zum einen zeigten die Falter aufgrund der schlechten Witterung eine im Vergleich zu 2017 verkürzte Flugphase, zum anderen konnten innerhalb dieser verkürzten Flugphase weniger „Gut-Wetter-Tage“, an denen die Falter tendenziell mehr fliegen, genutzt werden.

Dies spiegelt sich auch im Dispersionsverhalten der Falter wider. In dem nassen Frühjahr 2016 flogen die Falter nur sehr kurze Distanzen. Die maximal zurückgelegten Distanzen lagen bei ca. 480 m und wurde von 2 % der männlichen Falter zurückgelegt. 44 % der Falter flogen Distanzen bis zu 100 m, bewegten sich demnach ausschließlich in einem kleinen Umkreis. Auch die zweite Generation im Jahr 2016 bewegte sich vorrangig im kleinen Umkreis (41 % bis 100 m), legte jedoch auch weite Distanzen über 2.000 m zurück (1 %). Die guten Wetterverhältnisse während der Flugphase der zweiten Generation unterstützten vermutlich das Zurücklegen weiter Distanzen. Im Jahr 2017 herrschten bessere Wetterbedingungen und die Populationen von *M. didyma* waren größer als im Jahr 2016. In beiden Generationen flogen die Falter weite Distanzen und bewegten sich weniger häufig in kleinem Umkreis (34 % bis 100 m) (Abbildung 33).

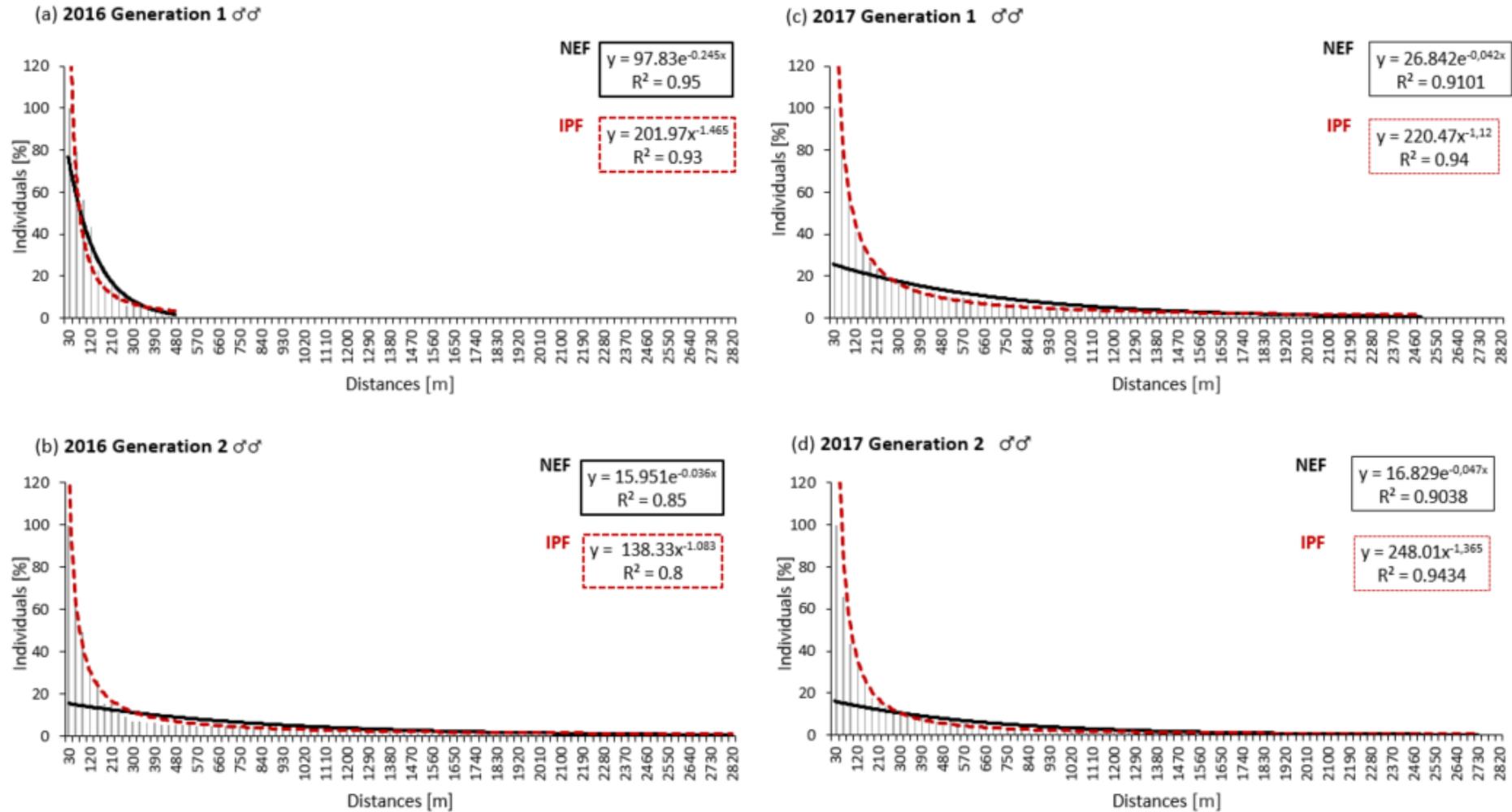


Abbildung 33: Ergebnisse der Kurvenanpassung für die negative Exponentialfunktion (NEF) und die inverse Powerfunktion (IPF) für *Melitaea didyma* Männchen: 2016: (a) Generation 1, (b) Generation 2; 2017: (c) Generation 1, (d) Generation 2.

Auch die Auswertungen des Langstreckendispersals, also die Wahrscheinlichkeiten für einen Langstreckenflug zwecks Arealerweiterung bzw. Austausch mit anderen Populationen, bestätigen die Sesshaftigkeit der Falter im Frühjahr 2016 (G1). Um das Langstreckendispersal zu beurteilen, wurde die IPF-Schätzung (inverse Powerfunktion) gegenüber der NEF-Schätzung (negative Exponentialfunktion) bevorzugt. Die NEF ist dafür bekannt, die Wahrscheinlichkeit von Langstreckenbewegungen generell zu unterschätzen und daher zu Fehlinterpretationen der allgemeinen Dispersionsfähigkeit zu führen (Baguette 2003, Fric und Konvicka 2007). Nach den Schätzungen der IPF legen 5 - 14 % der Falter Strecken über 500 m zurück, was für eine relativ mobile Art mit gutem Austauschpotential spricht (Tabelle 12). Einzeltiere legen weitaus größere Strecken von über 2.000 m zurück. Unterschiede im Dispersal zwischen den Generationen und Jahren können neben den Wetterbedingungen auch auf die Schwankungen der Populationsgrößen und somit -dichten zurückzuführen sein. Dadurch bedingt höhere Raten der Ressourcenkonkurrenz können zu höheren Bewegungsraten und positiv dichteabhängiger Ausbreitung führen (Enfjäll und Leimar 2005, Ehl et al. 2019). Allgemein ist bekannt, dass die Bewegungsraten von Schmetterlingen zeitlich und räumlich variieren (Schtickzelle et al. 2006). Interannuelle Variationen der Habitatbedingungen und Populationsgrößen können die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Ausbreitung und somit die Besiedlung neuer Lebensräume oder den Genfluss zwischen Lebensräumen schaffen.

Tabelle 12: Mittels IPF geschätzter prozentualer Anteil an Individuen von *M. didyma*, die Distanzen von 500 m, 1000 m und 3000 m zurücklegen. Schätzungen basieren auf 30 m-Intervallen. Statistische Absicherung erfolgte mittels F-Statistik ($p < 0,05$). (G1=Generation 1; G2=Generation 2).

Jahr	Distanz (m)	G1 Männchen (%)	G1 Weibchen (%)	G2 Männchen (%)	G2 Weibchen (%)
2016	500	3,3	-	6,6	14,0
	1000	1,2	-	3,1	8,0
	3000	0,2	-	0,9	3,4
2017	500	9,5	7,7	5,3	7,4
	1000	4,4	3,5	2,0	4,3
	3000	1,3	1,0	0,5	1,8

Betrachtet man die Habitatpräferenzen der Falter im Untersuchungsgebiet, so fällt auf, dass besonders viele Falter im Bereich der begrünten Querterrassen anzutreffen sind. Dieses Muster kann anhand der GPS-Daten beider Generationen in beiden Untersuchungsjahren festgestellt werden. Veranschaulicht wird das Muster der Aufenthaltspunkte der einzelnen Falter hier am Beispiel der Erstfänge der ersten Generation 2016 (Abbildung 34). Da *M. didyma* im Jahr 2016 die kleinste Population der vier untersuchten Generationen (2016 Generation 1+2, 2017 Generation 1+2) ausbildete und somit die geringste Überschneidung an GPS-Punkten bei

grafischer Darstellung vorliegt, kann das beschriebene Muster an diesem Beispiel am besten erkannt werden.

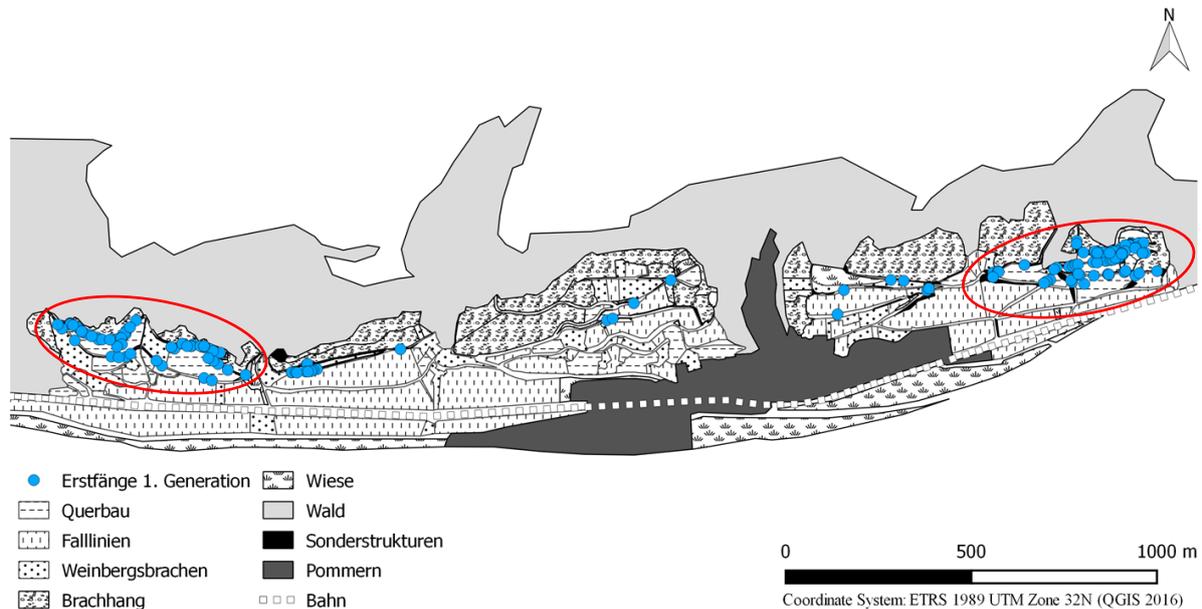


Abbildung 34: GPS-Daten der Aufenthaltsorte der Erstfänge von *M. didyma* im Jahr 2016. Eine besonders hohe Ansammlung der Falter (rote Umrandung) wurde in den Bereichen der begrünten Querterrassen beobachtet.

Diese anhand der optischen Betrachtung der Fundpunkte aufgestellte Annahme konnte mittels Chi²-Tests bestätigt werden. Demnach halten sich die Falter der Art *M. didyma* bevorzugt in Bereichen auf, die durch begrünte Querterrassen gekennzeichnet sind, oder in Bereichen, die an felsdurchsetzte Brachhänge angrenzen ($p < 0,001$).

Eine weitere sehr bedeutende Erkenntnis ist, dass die Larvalhabitate dieser stark gefährdeten Art im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich an bzw. direkt auf den unbefestigten Wirtschaftswegen liegen. Die Art legt ihre Eier in Form von Eipaketen an Spitzwegerich-Pflanzen ab. Dafür bevorzugt sie junge Pflanzen, die auf den unbefestigten Wegen bzw. an den Wegrändern wachsen. Die mikroklimatischen Bedingungen sind aufgrund des nur schütterten Bewuchses an diesen Stellen besonders geeignet für diese xerothermophile Art.

Coenonympha arcania* und *Melanargia galathea

Coenonympha arcania ist eine einbrütige Art, welche 2017 in Pommern vom 22. Mai bis zum 19. Juni flog. In diesem Zeitraum konnten insgesamt 163 Falter markiert werden, von welchen 57 Falter mindestens einmal wiedergefangen wurden (Wiederfangrate: 34 %). Die geringe Anzahl markierter Tiere und die zeitgleich hohe Wiederfangrate von 34 % sprechen für eine kleine Population dieser Art für den Standort Pommern und das Jahr 2017 (Tabelle 13).

Melanargia galathea tritt ebenfalls in einer Generation auf. Im Jahr 2017 begann die Flugsaison dieser Art am 1. Juni, das Ende der Flugzeit fiel auf den 21. Juli. In diesem Zeitraum konnten insgesamt 209 Tiere markiert werden, von welchen 32 mindestens einmal wiedergefangen

wurden (Wiederfangrate: 18 %). Diese im Vergleich zu anderen Arten etwas niedrigere Wiederfangrate ist bekannt für *M. galathea* (Habel und Schmitt 2010) (Tabelle 13).

Bei beiden Arten konnten maximal drei Wiederfangereignisse pro Tier nachgewiesen werden. Wie auch bei *M. didyma* wurden bei diesen Arten mehr Männchen als Weibchen gefangen (Tabelle 13).

Tabelle 13: Fang-Wiederfang-Daten der Tagfalterarten *Coenonympha arcania* (22. Mai–19. Juni) und *Melanargia galathea* (01. Juni–21. Juli) aus dem Jahr 2017. Die mit MARK geschätzte Populationsgröße (N^* -hat) \pm Standardabweichung (SE) für Männchen ($\sigma\sigma$), Weibchen ($\rho\rho$) und die gesamte Population wird nur für *M. galathea* dargestellt.

		Erst- fänge	Erst- Wiederfänge	Alle Wiederfänge	Wiederfang- rate [%]	Gesch. Populationsgröße N^* -hat \pm SE
2017						
<i>C. arcania</i>	$\sigma\sigma$	82	31	50	37,8	-
22.05.–19.06.	$\rho\rho$	24	5	7	20,8	-
	total	106	36	57	34,0	-
<i>M. galathea</i>	$\sigma\sigma$	123	19	25	20,3	640 \pm 137 ^b
01.06.–21.07.	$\rho\rho$	54	3	7	13,0	273 \pm 99 ^{bf}
	total	177	22	32	18,0	913 \pm 236^y

Für beide Arten werden bezüglich des Vergleichs weinbaulicher Strukturen vergleichbare Ergebnisse zu *M. didyma* erlangt. Sowohl *C. arcania* als auch *M. galathea* bevorzugen Querterrassen mit begrüntem Böschungen gegenüber Falllinien und Laufterrassen ohne begrünzte Böschungen.

Die Datengrundlage von *C. arcania* und *M. galathea* ist aufgrund der einjährigen Beprobung von eher kleinen Populationen und somit geringeren Stichprobenumfängen weniger aussagekräftig als die von *M. didyma*. Unter anderem aus diesem Grund wurden zu *M. didyma* weitergehende Auswertungen durchgeführt. Ein weiterer Grund für die umfangreichere Auswertung von *M. didyma* war, dass diese als Indikatorart für die begrünnten Querterrassen bestätigte Art (Tabelle 17) sowohl auf Landes- als auch auf Bundesebene als stark gefährdet eingestuft wird. Aus diesem Grund werden detaillierte Ergebnisse zu den Arten *C. arcania* und *M. galathea* an dieser Stelle nicht dargestellt. Weitere Details sind in den beiden im Rahmen des Projektes entstandenen Abschlussarbeiten nachzulesen (Bachelorarbeit Lambing 2017¹, Bischoff 2017²).

1 Lambing, Anja (2017): Ökologie des Weißbindigen Wiesenvögelchens in Weinbergsteillagen der Unter Mosel.

2 Bischoff, Claudia (2017): Ecology and habitat use of the Marbled White (*Melanargia galathea*) in the steep-slope viticulture of the lower Moselle region.

3.1.2.4.2 Populationsgenetische Untersuchungen an *Melitaea didyma*

Erste Ergebnisse der Auswertung der genetischen Profile von *M. didyma* zeigen genetische Unterschiede zwischen den untersuchten Populationen, in Abbildung 35 beispielhaft an der zweiten Generation 2016 dargestellt. Die zentral gelegene Population in Valwig (Abbildung 36) weist die deutlichste genetische Entfernung zu den weiteren Populationen auf. Die Population aus dem geografisch am weitesten von Pommern entfernten Bremm hebt sich dagegen in geringerem Maße von dieser ab, als die geografisch näher gelegene Population in Valwig. Zwischen Pommern West und Pommern Ost sind lediglich geringe Abgrenzungen erkennbar.

Dies spiegeln auch die Werte der genetischen Distanz (PhiPTP; Tabelle 14) wider, welche nicht mit der geografischen Distanz korrelieren (Abbildung 37). Obwohl die geografische Entfernung zwischen Pommern und Valwig deutlich geringer ist als zwischen Pommern und Bremm, ist die genetische Distanz wesentlich größer. Valwig ist die einzige rechts der Mosel gelegene Population, alle weiteren untersuchten Populationen sind links der Mosel gelegen. Eine erste Schlussfolgerung ist folglich, dass die Mosel eine starke Barriere für die untersuchte Art und somit für viele weitere Tagfalterarten darstellt. Entlang einer Moselseite können sich die Falter dagegen über weite Distanzen ausbreiten und die vorhandenen natürlichen und weinbaulichen Strukturen nutzen, um zu dispergieren und Austausch mit anderen Populationen zu betreiben. Bedenkt man die maximal zurückgelegten Distanzen der Falter und die geografische Distanz zwischen den Populationen, kann daraus geschlossen werden, dass zumindest geeignete Habitatsinseln zwischen den Standorten der untersuchten Populationen vorhanden sein müssen, um einen Austausch zu ermöglichen.

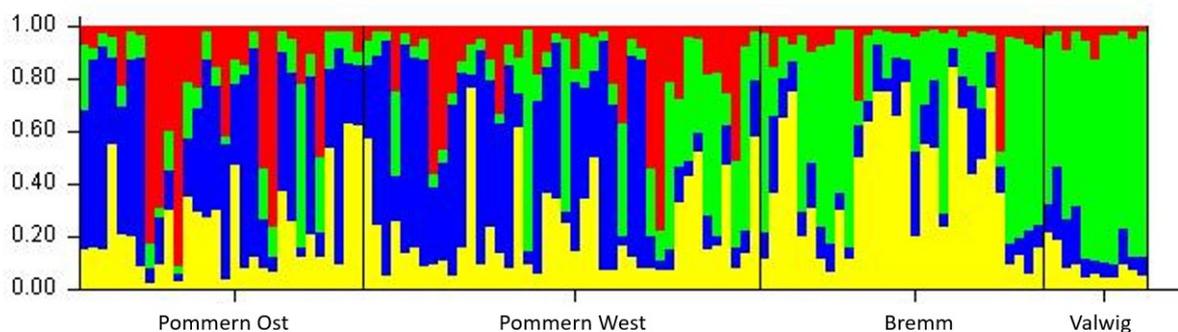


Abbildung 35: STRUCTURE Plot der zweiten Faltergeneration (G2) 2016. K (Anzahl angenommener Populationen) = 4, Run 17. Die untersuchten Falterindividuen wurden basierend auf ihrer genetischen Struktur vier Gruppen (=vier Farben) zugeordnet.

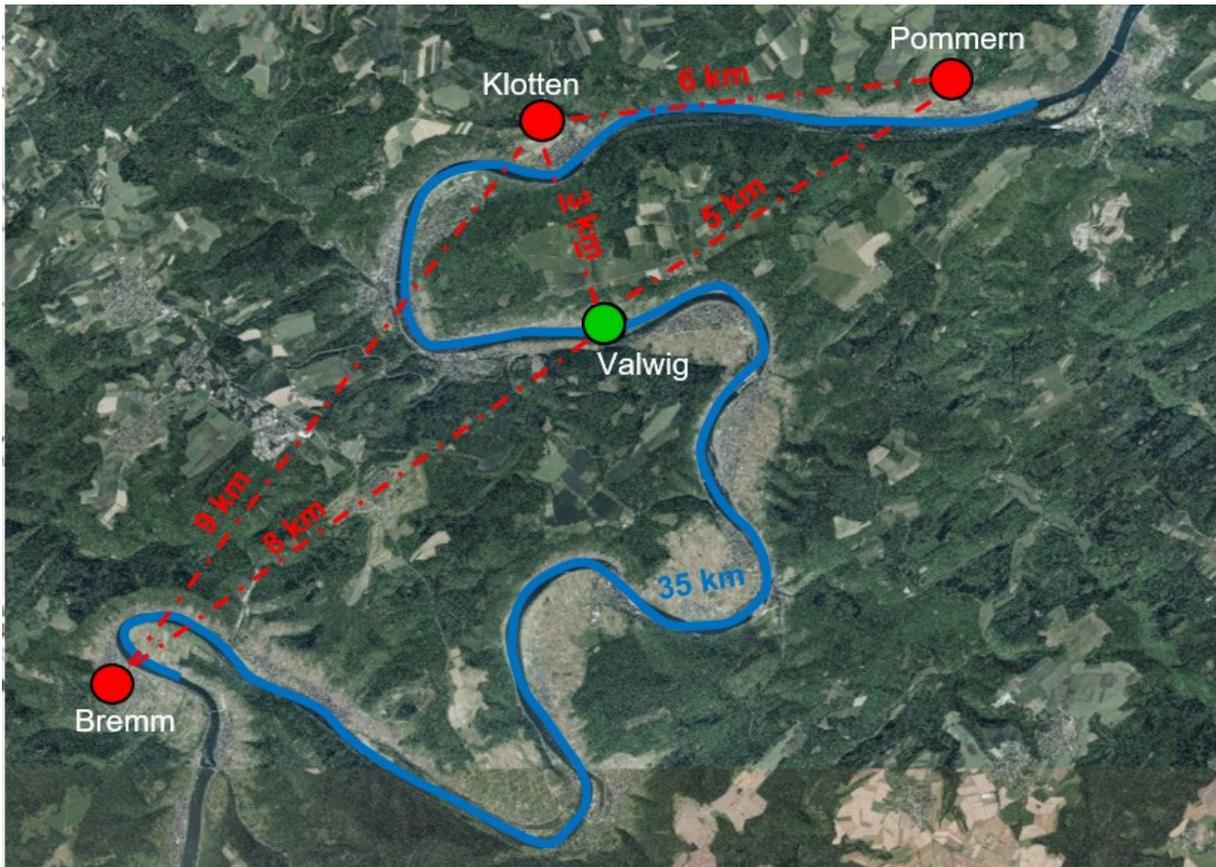


Abbildung 36: Übersichtskarte der 4 Standorte der genetischen Probenentnahme von *M. didyma*. Pommern, Klotten und Bremm mit geringeren genetischen Distanzen zueinander in rot dargestellt, Valwig in grün dargestellt weist eine größere genetische Distanz auf. Die rot gestrichelten Linien geben die Entfernung per Luftlinie zwischen den Standorten an, Die größte Distanz der Probeorte (Bremm – Pommern) entlang des Mosellaufs beträgt 35 km.

Tabelle 14: Untersuchte Populationen von *M. didyma* und ihre jeweiligen genetischen Distanzen (Pairwise Population PhiPT (G2)), sowie geografischen Distanzen (km)

<i>M. didyma</i> Populationen	Genetische Distanz (PhiPTP)	Geografische Distanz (km)
Bremm - Pommern Ost	0.166	14.5
Bremm - Pommern West	0.142	12.6
Bremm - Valwig	0.248	8.1
Valwig - Pommern Ost	0.222	4.5
Valwig - Pommern West	0.220	6.4
Pommern West - Pommern Ost	0.073	2.2

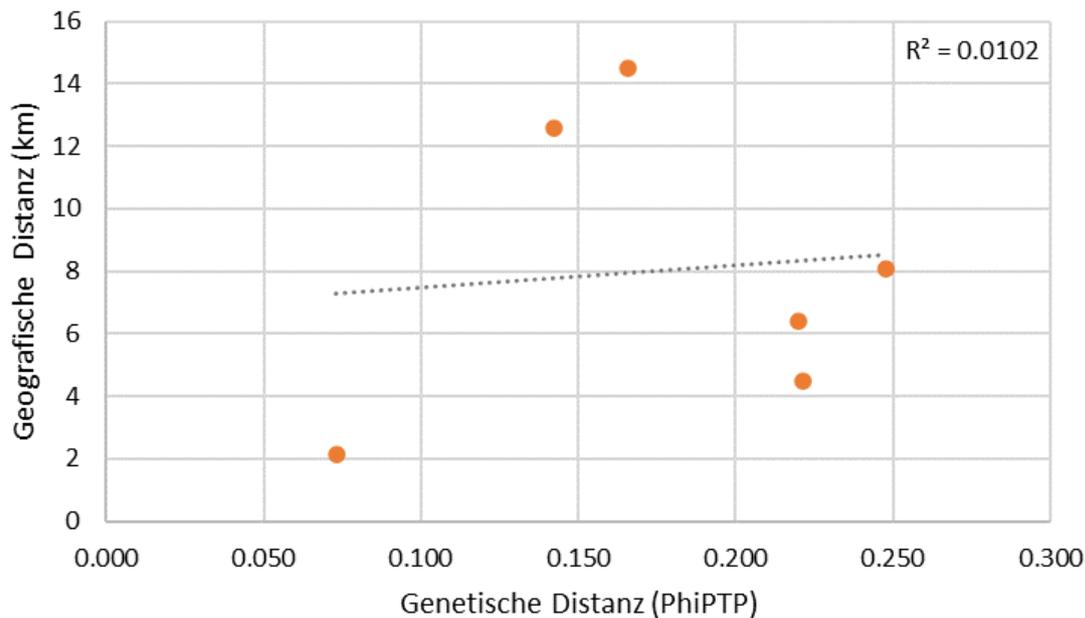


Abbildung 37: Die genetische Distanz (PhiPTP) der untersuchten *Melitaea didyma* Populationen weisen keine Korrelation mit der geografischen Distanz auf.

3.1.2.4.3 Vergleich zwischen Rebanlagen in Querterrassen und Falllinien

Für den Vergleich der Querterrassen mit begrünten Böschungen (GEV) zu den Falllinien und Laufterrassen ohne begrünte Böschungen (NEV) im Hinblick auf die Artenvielfalt der untersuchten Insektengruppen wurden nur Daten aus der Intensivphase des Projektes (2012-2014) genutzt. Mantel-Tests (99999 Permutationen) zeigten eine räumliche Autokorrelation der Transektdaten der Wildbienen innerhalb des Strukturtyps GEV ($r = 0,591$; $p = 0,001$). Eine Reduktion der Transektanzahl löste das Problem der räumlichen Autokorrelation (GEV: $r = 0,053$; $p = 0,336$; NEV: $r = 0,400$; $p = 0,07$). Dementsprechend wurden die statistischen Analysen der Wildbienen mit einem reduzierten Datensatz durchgeführt, die Anteile der Familien (7) änderten sich jedoch nicht in der Zusammensetzung der Arten und Individuen. Die Transektdaten der Schmetterlinge zeigen keine räumliche Autokorrelation (GEV: $r = 0,005$; $p = 0,436$; NEV: $r = 0,183$; $p = 0,071$), daher wurden die weiteren statistischen Analysen auf den gesamten Datensatz bezogen. Die Anzahl der nachgewiesenen Arten und Individuen sowohl der Wildbienen als auch der Schmetterlinge war in den Querterrassen mit begrünten Böschungen (GEV) sowohl für alle Arten als auch für einzelne betrachtete Gruppen signifikant höher (U-Tests: $p < 0,05$; Tabelle 15) im Vergleich zu den Rebflächen ohne begrünte Böschungen (NEV). Die Artenzahlen sind in GEV etwa zwei- bis mehr als dreimal so hoch, die Individuenzahlen sogar zwei- bis mehr als fünfmal so hoch. Insbesondere gefährdete Arten wie oligolektische Wildbienen und xerothermophile Schmetterlinge weisen in GEV höhere Arten- und Individuenzahlen auf.

Die Shannon-Diversität von Wildbienen und Schmetterlingen ist in Querterrassen mit begrünten Böschungen höher als in Rebanlagen ohne begrünte Böschungen. Diese Unterschiede sind für alle Arten sowie für die meisten einzeln betrachteten Gruppen signifikant (U-Tests $p < 0,05$; Tabelle 15). Lediglich gefährdete und oligolektische Wildbienenarten zeigen keine signifikanten Unterschiede, jedoch den gleichen Trend. Hinsichtlich der Evenness zeigen die Wildbienen keine signifikanten Unterschiede zwischen GEV und NEV (U-Tests $p > 0,05$; Tabelle 15). Sowohl für die Gesamtzahl aller betrachteten Wildbienenarten als auch für die einzelnen betrachteten gefährdeten und endogenen Arten ist die Evenness in NEV höher. Für Schmetterlinge hingegen ist die Evenness in GEV signifikant höher als in NEV. Dies gilt sowohl für alle Arten als auch für die einzeln betrachteten Gruppen (U-Tests $p < 0,05$; Tabelle 15).

Tabelle 15: Mittelwerte und Standardabweichungen der Arten und Individuen von Wildbienen und Schmetterlingen für Querterrassen mit begrünten Böschungen GEV (n = 6 bzw. 12, Wildbienen und Schmetterlinge) und für Falllinien bzw. Laufterrassen ohne begrünte Böschungen NEV (n = 6 bzw. 12). Signifikante Unterschiede zwischen GEV und NEV wurden mittels U-Tests berechnet: *($p < 0,05$), **($p < 0,01$), ***($p < 0,001$)

Insektengruppe	Arten		Individuen	
	GEV	NEV	GEV	NEV
Wildbienen				
alle Arten	27,5 ± 5,3	15,2 ± 5,1**	67,0 ± 15,1	27,7 ± 14,0**
gefährdet (DE ¹)	3,7 ± 1,5	1,3 ± 1,0**	8,0 ± 5,3	1,5 ± 1,0*
gefährdet (RLP ²)	6,7 ± 2,9	1,8 ± 1,3*	15,5 ± 8,9	2,7 ± 2,8**
oligolektisch	6,3 ± 2,7	2,0 ± 1,5**	14,7 ± 9,1	2,5 ± 2,5**
hypergäisch	6,2 ± 1,9	2,2 ± 1,7**	14,5 ± 8,1	3,7 ± 3,1**
endogäisch	21,3 ± 4,4	13,0 ± 4,7**	52,5 ± 10,4	24,0 ± 13,3**
brachenassoziiert	12,8 ± 2,9	5,0 ± 1,8**	39,8 ± 8,4	12,5 ± 7,3**
xerothermophil	3,2 ± 1,3	1,0 ± 0,9*	10,3 ± 7,3	1,0 ± 0,9*
Schmetterlinge				
alle Arten	10,1 ± 3,0	4,4 ± 2,3***	29,8 ± 9,6	7,5 ± 3,3***
gefährdet (DE ³)	1,6 ± 1,1	0,7 ± 0,7*	3,8 ± 2,5	1,0 ± 1,1**
gefährdet (RLP ⁴)	3,0 ± 1,7	1,0 ± 1,1**	5,3 ± 3,1	1,3 ± 1,5**
monophag	2,3 ± 1,1	0,92 ± 0,5**	6,08 ± 4,8	1,92 ± 1,4**
xerothermophil	1,5 ± 0,9	0,50 ± 0,5**	3,25 ± 2,3	0,83 ± 1,1**

¹ Rote Liste Deutschland (Westrich et al. 2011), ² Rote Liste Rheinland-Pfalz (Schmid-Egger et al. 1995)

³ Rote Liste Deutschland (Reinhardt & Bolz 2011), ⁴ Rote Liste Rheinland-Pfalz (Schmidt 2013)

Tabelle 16: Mittelwerte und Standardabweichungen der Shannon-Diversität (H') und der Evenness (J') der Wildbienen- und Schmetterlingsbiozönosen in Querterrassen mit begrünten Böschungen GEV ($n = 6$ bzw. 12 , Wildbienen und Schmetterlinge) und in Falllinien bzw. Laufterrassen ohne begrünte Böschungen NEV ($n = 6$ bzw. 12). Signifikante Unterschiede zwischen GEV und NEV wurden mittels U-Tests berechnet: *($p < 0,05$), **($p < 0,01$), ***($p < 0,001$)

Insektengruppe	Shannon-Diversität H'		Evenness J'	
	GEV	NEV	GEV	NEV
Wildbienen				
alle Arten	19,9 ± 4,2	12,3 ± 3,4**	0,90 ± 0,02	0,93 ± 0,04
gefährdet (DE ¹)	3,0 ± 1,4	2,5 ± 0,7	0,86 ± 0,17	1,00 ± 0,00
gefährdet (RLP ²)	5,6 ± 1,1	2,6 ± 1,0	0,86 ± 0,07	0,90 ± 0,03
oligolektisch	4,8 ± 1,6	3,2 ± 0,0	0,87 ± 0,05	0,83 ± 0,0
hypergäisch	4,9 ± 1,3	2,7 ± 1,4*	0,88 ± 0,06	0,79 ± 0,11
endogäisch	15,2 ± 3,5	10,6 ± 3,1*	0,89 ± 0,02	0,93 ± 0,05
brachenassoziiert	9,6 ± 2,0	4,1 ± 1,2**	0,89 ± 0,02	0,88 ± 0,04
xerothermophil	2,7 ± 0,4	2,0 ± 0,0	0,8 ± 0,1	1,0 ± 0,0
Schmetterlinge				
alle Arten	7,0 ± 1,9	3,1 ± 1,1***	0,80 ± 0,03	0,66 ± 0,08***
gefährdet (DE ³)	18 ± 0,5	1,2 ± 0,3**	0,53 ± 0,25	0,27 ± 0,27*
gefährdet (RLP ⁴)	2,4 ± 0,8	1,3 ± 0,4***	0,56 ± 0,20	0,30 ± 0,25**
monophag	0,7 ± 0,3	0,3 ± 0,2***	0,61 ± 0,17	0,44 ± 0,23*
xerothermophil	0,5 ± 0,3	0,2 ± 0,2**	0,49 ± 0,25	0,23 ± 0,28*

¹ Rote Liste Deutschland (Westrich et al. 2011), ² Rote Liste Rheinland-Pfalz (Schmid-Egger et al. 1995)

³ Rote Liste Deutschland (Reinhardt & Bolz 2011), ⁴ Rote Liste Rheinland-Pfalz (Schmidt 2013)

Die in der GEV erfassten Zönosen von Wildbienen und Schmetterlingen zeichnen sich durch eine höhere Vielfalt aus als die in NEV erfassten. Dies gilt unabhängig davon, wie stark die in großer Zahl vertretenen Arten im Vergleich zu den selteneren Arten heruntergewichtet werden. Der Unterschied in der Diversität ist für alle Skalenparameter signifikant (ungepaarter t-Test; $p < 0,05$) (Abbildung 38).

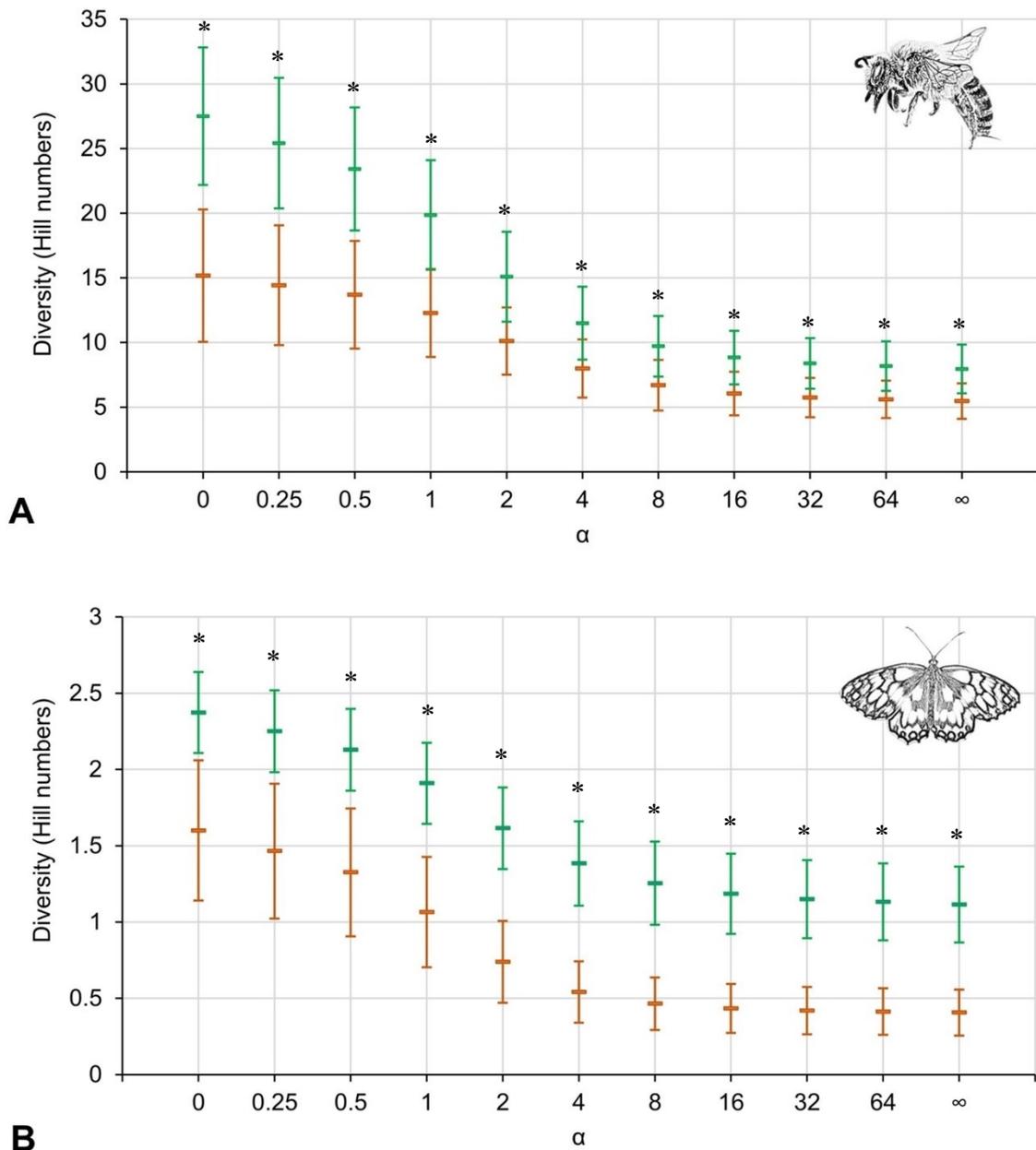


Abbildung 38: Diversitätsprofile der Zönosen von (A) Wildbienen und (B) Schmetterlingen, dargestellt durch Hill-Zahlen verschiedener Skalenparameter (Mittelwerte und Standardabweichungen). Grüne Balken für Querterrassen mit begrünten Böschungen GEV (n = 6 und 12, Wildbienen bzw. Schmetterlinge), braune Balken für Falllinien bzw. Laufterrassen ohne begrünte Böschungen NEV (n = 6 bzw. 12). Signifikante Unterschiede zwischen GEV und NEV wurden mittels ungepaarten t-Tests berechnet: *(p < 0,5)

Es bestehen Unterschiede in der Ähnlichkeit der Wildbienen- und Schmetterlingszönosen zwischen GEV und NEV (NMDS, Abbildung 39). Diese Unterschiede sind für beide Insektengruppen hochsignifikant (PERMOVA, 999 Permutationen: (A) Wildbienen F = 3,142;

df = 1; p = 0,003; (B) Schmetterlinge F = 3,142; df = 1; p = 0,003). Weiterhin ist die Variabilität der Artenzusammensetzung sowohl von Wildbienen als auch von Schmetterlingen in NEV signifikant höher (PERMDISP, 999 Permutationen: (A) Wildbienen F = 6,094; df = 1; p = 0,047; (B) Schmetterlinge F = 5,696; df = 1; p = 0,018).

Charakteristische Wildbienen- und Schmetterlingsarten für den Strukturtyp GEV wurden mit Hilfe von Indikatorartenanalysen identifiziert (Abbildung 39, Tabelle 17). Bei den Indikatorarten der Wildbienen wurden *Andrena flavipes* und *Lasioglossum morio* in allen GEV-Flächen beobachtet (maximale Sensitivität), während *Colletes similis* nur in GEV-Flächen beobachtet wurde (maximale Spezifität). Was die Indikatorarten der Schmetterlinge betrifft, so kam *Lasiommata megera* in allen GEV-Flächen vor, *Aglais io*, *Lasiommata megera* und *Melanargia galathea* traten nur in GEV-Flächen auf. Insbesondere *Melitaea didyma* hat eine besondere Rolle als Indikatorart, da diese Art in Rheinland-Pfalz und Deutschland stark gefährdet ist (Schmidt 2013, Reinhardt & Bolz 2011).

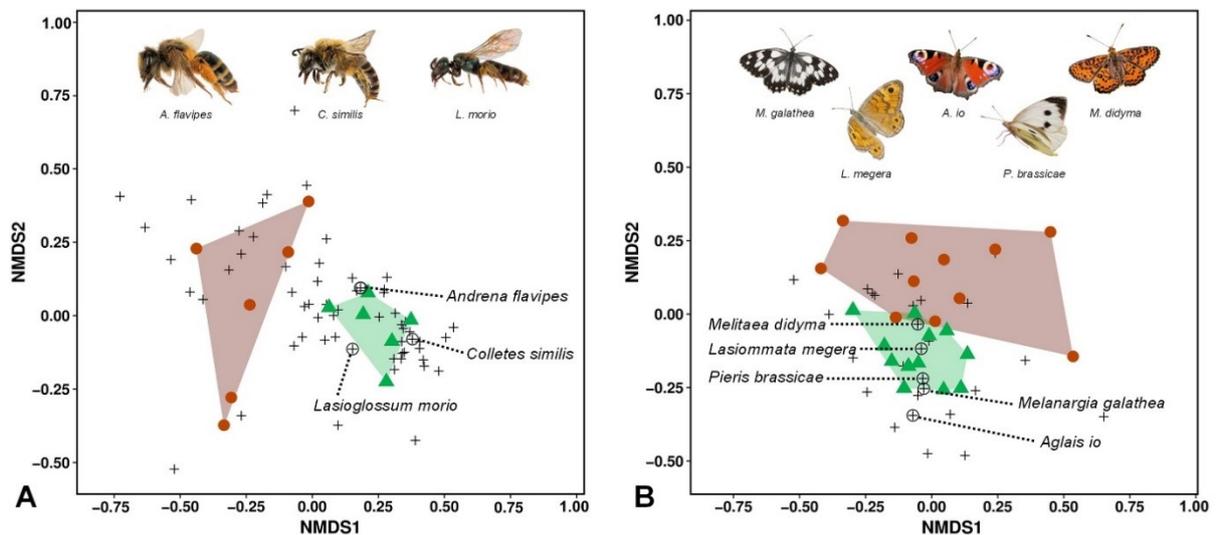


Abbildung 39: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der (A) Wildbienen- und (B) Schmetterlingsbiozönosen der beiden Strukturtypen GEV und NEV (Bray-Curtis-Distanz, ln+1-transformierte Daten). (A) Stress-Wert (3 runs) = 0,137; $R^2 = 0,981$ (non-metric fit), (B) Stress-Wert (14 runs) = 0,160; $R^2 = 0,884$ (non-metric fit). Querterrassen mit begrünten Böschungen GEV (grün) und Falllinien bzw. Laufterrassen ohne begrünte Böschungen NEV (braun) unterscheiden sich signifikant in der Zusammensetzung der Biozönosen: PERMOVA; (A) F = 3,142; df = 1; 999 Permutationen; p = 0,003; (B) F = 4,506; df = 1; 999 Permutationen; p = 0,001. Weiterhin ist die Variabilität der Zusammensetzung der Biozönosen signifikant unterschiedlich zwischen GEV und NEV: PERMDISP; (A) F = 6,094; df = 1; 999 Permutationen; p = 0,047; (B) F = 5,696; df = 1; 999 Permutationen; p = 0,018. Legende: schwarze Kreuze: Arten (Indikatorarten, siehe Tabelle 17, sind genannt); schraffierter Bereich: Insektengemeinschaften in GEV (grüne Dreiecke: GEV-Plots) und NEV (braune Kreise: NEV-Plots).

Tabelle 17: Ergebnisse der Indikatorartenanalyse. Folgende Wildbienen- und Tagfalterarten, können signifikant mit Querterrassen mit begrünten Böschungen (GEV) assoziiert werden ($\alpha = 0,05$; 999 Permutationen): *($p < 0,05$); **($p < 0,01$); ***($p < 0,001$)

	Indikator-Wert	Spezifität	Sensitivität	p
Wildbienen				
<i>C. similis</i>	0,913	1,000	0,833	0,014*
<i>A. flavipes</i>	0,902	0,814	1,000	0,013*
<i>L. morio</i>	0,894	0,800	1,000	0,039*
Tagfalter				
<i>L. megera</i>	0,968	0,938	1,000	0,001***
<i>M. didyma</i>	0,797	0,763	0,833	0,017*
<i>A. io</i>	0,764	1,000	0,583	0,005**
<i>M. galathea</i>	0,764	1,000	0,583	0,004**
<i>P. brassicae</i>	0,725	0,900	0,583	0,024*

3.1.2.4.4 Vergleich verschiedener Brachenmanagement-Varianten im Hinblick auf die Artenvielfalt der untersuchten Insektengruppen (UG Osann-Veldenzer Umlaufberge)

Eine umfangreiche Auswertung der Ergebnisse der Intensivphase (2013,2014) durch Lineare Modelle (LM) bzw. Generalisierte Lineare Modelle (GLM: Quasi-Poisson bzw. Poisson) zur Untersuchung des Einflusses der unterschiedlichen Brachenbehandlungen zeigte bereits nach zwei Versuchsjahren signifikante Zusammenhänge zwischen der Einsaatbehandlung und der Anzahl erfasster Wildbienenindividuen und –arten sowie der Shannon-Diversität (Krahner, 2017). Dieser Einfluss konnte allerdings nur im Jahre 2014 für Fänge nachgewiesen werden, die mittels Sichtfang (SVT) erfasst wurden (Tabelle 18, Abbildung 40). Für Farbschalenfänge beider Jahre und im gesamten Jahr 2013 konnten keine signifikanten Unterschiede ermittelt werden (Abbildung 40).

Dass im Jahr 2013 auch bei der Sichtfangmethode kein signifikanter Unterschied zwischen den Bearbeitungstypen gefunden werden konnte, ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Etablierung der Wildkräuter durch die Einsaat auf einigen Flächen nicht erfolgreich war und im Jahr 2013 wiederholt werden musste. Das Aufwachsen entsprechender Blühhorizonte wurde erst ab dem Untersuchungsjahr 2014 beobachtet, weshalb das erste Versuchsjahr diesbezüglich Mängel aufweist.

Weitere Auswertungen (Krahner, 2017) zeigten, dass sowohl die Einsaatbehandlung als auch die Mulchbehandlung mit der Artzusammensetzung der mittels Sichtfang (SVT) erfassten Wildbienzönosen signifikant korreliert (PERMANOVA; $\alpha = 0,05$; 999999 Permutationen; Tabelle 19). Auch die durch Farbschalen (FS) erfassten Wildbienzönosen unterscheiden sich in Bezug auf die Einsaatvarianten in beiden Untersuchungsjahren. Das verbesserte

Nahrungsangebot der eingesäten Flächen wirkt sich demnach positiv auf die Arten- und Individuenzahl der Wildbienen aus. Die Artenzusammensetzung verändert sich bereits im zweiten Jahr der Einsaat signifikant. Der Ausschluss von Grasarten aus der Saatgutmischung war wahrscheinlich nicht unerheblich für die in der vorliegenden Arbeit beobachteten Effekte der Einsaatbehandlung auf die Wildbienenzönosen.

Tabelle 18: Ergebnisse der Linearen Modelle (LM) bzw. Generalisierten Linearen Modelle (GLM: Quasi-Poisson bzw. Poisson) zur Untersuchung des Einflusses der Brachenbehandlungen auf die erfassten Arten- und Individuenzahlen sowie die resultierenden Werte der Shannon-Diversität (Shannon H, exponentielle Form) und Äquität der Wildbienen. Signifikante Ergebnisse ($\alpha = 0,05$) sind fett gedruckt. SVT: n = 40; FS: n = 24). Daten entnommen aus Krahnert (2017).

Methode	Jahr	Zielvariable	Term	LM/ GLM	F	Chi ²	P
SVT	2014	Individuenzahl	Einsaat	Quasi-Poisson	17,274	-	<0,001
			Mulchen	Quasi-Poisson	1,120	-	0,297
			Einsaat*Mulchen	Quasi-Poisson	0,061	-	0,807
		Artenzahl	Einsaat	Poisson	-	14,596	<0,001
			Mulchen	Poisson	-	1,016	0,314
			Einsaat*Mulchen	Poisson	-	0,343	0,558
		Shannon H	Einsaat	LM	13,811	-	0,001
			Mulchen	LM	1,279	-	0,265
			Einsaat*Mulchen	LM	0,786	-	0,381
		Äquität	Einsaat	LM	0,589	-	0,448
			Mulchen	LM	0,013	-	0,909
			Einsaat*Mulchen	LM	0,719	-	0,402

Bereits zu Beginn der Versuche war nicht auszuschließen, dass der Versuchsplan der Feststellung signifikanter Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten hinsichtlich der untersuchten Eigenschaften der Wildbienenzönosen wahrscheinlich stark entgegenwirkt. Für viele Wildbienenindividuen ist eine uneingeschränkte Mobilität über die verschiedenen behandelten Teilflächen innerhalb der einzelnen Weinbergsbrachen zu erwarten. Da trotzdem zu Beginn des Projektzeitraums signifikante Unterschiede zu ermitteln waren, wurde der Versuch in etwa reduzierter Form über den gesamten Projektzeitraum verlängert. Auch die Datenerhebung der Zikaden und Schmetterlinge auf diesen Transekten wurde verlängert.

Die Farbschalenfänge der Monate April, Juni und August für Wildbienen (2013-2019) und Zikaden (2013-2020) sowie die Sichtfangergebnisse des Schmetterling-Monitorings aller Monate (2014, 2016-2017) wurden mittels NMDS analysiert, um die ökologischen Distanzen der Artengemeinschaften in einen zweidimensionalen Raum zu projizieren (Abbildung 41). Zusätzlich zu den unterschiedlichen Behandlungen der Brachflächen gingen in diese Auswertung außerdem Transektdaten ein, die in Rebanlagen im gleichen Untersuchungsgebiet erfasst wurden. Zur besseren Vergleichbarkeit zeigen farbliche Polygone den Zusammenhang der ökologischen Distanzen mit der Art des beprobten Transektes (Abbildung 41, A = Nicht

gemulcht und nicht eingesät, B = gemulcht, C = einmalig eingesät, D = gemulcht und einmalig eingesät, E = Weinberg).

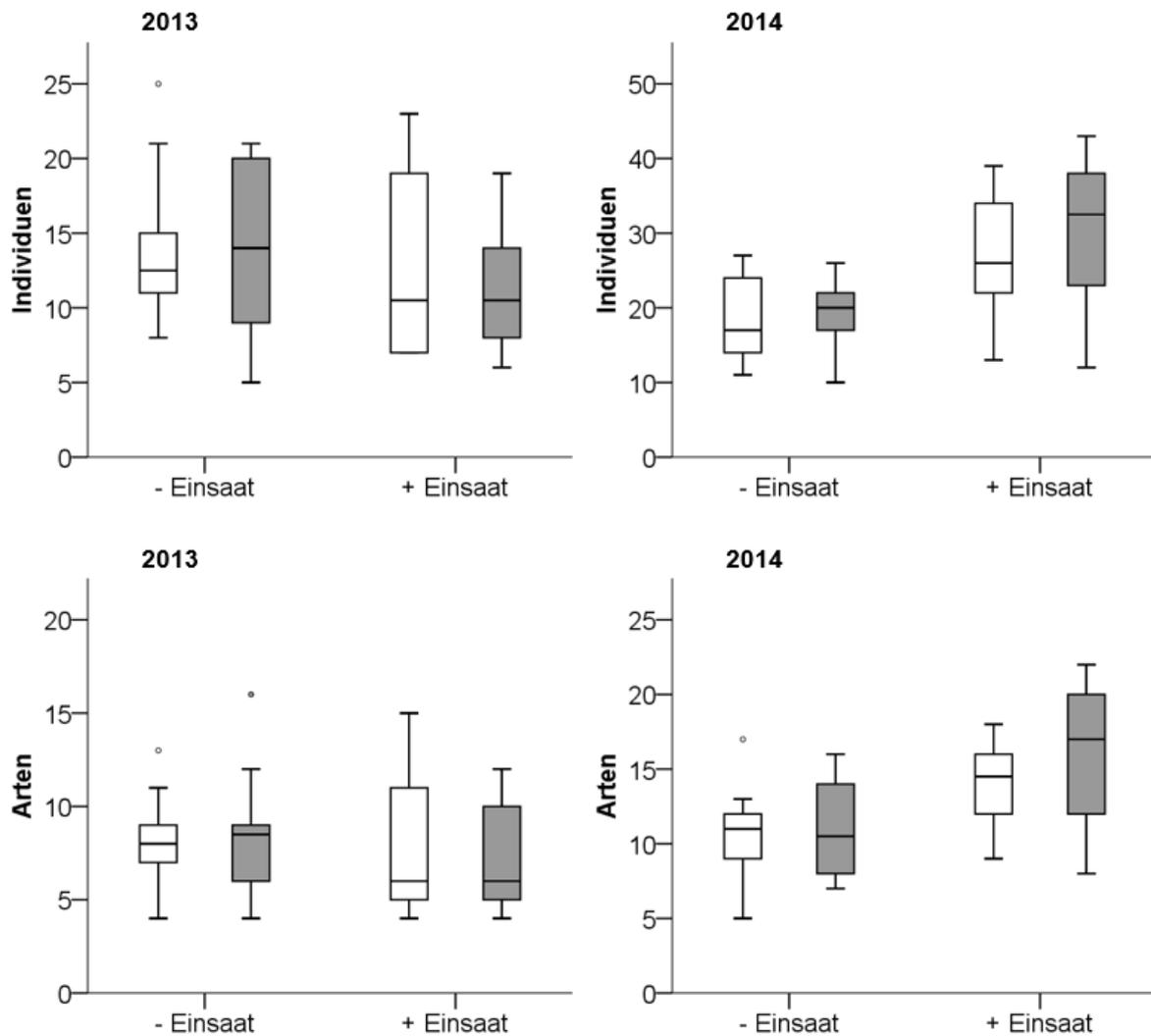


Abbildung 40: In 2013 und 2014 auf verschiedenen Teilflächen der Brachen durch Sichtfang erfasste Individuen- und Artenzahlen der Wildbienen. +/- Einsaät: Einsaät erfolgt/ nicht erfolgt; ■ jährliches Mulchen, □ kein Mulchen. Abbildung entnommen aus Krahnert (2017).

Tabelle 19: Ergebnisse der PERMANOVA auf Grundlage der in 2013 und 2014 mittels Sichtfang (SVT), Farbschalen (FS) erfassten Daten. Signifikante Modellterme sind fett gedruckt ($\alpha = 0,05$; 999999 Permutationen). Entnommen aus Krahnert (2017).

Methode	Jahr	Term	Df	F Modell	R ²	P
SVT	2013	Einsaat*Mulchen	1	1,317	0,033	0,123
		Mulchen	1	1,075	0,027	0,277
		Einsaat	1	1,436	0,036	0,079
SVT	2014	Einsaat*Mulchen	1	1,169	0,028	0,157
		Mulchen	1	1,495	0,036	0,038
		Einsaat	1	2,790	0,068	< 0,001
FS	2013	Einsaat*Mulchen	1	0,879	0,038	0,283
		Mulchen	1	0,607	0,026	0,775
		Einsaat	1	1,543	0,067	0,002
FS	2014	Einsaat*Mulchen	1	0,896	0,039	0,291
		Mulchen	1	0,813	0,035	0,455
		Einsaat	1	1,515	0,065	0,001

Für Schmetterlinge kann anhand des NMDS kein Unterschied zwischen den Artengemeinschaften der unterschiedlich behandelten Brachflächen ermittelt werden. Jedoch zeigt sich im Vergleich auf den Brachflächen ein deutlich einheitlicheres Bild der Gemeinschaft als in den Rebanlagen. Da Schmetterlinge weite Distanzen überfliegen, lagen die unterschiedlichen Brachflächen höchstwahrscheinlich nicht weit genug auseinander, um einen großen Unterschied zwischen den Varianten zu ermitteln. Da Schmetterlinge sich bevorzugt entlang horizontaler Landschaftsstrukturen bewegen und selten zwischen den Rebzeilen zu finden sind, könnten zufällige Überflüge über Rebflächen eine Erklärung für die größere Variabilität der Schmetterlingsfänge in Rebanlagen sein.

Für Zikaden ließ sich ebenfalls kein offensichtlicher Unterschied zwischen den unterschiedlich behandelten Sektoren der Brachflächen erkennen. Auch in Rebanlagen scheint sich die Artenzusammensetzung im Vergleich zu Brachflächen nicht zu verändern. Die geringen Fangzahlen von Zikaden in den Farbschalen lassen jedoch keine zuverlässige Aussage über den Einfluss der Behandlungsvarianten z.B. auf krankheitsübertragende Zikaden zu.

Für die Wildbienen zeigt sich im Vergleich zu den anderen untersuchten Gruppen ein differenzierteres Bild. Während zwischen den Transekten A, B, C und E kein deutlicher Unterschied zwischen den Artengemeinschaften zu sehen ist, zeigt die NMDS für Brachflächen, die eingesät und gemulcht sind (Variante D), eine deutlich spezialisiertere Artengemeinschaft. Durch beide Pflegemaßnahmen konnten gezielt Arten einer spezifischen Zönose gefördert werden, die gehäuft in den Transekten erfasst wurde. Dieser Effekt war in den Analysen der Intensivphase noch nicht zu beobachten und ist vermutlich erst durch die Etablierung der Blütenhorizonte über den gesamten Projektzeitraum zu beobachten.

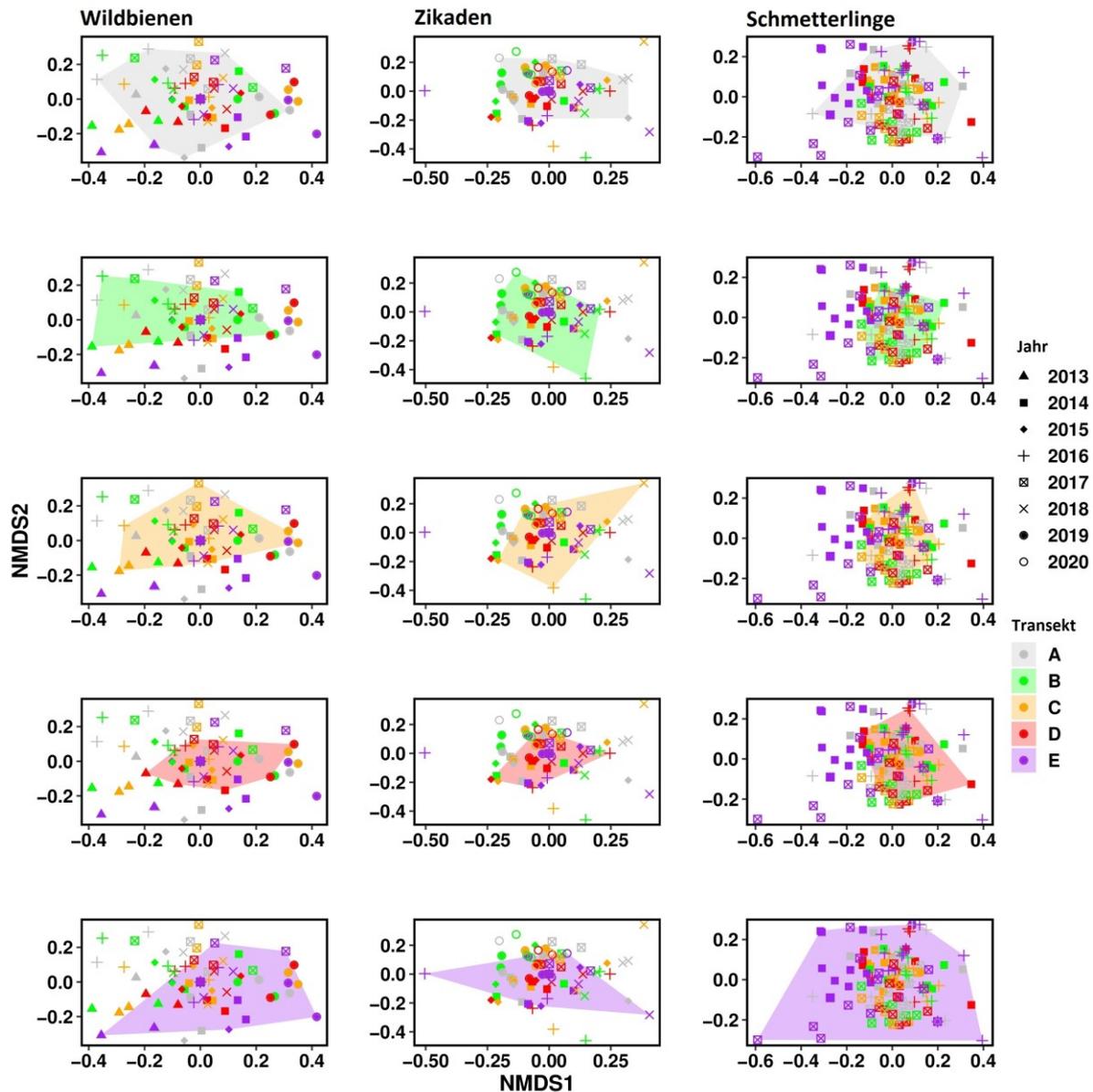


Abbildung 41: Nicht Metrischer Multidimensionale Skalierung (NMDS) der Wildbienen, Zikaden und Schmetterlingserfassung durch Farbschalen in den unterschiedlich gepflegten Weinbergsbrachen und in Rebanlagen. A = Nicht gemulcht und nicht eingesät, B = Gemulcht, C = einmalig eingesät, D = gemulcht und einmalig eingesät, E = Weinberg).

Das Potenzial des erfassten Datensatzes über einen solch langen Zeitraum ist bedeutend. Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichtes werden die Daten zur Veröffentlichung bearbeitet. Wenn möglich, sollen dafür weitere Versuchsjahre in die Auswertung des Wildbienen-datensatzes integriert werden, um die bisherigen Ergebnisse abzusichern.

Wichtige Ergebnisse in Teil B

- Nachweis von 28 Tagfalter- und 177 Wildbienenarten im Untersuchungsgebiet Osann-Veldenzer-Umlaufberge an der Mittelmosel. 30 % der hier nachgewiesenen Wildbienenarten werden nach der Roten Liste Deutschlands (inkl. Vorwarnliste) als gefährdet eingestuft;
- Nachweis von 58 Tagfalter- und 178 Wildbienenarten im Untersuchungsgebiet Klotten-Treiser-Moseltal an der Terrassenmosel. 30 % der hier nachgewiesenen Wildbienen- sowie Tagfalterarten gelten nach der Roten Liste Deutschlands (inkl. Vorwarnliste) als gefährdet, nach der Roten Liste Rheinland-Pfalz‘ gelten sogar 52 % der Tagfalterarten als gefährdet;
- Zuletzt 1947 in Rheinland-Pfalz nachgewiesen, konnte die Schmalbienenart *Lasio-glossum nigripes* am Standort OVU wiedergefunden werden. Laut Roter Liste Rheinland-Pfalz gilt diese Art als ausgestorben bzw. verschollen;
- Ein Weibchen der Sandbienenart *Andrena rufula* stellt den Erstnachweis eines weiblichen Exemplars dieser Art für Deutschland dar, des Weiteren zählt es als nördlichster Fund sowie als erster Nachweis dieser Art in Rheinland-Pfalz;
- Im Jahr 2017 konnte die Tagfalterart *Brintesia circe* (RL RLP Kat. 1, RL DE Kat. 3) am Standort KTM nachgewiesen werden. Ein weiterer Nachweis für diese Art wurde im nahegelegenen Dortebachtal im Jahr 2016 erbracht. Zuvor wurde die Art zuletzt 1938 im Moseltal gesichtet;
- Querterrassen mit begrünten Böschungen weisen signifikant mehr Wildbienen- und Tagfalterarten und -individuen auf als Rebanlagen ohne begrünte Böschungen, sie erhöhen den Strukturreichtum innerhalb der Rebanbauflächen und fördern produktionsintegriert die Biodiversität innerhalb der Kulturlandschaft;
- Fang-Wiederfang-Versuche zeigten, dass sich Tagfalter bevorzugt entlang horizontaler Strukturen der Querterrassen orientieren; diese dienen somit der Vernetzung von Populationen;
- Die Fang-Wiederfang-Studie zu *M. didyma* ergab wichtige artökologische Erkenntnisse, z.B. zur Wahl der Larvalhabitate in der Kulturlandschaft, welche beim Wegemanagement Beachtung finden sollten;
- Beim Vergleich der Brachflächen zu den Rebanbauflächen konnten in Falllinien weniger Wildbienenarten nachgewiesen werden als auf Brachflächen, einige Wildbienenarten sind jedoch in den Falllinien häufiger anzutreffen (z.B. *Andrena minutula*);
- Die Einsaat heimischer Blütenmischungen und ihr einmaliges jährliches Mulchen im Winter beugen eine Homogenisierung der Landschaft vor, fördern so die Biodiversität im Allgemeinen und nachweislich auch speziell die Insektenvielfalt auf Brachflächen.

Weiterer Forschungsbedarf

Tagfalter

- Vor dem Hintergrund des Insektenrückganges, insbesondere auch bei Tagfaltern, sollte das Monitoring weitergeführt bzw. in regelmäßigen Abständen wiederholt werden, um Rückgänge frühzeitig erkennen und wenn nötig mit naturschutzfachlichen Maßnahmen reagieren zu können;
- Namentlich für die Indikatorarten, darunter speziell der stark gefährdete *Melitaea didyma* und der gebietsweise stark rückläufige *Lasiommata megera*, ist eine Bestandsbeobachtung von großer Wichtigkeit für deren langfristigen Erhalt;
- Besonders in den letzten Jahren litt der vom Aussterben bedrohten *Parnassius apollo vinningensis* unter starken Bestandsrückgängen. Zurzeit laufen gezielte Maßnahmen zur Rettung der Art aus Landesmitteln. Ein zukünftiges Monitoring ist somit auch in Anbetracht des Erhalts des Apollofalters zu empfehlen, da so sein Auftreten im Projektgebiet unter Beobachtung stünde;

Wildbienen

- *Andrena rufula* konnte im Projektgebiet erstmals für Rheinland-Pfalz nachgewiesen werden. Für Deutschland erfolgte der Erstnachweis 2019. Vermutlich befindet sie sich in Ausbreitung. Eine Fortführung des Monitorings ist von hoher Bedeutung, um eine mögliche Etablierung dieser Art in Rheinland-Pfalz beobachten zu können;
- *Panurgus dentipes* zeigt biannuelle Schwankungen in den Individuenzahlen, welche auf zyklisch verlaufende Fortpflanzungsrhythmen hindeuten. Da bei Wildbienen davon ausgegangen wird, dass sie einen annualen Fortpflanzungszyklus besitzen, stellt dies ein bedeutendes Ergebnis für die Wildbienenforschung dar. Zur Stärkung dieses wichtigen Ergebnisses ist eine Weiterführung des Monitorings dringend nötig;
- Besonders für die Bewertung von biodiversitätsfördernden Maßnahmen in stark anthropogen geformten Agrarökosystemen ist ein langjähriges Monitoring notwendig, um die Wirkung der angewandten Maßnahmen bewerten zu können. Die Fortsetzung des Monitorings in regelmäßigen Abständen ist daher dringend zu empfehlen;
- Die bisherigen Ergebnisse zeigen, welche starken Schwankungen die Arten- und Individuenzahlen ausgesetzt sind. Erhebliche Gründe dieser starken Schwankungen sind vermutlich bedingt durch Temperaturen und Niederschläge. Um diese Annahme mit mehr Daten untermauern zu können, ist eine Weiterführung des Monitorings notwendig. Diese Ergebnisse sind von besonderer Bedeutung, da sie helfen erhobene Daten kurzfristiger angelegter Monitoringprojekte besser einordnen zu können;
- Der langjährige Wildbienen-Datensatz ist in dieser zeitlichen Dimension und Ausprägung einzigartig und allein von diesem Aspekt her extrem wertvoll für Wissenschaft und Forschung. Eine solche wertvolle Datensammlung sollte dringend fortgeführt werden, um noch längere Zeitreihen generieren zu können. Besonders im Hinblick auf den starken Rückgang der Insektenvielfalt bieten solche Langzeit-Daten eine bedeutende Forschungsgrundlage.
- Für die Fortsetzung von Monitoringaktivitäten in Verbindung mit aktuellen naturschutzfachlichen und weinbaulichen Fragestellungen bietet sich die Einbeziehung neuer Techniken wie z.B. das Metabarcoding an.

3.1.3 Teil C: Funktionelle Aspekte der Biodiversität - Habitatmanagement

In diesem Arbeitspaket war es das vorrangige Ziel, das Pathosystem der Schwarzholzkrankheit zu untersuchen und im Hinblick auf den Einfluss der verschiedenen Bewirtschaftungsmaßnahmen und der zeitlichen Variation des Infektionsdrucks zu charakterisieren. Dies schloss die Erfassung des Auftretens, der Populationsdichte und des Infektionsstatus der Vektoren sowie die regelmäßige Bonitur des Schwarzholzbefalls auf den Rebflächen ein. Im Verlauf des Projekts wurde deutlich, dass sich Effekte des Habitatmanagements auf Brachflächen auf die Vektordichte aufgrund der aggregierten Verteilung der Wirtspflanzen und des Vektors und besonders aufgrund der sich unabhängig von der Bewirtschaftungsvariante entwickelnden sehr dichten Vegetationsdecke mit vertretbarem Arbeitsaufwand nicht zuverlässig beurteilen ließ. Dagegen war es möglich, die Variation der Infektionshäufigkeit in den Vektorpopulationen verschiedener Habitattypen zu beurteilen. Die für die Praxis im Rahmen der Umstellung der Bewirtschaftung auf die Querterrassierung wichtige Frage nach den Konsequenzen auf den Infektionsdruck der Schwarzholzkrankheit konnte bearbeitet werden.

3.1.3.1 Vektoren von Rebkrankheiten in Weinbausteillagen

Im Rahmen des Projekts wurden Vorkommen und Dichte von Zikaden untersucht, die als Vektoren von Rebkrankheiten von Bedeutung sind. In Tabelle 20 sind relevante Arten gelistet, von denen im Rahmen der Untersuchung alle außer *Scaphoideus titanus* nachgewiesen wurden.

Tabelle 20: In Reb- und Brachflächen der Weinbausteillagen untersuchte Vektoren von Rebpathogenen.

Familie / Unterfamilie	Art	Pathogen	Krankheit	Vektorstatus	Vorkommen	
					Untermosel	Mittelmosel
Cixiidae	<i>Hyalesthes obsoletus</i>	<i>Ca. Phytoplasma solani</i>	Bois noir (Schwarzholzkrankheit)	gesichert	x	x
	<i>Reptalus panzeri</i>			gesichert	x	x
	<i>Cixius wagneri</i>	<i>Ca. Phlomobacter fragariae</i>	Strawberry marginal chlorosis	gesichert, nicht Rebe	x	x
Cicadellidae / Deltocephalinae	<i>Scaphoideus titanus</i>	Grapevine Flavescence dorée Phytoplasma	Flavescence dorée	gesichert	-	-
	<i>Allygus mixtus</i>			gesichert, nicht Rebe	x	x
	<i>Orientus ishidae</i>			gesichert	x	x
Aphrophoridae	<i>Philaenus spumarius</i>	Xylella fastidiosa	Pierce's Disease	gesichert	x	x
	<i>Neophilaenus campestris</i>			gesichert	x	x
	<i>Neophilaenus lineatus</i>			gesichert	x	x
Cicadellidae / Cicadellinae	<i>Cicadella viridis</i>			vermutet	x	x
	<i>Graphocephala fennahi</i>			vermutet	x	x

3.1.3.1.1 Schwarzholzkrankheit - Cixiidae

Von großer Bedeutung in Weinbausteillagen ist das Stolbur-Phytoplasma (*Candidatus Phytoplasma solani*, CPs), der Erreger der Schwarzholzkrankheit (Bois noir, BN), das von Zikaden aus der Familie der Cixiidae übertragen wird (Quaglino et al., 2013). Der wichtigste

Vektor ist *Hyalesthes obsoletus* (Maixner, 1994). Er erreicht im Gebiet seine nördliche Verbreitungsgrenze und tritt besonders in den xerothermen Steillagen verbreitet und teilweise in hoher Dichte auf. Mit seinen wichtigsten Wirtspflanzen, Ackerwinde (*Convolvulus arvensis*, Ca) und Große Brennnessel (*Urtica dioica*, Ud), sind unterschiedliche Genotypen des Pathogens (tuf-Typen, Langer & Maixner, 2004) und genetische Wirtsrasen des Vektors assoziiert (Imo et al., 2013). Beide Genotypen des Pathogens verursachen identische Symptome der Schwarzholzkrankheit, der im Weinbau neben der Esca wichtigsten Abbaukrankheit der Rebe. Der Fokus der Untersuchungen im Projektteil C lag daher auf der Untersuchung der spatiotemporalen Variation des Stolbur-Pathosystems in Weinbausteillagen, das durch kurzfristige epidemische Phasen und länger anhaltende endemische Abschnitte gekennzeichnet ist (Maixner et al., 2011) (Abbildung 60, S.126).

Ein weiterer BN-Vektor ist der Cixiide *Reptalus panzeri* (Cvrkovic et al., 2014), eine in Deutschland insgesamt seltene xerothermophile Zikadenart, die aus Weinbausteillagen bekannt ist und die sich im Gegensatz zu *H. obsoletus* häufiger auch in der Laubwand der Reben aufhält. Dies gilt auch für *Cixius wagneri*, den Vektor des Gammaproteobakteriums *Candidatus Phlomobacter fragariae* (Danet et al., 2003), dessen Vektorkompetenz für Stolbur-Phytoplasmen jedoch noch nicht geklärt ist. Vorkommen und Infektionsstatus von *R. panzeri* und *C. wagneri* auf den Versuchsflächen wurden ebenfalls untersucht. Die Identität dieser Arten wurde anhand der Sequenzen ihres COI-Gens stichprobenartig überprüft. Weitere Cixiiden wie *Cixius distingendus*, *Tachycixius pilosus* sowie die überwiegend hypogäisch lebende Art *Trigonocranus emmeae* wurden nur in Einzelexemplaren registriert.

3.1.3.1.2 Flavescence dorée - *Scaphoideus titanus*

Die Flavescence dorée (FD) ist die wichtigste Rebphytoplasnose. Aufgrund ihres hohen Schadenspotentials und ihres epidemischen Verhaltens ist das Flavescence dorée-Phytoplasma (FDp) in der Europäischen Union als Quarantäneschaderreger eingestuft. Einziger Überträger der Krankheit von Rebe zu Rebe ist die im 20. Jahrhundert in Europa eingeschleppte nearktische Amerikanische Rebzikade, *Scaphoideus titanus* (Cicadellidae: Deltocephalinae). Dieser Vektor ist bisher in Deutschland nicht aufgetreten, hat sein Verbreitungsgebiet jedoch seit der Jahrtausendwende in die nördlichen Weinbaugebiete ausgedehnt und besiedelt inzwischen Rebflächen in Elsass und Champagne, der Schweiz, Österreich und Tschechien (EFSA-PLH, 2016). Zur Kontrolle der Einwanderung von *S. titanus* wurden Gelbfallenfänge genutzt und Blattbonituren zum Nachweis der Larven durchgeführt.

Drei weitere, an Gehölzen lebende Deltocephalinae wurden als Vektoren des FDp und verwandter Phytoplasmen (phylogenetische Gruppe 16SrV-C) identifiziert. *Allygus mixtus*, *Allygus modestus* und *Orientalus ishidae* übertragen die Pathogene von und zu Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), einer häufig infizierten symptomfreien Wirtspflanze (Malembic-Maher et al., 2020). Die Übertragung auf Reben wurde bisher jedoch nur für *O. ishidae* nachgewiesen (Lessio et al., 2016).

3.1.3.1.3 *Xylella fastidiosa* - *Aphrophoridae* und *Cicadellinae*

Das Feuerbakterium *Xylella fastidiosa*, ein Quarantäneschaderreger, wurde erstmals 2013 in Italien nachgewiesen. Das Pathogen verursacht schwere Schäden an Kultur- und Wildpflanzen. Im Weinbau ist es als Verursacher der ‚Pierce’s Disease‘ der Rebe von großer wirtschaftlicher Bedeutung. Als xylembesiedelndes Bakterium ist es auf xylemsaugende Zikaden als Überträger angewiesen. Als Vektoren sind Schaumzikaden (*Aphrophoridae*) und Schmuckzikaden (*Cicadellidae*: *Cicadellinae*) von Bedeutung. Das Vorkommen von Zikaden dieser Gruppen wurde daher mit erfasst, um das Vektorpotential auf Rebflächen einschätzen zu können. *Philaenus spumarius*, der wichtigste Vektor von *X. fastidiosa* in Europa, kommt regelmäßig und in teilweise hoher Dichte in Rebanlagen (Bodenvegetation und Laubwand) und Brachflächen vor. Sehr viel seltener wurden *Neophilaenus campestris*, ein weiterer Vektor in Europa, und *N. lineatus* mit Schwerpunkt an der Untermosel festgestellt. Unter den Schmuckzikaden traten *Cicadella viridis* sowie *Evacanthus acuminatus* regelmäßig aber in geringer Individuenzahl auf. Die im Adultstadium polyphage Rhododendronzikade *Graphocephala fennahi* wurde in Rebflächen in Ortsnähe (z.B. Klotten) regelmäßig mit niedriger Individuenzahl bestätigt.

3.1.3.2 Auftreten und Populationsdynamik von Vektoren der Schwarzholzkrankheit

Die Ergebnisse der Gelbfallenfänge von Cixiiden sind im Anhang in Tabelle A5 (S.169) zusammengefasst. Die beiden wichtigsten Cixiidenarten, *H. obsoletus* (*Ho*) und *R. panzeri* (*Rp*), zeigten erhebliche Dichteunterschiede sowohl zwischen den Untersuchungsflächen der Untermosel und der Mittelmosel als auch im Verlauf der 10-jährigen Projektlaufzeit (Abbildung 42). *Ho* trat auf den terrassierten Rebflächen der Untermosel nur in sehr geringer Dichte auf (< 1 Individuum pro Fallenstandort und Jahr). Hier war *Rp* die dominierende Cixiidenart. Die Dichtewerte variierten an der Untermosel nur moderat mit Faktoren zwischen 3,5 (*Cixius spp.*) und 6,6 (*Rp*). Im Gegensatz dazu trat *Ho* an der Mittelmosel in höherer Dichte auf und war dort die dominierende Cixiidenart. Die Dichteschwankungen um den Faktor 67 (*Ho*) bzw. 160 (*Rp*) zwischen den Jahren waren jedoch extrem. Im Jahr 2017 wurde auf allen Untersuchungsflächen ein Dichtemaximum bei *Ho* beobachtet. Der extreme Ausschlag an der Mittelmosel wurde von den Fangzahlen auf der Rebfläche in Kesten (‚KK‘) bestimmt, wo in diesem Jahr mit 255 Individuen pro Fallenstandort (I/F) der Mittelwert der übrigen Jahre von 33 I/F um das Achtfache übertroffen wurde. Im Vergleich dazu übertraf das Maximum im Jahr 2017 auf der durch eine insgesamt hohe Dichte ausgezeichneten Brachfläche Bernkastel den Mittelwert der übrigen Jahre nur um den Faktor 2,3 (Abbildung 43). Auf der mittlerweile dicht begrüneten Rebfläche ‚KK‘ wurden im allgemein schlechten Fangjahr 2021 nur noch 1 I/F registriert.

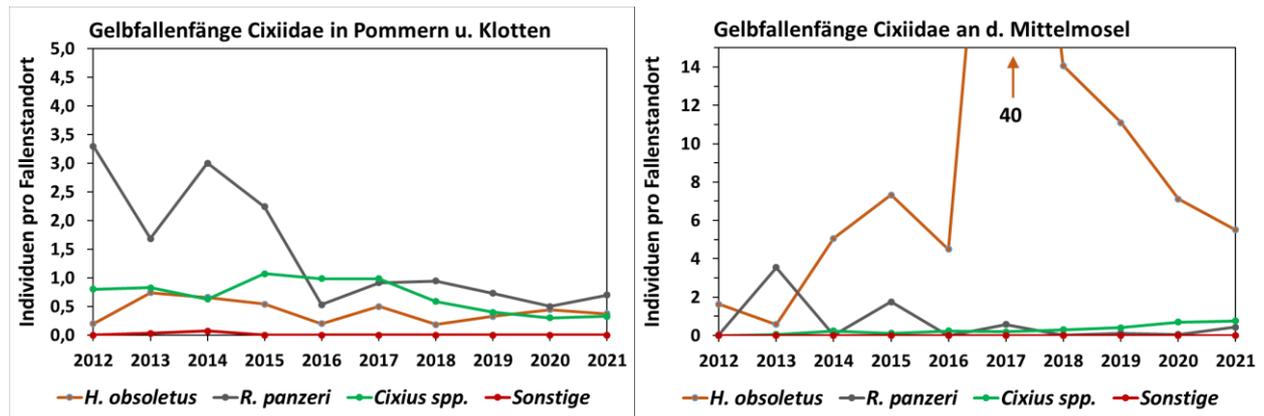


Abbildung 42: Verlauf der Dichte wichtiger Cixiidenarten auf den Rebflächen an Unter- und Mittelmosel (links) und Mittelmosel (rechts). Ordinaten sind unterschiedlich skaliert.

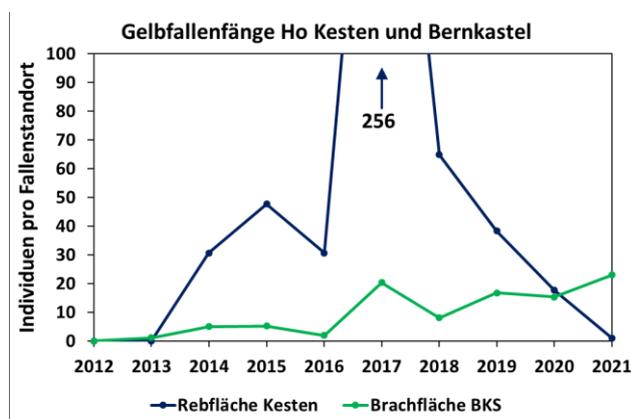


Abbildung 43: Verlauf der Dichte von *H. obsoletus* auf einer Brachfläche in Bernkastel und einer in 2013 angelegten Rebfläche in Kesten.

3.1.3.2.1 *Hyalesthes obsoletus*

Als Faktoren, die auf die Populationsdynamik des Vektors einwirken, kommen insbesondere Witterungsparameter und Vegetationsdichte sowie, auf Rebflächen, die Bewirtschaftung in Betracht. Für zwei repräsentative Flächen an der Mittelmosel, die Brachfläche Bernkastel und die in Falllinie bewirtschaftete Rebfläche in Kesten, wurde der Einfluss von Temperatur und Niederschlag auf die Dichte von *Ho* mit Hilfe der nichtparametrischen *Partial Least Squares* (PLS) Methode analysiert, die Merkmale der Hauptkomponentenanalyse mit Elementen der multiplen Regression kombiniert, um potentielle Einflussgrößen ohne den Anspruch auf exakte Modellierung zu identifizieren. Die Dichte von *Ho* war mit den Monatsmittelwerten der Lufttemperatur im September des Vorjahres sowie im Juni des Beobachtungsjahres positiv korreliert, während mit der Januartemperatur und der Niederschlagssumme im September des Vorjahres ein negativer Zusammenhang bestand. Dies deutet darauf hin, dass die im Frühherbst noch in der Nähe der Bodenoberfläche lebenden Junglarven von trocken-warmen Witterungsbedingungen in dieser Zeit ebenso profitieren könnten wie das L5-Stadium bzw. die Adulten von hohen Temperaturen in der Zeit um den Flugbeginn im Juni. In Abbildung 44 sind für beide Standorte die beobachteten und mit Hilfe der genannten Einflussfaktoren berechneten

Dichten gegenübergestellt. Das überall im Gebiet beobachtete Dichtemaximum im Jahr 2017 könnte somit auf den überdurchschnittlich warmen und trockenen September 2016 (+3°C im Vergleich zum langjährigen Mittel (LM); <40% des durchschnittlichen Niederschlags), den kalten Januar 2017 (-1,3 °C im Vergleich zum LM) und den warmen Juni 2017 (+2,5°C gegenüber LM) zurückzuführen sein.

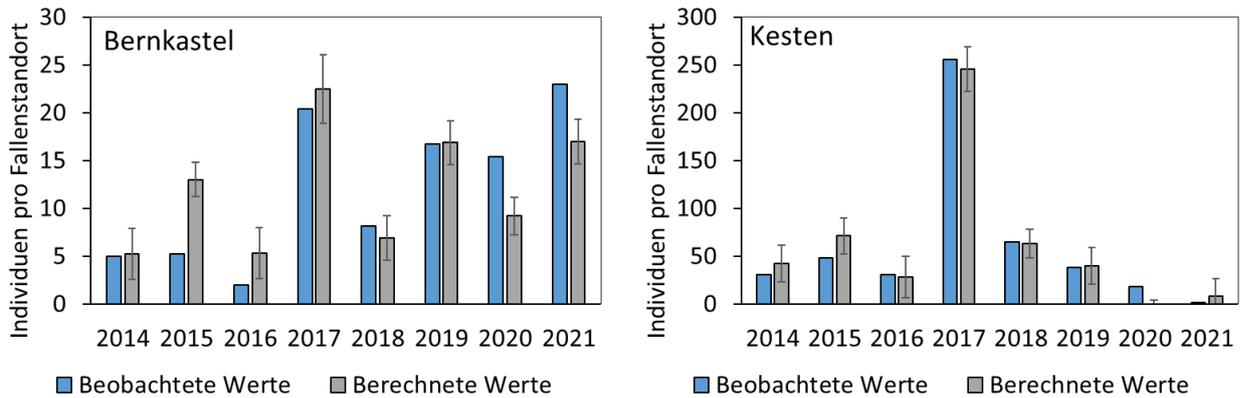


Abbildung 44: Vergleich der beobachteten und mit Hilfe der PLS-Modellierung anhand von Temperatur- und Niederschlagsdaten berechneten Dichtewerte von *H. obsoletus* an zwei Standorten (Fehlerbalken repräsentieren den Standardfehler der Modellierung)

Für das Monitoring wie auch für die Terminierung von Bekämpfungsmaßnahmen ist der Flugbeginn adulter *Ho* ein wichtiges Datum. Aufgrund der Temperaturabhängigkeit der Larvalentwicklung lässt sich der Flugbeginn durch Temperatursummenberechnung modellieren (Maixner & Johannesen, 2014; Maixner & Langer, 2006), wobei die Ackerwinden-Wirtsrasse (*Convolvulus arvensis*, Ca) im langjährigen Mittel am 6. Juni und damit ca. 2 Wochen vor den Brennessel-Tieren (*Urtica dioica*, Ud) erscheint (LM: 21. Juni). Im Projektzeitraum variierte der Flugbeginn bei beiden Wirtsrasen witterungsbedingt um 25 Tage, wobei der früheste Termin 2018 (Ca: 30.5., Ud: 10.6.) und das späteste Erscheinen Adulter 2013 (Ca: 23.6., Ud: 5.7.) beobachtet wurde. Beobachtete und berechnete Termine stimmten gut überein (Abbildung 45).

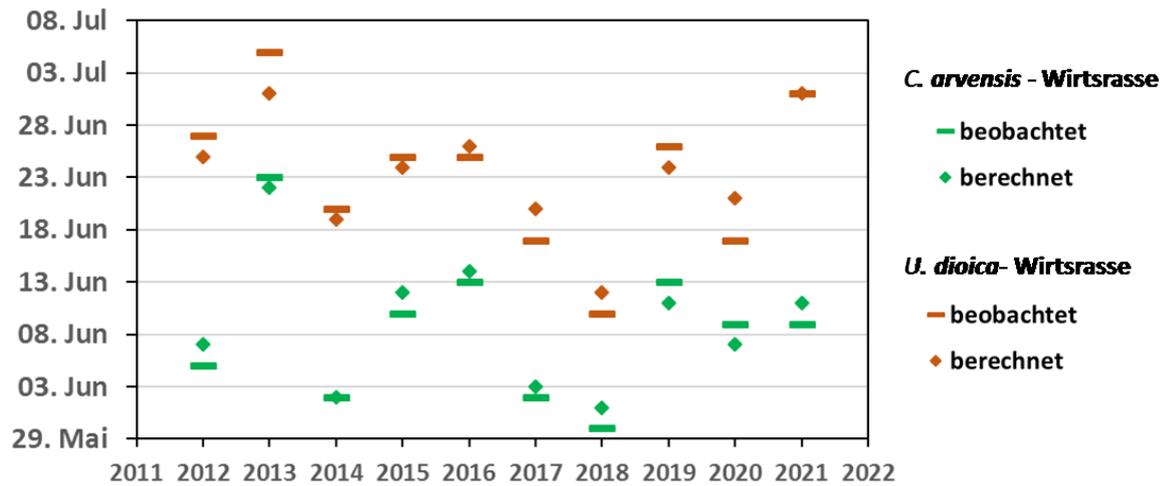


Abbildung 45: Flugbeginn adulter *H. obsoletus* beider Wirtsrassen. Vergleich beobachteter und anhand von Temperatursummen berechneter Daten.



Abbildung 46: Vegetationsdecke auf den Kestener Brachflächen ‚Plot 4‘ und ‚Plot-1‘ im Jahr 2012 (Fallentausch an einem der Fallenstandorte).



Abbildung 47: Vegetationsdecke auf der Brachfläche BKS. Im Vordergrund die eingesäte Variante, im Hintergrund links oben ein Teil der spontan begrünter Flächenvariante.

Die ursprüngliche Absicht, die unterschiedlichen Behandlungsvarianten auf den Versuchsflächen zum Brachflächenmanagement in Kesten in Hinblick auf ihre Habitateigenschaften in Bezug auf *H. obsoletus* zu beurteilen, ließ sich mit Gelbfallenfängen nicht durchführen. Einerseits entwickelte sich auf allen Varianten eine hohe Vegetationsdecke, die nicht nur den Tausch der Gelbfallen behinderte, sondern deren Fangwirkung durch Verdecken beeinträchtigte (Abbildung 46). Zum anderen wurde die Entwicklung der Wirtspflanzen von *Ho*, aber auch die Etablierung der eingesäten Kräutermischung, durch die hohe Spontanvegetation auf den wüchsigen Kestener Brachflächen in allen Varianten unterdrückt. Durch das Fehlen der Wirtspflanzen wurde auch der Lebendfang des Vektors ineffizient (Tabelle A5, Anhang S.169). Einzig auf dem armen und trockenen Standort der Brachfläche ‚BKS‘ entwickelten sich dauerhaft unterschiedliche Aspekte auf der eingesäten und der spontan begrünten Variante (Abbildung 47). Im Gegensatz zu den Kestener Brachen wurde in Bernkastel der Fallenfänger daher bis zum Projektende fortgesetzt.

Die Auswertung der Fangdaten von *Ho* aus den Jahren 2012 und 2013 für die Kestener Brachflächen ergab insgesamt niedrige Dichten des Vektors, wobei sich von den drei höchsten Werten (Plots 3, 4, 7) nur der Wert von Plot-4 von den übrigen signifikant unterschied (Abbildung 48). Die Fallenfänge am Rand der den Brachflächen benachbarten Weinberge ergaben insgesamt höhere Werte im Vergleich mit den Brachen, die Unterschiede zwischen den Plots zeigten jedoch dasselbe Muster wie die Werte der Brachen. Zwischen den vier Bewirtschaftungsvarianten der Brachflächen ließen sich keine Unterschiede in Bezug auf die Fallenfänge von *Ho* beobachten (Abbildung 49). Die Aussagekraft dieses Ergebnisses ist zwar durch die insgesamt niedrigen Fangzahlen begrenzt, wie oben ausgeführt unterschieden sich die Varianten jedoch auch nicht offensichtlich in Hinblick auf das Vorkommen der Wirtspflanzen des Vektors. Alternativ zu den von ab 2014 eingestellten Gelbfallenfängen auf den Brachflächen in Kesten wurden die zur Erfassung der Hymenopteren durchgeführten Farbschalenfänge auch in Bezug auf die gefangenen Zikaden ausgewertet. Die Ergebnisse bestätigten die mangelnde Eignung der Flächen als Lebensraum für *Ho*. Von 2014 bis 2020 wurden insgesamt nur 63 Individuen des Vektors gefangen.

Demgegenüber wurden auf der Brache ‚BKS‘ zwischen 2013 und 2021 insgesamt 767 Individuen von *Ho* gefangen. Die Dichte war auf der spontan begrünten Variante dieser Fläche in jedem Versuchsjahr signifikant höher als auf dem mit Kräutermischung eingesäten Teil (Abbildung 49). Die durch *Solidago canadensis* dominierte Spontanbegrünung war insgesamt lückig und mit *C. arvensis* durchsetzt. Entsprechend waren alle infizierten Vektoren von dieser Fläche (n=61) vom tuf-b Typ des Stolbur-Phytoplasmas (Ackerwindentyp) infiziert.

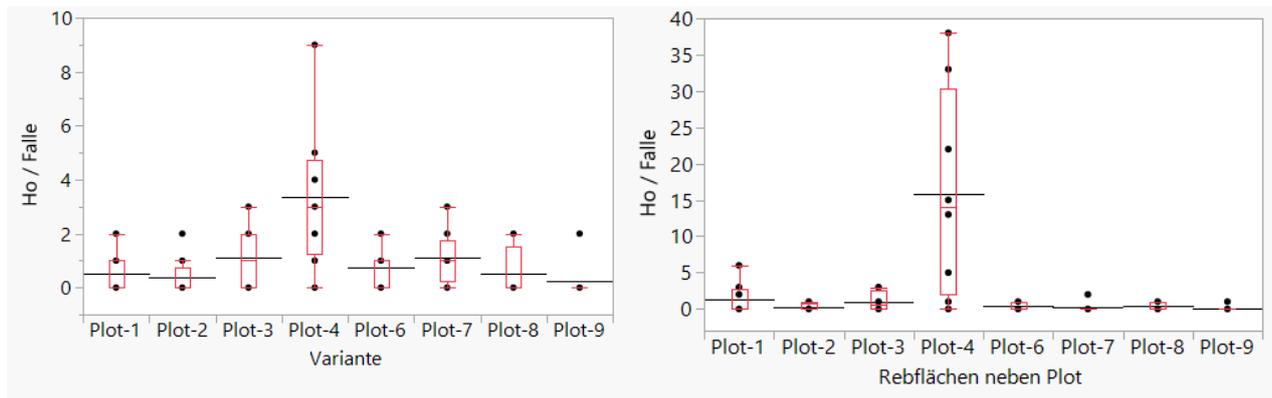


Abbildung 48: Summen der Gelbfallenfänge von *H. obsoletus* auf den Brachflächen (links) und benachbarten Rebflächen (rechts) in Kesten über die Jahre 2012-2013. Signifikante Unterschiede ergeben sich bei beiden Habitattypen nur zwischen Plot-4 und den übrigen Plots (Wilkoxon-Test, $\text{Chi}^2=18,7$, $\text{FG}=7$, $p=0,009$ bzw. $\text{Chi}^2=20,7$, $\text{FG}=7$, $p=0,004$).

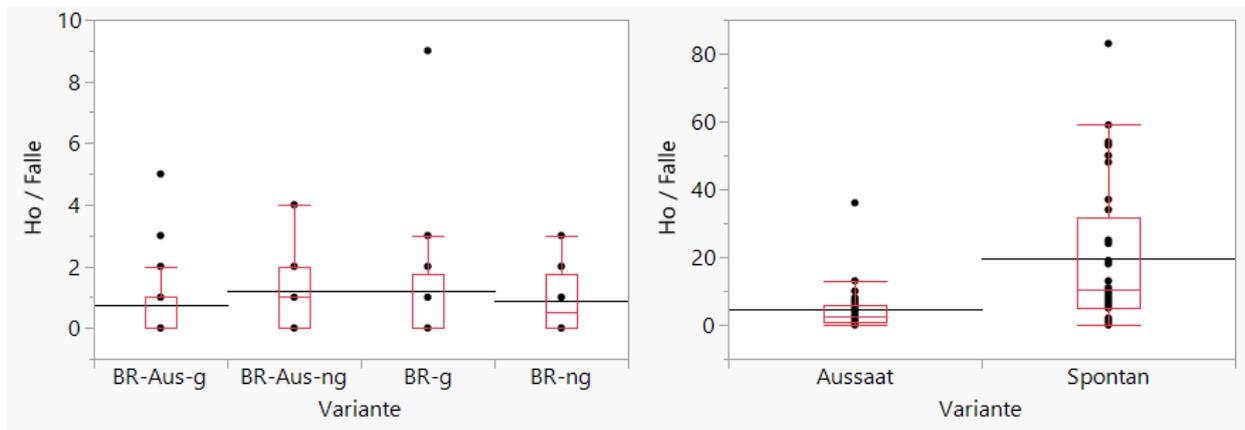


Abbildung 49: Links: Summen der Gelbfallenfänge von *H. obsoletus* in den einzelnen Behandlungsvarianten der Brachflächen Plot-1 bis Plot-9 über die Jahre 2012-2013. Die Fangzahlen der einzelnen Varianten unterscheiden sich nicht signifikant (Wilkoxon-Test, $\text{Chi}^2=2,6$, $\text{FG}=3$, $p=0,47$). BR = Brache Spontanbegrünung; BR-Aus = Brache-Aussaat; .g = gemulcht; ng = nicht gemulcht.

Rechts: Summen der Gelbfallenfänge in den beiden Behandlungsvarianten der Brachfläche BKS in den Jahren 2014-2021. Die Varianten unterscheiden sich signifikant (Wilkoxon-Test, $\text{Chi}^2=14,9$, $\text{FG}=1$, $p=0,0001$).

Die enge Bindung von *Ho* an seine spezifischen Wirtspflanzen kann - abhängig von deren Verteilung - zu extremen Unterschieden in den Fangzahlen benachbarter Gelbfallenstandorte führen, wie ein Versuch aus dem Jahr 2013 auf der Brachfläche ‚KK‘ in Kesten zeigte: Die über die Saison summierten Fangzahlen von 20 gleichmäßig über die Fläche verteilten Fallen variierten zwischen 6 und 551 mit einem Median von 64 (Abbildung 50). Morisitas standardisierter Dispersionsindex I_p zeigte mit 0,57 eine signifikant aggregierte Verteilung der Fänge an.

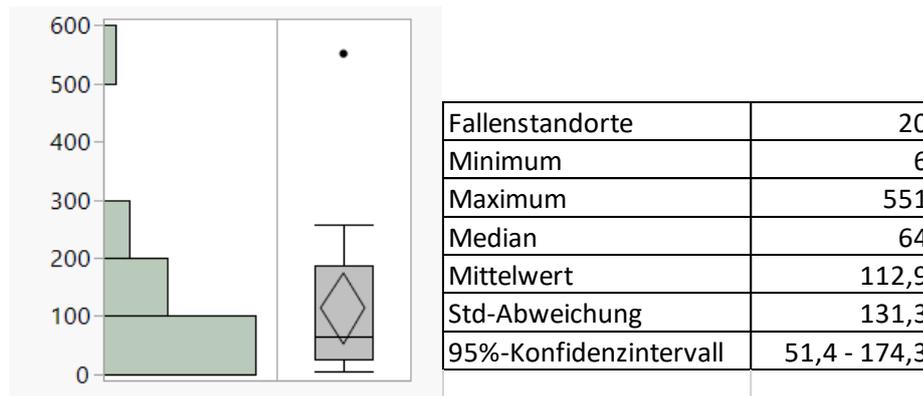


Abbildung 50: Histogramm und statistische Kenngrößen der Fangzahlen von *H. obsoletus* an 20 regelmäßig verteilten Fallenstandorten auf der Fläche ‚KK‘ im Jahr 2013.

An diesem Standort ließ sich auch die Auswirkung der Rekultivierung einer Brachfläche auf die Vektorpopulation beobachten (Abbildung 51). Die Populationsdichte nahm nach der intensiven Bodenbearbeitung im Rahmen der Neupflanzung abgesehen vom Ausnahmejahr 2017 auf ca. ein Drittel der Werte auf der Brache ab. Dabei war der Höhepunkt der Populationsdichte in 2017 nicht auf flächenspezifische Faktoren wie z.B. Bewirtschaftungsmaßnahmen zurückzuführen, da er weniger ausgeprägt auf allen Versuchsflächen (Abbildung 42) und noch deutlich stärker an einem langjährigen Monitoringstandort in der Gemarkung Kesten zu beobachten war (Abbildung 51). Auch der Einbruch der Populationsdichte im Jahr 2021 war nicht flächenspezifisch.

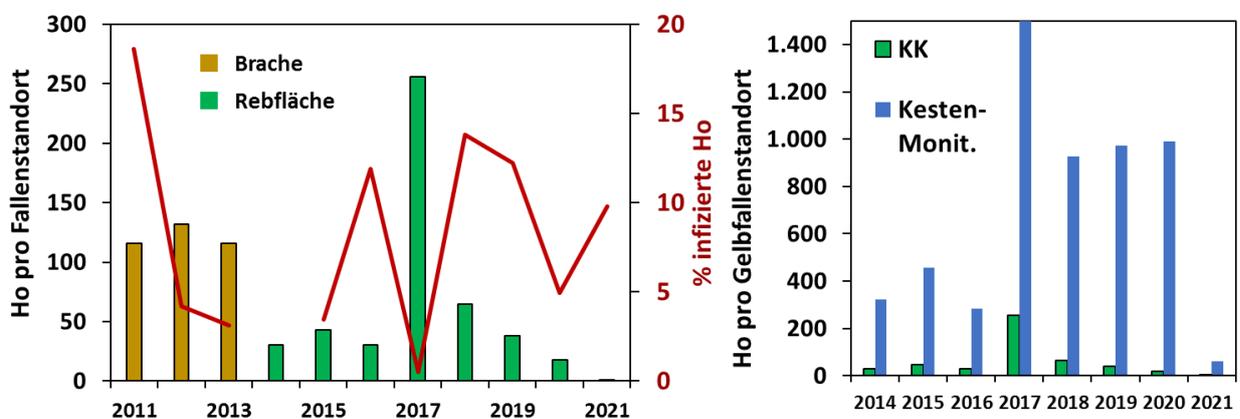


Abbildung 51: Links: Fangzahlen von *H. obsoletus* auf Gelbfallen vor und nach der Wiederbepflanzung der Brachfläche ‚KK‘. Die jährlichen Infektionshäufigkeiten wurden anhand von zusätzlich lebend gefangenen Individuen ermittelt.

Rechts: Verlauf der Fangzahlen auf der Fläche ‚KK‘ und einem Dauermonitoringstandort in Kesten.

Auf den neu angelegten Terrassenanlagen in Klotten und Wolf waren Immigration und Ansiedlung von *Ho* nachzuverfolgen (Abbildung 52). In beiden Rebanlagen wurden die höchsten Fangzahlen im ersten Fangjahr (1. Standjahr in Klotten, 2. in Wolf) erzielt. Dies war vermutlich auf aus der Umgebung immigrierende Vektoren zurückzuführen, da Junganlagen mit offenem Boden attraktiver als dicht begrünte Flächen sind (Maixner, 2007) und sich in

beiden Anlagen eine mehr oder weniger geschlossene Begrünung der Böschungen erst im Verlauf der ersten Standjahre etablierte. Der Vektor zeigte in beiden Versuchsflächen eine aggregierte Verteilung, wobei in Klotten die höchsten Fänge zunächst auf die Randbereiche beschränkt waren und die Zikade sich erst mit dem zerstreuten Auftreten von Brennnesseln in der Anlage gleichmäßiger verteilte. In Wolf, wo die Fangtätigkeit erst im zweiten Standjahr beginnen konnte, zeigte sich von Beginn an eine Konzentration der Fänge auf wenige Fallen in der Umgebung von Brennnesselhorsten.

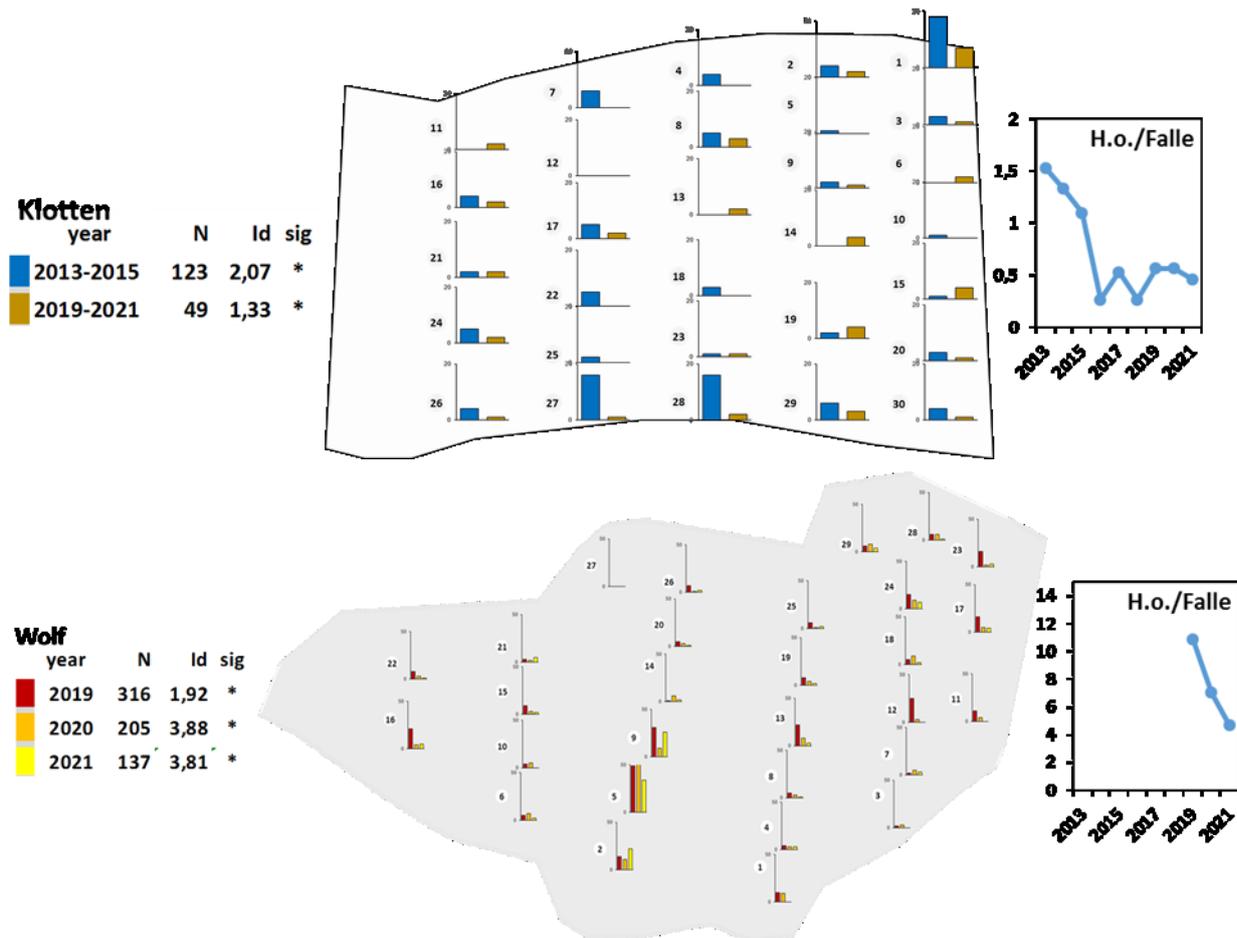


Abbildung 52: Verteilung der Gelbfallenfänge von *H. obsoletus* auf den zwei während der Projektzeit neu angelegten Terrassenanlagen in Klotten (2013) und Wolf (2018). In Klotten sind Daten von Beginn und Ende der neunjährigen Beobachtungsperiode zusammengefasst. Eine signifikante Abweichung von Id (Morisitas Index) von 1 weist auf aggregierte Verteilungen hin.

3.1.3.2.2 *Reptalus panzeri*

R. panzeri ist eine in Deutschland seltene, an trockenen und wärmebegünstigte Standorten lebende Art (Mühlethaler et al., 2018; Nickel et al., 2016). In Südosteuropa ist sie als Vektor von *Candidatus* Phytoplasma solani auf Mais und Reben von großer Bedeutung. *Rp* wurde an allen Standorten außer in Kesten nachgewiesen, substantielle Fangzahlen wurden jedoch nur in Platten (Brache und Weinberg in Falllinie) sowie in Pommern (Weinbergterrassen) ermittelt (Abbildung 53).

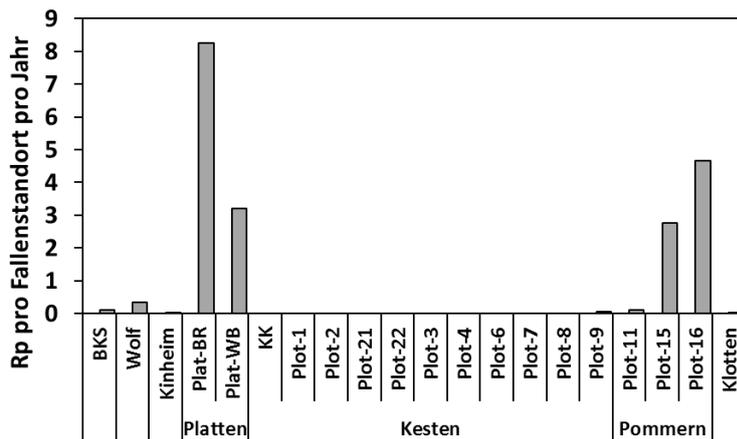


Abbildung 53: Gelbfallenfänge von *R. panzeri* auf den Versuchsflächen an Mittel- und Untermosel.

Tabelle 21: Liste der Pflanzen, an denen *R. panzeri* gefangen wurde. (X) = Holzgewächse. Wirtspflanzen von *Ca. P. solani* sind rot markiert.

Art	Platten	Pommern	Boppard
<i>Artemisia spp.</i>	X	X	
<i>Convolvulus arvensis</i>	X	X	
<i>Clematis vitalba</i>	X	X	X
<i>Echium vulgare</i>	X	X	
<i>Hedera helix</i>	(X)		
<i>Prunus domestica</i>	(X)		
<i>Prunus spinosa</i>	(X)		
<i>Ranunculus spp.</i>	X + immat.		
<i>Salix sp.</i>	X		
<i>Senecio erucifolius</i>	X		
<i>Senecio inaequidens</i>		X	X
<i>Vitis vinifera</i>	(X)	(X)	(X)
<i>Urtica dioica</i>	X		

Obwohl die polyphagen adulten Zikaden an verschiedenen krautigen und holzigen Pflanzenarten gefangen wurden (Tabelle 21), konnten die bodenlebenden Larvenstadien nur an Wurzeln von *Ranunculus repens* und *R. bulbosus* festgestellt werden. An *Clematis vitalba*, einer in Pommern an den Terrassenböschungen häufigen holzigen Ranunculaceae, wurden adulte *Rp* regelmäßig angetroffen, Kontrollen der Wurzeln ergaben jedoch keinen Hinweis auf Larven. Diese Kontrollen sind jedoch wenig zuverlässig, da sie aufgrund der

Wuchseigenschaften von *C. vitalba* schwierig und nur stichprobenartig durchzuführen sind. Mit Ausnahme von Boppard (Mittelrhein) wurde der Vektor auch an den CPs-Wirten *C. arvensis* und *U. dioica* nachgewiesen. Im Gegensatz zu *Ho* hielt sich *Rp* regelmäßig auch in der Laubwand der Reben auf.

Die Populationsdynamik adulter *Rp* an den Standorten Platten und Pommern zeigte einen deutlichen Unterschied. Während an der Untermosel moderate jährliche Bestandsschwankungen beobachtet wurden, zeigten die Fangzahlen in Platten einen zweijährigen Zyklus (Abbildung 54) mit einem Wechsel zwischen hohen Fangzahlen und dem annähernden Fehlen von Adulten dieser Art. Dieses Phänomen, wie auch der stichprobenartige Nachweis älterer Larven an *Ranunculus*-Wurzeln im August 2016, könnte auf einen zweijährigen Entwicklungszyklus der Zikade am Standort Platten hinweisen. An diesem Standort fehlt eine Wetterstation, daher lässt sich nicht abschließend beurteilen, inwieweit die standortspezifischen Witterungsbedingungen für den Unterschied verantwortlich sein könnten. Allerdings befindet sich der Standort Platten nicht direkt an der Mosel, sondern liegt ca. 100 m höher als die Rebflächen in Pommern am Rand der Wittlicher Senke.

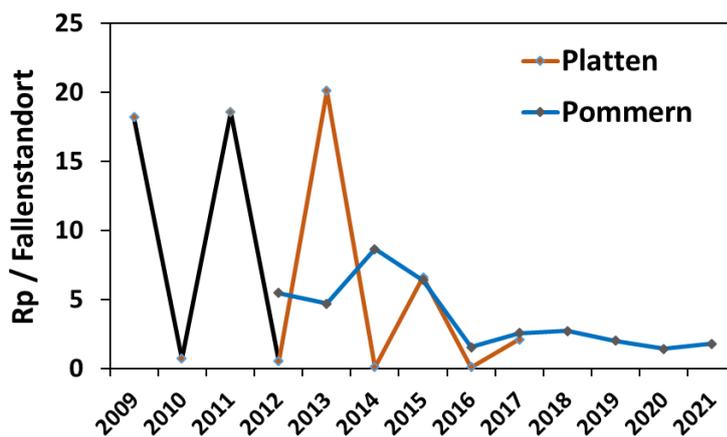


Abbildung 54: Populationsdynamik von *R. panzeri* an den beiden Hauptstandorten. Fangdaten in Platten vor 2012 wurden im Rahmen anderer Untersuchungen erhoben (schwarze Linie). Nach 2017 wurden die Fangaktivitäten an diesem Standort eingestellt.

3.1.3.3 Infektion der Vektorpopulationen mit *Ca. Phytoplasma solani*

3.1.3.3.1 *Hyalesthes obsoletus*

Zur Beurteilung des Infektionspotentials auf den Versuchsfeldern wurden jährlich *Ho* lebend gefangen (Anhang, Tabelle A5, S.169) und in Hinblick auf eine Infektion mit CPs analysiert. Wo, wie in Pommern, auf den Versuchsfeldern selbst nicht genügend Vektoren gefangen werden konnten, wurde die Probenahme auf die Randbereiche ausgedehnt. Aufgrund von Rodungen, Neuanlagen oder intensiver Bekämpfung der Wirtspflanzen des CPs-Pathosystems konnten nicht alle Flächen über die gesamte Projektzeit beprobt werden. Der Infektionsstatus wurde durch PCR-Tests mit CPs spezifischen Primern (Maixner et al., 1994) bestimmt.

Wirtspflanzenspezifische Isolate des Phytoplasmas lassen sich anhand des tuf-Markers unterscheiden; der tuf-Typ wurde durch RFLP-Analyse bestimmt (Langer & Maixner, 2004).

Die Testergebnisse zeigten Unterschiede in den Infektionshäufigkeiten sowohl zwischen den Versuchsfeldern als auch zwischen den Jahren (Abbildung 55). Ein Vergleich zwischen Querbau und Falllinie war nur eingeschränkt möglich. In Pommern konnten nur außerhalb der Terrassen ausreichend Vektoren für die Tests gesammelt werden. In Klotten ließen sich dagegen über fünf Jahre die Daten der terrassierten Rebfläche mit denen einer benachbarten Rebanlage in Falllinie vergleichen. Dabei wurden keine signifikanten Unterschiede beobachtet (Wilcoxon-Rangsummentest, $\chi^2=0,27$, $FG=1$, $p=0,6$). In Kinheim konnte nur über zwei Jahre in einer der Terrassenanlage benachbarten, in Falllinie bewirtschafteten Rebanlage beprobt werden, da diese dann gerodet wurde. Die mittleren Infektionshäufigkeiten (48 % bzw. 41 %) waren vergleichbar. In Kesten war der Anteil positiver Vektoren auf der Rebfläche ‚KK‘ signifikant geringer als auf den Brachen in dieser Gemarkung ($\chi^2=5,0$, $FG=1$; $p=0,025$). Während im Pathosystem der Flavescence dorée männliche Vektoren signifikant häufiger als weibliche *S. titanus* mit den Pathogenen infiziert sind (Lessio et al., 2009), konnten bei Ho

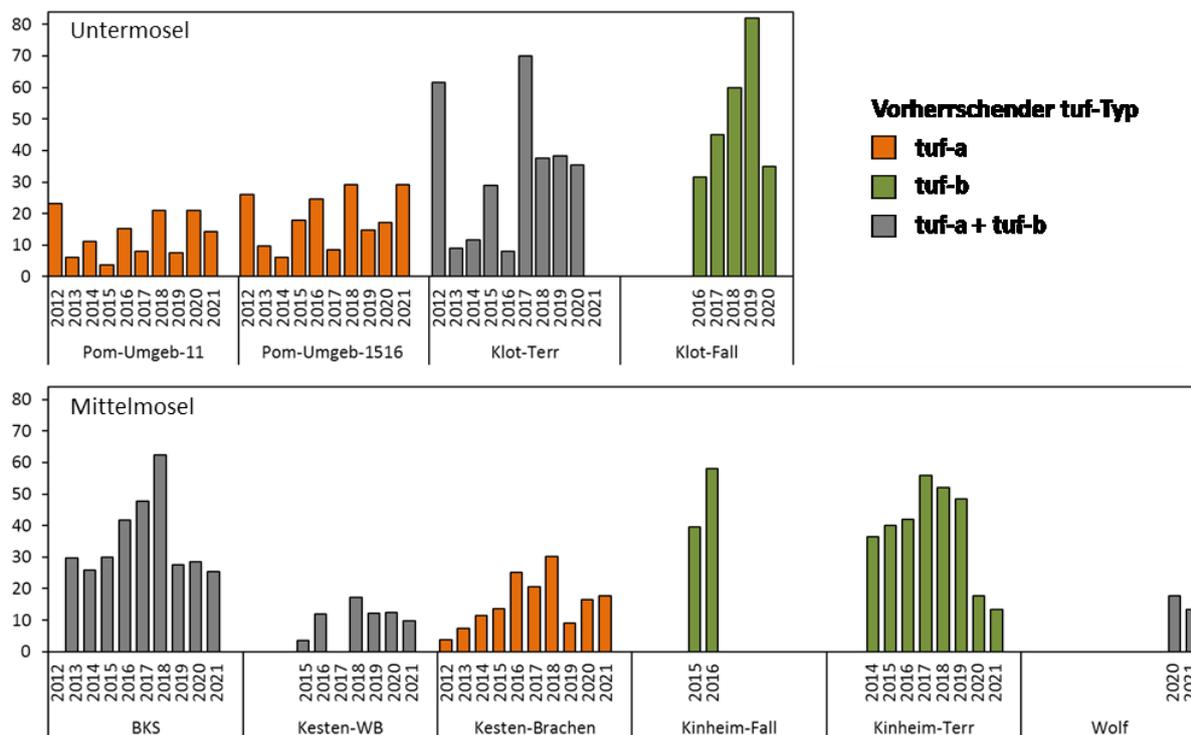


Abbildung 55: Übersicht über den Verlauf der Infektionshäufigkeit und den vorherrschenden tuf-Typ von CPs in den Vektorpopulationen der einzelnen Versuchsfelder.

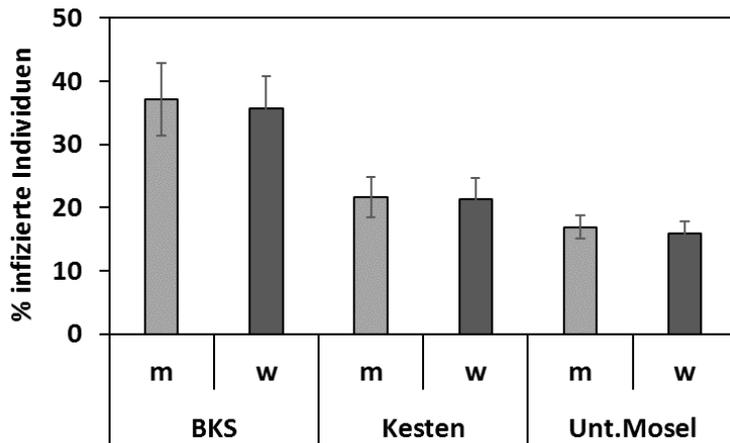


Abbildung 56: Vergleich der Infektionshäufigkeiten weiblicher und männlicher *H. obsoletus* (Mittelwert und Standardfehler).

keine Unterschiede in der Infektionshäufigkeit bei beiden Geschlechtern beobachtet werden (Abbildung 56).

Die Daten aus Abbildung 55 und die relativen Häufigkeiten der tuf-Typen bei Vektoren, die gezielt an bestimmten Wirtspflanzen gefangen worden waren (Abbildung 57), lassen einen Zusammenhang zwischen dem Anteil infizierter Vektoren und dem vorherrschenden tuf-Typ vermuten. Daher wurden die Infektionshäufigkeiten der Vektor-Populationen, die sich eindeutig dem einen oder anderen tuf-Typ zuordnen ließen, verglichen (Abbildung 58). Von 2015 bis 2019 war die Infektionsrate der durch tuf-b infizierten Ackerwinden-Wirtsrassen signifikant höher als bei den durch tuf-a infizierten ‚Brennnessel-Tieren‘. Dagegen waren die Werte in den letzten beiden Projektjahren ausgeglichen. Diese Situation wurde seit dem Erstauftreten der tuf-a übertragenden Brennnessel-Wirtsrassen an der Mosel um die Jahrtausendwende noch nicht beobachtet (Abbildung 59). Die erhebliche zeitliche Fluktuation der Inzidenzen beider tuf-Typen verlief bisher stets mehr oder weniger parallel. Ob und wie lange sich die durch einen starken Rückgang der Infektionen durch tuf-b bedingte, nicht lokal begrenzte neue Situation weiter fortsetzt, lässt sich derzeit ebensowenig prognostizieren wie die Konsequenzen für den Infektionsdruck auf die Reben, besonders an der Mittelmosel, wo das Ackerwinden-assoziierte Pathosystem noch häufig dominiert.

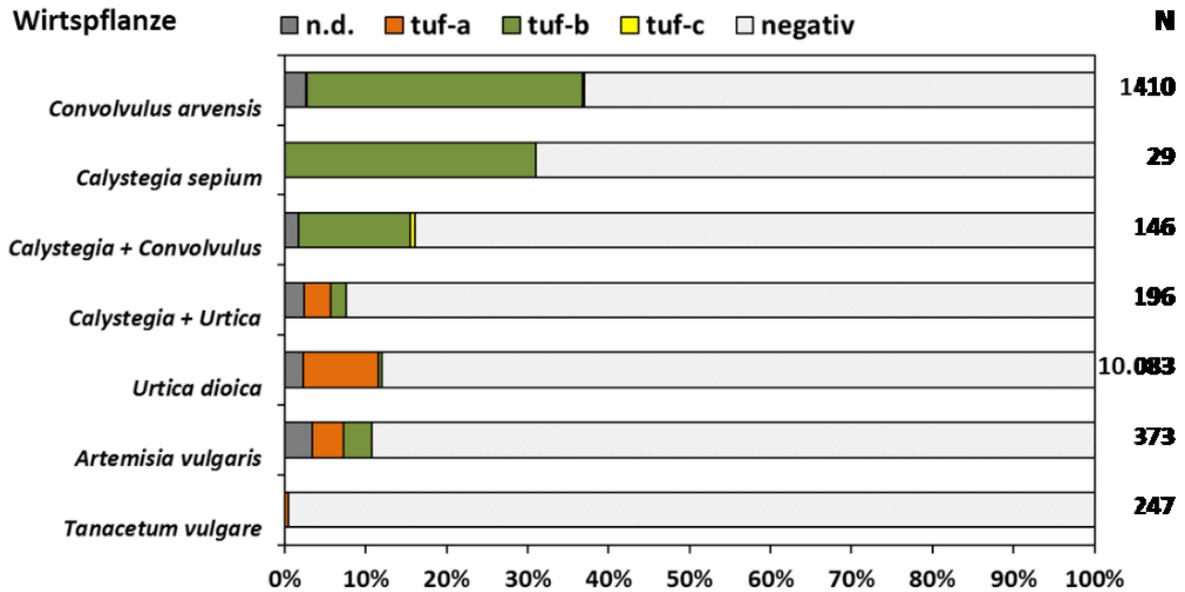


Abbildung 57: Infektionshäufigkeit und tuf-Typen in *H. obsoletus*, die an verschiedenen Wirtspflanzen und Mischbeständen gefangen wurden. Zusammenfassung aller Proben aus dem Projektzeitraum. n.d.: tuf-Typ nicht bestimmbar.

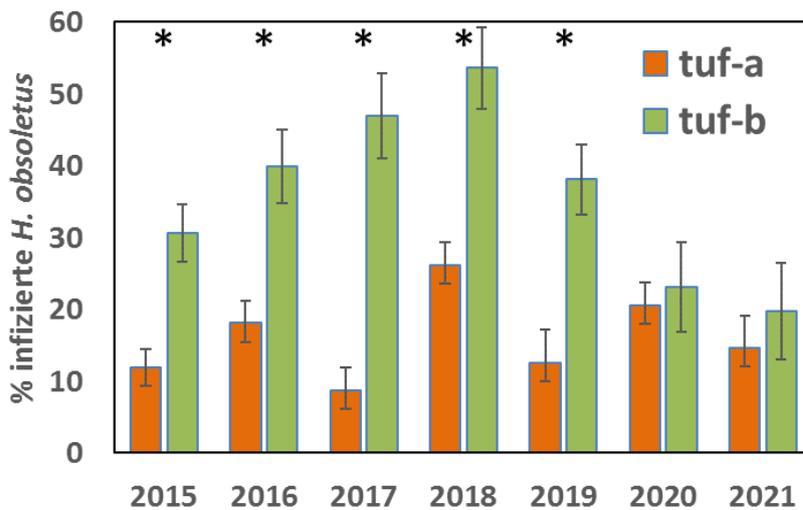


Abbildung 58: Mittelwerte der Infektionshäufigkeit von *H. obsoletus* Populationen, in denen jeweils einer der beiden tuf-Typen von *Ca. P. solani* dominierte (*= signifikante Unterschiede, paarweise Wilcoxon-Rangsummentests).

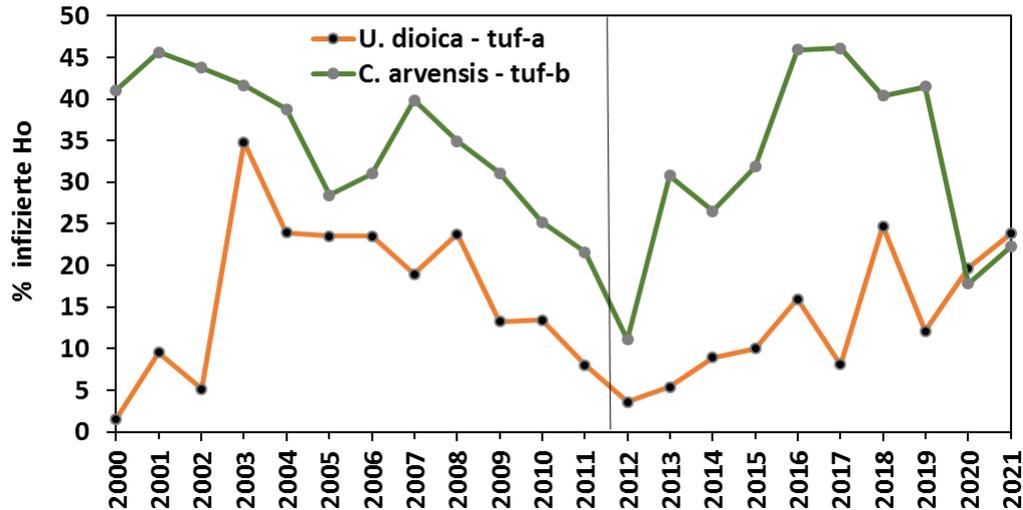


Abbildung 59: Verlauf der Infektionshäufigkeit in Populationen der beiden Wirtsrassen von *H. obsolete*. Daten rechts der senkrechten Linie wurden im Projekt erhoben.

3.1.3.3.2 *Reptalus panzeri*

Die Infektionshäufigkeit von *R. panzeri* mit CPs ist in Serbien mit 17 - 27 % sowohl in Maisfeldern als auch Weinbergen hoch (Cvrkovic et al., 2014; Jovic et al., 2009). Dagegen ließ sich CPs in dieser Studie nur in einzelnen Individuen von *Rp* nachweisen. Die Infektionshäufigkeit betrug 1,3 % in Pommern (6/450) und 0,9 % in Platten (7/771), wobei in den Vektoren an letzterem Standort sowohl der Brennesseltyp (tuf-a) als auch der Ackerwindentyp (tuf-b) des Phytoplasmas auftrat, während in Pommern nur tuf-b nachgewiesen wurde. Der Unterschied zwischen Serbien und dem Untersuchungsgebiet könnte auf eine unterschiedliche Nutzung von Wirtspflanzen durch den Vektor zurückzuführen sein. Aufgrund vorläufiger Daten populationsgenetischer Vergleiche ist jedoch auch nicht auszuschließen, dass sich die Vektorpopulationen in den beiden Regionen genetisch unterscheiden (Jovic et al., unveröffentlicht). Trotz lokal hoher Populationsdichte und regelmäßigem Aufenthalt in der Rebenlaubwand ist derzeit aufgrund der sehr geringen Infektionshäufigkeit in den Populationen von *R. panzeri* eine signifikante Rolle dieses Vektors für die Infektion der Reben durch BN (Schwarzholzkrankheit) im Untersuchungsgebiet insgesamt auszuschließen. Zur potentiellen Rolle des Vektors in der spezifischen Situation in Pommern siehe Abschnitt 3.1.3.6.2.

3.1.3.4 Vektoren der *Flavescence dorée* und verwandter Phytoplasmen

Im Rahmen des Projekts wurden alle Gelbfallen auf adulte *S. titanus* kontrolliert sowie im Juni/Juli Blattbonituren zum Nachweis der Larven des Vektors durchgeführt. Zusätzlich wurden jährlich von Juli bis September weitere 10 Gelbfallenstandorte in 4 Gemarkungen an der Obermosel installiert. Fallenfänge und Blattkontrollen ergaben keinen Hinweis auf das Vorkommen von *S. titanus* im Untersuchungsgebiet.

Drei weitere, an Gehölzen lebende Deltocephalinae wurden als Vektoren des FDp und verwandter Phytoplasmen (phylogenetische Gruppe 16SrV-C) identifiziert. *Allygus mixtus*, *Allygus modestus* und *Orientus ishidae* übertragen die Pathogene von und zu Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), einer häufig infizierten symptomfreien Wirtspflanze (Malembic-Maher et al., 2020). Die Übertragung auf Reben wurde bisher jedoch nur für *O. ishidae* nachgewiesen (Lessio et al., 2016).

A. mixtus trat regelmäßig in geringer Individuenzahl in Streifnetzfängen auf den Rebflächen auf, wurde auf Gelbfallen jedoch nur selten gefangen. Die Larven leben in der Krautschicht, während die Adulten Gehölzpflanzen besiedeln. Durch Streifnetzfänge konnten sie in geringer Zahl jedoch regelmäßig in der Laubwand der Reben nachgewiesen werden. Auf Gelbfallen wurden insgesamt 59 Individuen gefangen, davon ein Drittel in Klotten und ein Viertel in Pommern (Plot-15). Während bis zu 60 % der an Erlen gefangenen *Allygus spp.* mit 16SrV-C Phytoplasmen infiziert sein können (Malembic-Maher et al., 2020), waren die an Reben lebend gefangenen Einzeltiere (12) nicht infiziert.

Orientus ishidae stammt aus Ostasien und wurde 1998 erstmals in Europa, 2002 in Deutschland und 2009 in Rheinland-Pfalz nachgewiesen (Nickel, 2010). Seit 2015 wird die Zikade regelmäßig und in zunehmender Zahl auf den Versuchsflächen an Unter- und Mittelmosel mit Gelbfallen gefangen. Da in den Versuchsflächen *O. ishidae* bisher nicht lebend gefangen werden konnte, ließ sich der Infektionsstatus der Populationen nicht bestimmen. An Erlen sind bis zu 50 % der Individuen mit 16SrV-C Phytoplasmen infiziert.

Im Rahmen des Projekts ergaben sich für die Untersuchungsflächen keine Hinweise auf Infektionsrisiken durch autochthone Deltocephalinae in Hinblick auf FDp und verwandte Phytoplasmen. Die Amerikanische Rebzikade *Scaphoideus titanus* als Hauptvektor der FD wurde im Gebiet bisher nicht nachgewiesen.

3.1.3.5 Vektoren von *Xylella fastidiosa*

Aufgrund des Auftretens von *X. fastidiosa* (*Xf*) in Europa und erster Nachweise der Pierce's Disease der Rebe auf den Balearen (Moralejo et al., 2019) wurde das Auftreten xylemsaugender Zikaden als potentielle Vektoren des Bakteriums auf den Untersuchungsflächen ab 2014 analysiert. *Philaenus spumarius* (Wiesenschaumzikade), der wichtigste Vektor von *Xf* in Europa, war mit 96 % der Individuen (n=3584) der dominante Xylemsauger und die einzige Art, die auf allen Versuchsflächen vorkam (Abbildung 57). Die 2017 neu angelegten Terrassenanlage in Wolf mit dichter Böschungsvegetation wies von allen Versuchsflächen die höchste Dichte auf. Sie wurde daher 2019 für zusätzliche Untersuchungen genutzt. Larven des Vektors wurden in Wolf an 58 überwiegend krautigen Pflanzenarten festgestellt (Lotz, 2018). Etwa ein Viertel der adulten Schaumzikaden wechselte von der Krautschicht in die Laubwand der Reben (Abbildung 58). Ein Vergleich verschiedener Fangtechniken ergab, dass der Streifnetzfang sowohl in Hinblick auf den Zeitaufwand als auch auf die Fangzahlen effektiver

war als der Einsatz von Gelbfallen und Farbschalen, von denen sich gelbe als signifikant fängiger als blaue und weiße erwiesen (Abbildung 59). Aus den Vergleichen lässt sich ableiten, dass zur Überwachung von *Ps* standardisierte Streifnetzfänge die beste Wahl sind. Für den kontinuierlichen Fang sind Gelbfallen aufgrund des geringeren Arbeitsaufwands gegenüber Farbschalen zu bevorzugen.

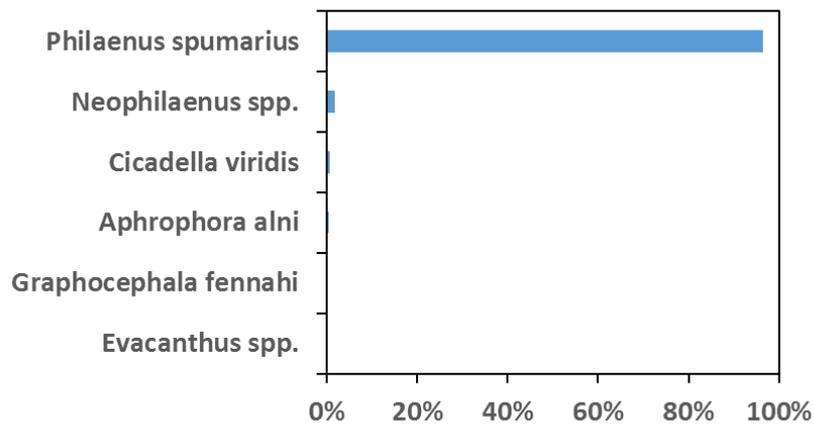


Abbildung 57: Relative Häufigkeit von Xylemsaugern in den Gelbfallenfängen (n=3584).

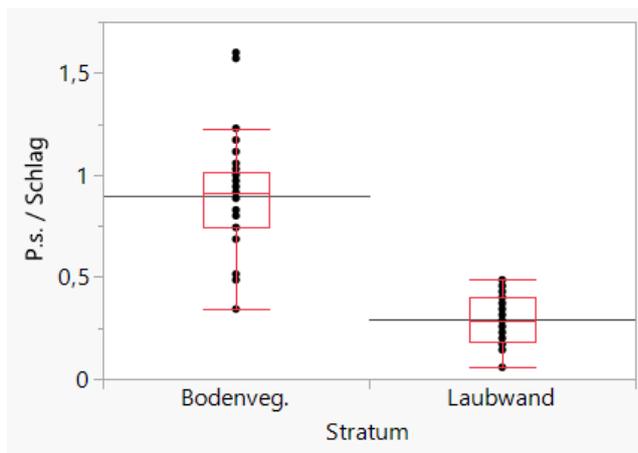


Abbildung 58: Verteilung adulter *P. spumarius* zwischen Bodenvegetation und Laubwand der Reben auf der Untersuchungsfläche Wolf, 2019. Ergebnis von Streifnetzfängen an 29 Probenpunkten.

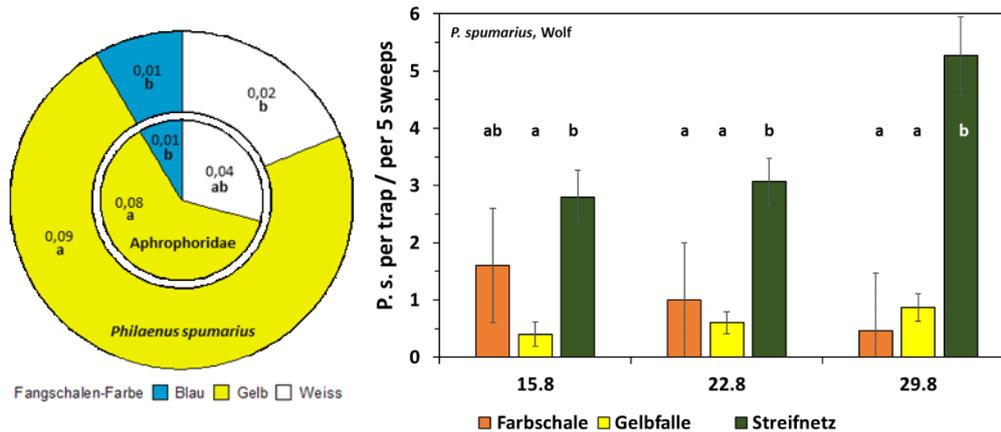


Abbildung 59: Links: Fängigkeit von Farbschalen für Aphrophoridae allgemein (innerer Ring) und *P. spumarius*. Rechts: Vergleich der Effizienz unterschiedlicher Fangsysteme für *P. spumarius*. Kruskal-Wallis Test u. Dunn's post-hoc-Test.

3.1.3.6 Infektion von Pflanzen mit *Candidatus Phytoplasma solani*

3.1.3.6.1 Infektion von Wildpflanzen mit CPs

Die wichtigsten Wirtspflanzen von CPs sind mit *C. arvensis*, *C. sepium*, und *U. dioica* hinlänglich bekannt. Diese Arten wurden daher nur stichprobenartig in Pommern und Klotten getestet, um die Präsenz des Phytoplasmas auf diesen Versuchspartellen zu verifizieren. Aufgrund des häufigen Vorkommens von *Rp* an *C. vitalba* wurden von dieser Art in Pommern und Klotten 50 Proben getestet. Bei keiner der Proben wurde ein positives Testergebnis erzielt. Weitere Pflanzen wurden beprobt, wenn sie verdächtige Symptome wie Triebstauchungen oder Vergilbungen zeigten: *Artemisia vulgaris*, *Daucus carota*, *Echium vulgare*, *Senecio inaequidens*, *Solanum nigrum* und *Tanacetum vulgare*. Bis auf eine Probe von *S. nigrum* waren alle Tests negativ. Von *S. nigrum*, einem häufigen Weinbergsbeikraut, werden immer wieder infizierte Exemplare gefunden. Als einjährige Pflanze hat sie jedoch keine Bedeutung für die Epidemiologie der Schwarzholzkrankheit, da sie den überwinterten Larven von *Ho* nicht als Nahrungs- und Infektionsquelle zur Verfügung steht. Somit ist weiterhin von einer Schlüsselrolle der bekannten und oben bereits genannten Wirtspflanzen von CPs (Winden und Brennesseln) für die Epidemiologie der Schwarzholzkrankheit auszugehen.

3.1.3.6.2 Schwarzholzkrankheit - Befall der Reben mit CPs

Der Befall von Reben durch Schwarzholzkrankheit wurde durch jährliche visuelle Bonituren sämtlicher Rebstöcke einer Parzelle bzw. - im Fall von Brachflächen - der Rebstöcke in den ersten zehn Reihen der benachbarten Weinberge erfasst. Zusätzlich wurden Daten zur Befalldynamik auf Dauerboniturflächen im Bopparder Hamm am Mittelrhein erhoben, einer der am stärksten betroffenen Lagen in Deutschland. Typisch für die Schwarzholzkrankheit sind ausgeprägte Befallsschwankungen, hervorgerufen durch kurze epidemische Phasen mit hohem

Infektionsdruck gefolgt von längeren endemischen Perioden mit abnehmender Inzidenz, in denen die Rate spontaner Genesung (Recovery-Phänomen) die der Neuinfektionen übersteigt (Maixner, 2006). In der gesamten Projektlaufzeit befand sich die Schwarzholzkrankheit im Untersuchungsgebiet in einer endemischen Phase (Abbildung 60), mit einem Rückgang der Befallshäufigkeit auf den Dauerboniturflächen von durchschnittlich 50 % im Jahr 2012 auf 20 % in 2019. Seitdem stieg der Befall wieder leicht auf 24 % an. Dagegen deutet die aktuelle Entwicklung in einigen deutschen und französischen Weinbaugebieten nach Auskunft von Fachkollegen auf eine erneute stärkere Zunahme der Krankheit hin.

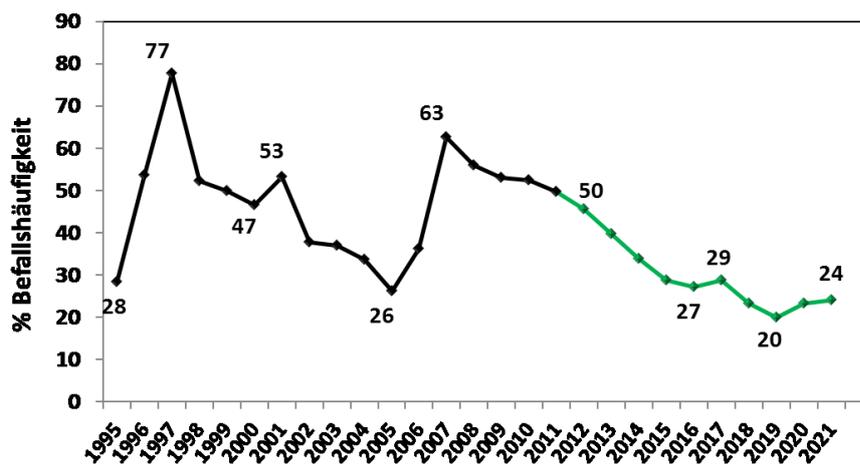


Abbildung 60: Verlauf der Befallshäufigkeit der Schwarzholzkrankheit auf Dauerboniturflächen im Bopparder Hamm am Mittelrhein. Die grün eingefärbten Daten wurden im Verlauf des Projekts erfasst.

Die Neuanlage der Rebfläche Kesten im Jahr 2013 bot die Gelegenheit, nicht nur die Befallsentwicklung, sondern auch die Befalldynamik über mehrere Jahre zu dokumentieren (Abbildung 61). BN trat erstmals 2015, im zweiten Jahr nach der Pflanzung, mit drei kranken von 744 Stöcken (= 0,4 %) auf. Bis 2020 stieg die Zahl der infizierten Stöcke auf 102 an (= 13,8 %) und sank im Folgejahr auf 78 Reben. Der aktuelle Befall eines Jahres stellt das Ergebnis mehrerer z.T. gegeneinander wirkender Phänomene dar: Persistenz einer vorjährigen Infektion, spontane Genesung (Recovery) und Neuinfektionen durch Vektoren. Die aktuelle Größe dieser Faktoren lässt sich berechnen, sofern jährliche Daten über den Zustand aller Rebstöcke von Beginn der Pflanzung an vorliegen. Die Daten aus Kesten machen deutlich, dass von einem Jahr zum anderen zwischen 30 % und 40 % der infizierten Reben symptomfrei werden. Die Genesungsintensität wird von klimatischen Faktoren und der Dauer der Infektion beeinflusst, variiert jedoch auch zwischen den Rebsorten (Maixner et al., 2011). Der Infektionsdruck des Vorjahres lässt sich aus der Rate der Neuinfektionen ableiten, da neu infizierte Reben erst im Folgejahr Symptome entwickeln. Somit ist der Anstieg der Rate der Neuinfektionen in 2018 auf die Zunahme des Infektionsdrucks im Sommer 2017 zurückzuführen. Diese korreliert mit der hohen Vektordichte in diesem Jahr. Aufgrund des Phänomens der spontanen Genesung kranker Reben übersteigt die kumulierte Befallshäufigkeit, die Rate der Rebstöcke, die im

gesamten Beobachtungszeitraum mindestens in einem Jahr infiziert waren, den Wert der aktuellen Befallshäufigkeit. Während die höchste Inzidenz im Jahr 2020 mit 13,8 % registriert wurde, waren im Zeitraum von 2015 bis 2021 insgesamt 20,3 % der Rebstöcke (151/744) für mindestens ein Jahr symptomatisch (Abbildung 61).

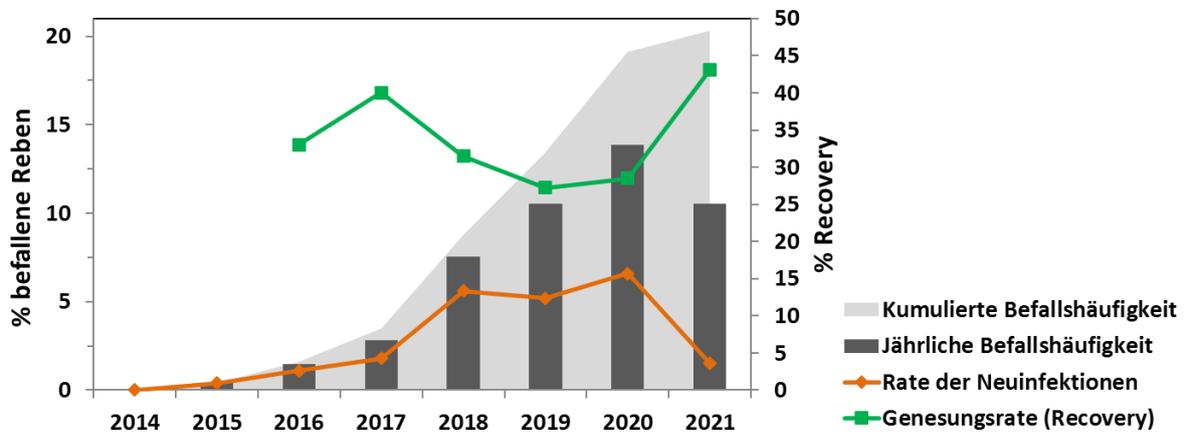


Abbildung 61: Analyse der Befalldynamik der Schwarzholzkrankheit auf der Rebfläche Kesten-KK mit 744 Rebstöcken.

In Kesten wurden neben der neu angelegten Rebanlage ‚KK‘ Rebflächen bonitiert, die links und rechts der Brachen lagen. Es handelte sich ausschließlich um in der Falllinie bewirtschaftete Parzellen. Aufgrund der Aufgabe der Bewirtschaftung oder der Neuanlage standen von den ursprünglich neun Parzellen zu Projektende nur noch fünf zur Verfügung. Die Inzidenz variierte zwischen den einzelnen Flächen, die Mittelwerte über die Beobachtungszeit reichten von 3,3 % bei Plot-6 bis 24 % bei Plot-4. Dem allgemeinen Trend folgend nahm der Schwarzholzbefall zunächst deutlich ab, um in den letzten beiden Jahren wieder anzusteigen (Abbildung 62). Der Mittelwert über alle Beobachtungsjahre und -flächen lag in Kesten bei 10,6 % befallener Reben im Vergleich zu 3,0 % auf den Terrassenflächen der Untermosel. Die dort im Vergleich zum Gesamtbeobachtungszeitraum relativ hohen Werte in den ersten drei Versuchsjahren waren auf den Befall in den Anlagen Pom-15 und Pom-16 zurückzuführen (Abbildung 63). Hier wurden eine Reihe infizierter Stöcke durch Jungreben ersetzt, dennoch blieb der Befall durchgehend höher als in Pom-11 und in der neu angelegten Terrasse in Klotten.

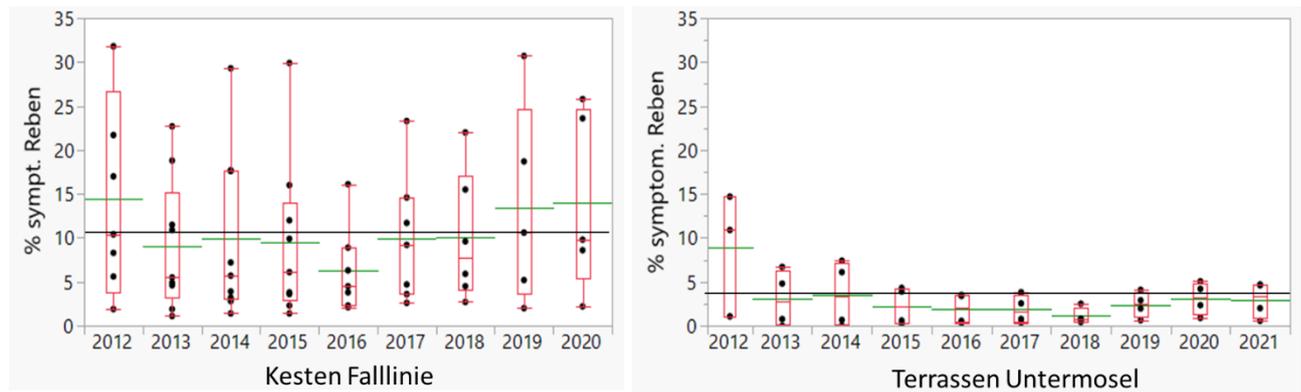


Abbildung 62: Befallshäufigkeit der Reben in den Weinbergen auf beiden Seiten der Kestener Brachflächen (links) sowie auf den Terrassenflächen der Untermosel (rechts). Aufgrund von Rodungen und Neupflanzungen nimmt die Zahl bonitierter Flächen in Kesten mit der Zeit ab. Grüne Linien zeigen die Jahresmittelwerte, schwarze Linien die Gesamtmittelwerte an.

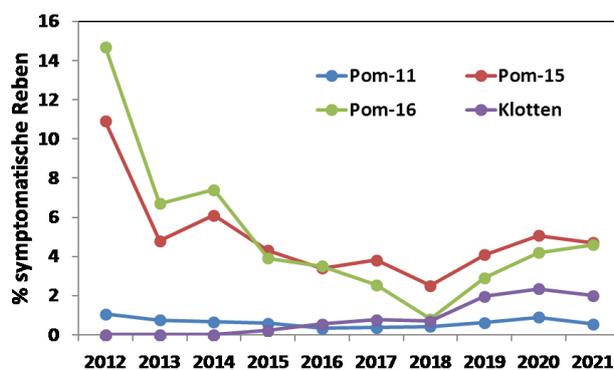


Abbildung 63: Verlauf des Schwarzholz-Befalls auf den Untersuchungsflächen an der Untermosel.

Der insgesamt niedrige Befall der Terrassenflächen an der Untermosel korrespondiert mit der geringen Dichte von *Ho* in diesen Anlagen im Vergleich zu Weinbergen an der Mittelmosel (Tabelle 22). Auch die stärker von der Schwarzholzkrankheit betroffenen Flächen Pom-15/-16 zeichneten sich nicht durch höhere Dichten dieses Vektors aus. Dagegen fällt auf, dass *Rp* auf diesen Parzellen in deutlich höherer Dichte vorkam als auf den übrigen Terrassenflächen. Für eine mögliche Rolle dieser Art als alternativer Vektor neben *Ho* spricht weiterhin, dass der Rückgang der Dichte von *Rp* in Pommern zeitlich mit der Abnahme des Schwarzholzbefalls zusammenfiel (vgl. Abbildung 54 und Abbildung 63). Die hohe Dichte dieses Vektors auf den Versuchsflächen Pom-15/-16 könnte seine geringe Infektionshäufigkeit und Vektoreffizienz (vgl. 3.1.3.3.2) kompensieren. Mit der Annahme einer Rolle von *Rp* als Schwarzholz-Vektor unter den spezifischen Bedingungen in Pommern ließe sich auch der hohe Anteil tuf-b infizierter Reben (Ackerwinden-Typ) an diesem Standort erklären, an dem mehr als 97 % der getesteten, überwiegend auf den Randstrukturen der Weinberge gefangenen *Ho* mit dem Brennnessel-Typ (tuf-a) infiziert waren (Abbildung 64). Tabelle 22 ist zu entnehmen, dass auch die Agallinae auf den Flächen Pom-15/-16 in außergewöhnlich hoher Dichte auftraten. Mit dem Streifnetz wurden sie regelmäßig auch in der Laubwand gefangen. Zwar wurde eine Art aus

dieser Unterfamilie, *Anaceratagallia ribauti*, als Vektor von CPs identifiziert (Riedle-Bauer et al., 2008), am Standort war jedoch *Agallia consobrina* dominant, mit *An. venosa* als weiterer Art. Eine abschließende Aussage über die in Pommern relevanten Infektionswege kann nur durch eine über die tuf-Typisierung hinausgehende genetische Typisierung der Phytoplasmatisolate in Reben, Zikaden und wilden Wirtspflanzen erzielt werden, die in diesem Projekt weder vorgesehen noch zu leisten war.

Tabelle 22: Dichtewerte (Individuen/Falle je Jahr) für die beiden wichtigsten Cixiidenarten und die Agalliinae auf den Terrassenflächen der Untermosel und den Rebflächen der Mittelmose

Taxon	Pom-11	Pom-15	Pom-16	Klotten	Mit.Mosel
<i>Reptalus panzeri</i>	0,12	2,77	4,66	0,03	0,02
<i>Hyalesthes obsoletus</i>	0,16	0,29	0,22	0,74	9,78
Agalliinae	4,80	27,70	39,50	11,58	4,54

Aufgrund der mangelnden Verfügbarkeit geeigneter Versuchsflächen war ein unmittelbarer Vergleich von terrassierten Weinbergen und in der Falllinie bewirtschafteten Rebflächen in derselben Lage nicht möglich. Die erhobenen Daten zu Vektordichte, Infektionshäufigkeit in den Vektorpopulationen und Schwarzholzbefall der Reben lassen dennoch die Schlussfolgerung zu, dass auf Terrassenweinbergen trotz der durch eine reichhaltige Böschungsfloora inklusive Wirtspflanzen von CPs charakterisierten Böschungen unter den beobachteten Bewirtschaftungsbedingungen nicht mit einem erhöhten Risiko eines Schwarzholzbefalls zu rechnen ist. Die in Hinblick auf die Biodiversität beobachteten Vorteile der Querterrassierung (3.1.2.4.3) werden somit nicht mit einem erhöhten Infektionsdruck durch diese wichtige Phytoplasmose erkaufte.

3.1.3.6.3 Tuf-Typisierung schwarzholzkranker Reben

Neben der Erfassung der Befallshäufigkeit in den Rebflächen wurden stichprobenartig eindeutig symptomatische Reben sowie Stöcke mit unklaren Symptomen getestet. Von insgesamt 223 Proben waren 135 (60 %) positiv für CPs. Von insgesamt 123 typisierten Stöcken konnte bei 114 der tuf-Typ bestimmt werden. Zwischen den beprobten Gemarkungen zeigten sich deutliche Unterschiede (Abbildung 64). Während in Bernkastel der Ackerwindentyp des Pathogens vorherrschte, waren die Reben in Kesten häufiger vom Brennesseltyp befallen, in Platten waren beide tuf-Typen gleich häufig vertreten. Dies trifft mehr oder weniger auch auf Klotten und Pommern zu. An der Mittelmose entsprechen die relativen Häufigkeiten der tuf-Typen in den Reben den Verhältnissen bei den beprobten Vektoren (Vgl. Abbildung 55, S.119). Dagegen ist die Häufigkeit des tuf-b Typs in Klotten und besonders in Pommern erstaunlich, da dort *Ho* fast ausschließlich an Brennessel gefangen werden konnte. In Klotten könnten die häufig mit tuf-b infizierten Vektoren aus der benachbarten Falllinie in die Terrasse immigriert sein. In Pommern ist eine vergleichbare

potentielle Infektionsquelle für tuf-b jedoch nicht bekannt. Da dort Agalliinen in großer Dichte vorkommen und eine Zikade aus dieser Unterfamilie, *Anaceratagallia ribauti*, in Österreich als Vektor von CPs identifiziert wurde (Riedle-Bauer et al., 2008), sollte die potentielle Rolle von *Agallia consobrina* als alternativer Vektor auf den Terrassen der Untermosel ebenso wie die Bedeutung von *R. panzeri* näher untersucht werden.

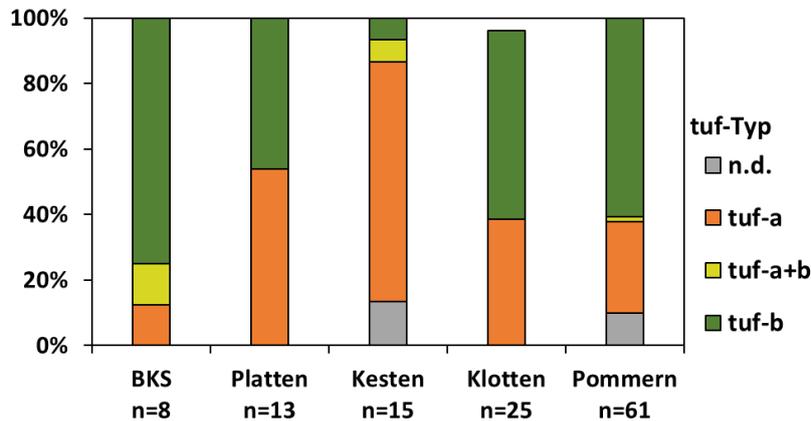


Abbildung 64: Relative Häufigkeit der wirtspflanzenspezifischen tuf-Typen von *Ca. P. solani* in infizierten Reben (n.d.= kein eindeutiges Ergebnis); tuf-a: Brennesseltyp; tuf-b: Ackerwindentyp

3.1.3.7 Beifänge von Zikaden

Hauptzweck der Zikadenfänge war die Erfassung der Stolburvektoren *H. obsoletus* und *R. panzeri*. Dabei wurden jedoch auch die Beifänge erfasst und bestimmt, soweit es aufgrund äußerer Merkmale möglich war, ohne die Tiere von den Fallen abzulösen. Vielfach wurde daher nur die Familien-, Unterfamilien- oder Gattungsangehörigkeit registriert. Artbestimmungen bei nicht eindeutig identifizierbaren Arten erfolgten nur stichprobenartig, z. B. wenn neue, bisher unbekannte Taxa auftraten. Im zehnjährigen Projektzeitraum wurden auf den Gelbfallen ca. 280.000 Zikaden gefangen. Davon waren 72 % Typhlocybinæ mit einem hohen Anteil von *Empoasca vitis* und *E. decipiens*. Die häufigste Art (43 % der Fänge ohne Typhlocybinæ) war *Neoliturus fenestratus*, eine in der Vorwarnkategorie der Roten Liste gelistete, an Kompositen lebende Art, die jedoch in den Weinbergssteillagen regelmäßig und häufig auftritt (Abbildung 65). Daneben wurde erstmals 2017 *N. guttulatus* registriert, eine für Rheinland-Pfalz neue Art, die vorher aber möglicherweise übersehen wurde, da sie *N. fenestratus* ähnelt. Das zweithäufigste Taxon (22 %) ist die Unterfamilie der Agalliinae mit *Agallia consobrina* als dominanter Art neben *Anaceratagallia venosa*. *H. obsoletus*, der Vektor der Schwarzholzkrankheit, steht an dritter Stelle der Häufigkeitsskala, gefolgt von der Wiesenschaumzikade *P. spumarius* (4,5 %), dem in Europa wichtigsten Vektor von *Xylella fastidiosa*.

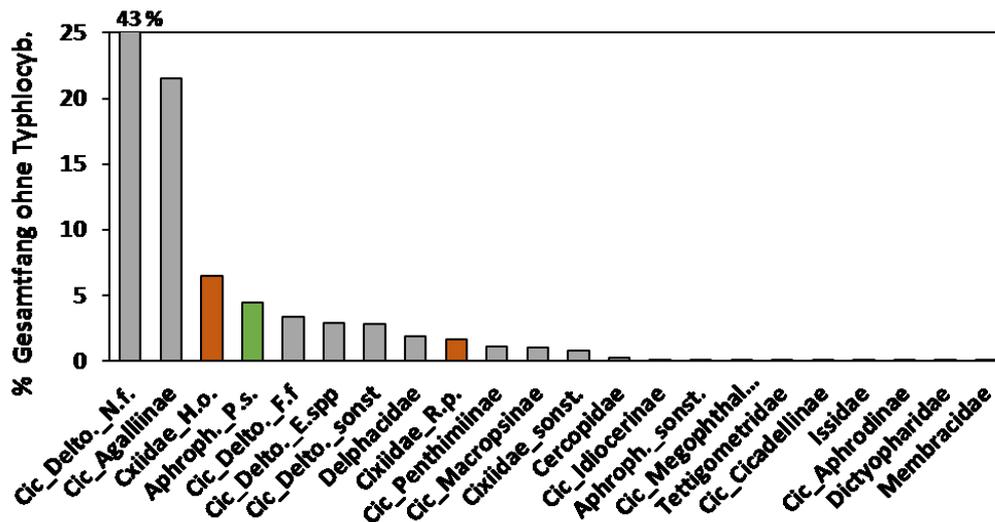


Abbildung 65: Häufigkeitsverteilung (n=78.097) verschiedener Zikadentaxa in den Gelbfallenfängen (ohne Typhlocybinae). Vektoren von CPs sind orange, solche von *X. fastidiosa* sind grün markiert.

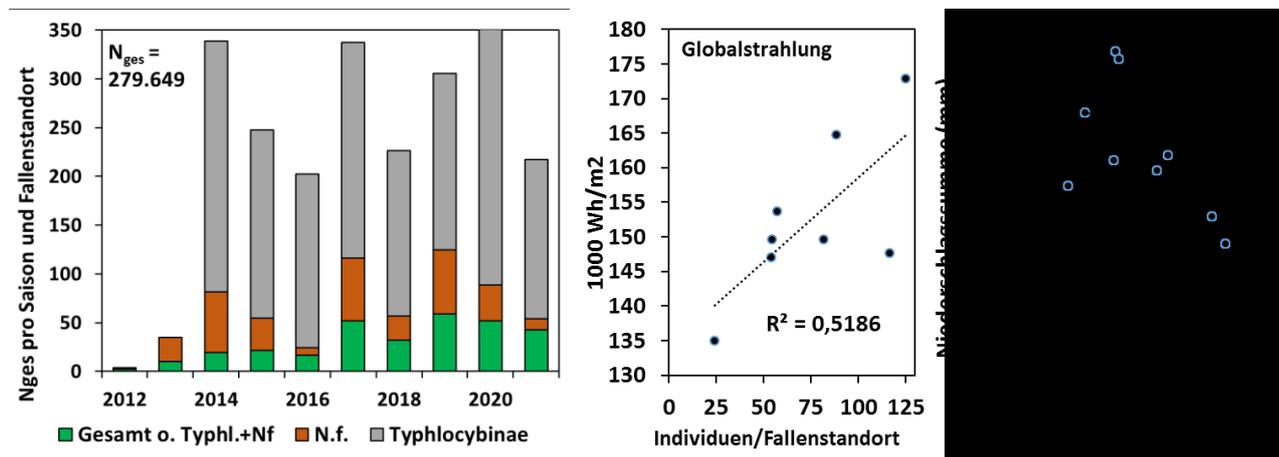


Abbildung 66: Links: Variation der Zikadenfänge auf Gelbfallen zwischen den Jahren (N.f. = *Neoliturus fenestratus*; Typh = Typhlocybinae). Typhlocybinae wurden erst ab 2014 erfasst. Rechts: Korrelation der Jahresfänge (ohne Typhlocybinae) mit dem Mittelwert der Globalstrahlung bzw. der Niederschlagssumme in den Fangmonaten Juni-August.

Die Zikadenfänge variierten erheblich zwischen den Jahren, mit Maxima in den Jahren 2017 und 2019, während 2016 nur 20 % des Wertes von 2017 erzielt wurde. Ein Einflussfaktor für die erheblichen Schwankungen dürfte die Witterung während der Fangsaison sein (Abbildung 66). Die guten Fangjahre zeichneten sich durch hohe Werte der Globalstrahlung und geringe Niederschlagssummen aus, während die Saison 2018 zwar durch vergleichbar hohe Temperaturen wie in den Jahren der Maxima, aber durch außergewöhnlich hohe Niederschläge gekennzeichnet war.

Die Häufigkeitsverhältnisse der wichtigsten erfassten Zikadentaxa in den Gelbfallenfängen der Untersuchungsflächen sind in Abbildung 67 zusammenfassend dargestellt. Die Terrassenflächen der Untermosel waren durch einen hohen Anteil der Agallinen charakterisiert, die an krautigen Wirtspflanzen leben. Während Cixiididen in Klotten und Pom-

11 nur eine untergeordnete Rolle spielen, waren sie in Pom-15/-16 in den Anfangsjahren dominant, mit *Rp* als häufigster Art. Die zunächst stärker von Gras bewachsenen Flächen in Klotten und Pom-11 zeigten relativ hohe Anteile von Delphaciden, danach setzten sich die Deltocephalinae stärker durch, wobei sich Klotten dem Aspekt der Flächen Pom-15/-16

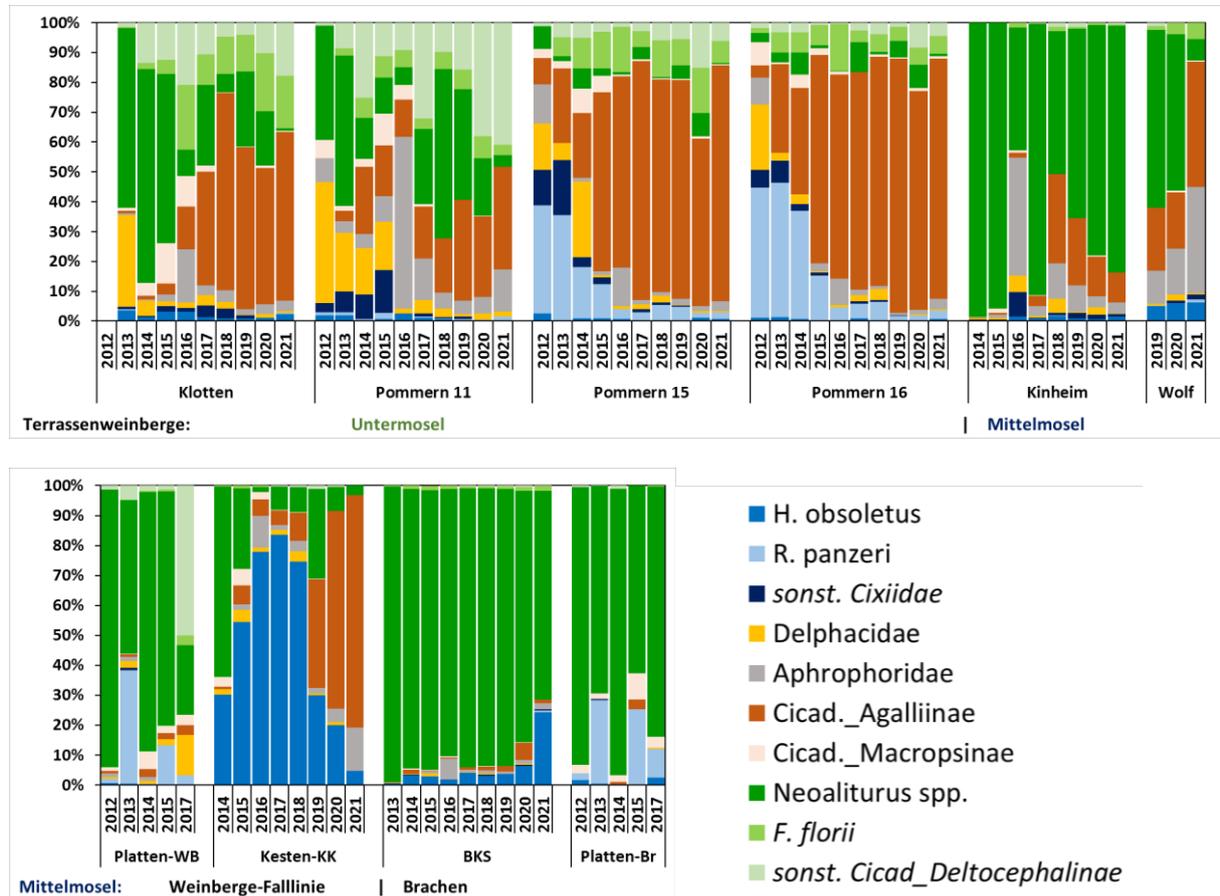


Abbildung 67: Relative Häufigkeit wichtiger Zikadentaxa in den Beifängen aus den einzelnen Untersuchungsflächen.

annäherte. Dagegen zeigten die Terrassenflächen an der Mittelmosel einen vergleichsweise hohen Anteil an Schaumzikaden (Aphrophoridae), waren aber von *N. fenestratus* dominiert.

Diese auf Ruderalflächen an Asteraceae häufige Art profitierte wahrscheinlich von den im Vergleich zu den Weinbergen der Untermosel schütter bewachsenen Böschungen. Dafür spricht ihre sehr hohe Dominanz auf der Brachfläche BKS, auf der sich drei Viertel der Fänge dieser Art auf die eingesäte Kräutervariante mit häufigen Fehlstellen konzentrierten. Mit zunehmender Vegetationsdichte in der neu angelegten Terrassenfläche in Wolf trat *N. fenestratus* im dritten Beobachtungsjahr nur noch untergeordnet im Vergleich zu Agalliinen und Aphrophoriden auf. Auch in der in Kesten in der Falllinie bewirtschafteten Junganlage ‚KK‘ war *N. fenestratus* in den ersten beiden Jahren häufig, wurde mit der Entwicklung einer dichten Bodenvegetation aber durch Agalliinen verdrängt. Die außergewöhnlich hohe Dichte von *Ho* in dieser Rebfläche wurde bereits diskutiert (Abschnitt 3.1.3.2).

Für wichtige Zikadentaxa ist die Populationsdynamik an Mittel- und Untermosel über den Beobachtungszeitraum in Abbildung 68 vergleichend dargestellt. Die Gesamtfangzahlen an der Mittelmosel waren durchgehend höher als an der Untermosel. Die Differenz ist auf die in dieser Region sehr hohen Dichten der Typhlocybinæ und von *N. fenestratus* zurückzuführen. Die jährlichen Bestandsschwankungen verliefen in beiden Regionen synchron; dabei zeigten die Gesamtfänge ohne Typhlocybinæ und *N. fenestratus* eine deutlich zunehmende Tendenz, allerdings mit einem deutlichen Abfall im ungünstigen Fangjahr 2021.

Starke zyklische Dichtefluktuationen wurden bei *Penthimia nigra* und *N. fenestratus* beobachtet. Letztere Art ist bivoltin und eine der wenigen, die im Larvalstadium überwintert. Ein Zusammenhang zwischen Fangzahlen dieser Art und Wintertemperaturen war jedoch nicht festzustellen. Allerdings wiesen die für *N. fenestratus* günstigen Jahre 2014, 2017 und 2019 die geringsten Niederschläge während der Fangsaison von Mai-August auf.

Während der zweiten Hälfte der Projektlaufzeit wurden in den Weinbergen immer häufiger gehölzbesiedelnde Arten gefangen. Mit Ausnahme von *Penthimia nigra*, einer an *Quercus spp.* lebenden Art, die aber regelmäßig auch im Larvalstadium an Rebblättern lebt und charakteristische Schadsymptome erzeugt, waren Arten wie *Balcanocerus larvatus*, *Fieberiella florii* und *Thamnotettix dilutior* noch vor einem Jahrzehnt nur selten in Rebflächen gefangen worden. Daneben wurde auch bei den Tettigometriden eine deutliche Zunahme beobachtet. *Anoplotettix horvathi* wurde erstmals 2016 festgestellt, danach nahmen die Fänge besonders an der Untermosel deutlich zu. Bislang war diese südosteuropäische Art in Deutschland nur vom Oberrhein bekannt, wo sie 2012 erstmals beobachtet wurde (Nickel & Bückle, 2014).

Eine Reihe der auf den Versuchsfeldern nachgewiesenen Arten sind in der Roten Liste der Zikaden enthalten (Nickel et al., 2016). Sie sind in Tabelle 23 zusammengefasst.

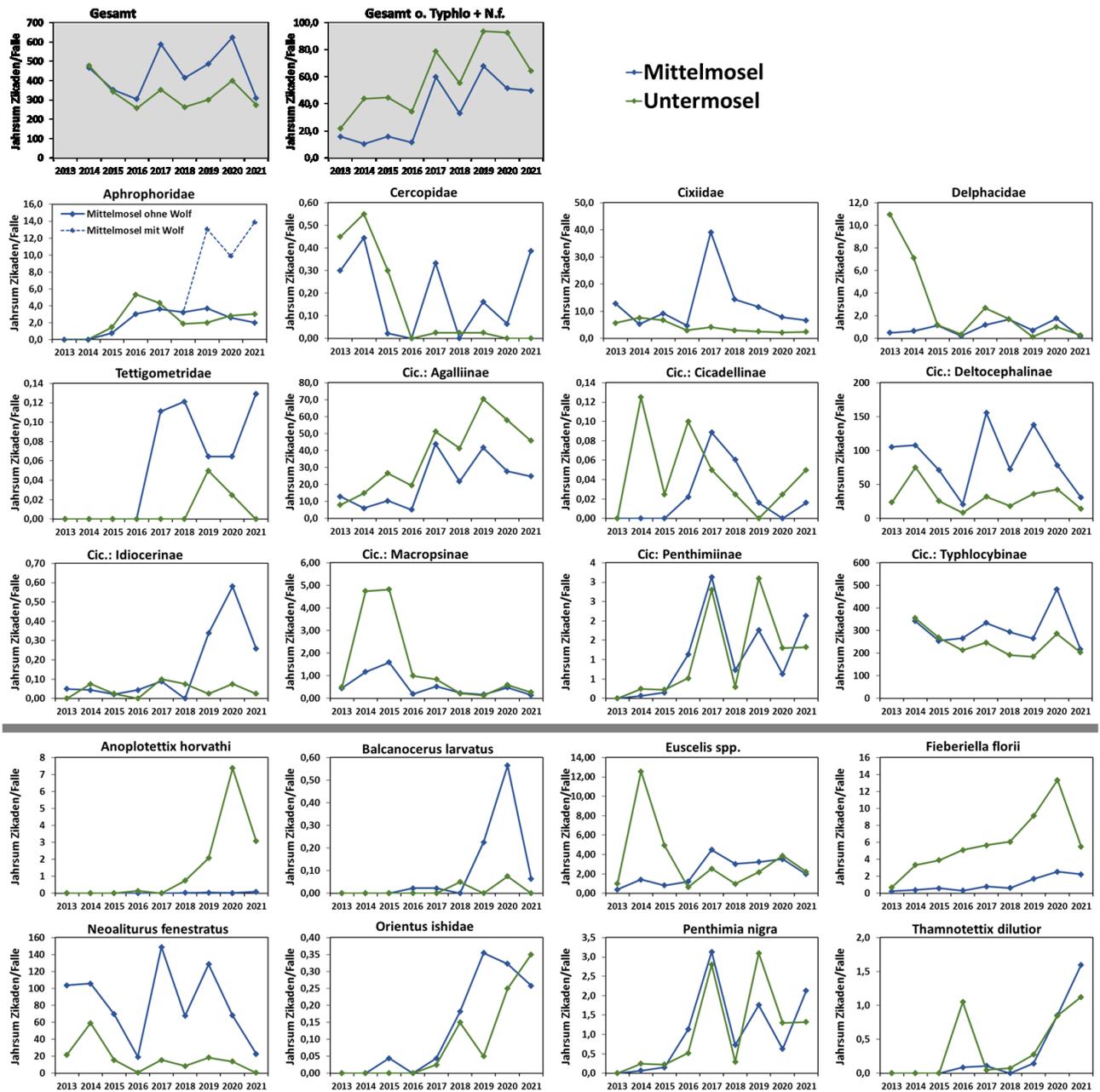


Abbildung 68: Verlauf der Dichtewerte (MW Individuen/Fälle) ausgewählter Zikadenfamilien/Unterfamilien bzw. Arten an Mittelmosel (blau) und Untermosel (grün). Ordinaten mit unterschiedlicher Skalierung.

Tabelle 23: Auf den Versuchsflächen nachgewiesene seltene Zikadenarten. Einstufung und Angaben zur Bestandsentwicklung nach (Nickel et al., 2016).

Art	RL-Kategorie	Bestands-situation	Bestandstrend in D laut Roter Liste
<i>Balcanocerus pruni</i>	D	selten	?
<i>Cixius wagneri</i>	D	selten	?
<i>Cercopis sanguinolenta</i>	3	selten	mäßiger Rückgang
<i>Eupelix cuspidata</i>	V	mäßig häufig	mäßiger Rückgang
<i>Euscelis ohausi</i>	3	selten	mäßiger Rückgang
<i>Goniagnathus brevis</i>	3	mäßig häufig	starker Rückgang
<i>Lepyronia coleoptrata</i>	V	mäßig häufig	mäßiger Rückgang
<i>Mocysiopsis (parvicauda)</i>	V	mäßig häufig	mäßiger Rückgang
<i>Neoliturus fenestratus</i>	V	mäßig häufig	mäßiger Rückgang
<i>Reptalus panzeri</i>	3	selten	mäßiger Rückgang
<i>Stictocoris picturatus</i>	2	selten	starker Rückgang
<i>Tettigometra virescens</i>	2	selten	starker Rückgang
<i>Trigonocranus emmeae</i>	D	selten	?

Wichtige Ergebnisse in Teil C

- Vorkommen, Wirtsassoziation, Dichte und Infektionsstatus der Vektoren der Schwarzholzkrankheit wurden über die gesamte Projektlaufzeit jährlich erfasst;
- Auf Rebflächen mit Fahrterrassen und begrünten Böschungen wurden weder höhere Vektordichten noch höhere Infektionshäufigkeiten bei Vektoren und Reben festgestellt. Durch die Querterrassierung entsteht somit kein höheres Infektionsrisiko durch die Schwarzholzkrankheit;
- Neben dem Hauptvektor der Schwarzholzkrankheit, der Winden-Glasflügelzikade *Hyalesthes obsoletus*, trat in den trockenwarmen Steilhängen mit der Rosen-Glasflügelzikade *Reptalus panzeri* ein weiterer Schwarzholzvektor auf, der lokal eine Rolle bei der Übertragung der Krankheit spielen könnte;
- Dichte und Infektionshäufigkeit der Vektorpopulationen variierten stark zwischen den Jahren;
- Die Ackerwinden-Wirtsrasse von *H. obsoletus* wies mit Ausnahme der letzten beiden Projektjahre stets signifikant höhere Infektionshäufigkeiten durch den mit ihr assoziierten tuf-b Genotyp des Schwarzholzerregers auf als die Brennessel-Wirtsrasse durch den Genotyp tuf-a;
- Als weitere bekannte Vektorart war *Philaenus spumarius*, ein Vektor des Feuerbakteriums *Xylella fastidiosa*, in Laubwand und Krautschicht der Rebflächen häufig. Der Vektor der Flavescence dorée, die Amerikanische Rebzikade *Scaphoideus titanus*, wurde bis zum Projektende im Untersuchungsgebiet nicht nachgewiesen;

- Die Befallsdynamik der Schwarzhholzkrankheit war über die gesamte Projektlaufzeit durch eine langanhaltende endemische Periode mit abnehmender Befallshäufigkeit gekennzeichnet. Erst zum Ende des Projekts deutete sich eine erneute Zunahme an;
- Eine geschlossene Vegetationsdecke mindert das von Brachflächen ausgehende Infektionspotential der Schwarzhholzkrankheit. An trockenen Standorten kann dieser Effekt durch Einsaat einer geeigneten Kräutermischung erzielt werden.
- Die Auswertung Beifänge des Vektormonitorings belegen die Funktion der Steillagen als Lebensraum wärmeliebender Zikaden und seltener Rote-Liste-Arten.

Weiterer Forschungsbedarf

- Die Existenz unterschiedlicher Vektorarten und -wirtsrassen, verschiedener Genotypen des Erregers und Wirtspflanzen lässt auf unterschiedliche Übertragungswege des Schwarzhholzerregers auf die Reben schließen. Deren Analyse erfordert eine weitere, über die tuf-Typisierung hinausgehende genetische Charakterisierung der Phytoplasmen;
- Die in den letzten beiden Projektjahren beobachtete Angleichung der Infektionshäufigkeiten durch die beiden tuf-Typen des Schwarzhholz-Phytoplasmas könnte sowohl ein temporäres Phänomen als auch ein Hinweis auf sich ändernde Pathogen-Vektor-Interaktionen in dem im Gebiet noch neuen tuf-a-Pathosystem sein. Gesicherte Aussagen über die zutreffende Hypothese und eventuelle Konsequenzen für den Infektionsdruck auf Reben erfordern die Fortführung des Monitorings an ausgewählten Standorten.
- *Reptalus panzeri* ist derzeit im Vergleich zu *H. obsoletus* als unbedeutender Schwarzhholzvektor einzustufen. Besonders vor dem Hintergrund der Klimaerwärmung sollten Vorkommen und Infektionsstatus dieser xerothermophilen Art zur Einschätzung der Infektionsrisiken für die Rebe jedoch weiter beobachtet werden.
- Die Auswertung der Zikaden-Beifänge lässt darauf schließen, dass eine detaillierte Erfassung der Zikadenfauna einen wertvollen Beitrag zur Beschreibung der Biodiversität der xerothermen und reich strukturierten Habitate der Weinbausteillagen darstellen würde;
- Mit molekularen Methoden wie dem Metabarcoding stehen neue effektive Werkzeuge für faunistische Untersuchungen zur Verfügung. Ihre Eignung für zukünftige Monitoringaufgaben ließe sich auf der Basis der in diesem Projekt erarbeiteten Arteninventare evaluieren, um weitere Fragestellungen zum Einfluss von Bewirtschaftungs- und Pflanzenschutzmaßnahmen auf die Biodiversität zu untersuchen.

3.2 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

3.2.1 Teil A: Sicherung genetischer Ressourcen

An erster Stelle steht die Erhaltung genetischer Ressourcen. Mit der großen Variationsbreite in den alten wurzelechten Stöcken geht beim Absterben oder Roden eine wichtige Ressource

verloren. Diese Variation nützt dem Weinbau, wenn neue Anforderungen aus der Praxis anstehen, beispielsweise

- Aromatischere Typen
- Hohe Weinqualität
- Fäulnisfestigkeit
- Spezialitäten, Raritäten
- Kalkulierbares Ertragspotential
- Anpassung an Marktsegmente
- Reaktion auf Auswirkungen der Klimaänderung
- Wissenschaftliches Interesse

Die genetische Varianz der Rebsorten Ebling und Riesling konnte durch die Arbeiten in den alten noch nicht mit Klonen bepflanzten Rebanlagen an den Steilhängen der Mosel abgesichert werden. Es ist gelungen 624 gesunde Akzessionen zu sichern. Diese sind in mehreren Muttergärten gepflanzt und stehen der weiteren Bearbeitung zur Verfügung. Die notwendigen Forschungsarbeiten in diesen Anlagen werden durch das DLR Mosel, das Institut IVV in Remich und die Hochschule in Geisenheim durchgeführt und werden noch mehrere Jahre in anspruch nehmen.

Die in den Muttergärten gesicherten Reben bilden die Grundlage für neue Rebanlagen der jeweiligen Sorte. Die Genetik dieser neuen Rebanlagen soll den gewerblichen Weinbau in die Lage versetzen den klimatischen Veränderungen zu trotzen. Gleichzeitig wird eine Verringerung der Fungizidanwendung bei gesicherter Weinqualität angestrebt.

3.2.2 Teil B: Biodiversität

Die Antworten auf die in diesem Teil gestellten Forschungsfragen zeigen eindeutig, wie wertvoll Weinbausteillagen für die Biodiversität sind. Besonders die Erhaltung und Förderung von strukturreichen, kleinräumigen Weinbergslagen sollte im Fokus des Naturschutzes im Weinbau stehen. Die Förderung von weiteren befahrbaren Querterrassenanlagen mit begrünten Böschungen ist dringend zu empfehlen, da diese Anlagen den Weinbau in Steillagen für Winzer nicht nur wirtschaftlicher machen, sondern auch erheblich die Biodiversität fördern.

Auch die Pflege von Brachflächen durch Winzer oder Gemeinden stellt einen wertvollen Beitrag für die Förderung der Biodiversität im Weinbau dar, auch wenn es sich nicht um steillagengeprägte Regionen handelt. Maßnahmen wie einmaliges Mulchen in den Wintermonaten und eine einmalige Einsaat einer dauerhaften Saatmischung haben sich im Projekt als erfolgreich erwiesen und könnte gezielt eingesetzt werden, um eine anhaltende Strukturvielfalt in Weinbergslagen zu implementieren und eine Verbuschung zu vermeiden, die

sowohl in Hinblick auf den ökologischen Wert dieser Flächen als auch für das Landschaftsbild ungünstig wäre. Auch die Wiederbepflanzung mit Reben ist dadurch erleichtert.

Die Erkenntnisse der Fang-Wiederfang-Studie des Roten Scheckenfalters (*Melipotis didyma*) als naturschutzfachlich relevanter Tagfalterart bietet eine bedeutende Grundlage für den Erhalt dieses landes- und bundesweit stark bedrohten Tagfalters. Die Anwendung eines gezielten Wegemanagements mit Wegen und Wegeabschnitten ohne Schwarzdecke kann helfen, diese Tagfalterart, die zugleich auch als Indikatorart identifiziert wurde, zu schützen, ohne dass der Weinbau beeinträchtigt wird.

Aus dem Methodenvergleich für Wildbienenmonitoring und die dazugehörige wissenschaftliche Publikation wurden Ergebnisse gewonnen, die von großer Bedeutung für den weltweiten Vergleich von zukünftigen Monitoringstudien. Eine weitere Standardisierung der Monitoringmethoden auf der Grundlage der Projektergebnisse wird vom Julius-Kühn-Institut in weiteren Studien vorangetrieben und ermöglicht so den besseren Vergleich des Biodiversitätszustandes der Wildbienenbestände in Deutschland oder sogar weltweit.

Die Erhebung des langjährigen Wildbienendatensatzes, welches in dieser Form einzigartig für Deutschland ist, bietet eine wertvolle Ausgangsbasis, um die Artengemeinschaften der Wildbienen im Weinbau und im Allgemeinen besser zu verstehen und zu fördern. Der Datensatz bildet eine wertvolle Grundlage für weitere Auswertungen und könnte sich als essenziell für die Interpretation weiterer Wildbienen-Monitoringprojekte erweisen. Die Datenanalyse wird an den am Projekt beteiligten Institutionen auch nach dem Projektzeitraum fortgeführt.

Das Feedback zur umfangreichen Öffentlichkeitsarbeit des Teilprojektes zeigte, dass durch Seminare und Artikel in Fachjournalen viele interessierte Winzer zum Schutz der Biodiversität in ihren Weinbergen und Gärten motiviert werden konnten. Oft war fehlendes Wissen und Überforderung bei der Deutung von Fachinformationen (z.B. Saatgutmischungen) eine Hemmschwelle zur Umsetzung vieler Maßnahmen, obwohl die Bereitschaft zum aktiven Naturschutz während der Projektlaufzeit deutlich gestiegen ist.

Aufgrund der räumlichen Nähe zur Berufsschule für Winzer des DLR-Mosel wurden Gelegenheiten genutzt, um über die Erkenntnisse des Projektes zu informieren und auf daraus abgeleitete Empfehlungen zu verweisen. Durch eine Zusammenarbeit der Projektbeteiligten mit der Berufsschule am DLR Mosel, dem Projekt „Das Moselprojekt – Steillagenweinbau schafft Vielfalt“ konnten Unterrichtsmaterialien und praktische Facharbeiten für interessierte Schüler ausgearbeitet werden, welche zwischenzeitlich bereits genutzt werden..

Eine weiterführende Offensive zur Aufklärung der Winzer und Winzerinnen wird daher empfohlen. Diesbezüglich vorstellbar sind z. B. weitere Zeitschriftenartikel und Exkursionen

zur Artenvielfalt für Weinbauschüler. Ein Maßnahmen-Kataloge für interessierte Winzerinnen und Winzer wurde der weinbaulichen Praxis in Form eines Projektflyers zur Verfügung gestellt.

3.2.3 Teil C: Funktionelle Aspekte der Biodiversität - Habitatmanagement

Wichtigstes Ziel der Arbeiten im Projektteil zu Vektoren und Habitatmanagement war es, Daten zu Auftreten, Dichte und Infektionsstatus von Zikaden als Vektoren von Rebpathogenen in unterschiedlichen Habitaten der Weinbausteillagen zu erarbeiten, um Informationen zu Infektionsrisiken und den Ursachen für die räumlich-zeitliche Variation des Infektionsdrucks zu erlangen. Besonders in Hinblick auf die spezifische Situation in Weinbergsfahrterrassen mit begrünten Böschungen sollte untersucht werden, ob diese einem höheren Risiko durch Phytoplasmosen ausgesetzt sein könnten. Die Ergebnisse bestätigen die besondere epidemiologische Situation in Steillagen in Hinblick auf die Schwarzholzkrankheit, bedingt durch hohe Dichten des xerothermophilen Vektors *H. obsoletus* in diesen Lagen, bei hoher Inzidenz des Schwarzholzerregers in den Vektorpopulationen. Die bisherigen Praxisempfehlungen in Hinblick auf eine gezielte Bekämpfung bzw. Unterdrückung von Ackerwinde und Brennessel als Reservoirpflanzen des Pathogens und Wirtspflanzen des Vektors stehen nach wie vor im Fokus und bedürfen derzeit keiner Ergänzung, da keine zusätzlichen Wirtspflanzen identifiziert wurden. Auf den meisten Brachflächen wurde das Schwarzholz-Pathosystem unabhängig von der Managementstrategie aufgrund der Verdrängung der Wirtspflanzen durch die sich entwickelnde hohe Vegetationsdecke im Laufe weniger Jahre unterdrückt. Maßnahmen sind in Lagen mit Schwarzholzproblemen auf Brachflächen mit schütterer Vegetation oder mit sich etablierenden Brennesselbeständen erforderlich, da sich dort dauerhaft ein hohes Infektionspotential erhalten kann. In Hinblick auf die Strategie, schwer zu bearbeitende Steillagen durch die Umstellung auf mechanisierbare Fahrterrassen dauerhaft in der Bewirtschaftung zu halten, ist ein besonders wichtiges Ergebnis, dass auf den begrünten, in Bezug auf den Erhalt und die Förderung der Biodiversität positiv zu bewertenden Böschungen kein erhöhtes Infektionspotential der Schwarzholzkrankheit zu beobachten war. Die Umstellung auf Querterrassierung birgt somit kein zusätzliches phytosanitäres Risiko in Hinblick auf diese wichtige Phytoplasmose.

4 Zusammenfassung

4.1 Teil A: Sicherung genetischer Ressourcen

Die genetische Verarmung bezieht sich auch auf unsere Kulturpflanzen. Von dieser Entwicklung sind auch Weinreben betroffen. Die dargestellten Arbeiten zeigen am Beispiel der Rebsorten Riesling und Elbling im Anbaugebiet Mosel wie weit die Einschränkungen in der genetischen Vielfalt schon fortgeschritten sind.

Sie zeigen aber auch, dass sich noch alte Rebanlagen mit einer großen Breite an Vielfalt finden und bearbeiten lassen. Es ist gelungen in mehrjähriger Zusammenarbeit von deutschen und luxemburgischen Instituten, eine Vielfalt an unterschiedlichen genetischen Akzessionen zu sichern. Über das Anbaugebiet Mosel und das Großherzogtum Luxemburg verteilt, wurden in 107 Parzellen 1.664 einzelne Reben gekennzeichnet. Von diesen wurden im Nachbau 624 Reben vermehrt. Bei den restlichen Akzessionen wurde eine Virusinfektion nachgewiesen und aufgrund dessen keine weitere Vermehrung durchgeführt.

Die gesunden Reben konnten in mehreren Muttergärten zur Erfassung ihrer weinbaulichen Eigenschaften und gegebenenfalls weiterer Vermehrung ausgepflanzt werden. Die Muttergärten der Rebsorte Elbling befinden sich an der Obermosel in den Gemarkungen Wincheringen und Wehr, auf deutschem Hoheitsgebiet; auf luxemburgischen Hoheitsgebiet in der Großgemeinde Remich. In der Summe wurden 227 gesunde Akzessionen Elbling in den verschiedenen Muttergärten gepflanzt. Die Akzessionen der Rebsorte Riesling wurden ausschließlich auf deutschem Hoheitsgebiet in den Gemarkungen Geisenheim, Bernkastel, Zeltingen und Maring gesichert. Es konnten 397 Akzessionen Riesling gepflanzt werden.

Die ersten Bearbeitungen sind bereits erfolgt. Von den jeweiligen Akzessionen wurden bzw. werden in den Muttergärten folgende Merkmale erfasst.

- Ertrag
- Botrytis
- Erdtrauben
- Stiellähme
- Sonnenbrand
- Beerengeschmack

Zusätzlich konnten eine ganze Reihe wichtiger analytischer Labordaten aus dem Traubensaft erfasst werden:

- Mostgewicht
- Weinsäure
- Apfelsäure
- ph-Wert
- Extrakt

Tabelle 24: Übersicht begangene Parzellen, markierte und gesunde Stöcke sowie Anpflanzung ausgewählter Akzessionen der Rebsorte Riesling.

Jahr	begangene Parzellen (N)	markierte Stöcke (N)	Anteil gesunde Stöcke (N)	gepflanzte Akzessionen (in Geisenheim)	gepflanzte Akzessionen (an der Mosel)
2011	10	134	95	72	0
2012	21	338	161	74	108
2013	10	103	29	82	62

2014	9	171	33	104	0
2015	16	232	76	0	40
2016	13	216	78	48	41
2017	10	126	17	61	0
2018	7	73	23	0	87
2019	2	75	42	34 * + 26	0
2020	9	196	70	5 *	30
Summe	107	1664	624	441	368

*Akzessionen sind Nachkommen aus viruskranken und im Labor virusbefreiten Reben

Die so gewonnenen Leistungsmerkmale der gesicherten Reben zeigen die große Bandbreite der Leistungsparameter der jeweiligen Sorte. Die Reben in den Muttergärten bilden somit eine einmalige Basis für weitere Vermehrungen und den Anbau in der weinbaulichen Praxis. Insbesondere bietet sich hier die Möglichkeit neue Typen einer Sorte herauszuarbeiten, z.B., wenn sie auf Grund ihrer Merkmale besser an ein sich änderndes Klima angepasst sind und den neuen ökologischen, ökonomischen und sozialen Anforderungen im Anbau gerecht werden.

4.2 Teil B: Biodiversität

Im Teilprojektes B „Biodiversität“ wurde durch intensives Monitoring die Vielfalt der Indikatorgruppen der Tagfalter und Wildbienen in den beiden Untersuchungsgebieten (UG) der Mosel erfasst. An der Mittelmosel wurden 28 Tagfalterarten und 177 Wildbienenarten nachgewiesen. Keine der Tagfalterarten gehört einer Gefährdungskategorie an, was vor allem auf das Fehlen von Rand- und Saumbegrünung zurückgeführt wurde. Für die Wildbienen konnten ca. 30 % der Arten einer Gefährdungskategorie (inkl. Vorwarnliste) zugeordnet werden, darunter war mit der Schmalbiene *Lasioglossum nigripes* eine für RLP als ausgestorben gelistete Art. Im Untersuchungsgebiet an der Terrassenmosel (Untermosel) wurden 58 Tagfalter- und 178 Wildbienenarten nachgewiesen. Auf der Artenliste befinden sich 26 Prozent gefährdete Tagfalterarten, darunter der landes- und bundesweit stark bedrohte Rote Scheckenfalter (*Melitaea didyma*), welcher dominant im Gebiet vorkommt. Auf der Vorwarnliste der Roten Liste für Tagfalter stehen weitere 26 % der Arten. Gefährdete Wildbienenarten waren mit ca. 30 Prozent vertreten (inkl. Vorwarnliste). Das bedeutet, dass 15 % der Tagfalterarten Deutschlands (189 Arten) und circa ein Drittel der Wildbienenarten Deutschlands (ca. 560 Arten) im UG der Mittelmosel nachgewiesen wurden. Im UG der Terrassenmosel wurden sogar jeweils ein Drittel der Tagfalter sowie der Wildbienen Deutschlands erfasst. Da im UG an der Terrassenmosel für die Wildbienen ein geringerer Erfassungsaufwand erfolgte als im Gebiet der Mittelmosel, wird bei diesem Gebiet von einem noch höheren Diversitätspotenzial für diese Insekten ausgegangen. Grund für den Artenreichtum ist die dort traditionell kleinräumige Organisation des Weinbaus mit vielen

Saumstrukturen, unbefestigten Wegen, Felsnasen, Trockenmauern sowie den befahrbaren Querterrassen mit begrünten Böschungen. Diese Strukturvielfalt, wie sie im Weinbau seit Jahrhunderten gepflegt wurde, bietet dort, gepaart mit einem warmen Klima, einen geeigneten Lebensraum für viele xerothermophile Arten. Dies ist nicht nur durch das dominante Auftreten des stark bedrohten Roten Scheckenfalters *Melitaea didyma* dokumentiert, sondern auch durch das Vorkommen der Blauflügligen und der Rotflügligen Ödlandschrecke und zahlreicher gefährdeter Wildbienenarten. In diesem Gebiet wurde im Rahmen des Projektes auch erstmals die Sandbienenart *Andrena rufula* für Rheinland-Pfalz nachgewiesen. Es handelt sich um eine Art, die 2019 erstmals in Deutschland nachgewiesen wurde und sich vermutlich noch weiter ausbreiten wird.

Das Tagfalter- und besonders das Wildbienenmonitoring zeigt, welche starken Schwankungen die Arten- und Individuenzahlen, selbst in gleichen Transekttypen, über die Jahre ausgesetzt sind. Da die Fortpflanzung von Wildbienen und Schmetterlingen stark witterungsabhängig ist, sind diese Schwankungen vermutlich auf den Einfluss von Temperaturen und Niederschlägen in Kombination mit individuellen Fortpflanzungszyklen von Einzelarten zurückzuführen. Diesbezüglich besteht besonders bei den Wildbienen erhöhter Forschungsbedarf, um zukünftig erhobene Monitoringprojekte besser bewerten zu können. Die weitere Auswertung des hier erarbeiteten Wildbienen Datensatzes und die Fortführung des Monitorings bietet eine essenzielle Basis für die Beantwortung vieler weiterer Forschungsfragen. Besonders für die Bewertung von biodiversitätsfördernden Maßnahmen in Agrarökosystemen scheint aufgrund der witterungsbedingten Schwankungen ein kurzfristiges Monitoring über ein bis zwei Jahre nicht auszureichen, um Maßnahmen korrekt bewerten zu können. Die Fortsetzung bzw. Wiederholung des Monitorings in regelmäßigen Abständen ist daher dringend zu empfehlen.

Insgesamt dürfen die Arten- und Individuenzahlen der Wildbienen in den untersuchten Agrarökosystemen des Weinbaus als stabil bewertet werden, wie das langjährige Monitoring belegt. Sorge bereitet allerdings, dass die meisten Arten über den gesamten Zeitraum nur mit Individuenzahlen im einstelligen Bereich nachgewiesen wurden und die Möglichkeit besteht, dass diese noch seltener werden, wenn die Strukturvielfalt im Weinbau im bisherigen Umfang nicht weiter erhalten bleibt und gefördert wird.

Im Rahmen des Projektes wurden außerdem einige weitere Forschungsfragen beantwortet. So konnte durch Fang-Wiederauffang-Studien gezeigt werden, dass der stark gefährdete Scheckenfalter *M. didyma* sich bevorzugt in den Bereichen der begrünten Querterrassen sowie an felsdurchsetzten Brachhängen des Untersuchungsgebietes an der Terrassenmosel aufhält. Eine weitere sehr bedeutende Erkenntnis ist, dass die Larvalhabitate dieser stark gefährdeten Art im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich an bzw. direkt auf den unbefestigten Wirtschaftswegen liegen. Diese Art legt ihre Eier in Form von Eipaketen vor allem an Spitzwegerich-Pflanzen ab. Dafür bevorzugt sie junge Pflanzen, die auf den unbefestigten Wegen bzw. an deren Rändern wachsen. Die mikroklimatischen Bedingungen sind aufgrund

des nur schütterten Bewuchses an diesen Stellen besonders geeignet für die xerothermophile Art.

Desweiteren wurden für den Strukturtyp der begrünten Böschungen in befahrbaren Querterrassen die Tagfalterarten *Lasiommata megera*, *Aglais io*, *Melanargia galathea*, *Pieris brassicae* und *Melitaea didyma* als Indikatorarten ermittelt. Für die Wildbienen gelten die Arten *Andrena flavipes*, *Lasioglossum morio* und *Colletes similis* als charakteristisch für diese Rebanlagen.

Die statistische Auswertung der Monitoringdaten für Tagfalter und Wildbienen ergab, dass signifikant höhere Arten- und Individuenzahlen in Querterrassen mit begrünten Böschungen vorkommen als in Rebanlagen ohne solche Strukturen wie z.B. Falllinien mit temporärer Begrünung. Diese Ergebnisse sind Teil einer wissenschaftlichen Publikation, die sich zur Zeit der Abgabe des Abschlussprojektes in der Phase des Reviews der Zeitschrift „*Scientific Reports*“ befindet.

Eine während de Projektes bereits erschienene wissenschaftliche Publikation über die Effizienz verschiedener Monitoringmethoden für Wildbienen (Krahner et al., 2021) ist von hoher wissenschaftlicher Bedeutung für die weltweite Vergleichbarkeit von zukünftigen Wildbienenmonitoringstudien und hat bereits nach kürzester Zeit durch die Zitation in anderen Fachpublikationen positive internationale Aufmerksamkeit erhalten.

Erste Ergebnisse zum Brachenmanagementversuch zeigen, dass mit gezielten Pflegemaßnahmen (Einmalige Einsaat und ein Mal im Jahr stattfindendes Mulchen) die Wildbienengemeinschaften gezielt gefördert werden können.

Weitere wissenschaftliche Publikationen (z. B. über die Ergebnisse des Wildbienenmonitorings, des Brachenmanagementversuches und der Fang-Wiederauffang-Untersuchungen) sind in Ausarbeitung und werden auch nach Ende des Projektes in internationalen Fachzeitschriften veröffentlicht.

Zusammengefasst unterstreichen die Ergebnisse des Projektteils B „Biodiversität“ die außerordentliche Bedeutung der Weinbausteillagen und der dadurch entstandenen Strukturvielfalt an der Mosel für die Biodiversität. Ein Verlust des Weinbaus in Steillagen z. B. aufgrund von wirtschaftlichen Schwierigkeiten und einer anschließenden Verbuschung der jahrhundertealten offengehaltenen Weinbergsstrukturen würde auch zu einem erheblichen Verlust der Artenvielfalt führen. Viele, teilweise stark gefährdete Tagfalter- und Wildbienenarten sind auf diese vom Menschen geschaffenen Lebensräume angewiesen. Daher ist eine Förderung des Steillagenweinbaus und vor allem der Anlage von befahrbaren Querterrassen mit begrünten Böschungen notwendig, um diesen auch zukünftig zu erhalten.

4.3 Teil C: Funktionelle Aspekte der Biodiversität - Habitatmanagement

Vorrangiges Ziel des Arbeitspakets zu Vektoren und Habitatmanagement war es, das Pathosystem der Schwarzholzkrankheit (Bois noir) zu untersuchen und in Hinblick auf den Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen und die Ursachen für die Fluktuation des Infektionsdrucks zu charakterisieren. Insbesondere sollte untersucht werden, ob auf querterrassierten Rebanlagen aufgrund der reichhaltigen Flora der Böschungen ein erhöhtes Schwarzholzrisiko besteht. Vorkommen, Wirtsassoziation und Dichte der Vektoren sowie die Infektionshäufigkeit in den Vektorpopulationen mit dem Schwarzholzerreger *Candidatus Phytoplasma solani* (CPs) wurden über die gesamte Projektzeit dokumentiert. Versuchsflächen an Unter- und Mittelmosel umfassten Rebflächen in der Falllinie und im Querbau (Fahrterrassen) sowie Brachflächen, von denen besonders im frühen Sukzessionsstadium ein hoher Infektionsdruck ausgehen kann. Neben Vektoren von Rebkrankheiten, die artspezifisch registriert wurden, wurden alle weiteren Zikaden auf den zum Fang der Vektoren verwendeten Gelbfallen erfasst und soweit möglich anhand visueller Merkmale bestimmt. Auf den untersuchten Rebflächen wurden jährlich stockweise visuelle Bonituren durchgeführt, um die Befallshäufigkeit der Schwarzholzkrankheit zu ermitteln.

Neben dem Hauptvektor der Schwarzholzkrankheit, *Hyalesthes obsoletus*, wurden weitere Vertreter der Familie Cixiidae auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen. Häufiger traten *Reptalus panzeri*, ein weiterer Vektor der Schwarzholzkrankheit, sowie *Cixius wagneri* auf. Unter den xylemsaugenden Zikaden, die den Erreger der Pierce's Disease der Rebe, das Feuerbakterium *Xylella fastidiosa*, übertragen können, kamen die Schaumzikade (Aphrophoridae) *Philaenus spumarius* sowie die Schmuckzikaden (Cicadellinae) *Cicadella viridis* und *Evacanthus acuminatus* am häufigsten vor. Blattbonituren wie Gelbfallenfänge gaben dagegen keinen Hinweis auf das Auftreten des aus Südeuropa kommenden und bereits im Elsass und der Champagne auftretenden Vektors der Flavescence dorée, *Scaphoideus titanus*.

Die Dichte der CPs-Vektoren *H. obsoletus* und *R. panzeri* war erheblichen Schwankungen zwischen den Untersuchungsflächen wie auch zwischen den Jahren unterworfen. *H. obsoletus* trat auf den Terrassenanlagen der Untermosel trotz des Vorkommens seiner Wirtspflanzen nur sporadisch auf, besiedelte jedoch Brennesselbestände in deren Saumbereichen. Auf neu angelegten Terrassenanlagen waren die Fangzahlen bedingt durch die Immigration der Vektoren in den ersten Jahren am höchsten, sie nahmen jedoch mit zunehmender Etablierung einer artenreichen Böschungsbegrünung deutlich ab. Auch dicht begrünte Brachflächen stellten kein geeignetes Habitat für *H. obsoletus* dar. Die Verteilung des Vektors war auf allen untersuchten Parzellen aufgrund seiner engen Bindung an spezifische Wirtspflanzen signifikant aggregiert. Die Infektionshäufigkeit der Vektorpopulationen mit CPs variierte zwischen den Jahren. Unterschiede wurden auch in Bezug auf die Infektionshäufigkeit der beiden Wirtsrassen (Ackerwinde und Brennessel) des Vektors beobachtet, die mit unterschiedlichen Isolaten des

Pathogens (tuf-Typen) assoziiert waren. Mit Ausnahme der beiden letzten Versuchsjahre wies die Ackerwinden-Wirtsrasse stets signifikant höhere Infektionshäufigkeiten (mit tuf-b) als die Brennnessel-Wirtsrasse (mit tuf-a) auf. Ob die ungewöhnliche Angleichung der Infektionsraten seit 2020 ein temporäres Phänomen war oder eine dauerhafte Adaptation der Vektoren an den im Gebiet erst seit der Jahrtausendwende auftretenden tuf-a Typ darstellt und welche Konsequenzen diese Entwicklung für den Infektionsdruck haben könnte, lässt sich nur durch weitere Beobachtung des Pathosystems in den folgenden Jahren beurteilen.

Aufgrund seiner eingeschränkten Verbreitung und der geringen Infektionsrate kann *R. panzeri* für das Moselgebiet insgesamt als unbedeutend für die Epidemiologie der Schwarzholzkrankheit eingestuft werden. Lokal könnte der Vektor jedoch durchaus eine Rolle spielen, wie die Daten aus den Terrassenanlagen in Pommern zeigen. Dort war die Zikade in hoher Dichte vertreten und in der lokalen Population trat wie bei einem Teil der dortigen schwarzholzkranken Reben der tuf-b-Typ auf, während *H. obsoletus* nur mit tuf-a infiziert war. Dieser Vektor sollte in Hinblick auf Verbreitung, Dichte und Infektionshäufigkeit zumindest im Auge behalten werden.

Auch die potentielle Bedeutung von *Agallia consobrina* als Vektor von CPs sollte untersucht werden, da die Zikade an der Untermosel sehr häufig auch in der Laubwand der Reben auftrat und Vertreter dieser Unterfamilie als Vektoren von CPs bekannt sind.

Die Befallsdynamik der Schwarzholzkrankheit ist durch kurze epidemische Episoden und längere endemische Perioden gekennzeichnet. Im Untersuchungszeitraum wurde - ungewöhnlich für eine zehnjährige Phase - kein epidemischer Ausbruch der Krankheit beobachtet. Im Gegensatz zu anderen Weinbauregionen, in denen der Schwarzholzbefall in den letzten beiden Jahren stark zugenommen hat, war in dieser Zeit im Untersuchungsgebiet nur eine leichte Steigerung zu beobachten. Die Fluktuation der Befallshäufigkeit der Reben auf den Untersuchungsflächen stand während der Beobachtungszeit in keinem direkten Zusammenhang mit der Variation der Populationsdichte und Infektionsrate des Vektors. Im Vergleich zu anderen Untersuchungsflächen waren sowohl die Populationsdichte des Vektors als auch der Schwarzholzbefall auf den Terrassenanlagen der Untermosel trotz der hohen pflanzlichen Diversität auf den Terrassenböschungen mit Vorkommen der Wirtspflanzen des Schwarzholz-Pathosystems gering. Es ergaben sich somit keine Hinweise auf ein erhöhtes Schwarzholz-Befallsrisiko für die Reben durch die Querterrassierung.

Die Auswertung der Beifänge von Zikaden auf den Gelbfällen zum Vektormonitoring belegte das Vorkommen eine Reihe seltener Rote-Liste-Arten auf den Untersuchungsflächen der xerothermen Weinbausteillagen. So waren *Reptalus panzeri* und *Cercopis sanguinolenta* an einigen Standorten häufig, Ameisenzikaden (Tettigometridae) und einige andere Rote-Liste-Arten wurden regelmäßig und mit in den letzten Jahren zunehmender Frequenz beobachtet. *Neoliturus fenestratus*, auf der Vorwarnliste stehend, war die Einzelart mit der höchsten

Individuenzahl. Neu an der Mosel und mit zunehmender Tendenz wurden *Anoplotettix horvathi*, *Neoliturus guttulatus* sowie der Phytoplasmavektor *Orientus ishidae* beobachtet.

Die erhobenen Zeitreihen zu Dichte und Infektionshäufigkeit der Vektorpopulationen, der Prävalenz der unterschiedlichen CPs-Typen der Vektoren sowie zum Schwarzholzbefall der Reben bilden eine Grundlage für das bessere Verständnis der Schwarzholz-Befallsdynamik. Die Erhebungen sollten an ausgewählten Standorten fortgeführt werden, um möglichst auch eine epidemische Periode der Schwarzholzkrankheit abzudecken, die während der Projektlaufzeit entgegen der Erwartung nicht aufgetreten war. An Untersuchungsstandorten an der Untermosel ergaben sich Hinweise auf die potentielle Rolle weiterer Zikadenarten als Vektoren von CPs wie *Reptalus panzeri* und *Agallia consobrina* (Tabelle 23, S.135). Eine tieferegehende molekulargenetische Analyse der Phytoplasmenisolate in Reben, krautigen Wirtspflanzen und Zikaden über den tuf-Marker hinaus könnte Klarheit über interagierende natürliche epidemiologische Zyklen des Pathogens und ihre Verzweigung auf die Rebe als Endwirt geben. Die Charakterisierung der Zikadenfauna der Weinbausteillagen über die Erfassung der Vektorarten hinaus war zwar nicht Gegenstand der Projektarbeiten. Aus der Analyse der Beifänge lässt sich jedoch ableiten, dass eine detaillierte Bestandsaufnahme der Zikadenfauna für die unterschiedlichen und reich strukturierten Habitats einen wertvollen Beitrag zur Beschreibung der Biodiversität in den xerothermen Weinbausteillagen darstellen könnte.

5 Gegenüberstellung der ursprünglich geplanten mit den tatsächlich erreichten Zielen

In Teil A und C des Projektes kam es zu keinen Abweichungen der geplanten Ziele und Meilensteine. Lediglich in Teil B konnte das Projektjahr 2020 des Wildbienen-Monitorings (mit Ausnahme der Hummeln) nicht in die Auswertung mit einbezogen werden. Die Aufarbeitung der Farbschalenfänge von 2015-2018 stellte sich, parallel zu der fortführenden Datenerhebung in den Jahren 2019-2021, als zu umfangreich heraus. So musste eine wissenschaftliche Hilfskraft beschäftigt werden, um die großen Befunde an gefangenen Wildbienen (ca. 10.000 Individuen) zu präparieren und die wissenschaftliche Mitarbeiterin des Projektes zu unterstützen. Der zeitliche Umfang für diese Arbeiten konnte zu Projektbeginn und im Antrag zur Projektverlängerung im Jahre 2014 so nicht abgeschätzt werden. Aus diesem Grund musste ebenfalls auf die geplanten Vegetationsaufnahmen der Jahre 2019-2021 verzichtet werden. Dies hatte aber keinen Einfluss auf das Erreichen der geplanten Gesamtziele und hat sich auch nicht negativ auf die Beantwortung der Fragestellungen ausgewirkt.

Aus allen drei Teilgebieten haben sich durch die umfangreichen Ergebnisse weitere Fragestellungen ergeben. Diese sind ausführlich in den Kapiteln 3.2 und 4 beschrieben. Die Projektergebnisse in Gestalt von Abschlussarbeiten, Veröffentlichungen und Vorträgen sind in Abschnitt 7 zusammengestellt. Für die Weinbauliche Praxis wurden Projektergebnisse und davon abgeleitete Empfehlungen in einem Faltblatt zusammengefasst (Anhang A12, S.181).

Am 27. Oktober 2022 fand in Bernkastel-Kues eine Abschlussveranstaltung statt, in der die wichtigsten Ergebnisse der Öffentlichkeit aus Vertretern von Politik und Behörden, der Weinbaulichen Beratung und der Winzerschaft präsentiert wurden. Bedingt durch die noch geltenden Corona-Maßnahmen war die Teilnehmerzahl auf 72 Personen beschränkt. Im Rahmen von Kurzvorträgen wurden die unterschiedlichen Aspekte der Projektarbeiten wissenschaftlich fundiert aber allgemeinverständlich zusammengefasst. Das Programm (siehe Anhang, A11, S.179) war in thematische Blöcke entsprechend der Projektstruktur gegliedert. Jeder Block wurde mit einem Beitrag externer Referenten abgeschlossen, die die Thematik in einen größeren Zusammenhang stellten und Ausblicke auf weitere Forschungsaktivitäten gaben. Den Abschluss bildete das Referat eines Winzers zum Thema des Querbaus aus Praxissicht sowie die Vorstellung des Projektflyers und des Projektweines „Bunte Vielfalt“.

6 Literaturverzeichnis

- Anderson, M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, **26**, 32–46.
- Anderson, M.J., K.E. Ellingsen, and B.H. McArdle. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* **9**:683-693.
- Artmann-Graf, G. (2017). First records *Andrena rufula* Schmiedeknecht, 1883 in Switzerland (Hymenoptera, Apoidea). *AMPULEX* **9**: 41–42.
- Bensch S., Åkesson M. (2005). Ten years of AFLP in ecology and evolution: why so few animals? *Molecular Ecology*, **14**, 2899–2914.
- Baguette, M. (2003). Long distance dispersal and landscape occupancy in a metapopulation of the cranberry fritillary butterfly. *Ecography*, **26**(2), 153-160.
- Bálint, M., Barnard, P.C., Schmitt, T., Ujvárosi, L. & Popescu, O. (2008): Differentiation and speciation in mountain streams: a case study in the caddisfly *Rhyacophila aquitanica* (Trichoptera). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, **46**: 340-345.
- Bernard, R. & Schmitt, T. (2010): Genetic poverty of an extremely specialized wetland species: implications for conservation. — *Bulletin of Entomological Research* **100**: 405-413.
- Biedermann, R., Niedringhaus, R. (2004) Die Zikaden Deutschlands: Bestimmungstabellen für alle Arten. Wabv Fründ, Osnabrück, 413 pp.
- Boudon-Padieu E, Maixner M. (2008). Potential effects of climate change on distribution and activity of insect vectors of grapevine pathogens. International and multi-disciplinary colloquium: Global warming, which potential impacts on the vineyards?, March 28-30, 2007, Dijon, France. http://www.u-bourgogne.fr/chaireunesco-vinetculture/Actes%20clima/Actes/Article_Pdf/BoudonPadieu.pdf: 1-8.
- Braun-Blanquet (1964), J. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3rd ed., Springer, Wien
- Bressan A, Turata R, Maixner M, Spiazzi S, Boudon-Padieu E, Girolami V. (2007). Vector activity of *Hyalesthes obsoletus* living on nettles and transmitting a stolbur phytoplasma to grapevines: a case study. *Annals of Applied Biology*, **150**: 331-339.
- Anderson DR, Burnham KP. 2002. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. *J Wildlife Manage* **66**:912-918.
- Cölln, Klaus; Jakubzik, Andrea; Niehuis, Manfred (2011). Wildbienen (Hymenoptera: Apidae) eines Xerothermstandortes im Mittelrheintal (Rheinland-Pfalz). *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz*, **12** (1), S. 65–88.
- Cooch, E.G. & White, Gary. (2002). Progam MARK: a gentle introduction.
- Croton, P.J., Carvell, C., Mountford, J.O. & Sparks, T.H. (2002): A comparison of green lanes and field margins as bumblebee habitat in an arable landscape. *Biological Conservation* **107**, 3, 365–374.
- Croton, P.J., Hann, J.P., Greatorex-Davies, J.N. & Sparks, T.H. (2005): Linear hotspots? The floral and butterfly diversity of green lanes. *Biological Conservation*, **121**, 4, 579–584.
- Cvrkovic T, Jovic J, Mitrovic M, Krstic O, Tosevski I. (2014) Experimental and molecular evidence of *Reptalus panzeri* as a natural vector of bois noir. *Plant Pathology* **63**:42-53.
- De Cáceres M, Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* **90** (12): 3566–74.
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden 55 Tabellen. UTB 8078. Stuttgart: Ulmer.
- Dray, S., & Dufour, A.-B. (2007). The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software*, **22** (4).
- Droege, Sam; Tepedino, Vincent J.; LeBuhn, Gretchen; Link, William; Minckley, Robert L.; Chen, Qian; Conrad, Casey (2010): Spatial patterns of bee captures in North American bowl trapping surveys. *Insect Conservation and Diversity*, **3**, S. 15–23.
- EFSA Panel on Plant Health (PLH), (2016): Jeger M, Bragard C, Caffier D, Candresse T, Chatzivassiliou E, Dehnen-Schmutz K, Gilioli G, Jaques Miret JA, MacLeod A, Navajas Navarro M, Niere B, Parnell S, Potting R, Rafoss T, Urek G, Rossi V, Van Bruggen A, Van Der Werf W, West J, Winter S, Bosco D, Foissac X, Strauss G, Hollo G, Mosbach-Schulz O and Gregoire J-C., Scientific opinion on the risk to plant health of *Flavescence dorée* for the EU territory. *EFSA Journal* 2016;**14**(12):4603, 83 pp. doi:10.2903/j.efsa.2016.4603

- Ehl, S., Holzhauer, S.I.J., Ryrholm, N. & Schmitt, T. (2019) Phenology, mobility and behaviour of the arcto-alpine species *Boloria napaea* in its arctic habitat. *Scientific reports*, **9** 3912
- Enfjäll, K., & Leimar, O. (2005). Density-dependent dispersal in the Glanville fritillary, *Melitaea cinxia*. *Oikos*, **108**(3), 465-472.
- EPPO (2021) PM7/129(2) DNA Barcoding as an identification tool for a number of regulated pests. EPPO Bulletin **51**: 100-143.
- ESRI (2014): ArcGIS Desktop. Redlands, California: Environmental Systems Resource Institute.
- Forneck, A.; Konradi, J. & R. Blaich (2003). Über die genetische Diversität der Burgunderreben und ihrer Klone. *Deutsches Weinbau-Jahrbuch* **54**: 71-78.
- Forte V, Angelini E, Maixner M, Borgo, M. (2010). Preliminary results on population dynamics and host plants of *Hyalesthes obsoletus* in North-Eastern Italy. *Vitis*, **49**: 39-42.
- Frey, W. & Losch, R. (2010): Lehrbuch der Geobotanik: Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit. München: Spektrum Akad. Verl.
- Fric Z, Konvicka M. (2007). Dispersal kernels of butterflies: Power-law functions are invariant to marking frequency. *Basic Appl Ecol* **8**:377-386.
- Gumbert, Andreas; Kunze, Jan (1999): Inflorescence Height Affects Visitation Behavior of Bees-A Case Study of an Aquatic Plant Community in Bolivia. *Biotropica* **31** (3), S. 466–477.
- Habel, J.C., Junker, M. & Schmitt, T. (2010): Low genetic differentiation and high dispersal ability in the widespread butterfly species *Melanargia galathea*. — *Journal of Insect Conservation* **14**: 467-478.
- Hach C. (2014). Biodiversität und genetische Ressourcen bei der Rebsorte Elbling an ausgewählten Standorten des Moseltals. Masterarbeit, Univ. Trier.
- Haselböck, A., Hüber, C., Schwenninger, H.R. (2019): Erstnachweis von *Andrena (Euandrena) rufula* Schmiedeknecht, 1883 in Deutschland (Hymenoptera, Anthophila, Andrenidae). *Mitteilungen des Entomologischen Vereins Stuttgart*, **54**: 2, 53-56.
- Heiser, M. & Schmitt, T. (2010): Do different dispersal capacities influence the biogeography of the western Palearctic dragonflies (Odonata)? — *Biological Journal of the Linnean Society* **99**: 177-195.
- Hemmerling, N (2015) Genetische Ressourcen und Biodiversität ausgewählter Elblingklone der Versuchsfeldfläche des Institut Viti-Vinicole. Bachelorarbeit, HGU Geisenheim.
- Hembach, Jochen; Cölln, Klaus (1996): Beitrag zur Kenntnis der Wildbienenfauna des Moseltales (Hymenoptera: Apidae). *Dendrocopos*, **23**, S. 174–179.
- Hermann, G. (1999): Methoden der qualitativen Erfassung von Tagfaltern. In: Settele, J., Feldmann, R. & Reinhardt, R. (Hrsg.). Die Tagfalter Deutschlands: Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. Ulmer, Stuttgart. Stuttgart: Ulmer, 124–143.
- Hill, M.O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, **54** (2), 427–432.
- Holzinger, W.E., Kammerlander, I., Nickel, H. (2003) Die Zikaden Mitteleuropas. Vol.1: Fulgoromorpha, Cicadomorpha excl. Cicadellidae. Brill, Leiden und Boston, 673pp.
- Hornetz, B. & Jatzold, R. (20031). Savannen-, Steppen- und Wüstenzonen: Natur und Mensch in Trockenregionen. Das Geographische Seminar. Braunschweig: Westermann.
- Hubisz MJ, Falush D, Stephens M, Pritchard JK (2009). Inferring weak population structure with the assistance of sample group information. *Molecular Ecology Resources*, **9**,1322-1332
- Imo, M., Maixner, M., Johannesen, J. (2011). Host races of the Bois noir vector *Hyalesthes obsoletus* Signoret in Germany. 2nd European Bois noir Workshop 2011, Cison di Valmarino, Italy, Feb 27-Mar 1, 2011, , ISBN 978-88-9708106-7: 103-104.
- Johannesen J, Foissac X, Maixner M. (2011). Genetic structure and dissemination of Tuf-Type a stolbur phytoplasma associated with stinging nettle (*Urtica dioica*). *2nd Bois noir workshop 2011*. 2nd European Bois noir Workshop 2011, Cison di Valmarino, Italy, Feb 27-Mar 1, 2011, ISBN 978-88-9708106-7: 63-64
- Johannesen J, Lux B, Michel K, Seitz A, Maixner M (2008). Invasion biology and host specificity of the grapevine yellows disease vector *Hyalesthes obsoletus* in Europe. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **126**: 217-227.
- Jovic J, Cvrkovic T, Mitrovic M, Krnjajic S, Petrovic A, Redinbaugh MG, Pratt RC, Hogenhout SA, Tosevski I. (2009). Stolbur Phytoplasma Transmission to Maize by *Reptalus panzeri* and the Disease Cycle of Maize Redness in Serbia. *Phytopathology* **99**:1053-1061.
- Junker, M. & Schmitt, T. (2010): Demography, dispersal and movement pattern of *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) at the Iberian Peninsula – An alarming example in an increasingly fragmented landscape? *Journal of Insect Conservation* **14**: 237-246.
- Junker, M., Wagner, S., Gros, P. & Schmitt, T. (2010): Highly adapted and little mobile - the ecology of the alpine *Euphydryas aurinia debilis* (Lepidoptera, Nymphalidae). — *Oecologia* **164**: 971-980.

- Kadlec, T., Vrba, P., Kepka, P., Schmitt, T. & Konvička, M. (2010): Tracking the decline of once-common butterfly: delayed oviposition, demography and population genetics in the Hermit, *Chazara briseis*. — *Animal Conservation* **13**: 172-183.
- Kaul C, Seitz A, Maixner M, Johannesen, J. (2009). Infection by Bois Noir tuft-type-I stolbur phytoplasma in *Hyalesthes obsoletus* (Homoptera: Cixiidae) and influence on larval size. *Journal of Applied Entomology*; **133**: 596-601.
- Kindt, R., van Damme, P., & Simons, A.J. (2006). Tree diversity in western Kenya: using profiles to characterise richness and evenness. *Biodiversity and Conservation*, **15**, 1253–1270.
- Konrad, H. (2004). Wege zu neuen Klonen und alten Sorten—Der Deutsche Weinbau 18: 14-16.
- Konrad, H.; Lindner, B.; Weihl, T.; Porten, M.; Rühl, E, T. (2010): How to maintain genetic diversity of traditional German varieties— Proceedings of the Ninth International Conference on Grape Genetics and Breeding, Udine, Italy, July 2-6, 2006, International Society for Horticultural Science (ISHS) Acta Horticulturae, Belgium (827) 199-202, ISSN/ISBN: 9789066055025 / 0567-7572.
- Konradi, J.; Forneck, A. & R. Blaich (2003). DNA-Untersuchung Spätburgunder-Frühbουργunder: Eine Bande macht den Unterschied—Das Deutsche Weinmagazin 24: 13-15.
- Krahner, A. (2017). Die Stechimmendiversität der Weinbausteillagen im Mittleren Moseltal (Hymenoptera Aculeata) unter besonderer Berücksichtigung der Wildbienen (Apiformes). Dissertation, Universität Trier, FB VI, Abt. Biogeographie.
- Krahner, A., Dathe, H. H., & Schmitt, T. (2018). Wildbienen (Hymenoptera, Aculeata: Apiformes) des Mittleren Moseltals: Die Weinbausteillagen im Klotten-Treiser Moseltal. *Contributions to Entomology*, **68**(1), 107-131.
- Krahner, A., Schmidt, J., Maixner, M., Porten, M., & Schmitt, T. (2021). Evaluation of four different methods for assessing bee diversity as ecological indicators of agro-ecosystems. *Ecological Indicators*, **125**, 107573.
- Kühn, E., Musche, M., Harpke, A., Feldmann, R., Metzler, B., Wlemers, M., Hirnreisen, N., & Settele, J. (2014). Tagfalter-Monitoring Deutschland (TMD): Anleitung für Transektzähler (Tagfalter-Monitoring Deutschland (TMD): Instructions for transect counters). *Oedippus*, **27**, 5–47.
- Kunz, G., Nickel, H., Niedringhaus, R. (2011) Fotoatlas der Zikaden Deutschlands. Wabv Fründ, Osnabrück, 293 pp.
- Kramp, K., Huck, S., Niketić, M., Tomović, G. & Schmitt, T. (2009): Multiple glacial refugia and complex postglacial range shifts of the obligatory woodland plant species *Polygonatum verticillatum* (Convallariaceae). — *Plant Biology* **11**: 392-404.
- Langer M, Maixner M. (2004) Molecular characterisation of grapevine yellows associated phytoplasmas of the stolbur-group based on RELP-analysis of non-ribosomal DNA. *Vitis*; **43**: 191-199.
- Lebreton, J-D., Burnham, K.P., Clobert, J. & Anderson D.R. (1992) Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: A Unified Approach with Case Studies. *Ecological Monographs*, **62**, 67-118.
- Lesnoff M, Lancelot R (2010). Package aod: Analysis of overdispersed data. <https://cran.r-project.org/package=aod>
- Lessio F, Tedeschi R, Pajoro M, Alma A. (2009). Seasonal progression of sex ratio and phytoplasma infection in *Scaphoideus titanus* Ball (Hemiptera: Cicadellidae). *Bull Entomol Res* **99**:377-383.
- Lessio F, Picciau L, Gonella E, Mandrioli M, Tota F, Alma A, (2016). The mosaic leafhopper *Orientalia ishidae*: host plants, spatial distribution, infectivity, and transmission of 16SrV phytoplasmas to vines. *Bulletin of Insectology* **69**:277-289.
- LGB / Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz (2003): Geologische Übersichtskarte von Rheinland-Pfalz 1:300000. Mainz.
- LUWG / Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (2009 und 2013): Naturräumliche Gliederung von Rheinland-Pfalz. Mainz.
- LVerGeo / Landesamt für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz (2016a): Luftbild RP Basisdienst.
- Maixner M. (1994). Transmission of German grapevine yellows (Vergilbungskrankheit) by the planthopper *Hyalesthes obsoletus* (Auchenorrhyncha: Cixiidae). *Vitis*; **33**: 103-104.
- Maixner M (2005). Risks posed by the spread and dissemination of grapevine pathogens and their vectors. In Alford, DV, Backhaus,GF (eds): *Plant Protection and Plant Health in Europe: Introduction and spread of invasive species*. British Crop Protection Council, 2005: 141-146.
- Maixner M. (2007). Biology of *Hyalesthes obsoletus* and approaches to control this soilborne vector of Bois noir disease. *IOBC/WPRS Bulletin* **30**, 3-9.
- Maixner M. (2008). Klimabedingte neue Risiken durch Schadorganismen im Weinbau. In Lozan J, Graßl H, Jendritzky G, (eds): *Warnsignal Klima: Gesundheitsrisiken - Gefahren für Pflanzen, Tiere & Menschen*. Hamburg: 2008: 286-290.

- Maixner M. (2010). Phytoplasma epidemiological systems with multiple plant hosts. In: *Phytoplasmas: Genomes, Plant hosts and Vectors* (Weintraub, PG, Jones, P, eds). CABI Publishing, 2010, ISBN-13: 978 1 84593 530 6: 213-232.
- Maixner M, Ahrens U, Seemüller E (1994). Detection of mycoplasma-like organisms associated with a yellows disease of grapevine in Germany. *Journal of Phytopathology* **142**: 1-10.
- Maixner M, Ahrens U, Seemüller E (1995). Detection of the German grapevine yellows (Vergilbungskrankheit) MLO in grapevine, alternative hosts and a vector by a specific PCR procedure. *European Journal of Plant Pathology*; **101**: 241-250.
- Maixner M, Johannesen J, Michel K, Lux A, Seitz A (2007). Host plant specificity of *Hyalostyles obsoletus* and consequences for "bois noir" epidemiology. *Bulletin of Insectology* **60**: 399-400
- Maixner M, Johannesen J, Seitz A (2009). Aspects of the interaction of stolbur phytoplasma, vectors and host plants in the two epidemic systems of Bois noir. In Boudon-Padieu, E. (ed.): *Extended Abstracts, 16th Meeting of the International Council for the Study of Virus and Virus-like Diseases of the Grapevine, Dijon, France, 31 Aug - 4 Sep 2009. Le Progrès Agricole et Viticole hors série.* ISSN 0369-8173: 141-142.
- Maixner, M, Kröhner, D, Kappel, Y, (2011). Symptom remission and recovery in 'bois noir' infected grapevines. *Bulletin of Insectology* **64**, 175-176.
- Maixner M, Langer M (2006). Prediction of the flight of *Hyalostyles obsoletus*, vector of stolbur phytoplasma, using temperature sums. *IOBC/WPRS Bulletin* 2006; 29: 161-166.
- Malembic-Maher S, Desque D, Khalil D, Salar P, Bergey B, Danet JL, Duret S, Dubrana-Ourabah MP, Beven L, Ember I, Acs Z, Della Bartola M, Materazzi A, Filippin L, Krnjajic S, Krstic O, Tosevski I, Lang F, Jaraus B, Kolber M, Jovic J, Angelini E, Arricau-Bouvery N, Maixner M, Foissac X (2020) When a Palearctic bacterium meets a Nearctic insect vector: Genetic and ecological insights into the emergence of the grapevine Flavescence doree epidemics in Europe. *Plos Pathog* **16**:e1007967.
- McAleece, N.; Gage, J. D. G.; Lamshead, P. J. D.; Paterson, G. L. J. (1997): BioDiversity Professional statistics analysis software. Jointly developed by the Scottish Association for Marine Science and the Natural History Museum London. Version 2. Online verfügbar unter <http://www.sams.ac.uk/peter-lamont/biodiversity-pro>, zuletzt geprüft am 28.03.2022.
- Meierer, M.; Rühl, E.; Konrad, H. (2008). Vom Massenträger zum Qualitätsklon—Der Deutsche Weinbau 24: 18-21.
- Michener, Charles D. (2007): *The Bees of the World*. 2. Aufl. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Michl, T., Huck, S., Schmitt, T., Liebrich, A., Haase, P. & Büdel, B. (2010): The molecular population structure of the tall-forb *Cicerbita alpina* (L.) Wallroth (Asteraceae) reveals multiple extra-Mediterranean refugia in Europe. — *Botanical Journal of the Linnean Society* **164**: 142-154.
- Moericke, V. (1951): Eine Farbfalle zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pflirsichblattlaus, *Myzodes persicae* (Sulz). *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, **3**, S. 23–24.
- MU & LUG / Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz und Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (Hg.) (1993): Planung Vernetzter Biotopsysteme. Bereich Landkreis Cochem-Zell. Mainz, Oppenheim.
- MU & LUG / Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz und Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (Hg.) (1995): Planung Vernetzter Biotopsysteme. Bereich Landkreis Bernkastel-Wittlich. Mainz, Oppenheim.
- Müller, D. & Griebeler, E.M. (2021). Der Apollofalter *Parnassius apollo* (LINNAEUS, 1758) in Rheinland-Pfalz – Verbreitung, Bestandstrends und Phänologie (Lep., Papilionidae). *Melanargia*, **33 (2)**: 65-96.
- MÜLLER, D. & HANISCH, K. (2020): Dramatischer Rückgang des Moselapollis *Parnassius apollo vinningensis* STICHEL, 1899 (Lep., Papilionidae). — *Melanargia*, 32: 1-8.
- Nickel H. (2010). First addendum to the Leafhoppers and Planthoppers of Germany. *Cicadina* **11**:107-122.
- Nickel H, Bückle C. (2014). Baden-Württembergs besondere Verantwortung zum Schutz von Zikaden. *Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg*, **77**, 76 pp.
- Nickel H, Achtziger R, Biedermann R, Bückle C, Deutschmann U, Niedringhaus R, Remane R, Walter S, Witsack W. (2016). Rote Liste und Gesamtartenliste der Zikaden (Hemiptera: Auchenorrhyncha) Deutschlands. In: Gruttke, H.; Binot-Hafke, M.; Balzer, S.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. & Ries, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **70**:249-298.

- Obermann, H.-W.; Gruschwitz, M. (1992): Ökologische Untersuchungen zur Fauna von Trockenmauern in Weinanbaugebieten, dargestellt am Beispiel einer Weinbergslage an der Mosel. In: *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* 6 (4), S. 1085–1139.
- Oksanen, J., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2019). Package 'vegan': Community Ecology Package. Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf> on 20 January 2021.
- Peakall R, Smouse PE (2012) GenAlEx 6.5: Genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research – an update. *Bioinformatics*, **28**, 2537–2539.
- Pollard, E., & Yates, T.J. (1993). Monitoring butterflies for ecology and conservation: The British butterfly monitoring scheme, First edition 1993 ed. Conservation biology series 1. London: Chapman & Hall.
- Porten, M. (2001). Die Wahl des "richtigen" Spätburgunderklons.- Das Deutsche Weinmagazin 18: 38-42.
- Porten, M. (2003). Die Wahl des richtigen Spätburgunderklons.- Die Winzer-Zeitschrift 18 (12), 30-32.
- Porten, M. (2004). Wie kann ich durch die Wahl des richtigen Spätburgunderklons die Qualität und das Betriebsergebnis verbessern. Winzerbörse **12**, 10-14.
- Porten, M. & L. Huber (2003): Weiße Burgundersorten und ihre Klone.- Das Deutsche Weinmagazin 13: 22-27.
- Porten, M., & Treis, F.J. (2006). Querbau Tag des DLR Mosel (Cross Construction Day of the DLR Mosel). *Der deutsche Weinbau*, **23**, 35–36.
- Pritchard JK, Stephens M, Donnelly P (2000). Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, **155**, 945–959.
- QGIS Development Team (2014). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Quaglino, F, Zhao, Y, Casati, P, Bulgari, D, Bianco, P, Wei, W, Davis, R.E (2013). 'Candidatus Phytoplasma solani', a novel taxon associated with stolbur and bois noir related diseases of plants. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* **63**, 2879-2894.
- Rákósy, L. & Schmitt, T. (2011): Are butterflies and moths suitable ecological indicator systems for restoration measures of semi-natural calcareous grassland habitats? — *Ecological Indicators*: in press.
- R Core Team (2014 und 2020) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Reinhardt, R., & Bolz, R. (2011). Rote Liste und Gesamtartenliste der Tagfalter (Rhopalocera) (Lepidoptera: Papilionidae et Hesperioidea) Deutschlands (Red list and complete species list of the butterflies (Rhopalocera) (Lepidoptera: Papilionidae et Hesperioidea) of Germany). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, **70** (3), 167–194.
- Reemer, M. (2019): Onverwachte eerste vondst van de roestige zandbij *Andrena rufula* in Nederland (Hymenoptera: Apoidea: Andrenidae). *Entomologische Berichten* **79** (4): 123–129.
- Riedle-Bauer M, Sara A, Regner F. (2008). Transmission of a Stolbur Phytoplasma by the Agalliinae Leafhopper *Anaceratagallia ribauti* (Hemiptera, Auchenorrhyncha, Cicadellidae). *Journal of Phytopathology* **156**:687-690.
- Röser, B. (1995): Saum- und Kleinbiotope: Ökologische Funktion, wirtschaftliche Bedeutung und Schutzwürdigkeit in Agrarlandschaften. Landsberg a. L: Ecomed-Verlag
- Rühl, E.; Lindner, B.; Konrad, H. (2004). Genetische Vielfalt: Alte Knorzen, neu entdeckt—Das Deutsche Weinmagazin 15: 14-17.
- Schmid-Egger, C., Risch, S., & Niehuis, O. (1995). Die Wildbienen und Wespen in Rheinland-Pfalz (Hymenoptera, Aculeata). Verbreitung, Ökologie und Gefährdungssituation (The wild bees and wasps of Rhineland-Palatinate (Hymenoptera, Aculeata). Distribution, ecology and endangerment situation). *Fauna und Flora Rheinland-Pfalz*, **16**.
- Schmidt, A. (2013). Rote Liste der Großschmetterlinge in Rheinland- Pfalz. Mainz: Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz.
- Schmidt, Konrad (1966): Einige Hymenopteren vom Spitzberg und aus der näheren Umgebung von Tübingen. In: Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg (Hg.): Der Spitzberg bei Tübingen. Ludwigsburg (Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs, 3), S. 931–945.
- Schmitt, Thomas (1989): Xerothermvegetation an der Unteren Mosel. Giessen: Selbstverlag des Geographischen Instituts der Justus Liebig-Universität Giessen (Giessener Geographische Schriften, 66).

- Schmitt, T., Augenstein, B. & Finger, A. (2008): The influence of changes in viticulture management on the butterfly diversity in a wine growing region of southwestern Germany. — *European Journal of Entomology* **105**: 249-255.
- Schmitt, T., Habel, J.C., Besold, J., Becker, T., Johnen, L., Knolle, M., Rzepecki, A., Schultze, J. & Zapp, A. (2006): The Chalk-hill Blue *Polyommatus coridon* (Lycaenidae, Lepidoptera) in a highly fragmented landscape: How sedentary is a sedentary butterfly? — *Journal of Insect Conservation* **10**: 311-316.
- Schtickzelle, N., Mennechez, G., & Baguette, M. (2006). Dispersal depression with habitat fragmentation in the bog fritillary butterfly. *Ecology*, 87(4), 1057-1065.
- Settele, J., Feldmann, R., Henle, K., Kockelke, K., & Poethke, H.-J. (1999). Methoden der quantitativen Erfassung von Tagfaltern. In: Settele, J. (Ed.) Die Tagfalter Deutschlands: 48 Tabellen (pp. 144-185). Stuttgart: Ulmer.
- Steffan-Dewenter, Ingolf (1998): Wildbienen in der Agrarlandschaft: Habitatwahl, Sukzession, Bestäubungsleistung und Konkurrenz durch Honigbienen. Bern, Hannover: Verlag Agrarökologie (Agrarökologie, 27).
- Townes, Henry (1962): Design for a Malaise trap. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, **64** (4), S. 253–262.
- Townes, Henry (1972): A light-weight Malaise trap. *Entomological News* **83**, S. 239–247.
- Ujvárosi, L., Bálint, M., Schmitt, T., Mészáros, N., Ujvárosi, T. & Popescu, O. (2010): Divergence and speciation in the Carpathians area: patterns of morphological and genetic diversity of the crane fly *Pedicia occulta* (Diptera, Pediciidae). — *Journal of the North American Benthological Society* **29**: 1075-1088.
- Vos P, Hogers R, Bleeker M (1995) AFLP: a new technique for DNA fingerprinting. *Nucleic Acids Research*, **23**, 4407–4414.
- Watt, W.B., Chew, F.S., Snyder, L. R. G., Watt, A.G. & Rothschild, D.E. (1977): Population Structure of Pierid Butterflies: I. Numbers and Movements of Some Montane *Coilias* Species. *Oecologia*, **27**, 1–22.
- Weber A, Maixner M (1998). Survey of populations of the planthopper *Hyalesthes obsoletus* Sign. (Auchenorrhyncha, Cixiidae) for infection with the phytoplasma causing grapevine yellows in Germany. *Journal of Applied Entomology* **122**: 375-381.
- Wenzel, M., Schmitt, T., Weitzel, M. & Seitz, A. (2006). The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: A conservation problem. — *Biological Conservation* **128**: 542-552.
- Westrich, PG (1979): Faunistik und Ökologie der Hymenoptera Aculeata des Tübinger Gebiets, vor allem des Spitzbergs, unter besonderer Berücksichtigung der in Holz und Pflanzenstengeln nistenden Arten. Dissertation. Eberhard-Karls-Universität Tübingen. Fakultät für Biologie.
- Westrich, P., Frommer, U., Mandery, K., Riemann, H., Ruhnke, H., Saure, C., & Voith, J. (2011). Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera, Apidae) Deutschlands. In Bundesamt für Naturschutz (Ed.). Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands: Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1) (pp. 373-417). Bonn-Bad Godesberg.
- Westrich, Paul (1990a). Die Wildbienen Baden-Württembergs. Allgemeiner Teil: Lebensräume, Verhalten, Ökologie und Schutz. 2. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- Westrich, Paul (1990b): Die Wildbienen Baden-Württembergs. Spezieller Teil: Die Gattungen und Arten. 2. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- Westrich, P. (2018). Die Wildbienen Deutschlands. Stuttgart: Ulmer.
- Zipse, W.; Klippel, A.. (2004). Riesling S-Klone, genetische Variation und Unterlagen—Die Winzer-Zeitschrift 19(11): 28-31.
- White, G.C., and Burnham, K.P. (1999) Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46, S120-S139.
- Wickham, H (2019). ggplot2: Elegant graphics for data analysis. Springer, New York. 216pp.
- Wix, N., Reich, M., & Schaarschmidt, F. (2019). Butterfly richness and abundance in flower strips and field margins: the role of local habitat quality and landscape context. *Heliyon*, 5 (5), e01636.
- Zuur, Alain F.; Ieno, Elena N.; Smith, Graham M. (2007). Analysing Ecological Data. New York: Springer.

7 Verzeichnis der Veröffentlichungen sowie über Teilnahme an Veranstaltungen

7.1 Teil A

7.1.1 Abschlussarbeiten:

Hach, C. (2014). Biodiversität und genetische Ressourcen bei der Rebsorte Elbling an ausgewählten Standorten des Moseltals. Masterarbeit, Universität Trier, FB VI, Abt. Biogeographie.

Hemmerling, N. (2015). Genetische Ressourcen und Biodiversität ausgewählter Elblingklone der Versuchsfläche des Institut Viti-Vinicole. Bachelorarbeit, Hochschule Geisenheim, Institut für Rebenzüchtung.

7.1.2 Veröffentlichungen:

Porten, M. (2001). Die Wahl des “richtigen” Spätburgunderklons.- Das Deutsche Weinmagazin 18: 38-42.

Forneck, A.; Konradi, J.& R. Blaich (2003). Über die genetische Diversität der Burgunderreben und ihrer Klone— Deutsches Weinbau-Jahrbuch 54: 71-78.

Konradi, J.; Forneck, A. & R. Blaich (2003 - Das Deutsche Weinmagazin 24: 13-15.

Porten, M. (2003). Die Wahl des richtigen Spätburgunderklons.- Die Winzer-Zeitschrift 18 (12): 30-32.

Porten, M. & L. Huber (2003). Weiße Burgundersorten und ihre Klone.- Das Deutsche Weinmagazin 13: 22-27.

Porten, M. (2004). Wie kann ich durch die Wahl des richtigen Spätburgunderklons die Qualität und das Betriebsergebnis verbessern.- Winzerbörse 12:10-14.

Rühl, E.; Lindner, B.; Konrad, H. (2004). Genetische Vielfalt: Alte Knorzen, neu entdeckt— Das Deutsche Weinmagazin 15: 14-17.

Permesang, G. (2021). Grauburgunderklone im Vergleich – Die Winzer-Zeitschrift 11: 26-28

Permesang, G. (2021). Elbling im Fokus - Das Deutsche Weinmagazin 20: 12-13

Permesang, G. (2022). Grauburgunderklone im Check- Das Deutsche Weinmagazin 3: 24-26

7.2 Teil B

7.2.1 Abschlussarbeiten:

- Volkmer, T. (2014). Wildbienen Diversität im Jahr 2014 in den Osann-Veldenzener Umlaufbergen. Masterarbeit, Universität Trier, FB VI, Abt. Biogeographie.
- Jäger, L. (2015). Tagfalterdiversität in Weinbausteillagen verschiedener Anlageformen an der Untermosel. Masterarbeit, Universität Trier, FB VI, Abt. Biogeographie.
- Krahner, A. (2017). Die Stechimmendiversität der Weinbausteillagen im Mittleren Moseltal (Hymenoptera Aculeata) unter besonderer Berücksichtigung der Wildbienen (Apiformes). Dissertation, Universität Trier, FB VI, Abt. Biogeographie.
- Lambing, A. (2017). Ökologie des Weißbindigen Wiesenvögelchens in Weinbergsteillagen der Untermosel. Bachelorarbeit, Universität Trier, FB VI, Abt. Biogeographie.
- Bischoff, C. (2017). Ecology and habitat use of the Marbled White (*Melanargia galathea*) in the steep-slope viticulture of the lower Moselle region, Masterthesis, Masterarbeit, Johann Friedrich Blumenbach Institut für Zoologie und Anthropologie, Georg-August Universität Göttingen.
- Müller, D. (2017). Einfluss verschiedener Rebflächenanlagen im Steillagenweinbau des unteren Moseltals auf die assoziierte Tagfalter-Diversität. Bachelorarbeit, der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Mathematisch Naturwissenschaftlichen Fakultät.
- Junk, L. (2017). Untersuchungen zur Ökologie von *Melitaea didyma* in Weinbausteillagen an der Untermosel. Bachelorarbeit, Universität Trier, FB VI, Abt. Biogeographie.
- Wenzlawowicz, M. (2020). Einfluss verschiedener Rebflächenanlagen im Steillagenweinbau auf die assoziierte Wildbienen-Diversität. Masterarbeit, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Geographisches Institut.

7.2.2 Veröffentlichung von Fachartikeln:

Die im Rahmen des Projektes erlangten Kenntnisse wurden in verschiedenen deutschen Fachzeitschriften veröffentlicht, um in die Praxis weitergetragen zu werden. Weiterhin wurden Steckbriefe zu verschiedenen Insekten und Spinnentieren, sowie Artikel zu verschiedenen Aspekten der Biodiversität und der Biodiversitätspflege veröffentlicht, um die Praktiker im Weinbau über die Bedeutung dieses wichtigen Themenbereiches weiterzubilden (Tabelle 25).

Tabelle 25: Erschienene Artikel in Weinbaufachzeitschriften. Zeitschriftenkürzel DWM = Das Deutsche Weinmagazin (Fachverlag Fraund), DWZ = Die Winzer-Zeitschrift (Landvolk Verlag

GmbH), R&W = Rebe & Wein (Ulmer Verlag), DDW = Der Deutsche Weinbau (Meininger Verlag). Autorenkürzel DB = Daniela Braun, LJ = Lea Jäger, JS = Juliane Schmidt.

	Zeitschrift	Ausgabe	Seite	Artikel	Autor
1	Faszination Mosel Newsl.	015 März 2012	6	Projekt „Biodiversität in Weinbausteillagen“	DB
2	DWZ	03/2018	26 ff	Biodiversität in Weinbausteillagen	LJ
3	DWM	05/2018	19 ff	Biodiversität in Weinbausteillagen	LJ
4	Agrargewerbe intern	02/2019	16 f	Wildbienen suchen ein zuhause	JS
5	DWM	08/2019	19 ff	Blütenvielfalt fördert Wildbienen im Weinberg	JS
6	DWZ	09/2019	37	Wildbienen durch Blütenvielfalt einen Lebensraum schaffen	JS
7	DWZ	10/2019	34	Begrünung fördert die Insektenvielfalt	JS
8	DWM	11/2019	30 ff	Der Weinberg wird zur Oase der Vielfalt	JS
9	DDW	11/2019	14 ff	Zuhause gesucht!	JS
10	DWZ	11/2019	27	Das Projekt „Biodiversität in Weinbausteillagen“ setzt auf Wissenstransfer	JS
11	DDW	12/2019	16 ff	Vielfältig	LJ
12	InnoVino	12/2019	8 ff	Wo es summt und spriesst	extern
13	DWM	01/2020	19	Insektensteckbrief - Wanzen	LJ
14	R&W	02/2020	23	Helden im Weinberg - Wespen	JS
15	DWM	02/2020	23	Insektensteckbrief - Wespen	JS
16	DWM	03/2020	29	Insektensteckbrief - Schmetterlinge	LJ
17	DDW	04/2020	27 ff.	Insekten im Weinberg - Pollenträger	JS, LJ
18	R&W	04/2020	36	Helden im Weinberg - Florfliegen	LJ
19	DDW	05/2020	16 ff.	Insekten im Weinberg - Schädlingsbekämpfer	LJ
20	DWM	06/2020	36	Insektensteckbrief - Spinnen	LJ
21	Faszination Mosel Newsl.	046 Jun. 2020	34 f.	Die Blaue Holzbiene – Eine Gewinnerin des Klimawandels	LJ
22	DDW	07/2020	14 ff.	Insekten im Weinberg - Wir brauchen euch	LJ
23	DDW	09/2020	26 ff.	Insekten im Weinberg - Bitterer Beigeschmack	LJ
24	DWM	10/2020	36	Insektensteckbrief - Schwebfliegen	LJ
25	DWM	14/2020	25	Insektensteckbrief - Zikaden	LJ
26	DDW	16/2020	44 ff.	Wärmeliebend	LJ
27	DWM	15/2020	32	Insektensteckbrief - Wildbienen	JS
28	R&W	08/2020	35	Helden im Weinberg - Gottesanbeterin	LJ
29	DWM	16-17/2020	36	Insektensteckbrief - Rotflügelige Ödlandschrecke	LJ
30	DWM	19-20/2020	38	Insektensteckbrief - Florfliege	LJ
31	R&W	10/2020	25	Helden im Weinberg - Schmetterlinge	LJ
32	DWM	20/2020	33	Insektensteckbrief - Gottesanbeterin	LJ
33	DWM	21/2020	19	Insektensteckbrief - Ohrwürmer	LJ
34	R&W	12/2020	37	Helden im Weinberg - Blaue Holzbiene	LJ
35	R&W	02/2021	29	Helden im Weinberg - Distelfalter	LJ
36	R&W	05/2021	41 ff	Biodiversität fördern – Mulchen vs. Mähen	LJ
37	R&W	06/2021	28	Biodiversität fördern – Walzen	LJ
38	DDW	07/2021	14 ff.	Großes Erwachen	LJ
39	R&W	08/2021	22	Helden im Weinberg - Feldwespen	JS
40	R&W	10/2021	25	Helden im Weinberg - Smaragdeidechse	JS
41	DDW	12/2021	34	Häufigste Wildbienen in den Weinbausteillagen der	JS

Mosel			
42	R&W	12/2021	Biodiversität fördern – Ein Hang zur Biodiversität JS

7.2.3 Veröffentlichung von wissenschaftlichen Publikationen:

An der Ausarbeitung von wissenschaftlichen Publikationen wurde ebenfalls intensiv gearbeitet. Inhalt dieser Veröffentlichungen sind die Ergebnisse aus der Intensivphase, sowie Ergebnisse der Monitoringphase I der Lepidoptera bzw. der Monitoringphase II der Wildbienen (Tabelle 26).

Tabelle 26: Im Rahmen des Projektes erschienene wissenschaftliche Publikationen.

	Autoren	Titel	Journal	Ausgabe
1	Krahner, A.; Braun, D.	Biodiversität in Weinbausteillagen - Wechselwirkungen zwischen Bewirtschaftung und Biodiversität unter Berücksichtigung der Ressourcensicherung	Poster	-
2	Krahner, A.; Dathe, H. H.; Schmitt, T.	Wildbienen (Hymenoptera, Aculeata: Apiformes) des Mittleren Moseltals: Die Weinbausteillagen im Klotten-Treiser Moseltal	Contributions to Entomology	68 (1) 107-131 2018
3	Krahner, A.; Schmidt, J.; Maixner, M.; Porten, M.; Schmitt, T.	Evaluation of four different methods for assessing bee diversity as ecological indicators of agro-ecosystems	Ecological Indicators	125 (2021) 107573
4	Jäger, L.; Krahner, A.; Maixner, M.; Porten, M.; Schmidt, J.; Schmitt, T.	Crossing old concepts: the ecological advantages of new vineyard structures	Conservation Science and Practice	In Review

7.2.4 Fachtagungen und Seminare

Neben den genannten Veröffentlichungen wurde das im Rahmen des Projektes generierte Wissen des Weiteren auf Fachtagungen vorgetragen und diskutiert. Weiterhin fanden zahlreiche Seminare und Exkursionen zu verschiedenen Themen bzgl. Biodiversität in Weinbausteillagen statt (Tabelle 27), sowie Lehrveranstaltungen im Rahmen der vom DLR Mosel ausgebildeten Naturerlebnisbegleiter*innen. Eine besondere Gelegenheit der Präsentation unserer Projektergebnisse ergab sich im Rahmen der EU-Agrarministerkonferenz am 31.08.2021 in Winnigen.

Tabelle 27: Übersicht der im gesamten Projektzeitraum gehaltenen Präsentationen an Fachtagungen, sowie Seminare und Exkursionen zu Projektinhalten und weiteren Themen betreffend der Biodiversität in Weinbausteillagen.

Jahr	Fachtagung	Seminar
2013	Weinbautag DLR Mosel	
2014	Steillagenforum DLR Mosel	
2015	FDW-Tagung AK Biogeo, Basel	
2016	FDW-Tagung, Bad-Kreuznach Futures of Butterflies, Wageningen (NL) Workshop Biodiversität, Oppenheim	Infoveranstaltung für Winzer, Bremm Tagfalter-Exkursion, Pommern Tagfalter-Exkursion, Pommern
2017	UFZ-Tagfalterworkshop, Leipzig DGaE-Tagung, Freising FDW-Tagung Geisenheim	Tagfalter-Exkursion, Pommern
2018	FDW-Tagung Weinsberg Jahrestagung Rheinisch-Westfälische Lep.	IBLA Luxemburg mit Exkursion
2019	FDW-Tagung, Bernkastel-Kues Kongress „Weinbau im Wandel?!“, Großregion Steillagenforum, Bernkastel-Kues	Wildbienen-seminar, Bernkastel-Kues
2020	Abschluss-tagung Moselprojekt, Koblenz (digital)	Wildbienen im Weinberg (digital), DLR Mosel Mosel-Lebenstürme, DLR Mosel Infoveranstaltung für Winzer, KV Neuwied
2021	Weinbautage (digital), DLR Mosel UFZ-Tagfalterworkshop (digital) DLR-Berater-tagung	Jahrestagung Naturerlebnisbegleiter, DLR Mosel Citizen Science Projekt „Brachflächen“ (digital), DLR Mosel Spinnen im Weinberg (digital), DLR Mosel

7.3 Teil C

7.3.1 Abschlussarbeiten

Lotz, R. (2018). Aphrophoridenlarven in Rebflächen und unkultivierten Randbereichen. Masterarbeit, Universität Trier, FB VI, Abt. Biogeographie.

7.3.2 Tagungsberichte

Lang, F., Kölber, M., Elek, R., Kappel, Y., Kröhner, D., Johannesen, J., Maixner, M. 2016: Potential role of *Reptalus panzeri* as a vector of Bois noir in Germany. 4th European Bois noir workshop, Klosterneuburg, Austria, March 9.-11., 2016. Mitteilungen Klosterneuburg 66 (1), Supplement, 26-29.

Lang, F., Kröhner, D., Neuerburg, C., Maixner, M. 2014: Auftreten von *Reptalus panzeri* in Weinbausteillagen - Bedeutung der Zikade als Phytoplasmavektor. 59. Deutsche Pflanzenschutztagung, Freiburg, 23.-26. September 2014. Julius Kühn-Archiv 447, 145-146.

Maixner M, Porten M, Schmitt T. (2012). Wechselwirkungen zwischen der Bewirtschaftung und der Biodiversität von Weinbau-Steillagen. Workshop „Biological Diversity in Agricultural Landscapes“ - February 09-10, 2012, Berlin-Dahlem. Julius Kühn-Archiv. 436: 62-66.

- Maixner, M., Kröhner, D., Kappel, Y (2016): Zikaden als Vektoren von Rebpathogenen in Weinbergs-Fahrterrassen. 60. Deutsche Pflanzenschutztagung, Kurzfassungen der Vorträge und Poster, Julius Kühn-Archiv 454, 127-128.
- Maixner, M., Kröhner, D., Kappel, Y 2015: Significance of Bois noir vectors in vineyard terraces of the Moselle winegrowing area. Book of Abstracts, IOBC-WPRS working group 'Integrated Protection and Production in Viticulture. Vienna, Austria, 20.-23. October 2015, 19-20.
- Markheiser A, Reihard L, Kröhner D, Kappel Y & Maixner M (2021) Efficiency of different trap types for the monitoring of *Philaenus spumarius*. 3rd European Conference on *Xylella fastidiosa* and XF-ACTORS final meeting (xylella21). : Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4680197>.
- Markheiser, A., Reinhard, L., Kröhner, D., Kappel, Y., Maixner, M. 2021: Effizienz unterschiedlicher Fallensysteme zum Monitoring der Wiesenschauzikade *Philaenus spumarius*, dem Vektor des Bakteriums *Xylella fastidiosa*. 62. Deutsche Pflanzenschutztagung - digital. 21.-23. September 2021. Julius-Kühn-Archiv 467, 510.

7.3.3 Vorträge und Poster

- Braun, D. 2013: Biodiversität im Steillagenweinbau. Akademie Ländlicher Raum: Seminar, Leben im Weinberg - Beispiele für die Praxis. Bernkastel-Kues, 14. März 2013.
- Jäger, L., Krahnert, A., Maixner, M. 2014: Wechselwirkungen zwischen Steillagenbewirtschaftung und Biodiversität. Fachgespräch 'Anwendung von Pflanzenschutzmitteln mit Luftfahrzeugen im Weinbau', BVL Braunschweig, 27. Mai 2014.
- Jäger, L., Krahnert, A., Maixner, M. 2017: Wechselwirkungen zwischen Steillagenbewirtschaftung und Biodiversität. Symposium Biodiversität & Kirschesigfliege im Weinbau, Landesamt für Umwelt, Oppenheim, 10. November 2017.
- Lang, F., Kölber, M., Elek, R., Kappel, Y., Kröhner, D., Johannesen, J., Maixner, M. 2016: Potential role of *Reptalus panzeri* as a vector of Bois noir in Germany. 4th European Bois noir workshop, Klosterneuburg, Austria, March 9.-11., 2016.
- Lang, F., Kröhner, D., Neuerburg, C., Maixner, M. 2014: Auftreten von *Reptalus panzeri* in Weinbausteillagen - Bedeutung der Zikade als Phytoplasmavektor. 59. Deutsche Pflanzenschutztagung, Freiburg, 23.-26. September 2014.
- Maixner, M. Zikadenfänge in Weinbergen der Untermosel - Änderungen im Artenspektrum. Fachgespräch 'Genehmigungen nach § 18 Abs. 3 Nr. 2 PflSchG -Geschützte Arten in Weinbau-Steillagen'. BVL Videokonferenz, 27. Mai 2021.
- Maixner, M. 2018. Bois noir vectors and Epidemiology. 5th Bois noir workshop, Ljubljana, Slovenia, September 18-19, 2018
- Maixner, M., Kröhner, D., Kappel, Y 2015: Significance of Bois noir vectors in vineyard terraces of the Moselle winegrowing area. IOBC-WPRS working group 'Integrated Protection and Production in Viticulture. Vienna, Austria, 20.-23. October 2015.
- Maixner, M., Kröhner, D., Kappel, Y 2016: Zikaden als Vektoren von Rebpathogenen in Weinbergs-Fahrterrassen. 60. Deutsche Pflanzenschutztagung, Halle, 20.-23. September 2016.

- Maixner, M., Porten, M., Schmitt, T., Hoffmann, C. 2012: Weinbauliche Bewirtschaftung und Artenschutz - Steillagenbewirtschaftung und Biodiversität. Akademie Ländlicher Raum - Seminar ‚Artenschutzmaßnahmen im Weinbau unter Berücksichtigung der aktuellen Nutzung‘. Bernkastel-Kues, 22. März 2012.
- Maixner, M., Porten, M., Schmitt, T., Hoffmann, C. 2012: Weinbauliche Bewirtschaftung und Artenschutz – Steillagenbewirtschaftung und Biodiversität. JKI Workshop Biodiversitätsforschung in der Agrarlandschaft, Berlin, 9. Februar 2012.
- Markheiser, A., Reinhard, L., Kröhner, D., Kappel, Y., Maixner, M. 2021: Efficiency of different trap types for the monitoring of *Philaenus spumarius*. 3rd European Conference on *Xylella fastidiosa*.. Online-Konferenz, 24. - 30. April 2021.
- Markheiser, A., Reinhard, L., Kröhner, D., Kappel, Y., Maixner, M. 2021: Effizienz unterschiedlicher Fallensysteme zum Monitoring der Wiesenschaumzikade *Philaenus spumarius*, dem Vektor des Bakteriums *Xylella fastidiosa*. 62. Deutsche Pflanzenschutztagung - digital. 21.-23. September 2021.

8 Anhang

A1: Meilensteine im Projekt 2811HS003: Biodiversität in Weinbausteillagen – Wechselwirkungen zwischen Steillagenbewirtschaftung und Biodiversität unter Berücksichtigung der Ressourcensicherung.

A	Sicherung und Erhaltung genetischer Ressourcen der Rebsorte Riesling für den Steillagenweinbau	
Intensivphase	Dez 11	Erste Begehung von bereits erfassten Anlagen wurde durchgeführt
	Jan 12	Anschreiben von Winzern in ausgewählten Gemeinden ist erfolgt
	Mrz 12	Ernte der ersten Edelreiser und Virustests wurden durchgeführt
	Mai 12	Veredlung der gesunden Edelreiser (Einzelstöcke) und Einschulung ist erfolgt
	Nov 12	Begehung der neu ausgewählten Rebbestände (2.Begehung) ist abgeschlossen
	Dez 12	Ausschulung von Reben mit hoher genetischer Bandbreite aus erster Begehung ist durchgeführt
	Mrz 13	Ernte der Edelreiser und Virustest aus zweiter Begehung von neu ausgewählten Flächen ist erfolgt
	Mai 13	Veredlung der gesunden Edelreiser (Einzelstöcke) und Einschulung aus 2. Begehung wurde durchgeführt
	Jun 13	Nachbau durch Pflanzung der Reben aus erster Begehung ist erfolgt
	Nov 13	Begehung weiterer Rebbestände mit altem Material (3. Begehung) ist abgeschlossen
	Dez 13	Ausschulung von Reben mit hoher genetischer Bandbreite aus zweiter Begehung wurde durchgeführt
	Mrz 14	Ernte der Edelreiser und Virustest aus dritter Begehung von neu ausgewählten Flächen ist erfolgt
	Mai 14	Veredlung der gesunden Edelreiser (Einzelstöcke) und Einschulung aus 3. Begehung ist abgeschlossen
	Jun 14	Nachbau durch Pflanzung der Reben aus zweiter Begehung wurde durchgeführt
	Nov 14	Begehung weiterer Rebbestände mit altem Material (4. Begehung) ist abgeschlossen
Dez 14	Ausschulung von Reben mit hoher genetischer Bandbreite aus 3. Begehung wurde durchgeführt	
Monitoringphase I	Dez 15	Begehung, Selektion, Erfassung, Markierung der Anlagen; Ernte von Edelreisern; Virustest; Veredlung; Einschulung; Ausschulung; Nachbau der Reben
	Okt 16	Bonitierung, Datenerhebung der nachgebauten Reben
	Dez 16	Begehung, Selektion, Erfassung, Markierung der Anlagen; Ernte von Edelreisern; Virustest; Veredlung; Einschulung; Ausschulung; Nachbau der Reben
	Okt 17	Bonitierung, Datenerhebung der nachgebauten Reben
	Dez 17	Begehung, Selektion, Erfassung, Markierung der Anlagen; Ernte von Edelreisern; Virustest; Veredlung; Einschulung; Ausschulung; Nachbau der Reben
	Okt 18	Bonitierung, Datenerhebung der nachgebauten Reben
Monitoringphase II	Dez 18	Begehung, Selektion, Erfassung, Markierung der Anlagen; Ernte von Edelreisern; Virustest; Veredlung; Einschulung; Ausschulung; Nachbau der Reben
	Okt 19	Bonitierung, Datenerhebung der nachgebauten Reben
	Dez 19	Begehung, Selektion, Erfassung, Markierung der Anlagen; Ernte von Edelreisern; Virustest; Veredlung; Einschulung; Ausschulung; Nachbau der Reben
	Okt 20	Bonitierung, Datenerhebung der nachgebauten Reben
	Dez 20	Begehung, Selektion, Erfassung, Markierung der Anlagen; Ernte von Edelreisern; Virustest; Veredlung; Einschulung; Ausschulung; Nachbau der Reben
	Okt 21	Bonitierung, Datenerhebung der nachgebauten Reben
	Dez 21	Begehung, Selektion, Erfassung, Markierung der Anlagen; Ernte von Edelreisern; Virustest; Veredlung; Einschulung; Ausschulung; Nachbau der Reben Abschlussbericht Teil A, Monitoringphase II
Dez 22	Bereitstellung von Biodiversitätsreben für den praktischen Weinbau	

B	Einfluss des Bewirtschaftungssystems auf die Biodiversität in Weinbergssteillagen	
Intensivphase	Dez 11	Auswahl zweier geeigneter Doktoranden/Doktorandinnen
	Mrz 12	Abschluss der taxonomischen Schulung der Doktoranden/Doktorandinnen
	Apr 12	Abschluss der Auswahl der Transekte für die Untersuchungen und Aufstellen der Malaisefallen
	Okt 12	Abschluss der ersten Geländesaison
	Mrz 13	Abschluss der Auswertung der ersten Geländesaison und Vorlage eines ersten Zwischenberichts; eventuelle Modifikation der zukünftigen Geländearbeit auf Basis der Zwischenergebnisse
	Okt 13	Abschluss der zweiten Geländesaison
	Mrz 14	Abschluss der Auswertung der zweiten Geländesaison und Vorlage eines zweiten Zwischenberichts; Planung von noch notwendigen Geländearbeiten in 2013
	Dez 14	Abschluss aller Geländearbeiten und Fertigstellung Abschlussbericht Teil B
Monitoringphase I	Mrz 15	Abschluss der Auswertung der dritten Geländesaison und Vorlage eines dritten Zwischenberichts; Planung der Geländearbeiten des Monitoring in 2015
	Okt 15	Abschluss aller Geländearbeiten
	Dez 15	Fertigstellung des Abschlussberichtes Arbeitsfeld B der Intensivphase; Auswahl einer/eines geeigneten Doktorandin/Doktoranden für die Monitoringphase I
	Mrz 16	Abschluss der taxonomischen Schulung der/des Doktorandin/Doktoranden
	Apr 16	Abschluss der Auswahl von Flächen für Fang-Wiederfang-Untersuchungen
	Okt 16	Abschluss der ersten Geländesaison
	Mrz 17	Abschluss der Auswertung der ersten Geländesaison und Vorlage eines ersten Zwischenberichts; eventuelle Modifikation der Fang-Wiederfang-Studien
	Okt 17	Abschluss der zweiten Geländesaison
	Mrz 18	Abschluss der Auswertung der zweiten Geländesaison und Vorlage eines zweiten Zwischenberichts; Planung noch notwendiger Geländearbeiten in 2018 (optional)
	Dez 18	Fertigstellung des Abschlussberichtes Arbeitsfeld B der Monitoringphase I; Auswahl der Stellenbesetzung für die Monitoringphase II
Monitoringphase II	Mrz 19	Abschluss der taxonomischen Schulung der/des Projektmitarbeiterin/Projektmitarbeiters
	Mai 19	Abschluss einer Konzepterstellung zur Überführung der erlangten Kenntnisse in die Praxis
	Okt 19	Abschluss der ersten Geländesaison
	Dez 19	Erste Maßnahmen zur Überführung der erlangten Kenntnisse in die Praxis
	Mrz 20	Abschluss der Auswertung der ersten Geländesaison und Vorlage eines ersten Zwischenberichts
	Okt 20	Abschluss der zweiten Geländesaison; Abschluss von Maßnahmen zur Überführung der erlangten Kenntnisse in die Praxis
	Mrz 21	Abschluss der Auswertung der zweiten Geländesaison und Vorlage eines zweiten Zwischenberichts; Planung noch notwendiger Geländearbeiten in 2021 (optional)
	Okt 21	Abschluss aller Geländearbeiten; Abschluss weiterer Maßnahmen zur Überführung der erlangten Kenntnisse in die Praxis
	Dez 21	Fertigstellung des Abschlussberichtes Arbeitsfeld B der Monitoringphase II

C	Funktionelle Biodiversität und Habitatmanagement	
Intensivphase	Mrz 12	geeignete Brachflächen und Terrassenanlagen für die Einsaat von Kräutermischungen sind identifiziert
	Jun 12	Versuchsflächen sind angelegt
	Aug 12	Monitoring von Vektorvorkommen und -aktivität beendet
	Okt 12	Vorkommen und Dichte alternativer Wirtspflanzen ist erfasst
	Mrz 13	Daten zur Infektionshäufigkeit und zu den vorkommenden wirtsspezifischen Isolaten des Schwarzholz-Phytoplasmas aus dem Jahr 2012 liegen vor
	Jun 13	weitere Versuchsflächen sind angelegt
	Aug 13	Monitoring von Vektorvorkommen und -aktivität beendet
	Okt 13	Vorkommen und Dichte alternativer Wirtspflanzen ist erfasst
	Mrz 14	Daten zur Infektionshäufigkeit und zu den vorkommenden wirtsspezifischen Isolaten des Schwarzholz-Phytoplasmas aus dem Jahr 2012 liegen vor
	Aug 14	Monitoring von Vektorvorkommen und -aktivität beendet
Monitoringphase I	Okt 14	Insekten- und Pflanzenproben Freilandsaison 2014 sind archiviert
	Mrz 15	Zwischenbericht Arbeitsfeld C
	Apr 15	Laboruntersuchungen der Proben 2014 abgeschlossen; Daten zu Infektionshäufigkeit liegen vor
	Okt 15	Insekten- und Pflanzenproben Freilandsaison 2015 sind archiviert, Versuchsflächen und Beprobungsstandorte für die Monitoringphase ausgewählt
	Dez 15	Fertigstellung des Abschlussberichtes Arbeitsfeld C der Intensivphase
	Apr 16	Laboruntersuchungen der Proben 2015 abgeschlossen; Daten zu Infektionshäufigkeit liegen vor
	Okt 16	Insekten- und Pflanzenproben Freilandsaison 2016 sind archiviert
	Mrz 17	Zwischenbericht Arbeitsfeld C
	Apr 17	Laboruntersuchungen der Proben 2016 abgeschlossen; Daten zu Infektionshäufigkeit liegen vor
	Okt 17	Insekten- und Pflanzenproben Freilandsaison 2017 sind archiviert
	Mrz 18	Zwischenbericht Arbeitsfeld C
	Apr 18	Laboruntersuchungen der Proben 2017 abgeschlossen; Daten zu Infektionshäufigkeit liegen vor
	Okt 18	Insekten- und Pflanzenproben Freilandsaison 2018 sind archiviert
Dez 18	Abschlussbericht Monitoringphase I	
Monitoringph. II	Apr 19	Laboruntersuchungen der Proben 2018 abgeschlossen; Daten zu Infektionshäufigkeit liegen vor
	Okt 19	Insekten- und Pflanzenproben Freilandsaison 2019 sind archiviert
	Mrz 20	Zwischenbericht Arbeitsfeld C
	Apr 20	Laboruntersuchungen der Proben 2019 abgeschlossen; Daten zu Infektionshäufigkeit liegen vor
	Okt 20	Insekten- und Pflanzenproben Freilandsaison 2020 sind archiviert
	Mrz 21	Zwischenbericht Arbeitsfeld C
	Apr 21	Laboruntersuchungen der Proben 2020 abgeschlossen; Daten zu Infektionshäufigkeit liegen vor
	Okt 21	Insekten- und Pflanzenproben Freilandsaison 2021 sind archiviert
Dez 21	Teilergebnisse der Laboruntersuchungen 2021; Abschlussbericht Monitoringphase II	
Projektabschluss		
	Mrz 22	Erstellung des vorläufigen Schlussberichts
	Okt 22	Erstellung eines Flyers, Konzept für Schlussveranstaltung, Vorbereitung und Durchführung der Schlussveranstaltung
	Dez 22	Gesamtbericht über alle drei Arbeitsfelder, Zusammenfassung der Ergebnisse über die gesamte Förderperiode inkl. der Diskussionsbeiträge der Schlussveranstaltung (Gesamtprojektlaufzeit)

A2. Planungshilfe des Projektes 2811HS003: Biodiversität in Weinbausteillagen – Wechselwirkungen zwischen Steillagenbewirtschaftung und Biodiversität unter Berücksichtigung der Ressourcensicherung. Dunkelblau= hohe Arbeitsintensität, Hellblau= reduzierte Arbeitsintensität, Schattiert = nur bei vorhandenen Kapazitäten

Biodiversität in Weinbausteillagen	Intensivphase (verlängert)					Monitoring I			Monitoring II			Abschluss
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Arbeitsfeld A: Sicherung und Erhaltung genetischer Ressourcen der Rebsorte Riesling												
Begehung von Anlagen; Selektion, Erfassung, Markierung												
Anschreiben an Winzer, Auswahl alter Anlagen												
Ernte von Edelreiser markierter Rebstöcke, Virustest												
Veredlung der Edelreiser von gesunden Rebstöcken; Einschulung												
Ausschulung der veredelte Reben von virusfreien Material												
Nachbau der Reben mit hoher genetischer Bandbreite												
Bonitierung, Datenerhebung der nachgebauten Reben												
Arbeitsfeld B: Einfluss des Bewirtschaftungssystems auf die Biodiversität in Weinbausteillagen												
taxonomische Schulung												
Transektauswahl												
Flächenauswahl für Fang-Wiederfang-Untersuchungen												
Vegetationsaufnahmen												
Transektzählungen (Lepidopteren)												
Transektzählungen (Hymenopteren)												
Malaisefallenfänge (Hymenoptera)												
Farbschalenfänge (Hymenopteren)												
Fang-Wiederfang Lepidoptera (nach Studierendenverfügbarkeit)												
Autökologie Wildbienen (nach Studierendenverfügbarkeit)												
Datenaufbereitung												
Konzepterstellung zur Überführung der erlangten Kenntnisse in die Praxis												
Überführung der erlangten Kenntnisse in die Praxis												
Zwischen- und Endberichte, Publikationen												
Arbeitsfeld C: Funktionelle Biodiversität und Habitatmanagement												
Auswahl geeigneter Untersuchungsflächen												
Einsatz von Begrünungsmischungen an Terrassenböschungen												
Erfassung von Vorkommen und Häufigkeit alternativer Wirtspflanzen der Schwarzholz-Phytoplasmen und Probenahme												
Erfassung von Vorkommen und Aktivität der (potentiellen) Schwarzholzkrankheit-Vektoren												
Erfassung von Flavescente-dorée-Phytoplasmen und -Vektoren												
Laboruntersuchungen zur Bestimmung der Infektionshäufigkeit bei Wirtspflanzen und Zikaden												
Zwischen- und Endberichte												
Gesamprojekt												
Zwischen- und Endberichte, Publikationen												
Erstellung eines Flyers												
Konzeption, Vorbereitung und Durchführung einer Abschlussveranstaltung												

Helle Schattierung: Zusätzliche Arbeiten mit reduzierter Arbeitsintensität

A3: Ertragsuntersuchungen der Elbling Ressourcen 2020

Ernte 2020 Remich Elbling Ressourcen Anlage 1, 22.09.2020						
Zeile	Nr.	Ertrag (kg/m ²)	Mostgewicht (Oe)	Säure	pH	Botrytis
66	HH 3r	3,12	82	9,5	3,04	0
66	HH 6r	2,57	76	9,8	3,04	0
66	HH 9r	3,05	77	9,8	3,04	0
66	HH 14r	1,86	87	8,2	3,12	0
66	JB 9-2	2,12	84	8,2	3,11	0
67	JB 18-18	1,41	86	8,7	3,11	0
67	JB 17-15	3,31	82	8,9	3,10	0
67	JB 14-12	1,11	91	9,9	3,09	0
67	JB 13-10	3,61	77	9,6	3,07	0
67	JB 12-7	3,00	82	8,7	3,09	0
67	JB 9-5	2,97	72	9,1	3,06	0
68	JB 20-20	1,72	87	9,6	3,06	0
68	TRE-100	3,24	72	11,1	2,99	0
68	TRE-300	2,43	74	10,3	3,00	0
68	TRE-400	2,52	82	9,3	3,04	0
68	TRE-500	2,49	77	10,0	3,02	0
68	T-2-2	1,69	84	8,3	3,12	0
68	JB 16-13	2,14	83	9,1	3,11	0
69	17 GM	1,26	82	10,5	3,01	0
69	16 GM	2,12	84	10,0	3,05	0
69	15 GM	1,33	81	8,8	3,09	0
69	14 GM	2,51	85	10,0	3,01	0
69	13 GM	3,78	72	10,9	2,98	0
69	12 GM	2,51	81	8,5	3,10	0
69	T-5-20	2,76	79	9,1	3,04	0
70	18 GM	1,65	86	10,6	2,99	0
70	20 GM	3,09	80	10,6	3,00	0
70	SE 8-11	3,04	85	9,9	3,05	0
70	SE 7-10	3,48	76	10,2	2,99	0
70	SE 1-2	3,74	75	10,1	2,99	0
70	RE 8 GM	3,41	68	11,8	2,93	0
71	3 GM	2,49	89	10,1	3,04	0
71	14-11	2,22	76	10,6	3,00	0
71	SB 18-17	2,61	82	10,8	3,00	0
71	TWE 1-7	2,86	80	10,1	3,01	0
71	TWE 2-8	2,16	86	9,5	3,06	0

ABSCHLUSSBERICHT 2811HS003 „BIODIVERSITÄT IN WEINBAUSTEILLAGEN“

72	JB 9-4	0,91	86	10,4	3,01	0
72	JB 12-9	3,25	78	10,0	3,02	0
72	JB 19-19	4,36	82	10,6	3,02	0
73	MH 3	3,80	80	10,7	3,01	0
73	WS 2 GM	3,45	75	10,1	3,02	0
73	18 GM	1,51	84	10,3	3,03	0
73	16 GM	3,94	66	11,7	2,93	0
74	MH 11	2,58	85	10,3	3,03	0
74	MH 8	2,48	83	11,6	2,97	0
74	MH 5	3,44	73	11,5	2,94	0
75	GM 8-3	4,47	81	10,6	3,05	0
75	GM 15-7	3,12	83	10,8	3,02	0
76	SE GM 1-2	2,94	91	10,4	3,07	0
76	SE GM 3-4	2,85	84	10,8	3,03	0
76	SE GM 4-3	1,84	81	11,5	3,00	0
76	SE GM 6-9	1,01	83	11,1	3,02	0
77	SE GM 5-7	1,09	90	10,2	3,08	0
77	SE GM 7-12	2,86	74	11,3	3,01	0
78	GM 13	2,55	81	11,0	3,02	0
78	GM 1	3,63	72	11,3	2,99	0
78	GM 7-13	1,43	80	12,1	2,96	0

A4: Ertragsuntersuchungen der Elbling Ressourcen 2021

Ernte 2021 Remich Elbling Ressourcen Anlage 2, 13.10.2021					
Zeile	Nr.	Ertrag (kg/m ²)	Mostgewicht (Oe)	Säure	Beschreibung Traube
55	wE KN 9-18	1,47	73	12,6	
55	wE KN 9-17	1,62	74	12,2	
55	wE JMN 8-10	1,26	76	12,1	
55	wE JNM 2-1	0,70	78	12,3	locker, verrieselt
55	wE JNM 10-11	1,32	80	11,0	
55	wE JNM 4-6	0,85	75	11,9	
55	wE JNM 11-12	2,35	78	12,2	
55	wE JNM 4-5	0,93	78	11,1	
55	wE JNM 2-2	1,38	73	11,6	
55	wE JNM 5-7	1,27	75	12,1	
55	wE JNM 8-9	1,09	74	13,1	
56	wE KN 2-1	2,08	73	10,9	viel Aroma
56	wE KN 7-13	0,96	70	12,4	große Beere, viel Aroma
56	wE KN 9-19	1,13	75	10,8	
56	wE KN 4-8	1,66	72	11,6	
56	wE KN 4-10	1,42	76	10,8	
56	wE KN 11-23	2,41	64	11,9	
56	wE KN 10-21	1,83	64	12,4	
56	wE KN 3-5	1,91	71	11,8	
56	wE KN 3-6	1,51	74	10,6	
56	wE KN 7-14	1,50	73	11,0	
56	wE KN 3-4	1,38	72	11,4	
56	wE KN 5-15	1,43	73	10,3	
57	rE EC 24	3,30	66	11,5	
57	rE EC 10	1,22	74	11,4	
57	rE EC 23	1,52	66	10,9	
57	rE EC 26	2,15	69	11,7	
57	rE EC 25	2,26	73	12,1	
57	rE MN 1-5	1,65	75	11,4	intensive rot Färbung
57	rE AS 3-5	1,13	69	11,7	
57	rE OB 5-10	1,46	76	11,2	
57	rE OB 8-12	1,95	65	12,0	
57	wE MN 2-10	1,53	72	12,1	
57	wE MN 6-18	1,86	74	11,1	
58	wE WTS 2-1	1,27	68	12,6	
58	wE JB 14-11a	1,03	80	12,6	leicht verrieselt
58	wE EC 18	0,84	78	11,4	
58	wE EC 21	1,01	81	11,5	lockere Traubenstrukt.

ABSCHLUSSBERICHT 2811HS003 „BIODIVERSITÄT IN WEINBAUSTEILLAGEN“

58	wE EC 13	1,40	78	10,6	
58	wE TS 9-8	1,18	79	11,7	mischbeerig, viel Aroma
58	wE TS 3-6	0,76	78	11,0	
58	rE TS 2-3	1,21	80	11,7	
58	r E TS 3-4	1,65	72	10,8	
58	rE TS 5-7	1,77	66	11,6	
58	rE TS 11-9	0,70	74	10,9	
59	wE EC 19	1,38	79	12,5	locker, kleinbeerig
59	wE EC 4	2,24	64	12,7	
59	wE EC20	3,37	64	12,1	sehr ertragreich
59	wE EC 12	2,32	66	12,0	
59	wE EC 16	1,45	77	10,0	
59	wE EC 6	1,63	66	10,7	
59	wE EC 9	3,05	64	12,1	
59	wE WAS 4-9	1,63	69	12,2	
59	wE AS 3-3	1,60	63	12,6	
59	wE AS 3-4	1,10	72	11,6	viel Aroma, gute Quali.
59	wE AS 3-6	1,68	67	11,8	
59	wE AS 3-7	1,07	75	11,6	locker, viel Aroma
60	wE MN 3-12	2,07	64	11,6	
60	wE MN 2-9	1,73	70	11,1	
60	wE MN 11-20	1,22	79	11,9	
60	wE MN 1-1	2,18	70	11,5	Typ Elbling
60	wE MN 1-6	1,96	71	10,5	
60	wE MN 1-4	2,12	70	11,1	
60	wE MN 8-19	1,98	75	10,4	locker
60	wE EC 7	1,35	72	11,1	
60	wE EC 11	1,51	76	10,4	
60	wE EC 17	0,07	85	11,7	verrieselt
60	wE EC 2	1,08	76	11,1	locker, dicke Beeren
61	wE OB 3-5	0,75	80	11,4	
61	wE OB 4-7	1,75	72	12,0	
61	wE OB 5-11	1,71	72	12,7	
61	wE OB 9-13	2,20	74	12,6	
61	wE OB 2-4	2,01	69	12,2	
61	wE OB 2-2	1,52	75	12,1	
61	wE OB 4-8	1,66	72	12,3	ertragreich
61	wE OB 5-9	1,62	69	12,2	
61	wE OB 3-6	1,53	69	12,8	
61	wE OB 2-1	2,25	76	11,2	
61	wE Mn 2-10	1,55	76	11,6	

ABSCHLUSSBERICHT 2811HS003 „BIODIVERSITÄT IN WEINBAUSTEILLAGEN“

A6: Gesamtzahl nachgewiesener Tagfalterarten und -individuen während der Transektbegehungen im UG Klotten-Treiser Moseltal (2012-2018). RL RLP: Rote Liste Rheinland-Pfalz (Schmidt 2013), RL DE: Rote Liste Deutschland (Reinhardt und Bolz 2011), Rote Liste Kategorien: 1=vom Aussterben bedroht; 2=stark gefährdet; 3=gefährdet; R=Arten mit geografischer Restriktion; V=Arten der Vorwarnliste; G=Gefährdung anzunehmen, Status z.Zt. unbekannt; D=Daten defizitär; I=Vermehrungsgäste; *=ungefährdet; ◊=nicht bewertet; Arten +: Arten, die nicht innerhalb der Linientransekte, jedoch im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden konnten.

Arten	Familie	RL RLP	RL DE	Individuen 2012	Individuen 2013	Individuen 2014	Individuen 2016	Individuen 2017	Individuen 2018	Arten +
1 <i>Aglais io</i>	Nymphalidae	*	*	6		16		7		
2 <i>Aglais urticae</i>	Nymphalidae	*	*	8	8	140	3	18	6	
3 <i>Anthocharis cardamines</i>	Pieridae	*	*	5	3	16	7	11	1	
4 <i>Aphantopus hyperantus</i>	Satyrinae	*	*			1		1		
5 <i>Apatura iris</i>	Nymphalidae	3	V							<i>Apatura iris</i>
6 <i>Aparia crataegi</i>	Pieridae	V	*		3	19	3	2	4	
7 <i>Araschnia levana</i>	Nymphalidae	*	*			1		1		
8 <i>Argynnis aglaja</i>	Nymphalidae	V	V							<i>Argynnis aglaja</i>
9 <i>Argynnis pahia</i>	Nymphalidae	*	*					1		
10 <i>Aricia agestis</i>	Lycaenidae	V	*			1		2	1	
11 <i>Boloria dia</i>	Nymphalidae	2	*			1				
12 <i>Brenthis daphne</i>	Nymphalidae	G	1					5		
13 <i>Brintesia circe</i>	Nymphalidae	1	3							<i>Brintesia circe</i>
14 <i>Callophrys rubi</i>	Lycaenidae	V	V	1	2	4		2	1	
15 <i>Carachodus alceae</i>	Hesperiidae	3	*	3	1	8	1	9	5	
16 <i>Celastrina argiolus</i>	Lycaenidae	*	*				1			
17 <i>Coenonympha arcania</i>	Satyrinae	*	*	2	1			2		
18 <i>Coenonympha pamphilus</i>	Satyrinae	*	*	6	24	28	10	13	9	
19 <i>Colias croceus</i>	Pieridae	I	*	2	3	7		4		
20 <i>Colias hyale</i>	Pieridae	V	*			10		1		
21 <i>Cupido argiades</i>	Lycaenidae	G	V		2	7				
22 <i>Favonius quercus</i>	Lycaenidae	V	*							<i>Favonius quercus</i>
23 <i>Gonepteryx rhamni</i>	Pieridae	*	*	2	7	68	5	21	5	
24 <i>Iphiclides podalirius</i>	Papilionidae	1	3	4		8	1	5	1	
25 <i>Issoria lathonia</i>	Nymphalidae	V	*			2		5	3	
26 <i>Lasiommata megera</i>	Satyrinae	*	*	17	37	127	6	12	4	
27 <i>Leptidea sinapis/reali</i>	Pieridae	V	D	1		6				
28 <i>Limentitis camilla</i>	Nymphalidae	3	V							<i>Limentitis camilla</i>
29 <i>Lycaena phlaeas</i>	Lycaenidae	*	*			12	3	6	4	
30 <i>Lycaena tityrus</i>	Lycaenidae	V	*			2				
31 <i>Maniola jurtina</i>	Satyrinae	*	*	4		20	4	8	2	
32 <i>Melanargia galathea</i>	Satyrinae	*	*	22	15	48	10	6	6	
33 <i>Melitaea cinxia</i>	Nymphalidae	3	3		3	1				
34 <i>Melitaea didyma</i>	Nymphalidae	2	2	20	105	137	34	51	27	
35 <i>Nymphalis c-album</i>	Nymphalidae	*	*	4		2	1	5	3	
36 <i>Nymphalis polychloros</i>	Nymphalidae	3	V			2		1	1	
37 <i>Ochlodes sylvanus</i>	Hesperiidae	*	*							<i>Ochlodes sylvanus</i>
38 <i>Papilio machaon</i>	Papilionidae	V	*		1	10	1	1	1	
39 <i>Pararge aegeria</i>	Satyrinae	*	*							<i>Pararge aegeria</i>
40 <i>Parnassius apollo</i>	Papilionidae	R	2			2				
41 <i>Pieris brassicae</i>	Pieridae	*	*	2	7	21	1	3	5	
42 <i>Pieris manni</i>	Pieridae	D	◊			2				
43 <i>Pieris napi</i>	Pieridae	*	*	24	30	23	43	15	4	
44 <i>Pieris rapae</i>	Pieridae	*	*	376	42	276	82	109	55	
45 <i>Polyommatus bellargus</i>	Lycaenidae	2	3							<i>Polyommatus bellargus</i>
46 <i>Polyommatus icarus</i>	Lycaenidae	*	*		6	15	5	11	8	
47 <i>Polyommatus thersites</i>	Lycaenidae	1	3						1	
48 <i>Polyommatus semiargus</i>	Lycaenidae	V	*							<i>Polyommatus semiargus</i>
49 <i>Pyrgus malvae</i>	Hesperiidae	V	V			68		5		
50 <i>Pyronia tithonus</i>	Satyrinae	V	*	16	7	1	3	19	6	
51 <i>Satyrium acaciae</i>	Lycaenidae	2	V	2	4	3	3	5	4	
52 <i>Satyrium pruni</i>	Lycaenidae	3	*			1		1		
53 <i>Satyrium spini</i>	Lycaenidae	2	3			1			2	
54 <i>Thecla betulae</i>	Lycaenidae	3	*					1		
55 <i>Thymelicus lineola</i>	Hesperiidae	*	*				2			
56 <i>Thymelicus sylvestris</i>	Hesperiidae	*	*		1	6	2	2	1	
57 <i>Vanessa atalanta</i>	Nymphalidae	*	*	5	4	6	7	4	1	
58 <i>Vanessa cardui</i>	Nymphalidae	*	*	1						

ABSCHLUSSBERICHT 2811HS003 „BIODIVERSITÄT IN WEINBAUSTEILLAGEN“

A7: Gesamtzahl nachgewiesener Tagfalterarten und –individuen während der Transektbegehungen im UG Osann-Veldenzer Umlaufberge (2013-2017). RL RLP: Rote Liste Rheinland-Pfalz (Schmidt 2013), RL DE: Rote Liste Deutschland (Reinhardt und Bolz 2011), Rote Liste Kategorien: 1=vom Aussterben bedroht; 2=stark gefährdet; 3=gefährdet; R=Arten mit geografischer Restriktion; V=Arten der Vorwarnliste; G=Gefährdung anzunehmen, Status z.Zt. unbekannt; D=Daten defizitär; I=Vermehrungsgäste; *=ungefährdet; ◇=nicht bewertet; Arten +: Arten, die nicht innerhalb der Linientransekte, jedoch im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden konnten.

	Arten	Familie	RL RLP	RL DE	Individuen 2013	Individuen 2014	Individuen 2016	Individuen 2017
1	<i>Aglais io</i>	Nymphalidae	*	*		42		51
2	<i>Anthocharis cardamines</i>	Pieridae	*	*	11	7		9
3	<i>Araschnia levana</i>	Nymphalidae	*	*		2	1	
4	<i>Aricia agestis</i>	Lycaenidae	V	*		1		9
5	<i>Callophrys rubi</i>	Lycaenidae	V	V				1
6	<i>Coenonympha pamphilus</i>	Satyrinae	*	*		1	2	7
7	<i>Colias hyale</i>	Pieridae	V	*			1	1
8	<i>Gonepteryx rhamni</i>	Pieridae	*	*	1	30		34
9	<i>Issoria lathonia</i>	Nymphalidae	V	*				5
10	<i>Lasiommata megera</i>	Satyrinae	*	*		40	3	5
11	<i>Leptidea sinapis</i>	Pieridae	V	D		2		
12	<i>Lycaena phlaeas</i>	Lycaenidae	*	*		1		5
13	<i>Maniola jurtina</i>	Satyrinae	*	*		32	31	105
14	<i>Melanargia galathea</i>	Satyrinae	*	*			9	36
15	<i>Nymphalis urticae</i>	Nymphalidae	*	*	6	46	13	36
16	<i>Papilio machaon</i>	Papilionidae	V	*		7		3
17	<i>Pararge aegeria</i>	Satyrinae	*	*			2	
18	<i>Pieris brassicae</i>	Pieridae	*	*		34	3	3
19	<i>Pieris mannii</i>	Pieridae	D	◇		1		1
20	<i>Pieris napi</i>	Pieridae	*	*		3	10	5
21	<i>Pieris rapae</i>	Pieridae	*	*	2	32	68	65
22	<i>Polygonia c-album</i>	Nymphalidae	*	*				4
23	<i>Polyommatus icarus</i>	Lycaenidae	*	*		1		66
24	<i>Pyronia tithonus</i>	Satyrinae	V	*		26	6	17
25	<i>Thymelicus lineola</i>	Hesperiidae	*	*		7	36	25
26	<i>Thymelicus sylvestris</i>	Hesperiidae	*	*		8		2
27	<i>Vanessa atalanta</i>	Nymphalidae	*	*		8	14	9
28	<i>Vanessa cardui</i>	Nymphalidae	*	*		1	1	1

ABSCHLUSSBERICHT 2811HS003 „BIODIVERSITÄT IN WEINBAUSTEILLAGEN“

A8: Gesamtzahl nachgewiesener Wildbienenarten am Standort Klotten-Treiser-Moseltal (KTM) (2012-2019): RL RLP: Rote Liste Rheinland-Pfalz (Schmid-Egger et al., 1995), RL DE: Rote Liste Deutschland (Westrich et al., 2011), Rote Liste Kcategoryen: 0= ausgestorben bzw. verschollen, 1=vom Aussterben bedroht; 2=stark gefährdet; 3=gefährdet; V=Arten der Vorwarnliste; G=Gefährdung unbekanntem Ausmaßes, *=ungefährdet; ◊=nicht bewertet ? = Status noch nicht vergeben oder wegen der Zusammenfassung zu Artengruppen nicht genau möglich. Sie wurden im Bericht den „ungefährdeten Arten“ zugeteilt.

Zeilenbeschriftungen	RL BRD 2011	RL RLP 1995	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Gesamt
1 <i>Andrena agillissima</i>	3	3	4	4							8
2 <i>Andrena apicata</i>	G	-							1		1
3 <i>Andrena bicolor</i>	*	-	1	11	2	4	7	3	2	9	39
4 <i>Andrena chrysoceles</i>	*	-							1	1	2
5 <i>Andrena bucephala</i>	3	-						1			1
6 <i>Andrena cineraria</i>	*	-		2		2	2	14	5	30	55
7 <i>Andrena combinata</i>	3	3	2	2				6			10
8 <i>Andrena curvungula</i>	3	2		4							4
9 <i>Andrena dorsata</i>	*	-	5	3		1		2	2	14	27
10 <i>Andrena flavipes</i>	*	-	90	150	24	52	85	55	83	85	624
11 <i>Andrena florea</i>	*	-	1					5			6
12 <i>Andrena fucata</i>	*	-		1							1
13 <i>Andrena fulva</i>	*	-	1	12		1		1	2	2	19
14 <i>Andrena fulvago</i>	3	-	1	1				1			3
15 <i>Andrena gravida</i>	*	-	1	2			1	3	1	4	12
16 <i>Andrena haemorrhhoa</i>	*	-	2	20				4	1		27
17 <i>Andrena hattorfiana</i>	3	3		2							2
18 <i>Andrena helvola</i>	*	-	1	10		2	2	1	3		19
19 <i>Andrena hypopolia</i>	2	?	1								1
20 <i>Andrena labialis</i>	V	-		6							6
21 <i>Andrena labiata</i>	*	-	3	5				1			9
22 <i>Andrena lagopus</i>	*	-		1			3			4	8
23 <i>Andrena minutula</i>	*	-	13	11	2	6	10	6	8	27	83
24 <i>Andrena minutuloides</i>	*	-		1						2	3
25 <i>Andrena mitis</i>	V	-						1			1
26 <i>Andrena nigroaenea</i>	*	-	11	27		3	8	18	8	17	92
27 <i>Andrena nitida</i>	*	-		1		1				2	4
28 <i>Andrena nitidiuscula</i>	3	3	1								1
29 <i>Andrena ovatula agg.</i>	?	?	5	6			1	1			13
30 <i>Andrena rufula</i>	?	?						1			1
31 <i>Andrena scotica</i>	*	-	2	2		1		1	1	2	9
32 <i>Andrena strohmeilla</i>	*	-		2							2
33 <i>Andrena subopaca</i>	*	-	4							1	5
34 <i>Andrena vaga</i>	*	-		3		2	10	5	14	26	60
35 <i>Andrena wilkella</i>	*	-	1								1
36 <i>Anthidium byssinum</i>		3	-	1							1
37 <i>Anthidium manicatum</i>	*	-	1					1			2
38 <i>Anthidium nanum</i>		3	3	5					1		6
39 <i>Anthidium oblongatum</i>	V	-			2						2
40 <i>Anthidium punctatum</i>	V	-	6	1							7
41 <i>Anthophora aestivalis</i>		3	5	4							9
42 <i>Anthophora furcata</i>	V	-		1							1
43 <i>Anthophora quadrimaculata</i>	V	3			1						1
44 <i>Bombus barbutellus</i>	*	-							1	1	2
45 <i>Bombus bohemicus</i>	*	-	3	1					1		5
46 <i>Bombus campestris</i>	*	-		1							1
47 <i>Bombus hortorum agg.</i>	?	?	5	70	1	1	3	1	5	3	89
48 <i>Bombus humilis</i>		3	3	3							3
49 <i>Bombus hypnorum</i>	*	-	1			2	1				4
50 <i>Bombus lapidarius</i>	*	-	75	119	5	11	4	9	2	3	228
51 <i>Bombus pascuorum</i>	*	-	7	61	2	5	1	3	6		85
52 <i>Bombus pratorum</i>	*	-	1	3		3	4	3			14
53 <i>Bombus ruderarius</i>		3	3	1		1					2
54 <i>Bombus rupestris</i>	*	-	1	3							4
55 <i>Bombus soroeensis</i>	V	-	2	9		3		1	1	1	17
56 <i>Bombus sylvestris</i>	*	-						1			1
57 <i>Bombus terrestris agg.</i>	?	?	85	325	5	67	61	34	24	18	619
58 <i>Bombus vestalis</i>	*	-				1	2				3
59 <i>Bombus veteranus</i>		3	3	1							1
60 <i>Ceratina chalybea</i>		3	3	1	2		1			3	7
61 <i>Ceratina cucurbitina</i>	*	-	51	105	1	6	34	23	11	9	240

ABSCHLUSSBERICHT 2811HS003 „BIODIVERSITÄT IN WEINBAUSTEILLAGEN“

62	<i>Ceratina cyanea</i>	*	-	29	13	1		1	1	1	2	48
63	<i>Coelioxys afra</i>		3	3	1	1						2
64	<i>Coelioxys conica</i>	V	-		1							1
65	<i>Coelioxys inermis</i>	*	-	3	1							1
66	<i>Coelioxys mandibularis</i>	*	-		1			1				2
67	<i>Colletes cunicularius</i>	*	-	1	1		1	4	17		1	25
68	<i>Colletes daviesanus</i>	*	-		7	3	2					12
69	<i>Colletes hederæ</i>	*	-	2	5	1						6
70	<i>Colletes similis</i>	V	-		35	18	3	1	1			58
71	<i>Epeolus variegatus</i>	V	-			1						1
72	<i>Eucera longicornis</i>	V	-		1	1						2
73	<i>Eucera nigrescens</i>	*	-			5					1	6
74	<i>Halictus confusus</i>	*	-	3		1					1	2
75	<i>Halictus maculatus</i>	*	-		17	21	3	6	6	4	7	74
76	<i>Halictus quadricinctus</i>	*	-									1
77	<i>Halictus rubicundus</i>	*	-		1			3	1	8		23
78	<i>Halictus scabiosæ</i>	*	-	3	3	8	18	2	8	6	3	50
79	<i>Halictus sexcinctus</i>	*	-	?		1						1
80	<i>Halictus simplex agg.</i>	*	-	3	3	74	102		22	34	10	264
81	<i>Halictus smaragdulus</i>	*	-			1					1	2
82	<i>Halictus subauratus</i>	*	-		2			1				3
83	<i>Halictus tumulorum</i>	*	-		42	63	3	66	11	22	11	237
84	<i>Hylaeus angustatus</i>	*	-		4	8		1	3	1		18
85	<i>Hylaeus brevicornis</i>	*	-		12	54	2	7	6	14	2	102
86	<i>Hylaeus clypearis</i>	*	-		1	1						2
87	<i>Hylaeus communis</i>	*	-			5	2			1		10
88	<i>Hylaeus confusus</i>	*	-		2	5		1	1			9
89	<i>Hylaeus cornutus</i>	*	-		4		2					6
90	<i>Hylaeus difformis</i>	*	-		1	3		1				5
91	<i>Hylaeus dilatatus</i>	*	-		14	38	1	5	11	12		82
92	<i>Hylaeus duckei</i>	*	-	3	2	27	8	9		1		53
93	<i>Hylaeus gibbus</i>	*	-			1						1
94	<i>Hylaeus gredleri</i>	*	-		2	3				2		7
95	<i>Hylaeus hyalinatus</i>	*	-			3	1					4
96	<i>Hylaeus kahri</i>	*	-			1						1
97	<i>Hylaeus nigrinus</i>	*	-		3	4	27	3				34
98	<i>Hylaeus paulus</i>	*	-	?		3	3		4	1		11
99	<i>Hylaeus pictipes</i>	*	-		3			1				1
100	<i>Hylaeus punctatus</i>	*	-						2			2
101	<i>Hylaeus punctulatissimus</i>	G	-							1		1
102	<i>Hylaeus signatus</i>	*	-				1					1
103	<i>Hylaeus styriacus</i>	*	-		2	1		1				8
104	<i>Hylaeus variegatus</i>	V	-			2	1			2		6
105	<i>Lasioglossum calceatum</i>	*	-		13	19	2	3	4	7	3	66
106	<i>Lasioglossum costulatum</i>	*	-	3	3	6	5		1	2	1	16
107	<i>Lasioglossum fulvicorne</i>	*	-				4			2		13
108	<i>Lasioglossum laevigatum</i>	*	-	3			2			1		3
109	<i>Lasioglossum laticeps</i>	*	-		85	77	3	55	103	67	20	667
110	<i>Lasioglossum lativentre</i>	V	-			2		2	1			7
111	<i>Lasioglossum leucozonium</i>	*	-		2	7		1		1		14
112	<i>Lasioglossum malachurum</i>	*	-		19	14	4	42	29	22	6	301
113	<i>Lasioglossum minutissimum</i>	*	-			1			1			2
114	<i>Lasioglossum minutulum</i>	*	-	3		2	1		1	3		7
115	<i>Lasioglossum morio</i>	*	-		48	289	2	147	92	168	60	850
116	<i>Lasioglossum nitidiusculum</i>	V	-		3	1						1
117	<i>Lasioglossum parvulum</i>	V	-			13	22			1	1	37
118	<i>Lasioglossum pauperatum</i>	*	-	2	2	21	16		1	2		41
119	<i>Lasioglossum pauxillum</i>	*	-			19	27		4	11	16	113
120	<i>Lasioglossum politum</i>	*	-			21	22	7	4	3	2	61
121	<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	*	-			4	4				2	11
122	<i>Lasioglossum pygmaeum</i>	G	-		3	14	4			2	2	25

ABSCHLUSSBERICHT 2811HS003 „BIODIVERSITÄT IN WEINBAUSTEILLAGEN“

A9: Gesamtzahl nachgewiesener Wildbienenarten am Standort Osann-Veldenzer Umlaufberge (OVU) (2012-2019): RL RLP: Rote Liste Rheinland-Pfalz (Schmid-Egger et al., 1995), RL DE: Rote Liste Deutschland (Westrich et al., 2011), Rote Liste Kategorien: 0= ausgestorben bzw. verschollen, 1=vom Aussterben bedroht; 2=stark gefährdet; 3=gefährdet; V=Arten der Vorwarnliste; G=Gefährdung unbekanntes Ausmaßes,*=ungefährdet; ◊=nicht bewertet ? = Status noch nicht vergeben oder wegen der Zusammenfassung zu Artengruppen nicht genau möglich. Sie wurden im Bericht den „ungefährdeten Arten“ zugeteilt.

Wildbienenart	RL BRD 2011	RL RLP 1995	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Gesamt
1 <i>Andrena agilissima</i>	3	3		4	5		1				10
2 <i>Andrena apicata</i>	G	-					1	1		1	3
3 <i>Andrena bicolor</i>	*	-		30	19	7	9	5	9	28	107
4 <i>Andrena bimaculata</i>	V	3						1			1
5 <i>Andrena bucephala</i>	3	-					1		1		2
6 <i>Andrena chrysoceles</i>	*	-				1					1
7 <i>Andrena cineraria</i>	*	-		14	26	2	1	7	2	44	96
8 <i>Andrena clarkella</i>	*	-								2	2
9 <i>Andrena combinata</i>	3	3			1						1
10 <i>Andrena curvungula</i>	3	2		6	3					2	11
11 <i>Andrena dorsata</i>	*	-	4	10	40	2	6	4	2	22	90
12 <i>Andrena flavipes</i>	*	-	7	194	544	34	34	46	63	87	1009
13 <i>Andrena florea</i>	*	-				1					1
14 <i>Andrena fulva</i>	*	-		18	10			4	6	3	41
15 <i>Andrena fulvago</i>	3	-		12	23	1		1	2	1	40
16 <i>Andrena gallica</i>	2	?								1	1
17 <i>Andrena gravida</i>	*	-		2	4			4	2	7	19
18 <i>Andrena haemorrhoea</i>	*	-	1	17	19	1			5	3	46
19 <i>Andrena hattorfiana</i>	3	3		5	5			1			11
20 <i>Andrena helvola</i>	*	-		1	1		2	1	1	1	7
21 <i>Andrena labiata</i>	*	-		5	2						7
22 <i>Andrena lagopus</i>	*	-		3	2			11	1	5	22
23 <i>Andrena lathyri</i>	*	-	1								1
24 <i>Andrena minuta</i>	*	-		37	100	2	9	6	8	47	209
25 <i>Andrena minutuloides</i>	*	-		7	12	1				3	23
26 <i>Andrena nigroaenea</i>	*	-		10	10	2	1	3	10	24	60
27 <i>Andrena nitida</i>	*	-		1	3	2	1	10	12	22	51
28 <i>Andrena nitidiuscula</i>	3	3	1	2	21	1					25
29 <i>Andrena ovata</i> agg.	?	?		3	11						14
30 <i>Andrena praecox</i>	*	-							1	4	5
31 <i>Andrena rosae</i>	3	2		3	1						4
32 <i>Andrena scotica</i>	*	-		4	5	1		4	2	6	22
33 <i>Andrena subopaca</i>	*	-		3	1					2	6
34 <i>Andrena vaga</i>	*	-		2	1			3	1	17	24
35 <i>Anthidium manicatum</i>	*	-		2	5			6	2		15
36 <i>Anthidium nanum</i>		3	3	2	2	25		1		1	31
37 <i>Anthidium oblongatum</i>	V	-		1							1
38 <i>Anthidium punctatum</i>	V	-		1	2			1			4
39 <i>Anthophora aestivalis</i>		3	-		2				1	1	4
40 <i>Anthophora furcata</i>	V	-		4	6			1			11
41 <i>Anthophora plumipes</i>	*	-			4	1					5
42 <i>Bombus barbutellus</i>	*	-		3	4						7
43 <i>Bombus bohemicus</i>	*	-		1	2						3
44 <i>Bombus campestris</i>	*	-		6	7					1	14
45 <i>Bombus hortorum</i> agg.	D	?	1	42	130	2	3	3	9	8	198
46 <i>Bombus humilis</i>	*	-	4	31	33	3	1	3	2	1	78
47 <i>Bombus hypnorum</i>	*	-		1	12	2	1	1			17
48 <i>Bombus lapidarius</i>	*	-	12	216	242	7	16	11	13	6	523
49 <i>Bombus norvegicus</i>	*	-			1		1				2
50 <i>Bombus pascuorum</i>	*	-	2	73	101	3	8	12	15	8	222
51 <i>Bombus pratorum</i>	*	-		2	20		5	7			34
52 <i>Bombus ruderarius</i>	3	3		5	21				2	1	29
53 <i>Bombus rupestris</i>	*	-	1	10	28				1		40
54 <i>Bombus soroeensis</i>	V	-	1	22	22	2			3		50
55 <i>Bombus sylvarum</i>	V	-		21	17						38
56 <i>Bombus sylvestris</i>	*	-			1					2	3
57 <i>Bombus terrestris</i> agg.	*	-	14	953	296	23	134	39	35	19	1513
58 <i>Bombus vestalis</i>	*	-			7			3		2	12
59 <i>Ceratina cucurbitina</i>	*	-		14	48	23	19	20	34	21	179
60 <i>Ceratina cyanea</i>	*	-	1	10	11	2		1	2		27

ABSCHLUSSBERICHT 2811HS003 „BIODIVERSITÄT IN WEINBAUSTEILLAGEN“

122	<i>Lasioglossum villosulum</i>	*	-			55	66	7	2	2	11	34	177	
123	<i>Lasioglossum zonulum</i>	*	-			1	1		1		1	5	9	
124	<i>Megachile alpicola</i>	*	-			1				1			2	
125	<i>Megachile centuncularis</i>	V	-			14	93	3		1	1	3	115	
126	<i>Megachile circumcincta</i>	V	-			1							1	
127	<i>Megachile ericetorum</i>	*	-			1						1	2	
128	<i>Megachile genalis</i>		2	3			1						1	
129	<i>Megachile lagopoda</i>		2	2	1	2	4						7	
130	<i>Megachile ligniseca</i>		2	G			1						1	
131	<i>Megachile nigriventris</i>	*	?			1							1	
132	<i>Megachile pilidens</i>		3	3	1	1	5	1		3		7	18	
133	<i>Megachile versicolor</i>	*	-		1	28	43	2	5	4	7	5	95	
134	<i>Melitta haemorrhoidalis</i>	*	-			5							5	
135	<i>Nomada bifasciata</i>	*	-									1	1	
136	<i>Nomada fabriciana</i>	*	-			5	7	1	4			6	23	
137	<i>Nomada flava</i>	*	-				1						1	
138	<i>Nomada flavoguttata</i>	*	-			2	6	1	2	2	2	3	18	
139	<i>Nomada fucata</i>	*	-			2	6					2	10	
140	<i>Nomada fulvicornis</i>	*	-			1				1			2	
141	<i>Nomada guttulata</i>	*	-		3							1	1	
142	<i>Nomada lathburiana</i>	*	-			1						1	2	
143	<i>Nomada piccioliana</i>		3	2					1				1	
144	<i>Nomada ruficornis</i>	*	-								1		1	
145	<i>Nomada succincta</i>	*	-			2							2	
146	<i>Osmia adunca</i>	*	-				1			1	1	1	4	
147	<i>Osmia aurulenta</i>	*	-		1	1	4	2					8	
148	<i>Osmia bicolor</i>	*	-			2					1	2	5	
149	<i>Osmia bicornis</i>	*	-			12	140	7		3	1	1	164	
150	<i>Osmia brevicornis</i>	G	-	3			5	1					6	
151	<i>Osmia caerulescens</i>	*	-			2	37						39	
152	<i>Osmia campanularum</i>	*	-			6	7	2	4	1	1	18	39	
153	<i>Osmia cantabrica</i>	*	-			15	13						28	
154	<i>Osmia comuta</i>	*	-				5				1	3	9	
155	<i>Osmia florisomnis</i>	*	-		1	13	8		1	1		3	27	
156	<i>Osmia gallarum</i>	V	-	3						1			1	
157	<i>Osmia leaiana</i>		3	-	1		1			1			3	
158	<i>Osmia leucomelana</i>	*	-			3	1	1	3	4	2	1	15	
159	<i>Osmia rapunculi</i>	*	-			5	6			1		1	13	
160	<i>Osmia spinulosa</i>		3	-					1	1			2	
161	<i>Osmia tridentata</i>		3	-					1				1	
162	<i>Osmia truncorum</i>	*	-		2	50	277	6	1	3	4	3	346	
163	<i>Panurgus banksianus</i>	*	-			2							2	
164	<i>Panurgus dentipes</i>		3	3	4	162	61	15		8	1	5	256	
165	<i>Sphecodes albilabris</i>	*	-				2						2	
166	<i>Sphecodes crassus</i>	*	-				3		1			2	6	
167	<i>Sphecodes ephippius</i>	*	-		3	7	8		3	1			22	
168	<i>Sphecodes gibbus</i>	*	-				1						1	
169	<i>Sphecodes hyalinatus</i>	*	-					1	1	3		3	8	
170	<i>Sphecodes monilicornis</i>	*	-		1		4	2	3		1		11	
171	<i>Sphecodes puncticeps</i>	*	-								1		1	
172	<i>Sphecodes rubicundus</i>		3	3								1	1	
173	<i>Sphecodes rufiventris</i>	*	-		3		1					1	2	
174	<i>Stelis breviscula</i>	*	-			4	6				1		11	
175	<i>Stelis ornatula</i>	*	-			1	1						2	
176	<i>Stelis punctulatissima</i>	*	-			5	15		1			1	22	
177	<i>Xylocopa violacea</i>	*	3			2	1						3	
Gesamtergebnis						116	5492	7950	1478	1199	1435	1516	1653	20839

A10: Wildkräutermischung zur Aussaat auf Brachflächen

Pflanzenart	Deutscher Name	Gew.- %
<i>Anthemis tinctoria</i>	Färberkamille	5
<i>Anthyllis vulneraria</i>	Wundklee	5
<i>Clinopodium vulgare</i>	Wirbeldost	2
<i>Daucus carota</i>	Wilde Möhre	7
<i>Dianthus deltoides</i>	Heidenelke	5
<i>Galium verum</i>	Echtes Labkraut	5
<i>Hieracium pilosella</i>	Kleines Habichtskraut	1
<i>Plantago media</i>	Mittlerer Wegerich	15
<i>Ranunculus nemorosus</i>	Wald-Hahnenfuß	10
<i>Sanguisorba minor</i>	Kleiner Wiesenknopf	20
<i>Silene nutans</i>	Nickendes Leimkraut	10
<i>Salvia pratensis</i>	Wiesensalbei	15
<p>Für Sämaschine strecken mit Sojaschrot im Verhältnis 1:10 (1 kg Saatgut + 9 kg Sojaschrot), 10 g/m² bis 20 g/m².</p>		

A11: Programm der Abschlussveranstaltung des Projekts am

Abschlussveranstaltung Biodiversität in Weinbausteillagen - Bernkastel-Kues, 27. Oktober 2022



Programm der Abschlussveranstaltung Biodiversität in Weinbau

27. Oktober 2022, 10 bis 16 Uhr

Steillagenzentrum des DLR-Mosel, Gartenstraße 18, 54470 Bernkastel-Kues

10:00 Uhr Eröffnung der Tagung

Begrüßung

Norbert Müller, Dienststellenleiter DLR-Mosel

Grußworte

Biodiversität in Weinbausteillagen - Vorstellung des Projekts

Matthias Porten, DLR-Mosel

10:45 Uhr Sicherung genetischer Ressourcen

Ergebnisse der Projektarbeiten zur Sicherung genetischer Ressourcen

Matthias Porten, DLR-Mosel

Bedeutung intravarietaler genetischer Diversität für den Weinbau

Kai Peter Voss-Fels, Hochschule Geisenheim

11:15 Uhr Steillagenbewirtschaftung und Biodiversität

Vergleich von Methoden zur Erfassung der Bienendiversität in Agrarökosystemen

André Krahnert, JKI, Institut für Bienenschutz

Zeitreihenanalyse von Bienenfängen

Juliane Schmidt, DLR-Mosel

Ökologische Vorteile der Querterrassierung und Bedeutung von Randstrukturen

Thomas Schmitt, Senckenberg Deutsches Entomologisches Institut

Faunistik und Populationsökologie von Tagfaltern

Lea Jäger, DLR-Mosel

Neue Ansätze zum Biodiversitätsmonitoring im Weinbau

Marvin Kaczmarek, JKI, Institut für Pflanzenschutz in Obst- und Weinbau

12:45 Uhr Mittagspause

13:30 Uhr Funktionelle Aspekte der Biodiversität in Weinbausteillagen

Brachenmanagementmaßnahmen und Biodiversität

André Krahnert, JKI, Institut für Bienenschutz

Schwarzholzkrankheit und Vektoren - Zikaden in Weinbausteillagen

Michael Maixner, JKI, Institut für Pflanzenschutz in Obst- und Weinbau

Weinbergsbegrünung und funktionale Biodiversität

Christoph Hoffmann, JKI, Institut für Pflanzenschutz in Obst- und Weinbau

Abschlussveranstaltung Biodiversität in Weinbausteillagen - Bernkastel-Kues, 27. Oktober 2022



14:30 Uhr Verwertung der Projektergebnisse

Querbau in der Praxis - die Sicht der Winzer
Ulrich Fuchs, Weingut Leo Fuchs, Pommern

Öffentlichkeitsarbeit, Wissenstransfer und praktische Verwertung der Ergebnisse
Matthias Porten, DLR-Mosel

15:00 Uhr Abschluss

Vorstellung des Projektflyers
Juliane Schmidt, DLR-Mosel

Schlusswort - Rückschau und Ausblick
Michael Maixner, JKI, Institut für Pflanzenschutz in Obst- und Weinbau

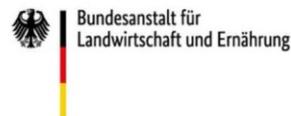
Farbenfroher Umtrunk mit dem Projektwein

Gefördert durch



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Projektträger



FKZ 2811HS003



SENCKENBERG
world of biodiversity

Deutsches Entomologisches Institut



A12: Projektflyer zur Information der weinbaulichen Praxis

Rheinland-Pfalz
DIENSTLEISTUNGSZENTRUM
LÄNDLICHER RAUM MOSEL

Gefördert durch
 Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
 aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

Projekträger
 Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
 FKZ 2811HS003

**Biodiversität
in Weinbausteillagen**

Forschungsprojekt mit zehnjähriger Laufzeit zur Beschreibung, Sicherung und Förderung der Biodiversität in Weinbausteillagen

**Dienstleistungszentrum
Ländlicher Raum (DLR) Mosel**
Görresstraße 10 | D-54470 Berncastel-Kues
Tel. +49 6531 956-0 | Fax: +49 6531 956-103
dlr-mosel@dlr.rlp.de | www.dlr-mosel.rlp.de

Bildnachweise:
 Titelbild (Moseltoreley Piesport): M. Maikner, JKI
 Moselschleife Bremen: stock.adobe.com - Karsten Würth
 Schwaizholzkrankheit, Wildbiene, Zikaden: M. Maikner, JKI
 Roter Scheckenfalter: T. Schmitt, SDE

Im Rahmen des Forschungsprojekts wurden seit November 2011 drei Arbeitsschwerpunkte bearbeitet. Deren wichtigste Ergebnisse und daraus abgeleitete Empfehlungen für die weinbauliche Praxis werden nachfolgend kurz dargestellt.

**SICHERUNG GENETISCHER RESSOURCEN
der Rebsorten Riesling und Elbling**

Die Rebsorten Riesling und Elbling zählen zu den ältesten Weinsorten, die in unseren Breiten kultiviert werden. Vor allem der Riesling hat den Weltruf der Moselweine geprägt. Die genetische Vielfalt dieser Sorten ist in neu angelegten Weinbergen eingeschränkt, da nur noch wenige leistungsstarke Klone angebaut werden. Um dieser Verarmung entgegenzutreten, wurden in alten, noch nicht züchterisch bearbeiteten Weinbergen an der deutschen und luxemburgischen Mosel wertvolle alte Stöcke selektioniert, vermehrt und in Muttergärten zur weiteren Beobachtung gepflanzt. Dazu arbeiteten das DLR-Mosel, die Hochschule Geisenheim und das Institut Viti-Vinicole in Remich zusammen. Neben dem Erhalt der genetischen Vielfalt steht die züchterische Anpassung der Sorten an ein sich änderndes Klima im Vordergrund.

Projektergebnisse

- Es wurden 107 Parzellen beprobt, die zwischen 1880 und 1944 gepflanzt worden waren;
- Von 1.664 ausgewählten Rebstöcken waren 624 ohne Virusbefall und konnten vermehrt werden;
- Das selektionierte Material wurde in 18 Versuchsanlagen zur weiteren Bearbeitung gepflanzt;
- Die Variationsbreite der gewonnenen Akzessionen ist im Vergleich zu gängigen Klonen z. B. in Bezug auf Mostgewicht, Säurewerte oder Traubenstruktur sehr hoch.

Praktische Tipps für Winzer

- Das neue Pflanzmaterial besteht aus hochwertigen Reben;
- Die Vielfalt in den Leistungsmerkmalen bietet einen breiten Raum für betriebsseigene Anforderungen;
- Die Besonderheit des Materials bildet eine zusätzliche Kommunikationsbasis mit der Weinkundschaft;
- Die Anpassung der Rebsorten an ein wärmeres Klima wird erleichtert;
- Reben mit lockerer Traubenstruktur sind weniger faulnis anfällig;
- Das Lesefenster wird vergrößert;
- Der Praxis stehen auf Nachfrage alle gepflanzten Akzessionen zur Verfügung.

BIODIVERSITÄT in Weinbausteillagen

Welches Biodiversitätspotential bieten charakteristische Landschaftsstrukturen in Weinbausteillagen? Ein intensives Monitoring von sensiblen Insektengruppen wie Tagfaltern und Wildbienen in Untersuchungsgebieten an der Mittel- und Terrassenmosel sollte diese Frage unter verschiedenen Forschungsaspekten beantworten. Im Hinblick auf den Erhalt und die gleichzeitige Förderung der Biodiversität und des Weinbaus in Steillagen waren besonders Rebanlagen in Form von Querterrassen ein wichtiges Forschungsfeld.

Projektergebnisse

- 28 Tagfalterarten und 177 Wildbienenarten wurden im Untersuchungsgebiet Osann-Veldenz-Umlaufberge an der Mittelmosel nachgewiesen;
- 58 Tagfalterarten und 178 Wildbienenarten wurden an der Terrassenmosel im Untersuchungsgebiet Klotten-Treiser-Moseltal erfasst;
- 30% der nachgewiesenen Wildbienenarten in beiden Gebieten sowie 52% der Tagfalterarten des Klotten-Treiser-Moseltals gelten nach der Roten Liste Deutschlands (inkl. Vorwarnliste) als gefährdet;
- Auf Querterrassen wurden fast doppelt so viele Arten und Individuen von Wildbienen und Tagfaltern gefunden als in Rebanlagen ohne begrünte Böschungen;
- Tagfalter orientieren sich bevorzugt entlang horizontaler Strukturen der Querterrassen; diese dienen somit der Vernetzung einzelner Tagfalter-Standorte;
- Der stark gefährdete Rote Scheckenfalter *Melitaea didyma* kommt im Klotten-Treiser-Moseltal außergewöhnlich häufig vor. Die Raupen fressen an jungen Pflanzen des Spitzwegerichs und nutzen bevorzugt schütter bewachsene Wege als Lebensraum;



- In Falllinien leben weniger Wildbienenarten als auf Brachflächen, dafür sind dort z.B. einige Schmalbienenarten oder die Sandbiene *Andrena minutula* häufiger;
- Die Einsaat heimischer Blütenmischungen und ihr einmaliges jährliches Mulchen im Winter fördern die Insektenvielfalt auf Brachflächen und beugen der Verbuschung vor.

Praktische Tipps für Winzer

- Querterrassen mit blütenreichen Böschungen fördern die Insektenvielfalt und machen Steillagenweinbau wirtschaftlicher;
- Wegränder und Säume sind wichtige Verbindungen zwischen Lebensräumen. Sie sollten nur einmal jährlich außerhalb der Insekensaison gemäht oder gemulcht werden;
- Altstrukturen der Vegetation sollten auch über den Winter stehen gelassen werden (für Überwinterer);
- Durch die Mosaikmahd (dynamisches, abschnittsweises Mähen) steht den Bestäuberinsekten ein dauerhaftes Nahrungsangebot zur Verfügung;
- Mähen schädigt wesentlich weniger Insekten im Vergleich zum Mulchen;
- Die Einsaat von Blütmischungen in Brachflächen oder Rebzeilen fördert die Insektenvielfalt;
- Nutzen Sie Biodiversitätsmaßnahmen als Werbung für Ihr Weingut;
- Trockenmauern, Wegspitzen, Felsnasen, Abbruchkanten, begrünte Wegsäume und totes Holz bieten Lebensraum für unzählige Insekten und die von ihnen abhängigen Reptilien, Vögel und Säugetiere.



FUNKTIONELLE ASPEKTE der Biodiversität



Schwarzholzkrankheit



Windenglasflügelzikade

Weinbausteillagen sind bevorzugter Lebensraum des Überträgers der Schwarzholzkrankheit, der wärme-liebenden Windenglasflügelzikade *Hyalesthes obsoletus*. Sie lebt und infiziert sich an Winden oder Brennnesseln. Im Projekt wurde untersucht, inwieweit Weinbergsbrachen als Infektionsquelle eine Rolle spielen und ob Rebflächen im Querbau wegen der begrünten Böschungen einem höheren Infektionsrisiko ausgesetzt sind.

Projektergebnisse

- Die adulten Windenglasflügelzikaden treten an Ackenwinde meist von Anfang Juni bis Mitte Juli, an Brennnesseln von Mitte Juni bis Mitte August auf. Die Dichte schwankt von Jahr zu Jahr stark;
- Eine geschlossene Vegetationsdecke mindert das Infektionspotential auf Brachflächen. An trockenen Standorten kann diese durch Einsaat einer geeigneten Kräutermischung erzielt werden. Junganlagen mit offenem Boden sind attraktiv für einwandernde Vektoren. Mit zunehmender Begrü- nungsdichte nimmt die Einwanderung ab;
- Die Schwarzholzkrankheit zeigt typische Befallschwankungen. Während der zehnjährigen Projektlaufzeit nahm der Befall der Untersuchungsflächen kontinuierlich ab. Erst zum Ende des Projekts deutete sich eine erneute Zunahme an;
- Dichte und Infektionshäufigkeit der Vektoren sowie der Schwarzholzbefall waren auf terrassier-

ten Rebflächen nicht erhöht. Von den begrünten Böschungen der Querterrassen geht somit kein erhöhtes Infektionsrisiko aus;

- Mit der seltenen Rosenglasflügelzikade *Reptalus panzeri* tritt an der Mosel ein weiterer Vektor der Schwarzholzkrankheit auf. Er ist jedoch von untergeordneter Bedeutung;
- Die Steillagen sind Lebensraum weiterer wärme-liebender und teilweise seltener Zikadenarten, die von einer artenreichen Vegetation in Rebflächen und Randstrukturen profitieren.

Praktische Tipps für Winzer

- Obwohl Querterrassen mit begrünten Böschungen keinem höheren Infektionsrisiko durch die Schwarzholzkrankheit ausgesetzt sind, sollten Winden und Brennnessel in Befallslagen dennoch zurückgedrängt werden;
- Die Attraktivität von Junganlagen für die Windenglasflügelzikade nimmt bei begrüntem Boden ab (Spontanbegrünung oder Einsaat);
- Spärlich bewachsene trocken-warme Brachflächen können mit trocken-toleranten Kräuter-Saatmischungen begrünt werden, um das Infektionspotential durch die Schwarzholzkrankheit zu senken;
- In Befallslagen sollte der Unterstockbereich möglichst frei von Winden gehalten werden;
- Während der Flugzeit der adulten Glasflügelzikaden sollte die Bekämpfung der Wirtspflanzen unterbleiben, um die Zikaden nicht auf die Reben zu treiben;
- Gezieltes Entfernen kranker Triebe möglichst schon bei der Lese fördert die Genesung schwarzholzkranker Reben.

