

Management der invasiven Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus* Lindl.) in einem komplexen Schutzgebietssystem – Gefährdungspotential, Entscheidungshilfen und Empfehlungen

gefördert durch



Deutsche Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de



Berichtszeitraum:	Projektbeginn	Projektlaufzeit	Aktenzeichen
01.12.2019 – 30.06.2022	01.12.2019	12 Monate + 19	34948/01 & 34948/02

Prof. Dr. Dr. habil. Dr. h.c. (TSU) Annette Otte
Dr. Kristin Ludewig
Dr. Yves Klinger
Wiebke Hansen, MSc.

Justus-Liebig-Universität Gießen
Professur für Landschaftsökologie und
Landschaftsplanung
IFZ - Interdisziplinäres Forschungs-
zentrum
Heinrich-Buff-Ring 26-32
35392 Gießen

Prof. Dr. Michael Wachendorf
Dr. Frank Hensgen
Dr. Thomas Astor (geb. Möckel)
Dr. habil. Kathrin Stenchly
Dr. Damian Schulze-Brüninghoff

Universität Kassel
Fachbereich Ökologische
Agrarwissenschaften
Steinstr. 19
37213 Witzenhausen

Kooperationspartner:

Biosphärenreservat Rhön
Bayerische Verwaltungs-
stelle
Oberwaldbehringer Str. 4
97656 Oberelsbach
Ansprechpartner:
Regierungsdirektor Dipl. Ing.
Michael Geier und Dipl. Biol.
Torsten Kirchner (Wildland-
stiftung)

UNESCO-Biosphärenreser-
vat Rhön
Hessische Verwaltung
Marienstraße 13
36115 Hilders
Ansprechpartner:
Dipl.-Ing. agr. Torsten Raab
und Ewald Sauer

Landschaftspflegeverband
Rhön-Grabfeld
Spörleinstraße 11
97616 Bad Neustadt a.d.S
Ansprechpartnerin:
Dr. Susanne Wüst

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	34948/01	Referat	33/2	Fördersumme	272.700 €
Antragstitel	Management der invasiven Stauden-Lupine (<i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl.) in einem komplexen Schutzgebietssystem– Gefährdungspotential, Entscheidungshilfen und Empfehlungen				
Stichworte	Bergwiesen, <i>Lupinus polyphyllus</i> , Neophyten, Mittelgebirge, Rhön				
Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)		
31 Monate	01.12.2019	30.06.2022	2. Hauptphase		
Bewilligungsempfänger	Justus-Liebig-Universität Gießen		Tel	0641 99 37160	
	Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung Heinrich-Buff-Ring 26-32 35392 Gießen		Fax	0641 99 37169	
			Projektleitung Prof. Dr. Dr. Annette Otte		
			Bearbeiter Dr. Y. Klinger, W. Hansen, MSc., Dr. Kristin Ludewig.		
Projektpartner	AG Prof. Dr. Michael Wachendorf - Universität Kassel, Fachgebiet Grünlandwissenschaft und Nachwachsende Rohstoffe, Steinstr. 19, 37213 Witzenhausen Bearbeiter: Dr. D. Schulze-Brüninghoff, Dr. F. Hensgen, Dr. K. Stenchly				
Kooperationspartner	Biosphärenreservat Rhön – Bayerische Verwaltungsstelle Biosphärenreservat Rhön – Hessische Verwaltungsstelle Landschaftspflegeverband Rhön Grabfeld				

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

In der Rhön führt die invasive Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus* Lindl.) zu dauerhaften Veränderungen von Ökosystemprozessen und -funktionen (z. B. Stickstoffeintrag und Veränderung der Vegetationsstruktur). Auf den invadierten Wiesen sind eine Verschiebung der Pflanzenarten hin zu hochwüchsigen, ruderalen Artengruppen sowie ein Rückgang der Artenzahl festzustellen. Um der großflächigen Beeinträchtigung des wertvollen Grünlands entgegenzuwirken, wurde ein Konzept zur dauerhaften Restituierung und Erhaltung des artenreichen Grünlands entwickelt und erprobt. In zwei Explorationsvorhaben von 2015 - 2016 wurden bereits das Ausmaß der aktuellen Verbreitung von *L. polyphyllus* quantifiziert, die Potentiale zur Restituierung der artenreichen Bergwiesen für die Erhaltung der Artenvielfalt abgeschätzt sowie eine mögliche energetische Nutzung des Aufwuchses analysiert. In der ersten Hauptphase von 2017 - 2019 wurden die Bergwiesen-Restituierung durch die Aktivierung der Samenbank und die Übertragung diasporenhaltigen Mahdguts erprobt (AP 1), die Ausbreitungsprozesse von *L. polyphyllus* auf Landschaftsebene analysiert (AP 2), die Effekte eines für die Reduktion von *L. polyphyllus* geeigneten Schnittregimes auf die bioenergetische Verwendung des jährlichen Grünschnitts von Bergwiesen untersucht (AP 3) und die Erfassung der Dynamik von *L. polyphyllus* durch Methoden der Fernerkundung erprobt (AP 4). In der jetzt abgeschlossenen zweiten Hauptphase wurden die Daten weiter analysiert und für das Akteurs-Netzwerk, die Fachöffentlichkeit und die interessierte Öffentlichkeit aufbereitet.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

AP 1: Mögliche Spenderflächen für die Mahdgutübertragung wurden identifiziert. In einem Feldexperiment wurde die Bergwiesen-Restituierung durch die Aktivierung der Samenbank und die Übertragung diasporenhaltigen Mahdguts erprobt.

AP 2: Für die Untersuchungen zur Ausbreitungsbiologie von *L. polyphyllus* wurden unterschiedliche Vektoren und Ausbreitungswege (Ballochorie, Hemerochorie, Zoochorie, Hydrochorie) analysiert.

AP 3: Die Auswirkungen des Schnittzeitpunktes und des *L. polyphyllus*-Anteils wurden unter Berücksichtigung der Grünlandvegetationstypen auf die Parameter der energetischen Verwertbarkeit untersucht.

AP 4: Die Untersuchungsflächen wurden mit Hilfe eines 3D-Lasers, eines Feldspektrometers, drohnenbasierter RGB-, Thermal- und Hyperspektralsensoren sowie satellitenbasierter Multispektralsensoren, fernerkundlich vermessen.

AP 5: Synthese der Daten: Für die Analyse der Bestandsentwicklung von *L. polyphyllus* wurde mit Hilfe von Satellitenbildern und Geländekartierungen eine aktuelle Verbreitungskarte erstellt. Basierend auf der Verbreitungskarte, der GIS-Datenbank und den Ergebnissen der Geländeversuche (AP 1, 2 und 4) wurde eine Analyse des Gefährdungspotentials durchgeführt. Basierend auf den Ergebnissen und Erfahrungen zum Lupinemanagement aller Projektphasen wurde eine Maßnahmenübersicht als Handlungsempfehlung erarbeitet. Die resultierenden Handlungsempfehlungen werden im Zuge von Netzwerkbildung und AP 6 mit Netzwerkpartner*innen weiter diskutiert und bearbeitet, sodass die Handlungsempfehlungen auch auf durch *L. polyphyllus* invadierte Gebiete außerhalb der Rhön übertragbar sind.

AP 6: Die im Zuge des Projekts gewonnenen Daten und Erkenntnisse werden zusammengetragen, präsentiert und der Öffentlichkeit zugänglich gemacht. Hierfür wurde bereits in den vorangehenden Projekten mit dem Aufbau eines Netzwerks begonnen. Die im Juni 2022 geplante Tagung zum Thema Bergwiesen im Biosphärenreservat Rhön konnte wegen den Bestimmungen der Corona-Pandemie nicht durchgeführt werden. Hierbei sollten die Projektergebnisse vorgestellt und der Umgang mit der Stauden-Lupine in diesen Ökosystemen diskutiert werden. Die Ergebnisse sollen nun bei der Landschaftspflegetagung in Gießen am 30. September 2022 präsentiert werden.

Ergebnisse und Diskussion

AP 1 - Bergwiesen-Restituierung durch Mahdgutübertragung und Aktivierung der Samenbank ist möglich, allerdings ist zu beachten, dass die Witterung einen starken Einfluss auf den Ansiedlungsverlauf hat.

AP 2 - Das Potential zur Selbstausbreitung der Lupine ist hoch, eine späte Mahd trägt stark zur Ausbreitung bei. Die Ausbreitung über Schafkot findet im Gelände zwar statt, ist aber deutlich seltener, die Ausbreitung über Gewässer spielt in der Rhön eine untergeordnete Rolle.

AP 3 - Mittels des IFBB-Verfahrens wird die Qualität der flüssigen und festen Bestandteile erhöht sowie über alle Grünlandstandorte hinweg eine höhere Umwelt- und Primärenergieeinsparungen auf. Damit stellt das IFBB-Verfahren eine bessere Option im Vergleich zur bisher alleinigen anaeroben Vergärung dar.

AP 4 - Die Nutzung von 3D-Laser- sowie Hyperspektralinformationen ermöglicht die Berechnung sehr guter Ertragsmodelle. Diese können weiterführend in ein zukünftiges Prognosemodell einfließen und für ein potenzielles Lupine-Monitoring eingesetzt werden.

AP 5: Die Ergebnisse und Erfahrungen zum Lupinemanagement aller Projektphasen wurden zu einer Maßnahmenübersicht kondensiert. Diese beinhaltet empfohlene Zeitpunkte und Häufigkeiten von Schnittmaßnahmen in flächiger oder selektiver Form sowie die Nutzung von Kontrollmaßnahmen (Bestandsüberwachung vor Ort oder durch Fernerkundung).

AP 6: Die Website mit den Handlungsempfehlungen zur Eindämmung der Stauden-Lupine ist auf den Seiten der Biosphärenreservate unter folgendem Link abrufbar: <https://www.biosphaerenreservat-rhoen.de/natur/projekte-im-bereich-natur/dbu-lupinus-projekt>

Eine allgemein verständliche Anleitung für den Umgang mit der Stauden-Lupine ist in der Naturschutz-Fachzeitschrift „Anliegen Natur“, Heft 2 (2022) ausführlich dargestellt. Die Ergebnisse werden zudem bei der Landschaftspflegetagung in Gießen am 30. September 2022 sowie im Oktober 2022 bei der durch das Biosphärenreservat organisierten Vortragsreihe „Aus der Rhön für die Rhön“ mit der Zielgruppe des Akteurs-Netzwerks, der Fachöffentlichkeit und der interessierten Öffentlichkeit vorgestellt.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Die Workshops „Fernerkundung im Naturschutz – Kontrolle invasiver Arten“ und „Management invasiver Pflanzenarten in Bergwiesenökosystemen“ fanden 2019 unter Teilnahme einer breiten Öffentlichkeit statt.

Die Veröffentlichung von Artikeln in der Zeitschrift „Anliegen Natur“ macht dem entstandenen Akteurs-Netzwerks und einer breiten Öffentlichkeit die Ergebnisse bekannt. Letztlich stellt der Aufbau einer Projekt-Website auf den Seiten der Biosphärenreservate sicher, dass die Inhalte auch über die Projektlaufzeit hinaus verfügbar bleiben (AP 6). In der Projektlaufzeit entstanden 2 Dissertationen, 23 Abschlussarbeiten, 16 englisch- und 7 deutschsprachige Fachpublikationen.

Fazit

Während die erste Hauptphase des Projekts zur Erhaltung und Restituierung der Artenvielfalt in den Bergwiesen des Biosphärenreservats Rhön planmäßig verlaufen ist, wurde die zweite Hauptphase stark durch die Corona-Pandemie beeinflusst. Dennoch konnten die Daten weiter analysiert und für das Akteurs-Netzwerk, die Fachöffentlichkeit und die interessierte Öffentlichkeit aufbereitet und dauerhaft verfügbar gemacht werden.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Anlass und Zielsetzung	2
Arbeitsschritte und angewandte Methoden	4
Arbeitspakete der Phase 1 (29 Monate) mit Fortführung und Beendigung in Phase 2	4
AP 1 Restituierung von durch <i>L. polyphyllus</i> invadierte Bergwiesen durch die Aktivierung der Bodensamenbank sowie die Übertragung von artenreichem Mahdgut ..	4
AP 2 Analyse und Modellierung der Ausbreitungsprozesse von <i>L. polyphyllus</i> auf Landschaftsebene.....	6
AP 3 Energetische Verwertung von extensivem Grünland unter Berücksichtigung von <i>L.</i> <i>polyphyllus</i>	9
AP 4 Nicht destruktive, fernerkundliche Beurteilung des Zeitpunktes von Schnittmaßnahmen zur Bekämpfung des invasiven Neophyten <i>L. polyphyllus</i> und dessen Auswirkung auf die energetischen Parameter von Grünlandbeständen	20
Ergebnisse.....	29
Arbeitspakete der Phase 1 (29 Monate) mit Fortführung und Beendigung in Phase 2	29
AP 1 Restituierung von durch <i>L. polyphyllus</i> invadierte Bergwiesen durch die Aktivierung der Bodensamenbank sowie die Übertragung von artenreichem Mahdgut	29
AP 2 Analyse und Modellierung der Ausbreitungsprozesse von <i>L. polyphyllus</i> auf Landschaftsebene.....	37
AP 3 Energetische Verwertung von extensivem Grünland unter Berücksichtigung von <i>L.</i> <i>polyphyllus</i>	43
AP 4 Nicht destruktive, fernerkundliche Beurteilung des Zeitpunktes von Schnittmaßnahmen zur Bekämpfung des invasiven Neophyten <i>L. polyphyllus</i> und dessen Auswirkung auf die energetischen Parameter von Grünlandbeständen	57
Diskussion	76
Arbeitspakete der Phase 1 (29 Monate) mit Fortführung und Beendigung in Phase 2	76
AP 1 Restituierung von durch <i>L. polyphyllus</i> invadierte Bergwiesen durch die Aktivierung der Bodensamenbank sowie die Übertragung von artenreichem Mahdgut	76
AP 2 Analyse und Modellierung der Ausbreitungsprozesse von <i>L. polyphyllus</i> auf Landschaftsebene.....	77
AP 3 Energetische Verwertung von extensivem Grünland unter Berücksichtigung von <i>L.</i> <i>polyphyllus</i>	79
AP 4 Nicht destruktive, fernerkundliche Beurteilung des Zeitpunktes von Schnittmaßnahmen zur Bekämpfung des invasiven Neophyten <i>L. polyphyllus</i> und dessen Auswirkung auf die energetischen Parameter von Grünlandbeständen	82
Arbeitspakete der zweiten Phase	87
AP 5 Zusammenführung der Daten in eine Analyse des Gefährdungspotentials zur Abschätzung der Dynamik der Bestandsentwicklung von <i>L. polyphyllus</i> als Grundlage für Entscheidungshilfen.....	87
AP 6 Öffentlichkeitsarbeit, Akteursnetzwerk-Bildung, Übertragung der Erkenntnisse, Organisation einer abschließenden Bergwiesen-Tagung zur Erhaltung und Förderung ihrer Diversität.....	89

Zusammenarbeit mit den Kooperationspartnern.....	93
Veröffentlichungen und Abschlussarbeiten	94
Deutschsprachige Veröffentlichungen:.....	97
Schlussbetrachtung und Fazit	98
Anhang	106

Abbildungen

Abbildung 1:	Versuchsdesign des Experiments mit Mahdgutübertragung und Aktivierung der Diasporenbank im Split-Plot-Design. Das Experiment wird auf zwei frischen Goldhaferwiesen, zwei feuchten Goldhaferwiesen und zwei Borstgrasrasen durchgeführt.	5
Abbildung 2:	Lupine-Entfernung (a), Aktivierung der Bodensamenbank mit der Kreiselegge (b), Übertragung des Mahdguts auf die Empfängerflächen (c)	5
Abbildung 3:	Versuchsaufbau zum Nachweis von Ballochorie mit <i>Lupinus</i> -Einzelpflanze	9
Abbildung 4:	Samenfalle zur Untersuchung der Samenschüttung von <i>Lupinus</i> -Beständen unterschiedlicher Deckung	9
Abbildung 5:	Mähwerk eines beprobten Traktors.....	9
Abbildung 6:	Schwimmfähige Samenfalle zum Nachweis von Hydrochorie	9
Abbildung 7:	Überblick des Feldversuchsdesigns für die Arbeitspakete 3 und 4 sowie Luftbildaufnahme von einer Versuchsfläche der Universität Kassel im bayrischen Teil der Rhön (Bildautor: Torsten Kirchner) direkt vor dem 2.Schnitttermin (05.07.2017).	10
Abbildung 8:	Integrierte Festbrennstoff – und Biogasproduktion aus Biomasse (IFBB)	11
Abbildung 9:	Biogaslabor des Fachbereichs Grünlandwissenschaften und Nachwachsende Rohstoffe der Universität Kassel	13
Abbildung 10:	Simulation der Aufkonzentrierung eines Störstoffes im Reaktor bei geplanter Fütterung von Lupinesilage	14
Abbildung 11:	Versuchssamen von <i>L. polyphyllus</i> zu den drei verschiedenen Sammelzeitpunkten. Fotos: Juliane Baltés	16
Abbildung 12:	Versuchsaufbau zur Vergärung der Samen (S) von <i>L. polyphyllus</i> . Dunkelgraue Kreise zeigen einen Reaktor (R) an. Hellgraue Rechtecke zeigen eine Wasserwanne an.....	17
Abbildung 13:	Diagramm zu den Systemgrenzen für das IFBB-Verfahren (oben) und die anaerobe Vergärung (AD; unten). Die Kästchen veranschaulichen die wichtigsten Vordergrundprozesse im System. Die Pfeile kennzeichnen den Fluss von Rohstoffen, Produkten, Wärme und Strom. Gärreste wurden als Ersatz für den lokalen Wärmemix, Netzstrom und Mineraldünger betrachtet.	19
Abbildung 14:	Links: Terrestrischer Laserscanner, rechts: Trägerplattform mit Hyperspektralkamera.	22
Abbildung 15:	Lage der Spenderflächen für den Bergwiesen-Restituierungsversuch (BG = Borstgrasrasen, GF = frische Goldhaferwiese, GN = nasse Goldhaferwiese).	29
Abbildung 16:	Lage der Empfängerflächen für den Bergwiesen-Restituierungsversuch (BG = Borstgrasrasen, GF = frische Goldhaferwiese, GN = nasse Goldhaferwiese)	29
Abbildung 17:	Box und Scatterplots der Zielarten-Deckung der Borstgrasrasen a), der mesischen Goldhaferwiesen b) und der nassen Goldhaferwiesen c) während des Untersuchungszeitraumes. Die Boxen repräsentieren das obere und das untere Quartil, die Linie den Median. Die Sternchen zeigen signifikante Unterschiede zu den entsprechenden Plots in 2017 an ($p < 0,05$, paarweise Kontraste zu den entsprechenden Behandlungen in 2017). Abbildung aus Hansen et al. (2022).	31
Abbildung 18:	Box und Scatterplots der Lupine-Deckung der Borstgrasrasen a), der mesischen Goldhaferwiesen b) und der nassen Goldhaferwiesen c) während des Untersuchungszeitraumes. Die Boxen repräsentieren das obere und das untere Quartil, die Linie den Median. Die Sternchen zeigen signifikante Unterschiede zu den entsprechenden Plots in 2017 an ($p < 0,05$, paarweise Kontraste zu den entsprechenden Behandlungen in 2017). Abbildung aus Hansen et al. (2022).	33

Abbildung 19	NMDS-Ordination der floristischen Hauptgradienten der drei untersuchten Vegetationstypen. Die Farben repräsentieren die Bodenbehandlung, Dreiecke sind Plots mit Mahdgutübertragung, Kreise stellen Plots ohne Mahdgutübertragung dar, Sterne repräsentieren.....	35
Abbildung 20	NMDS-Ordination der floristischen Hauptgradienten der drei untersuchten Vegetationstypen. Die Farben repräsentieren die Bodenbehandlung, Dreiecke sind Plots mit Mahdgutübertragung, Kreise stellen Plots ohne Mahdgutübertragung dar.....	36
Abbildung 21:	Ordinationsdiagramm einer Primärkomponentenanalyse (PCA) der Flächeneigenschaften (Fläche, Umfang, Shape-Index, Distanz zu Straße und Distanz zu Lesesteinriegel) der vier häufigsten Grünlandtypen (HM mesophiles Grünland; NG trockenes, mageres Grünland; WHM Nassgrünland und WNG feuchtes, mageres Grünland). Die Punkte repräsentieren Wiesen-Stücke, die Beschriftungen zeigen die Zentroide (Mittelwerte) der Grünlandtypen. Die erste Achse (51.2% erklärte Varianz) repräsentiert Veränderungen in Wiesengröße und -umfang. Die zweite Achse (19.3% erklärte Varianz) repräsentiert Veränderungen in der euklidischen Distanz zum nächstgelegenen Weg und Lesesteinriegel bzw. Veränderungen der Form des Grünland-Patches. Abbildung aus Klinger et al. (2019).	37
Abbildung 22:	Das Box-Whisker Plot zeigt Unterschiede im Anteil von mit <i>L. polyphyllus</i> invadierte Grünlandfläche für die vier häufigsten Grünlandtypen (mesophiles Grünland; trockenes mageres Grünland; feuchtes mageres Grünland; Nassgrünland) in der Zeitspanne zwischen 1998 (hellgrau) und 2016 (dunkelgrau). Die Unterschiede wurden innerhalb der Jahre mittels GLMs und Post-hoc Tukey-Tests überprüft. Während der invadierte Flächenanteil 1998 für alle Grünlandtypen vergleichbar war, ist 2016 Grünland mit mittlerer Wasserversorgung stärker invadiert als feuchtes mageres Grünland und Nassgrünland. Abbildung aus Klinger et al. (2019).....	38
Abbildung 23:	Anzahl und Entfernung der ausgeschleuderten <i>L. polyphyllus</i> -Samen in acht Entfernungsklassen zur Mutterpflanze im Verlauf des Versuchs.....	39
Abbildung 24:	Anzahl ausgeschütteter Samen von <i>L. polyphyllus</i> -Beständen niedriger, mittlerer und hoher Deckung im Verlauf der Vegetationsperiode im Vergleich	39
Abbildung 25:	NMDS-Ordination (stress level: 0.151) Achsen (a) eins und zwei und (b) eins und drei. Während die Mähwerksproben (Mower) hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung der oberirdischen Vegetation ähneln, sind die Schafskotproben (Sheep) der Bodensamenbank deutlich ähnlicher. Abbildung aus Klinger et al. (2021)	41
Abbildung 26:	Zeitlicher Verlauf der Anzahl an schwimmfähigen <i>L. polyphyllus</i> -Samen mit zwei Messreihen	42
Abbildung 27:	Einfluss des Schnittzeitpunktes auf den Heizwert (in MJ·kg ⁻¹ Trockenmasse) von Biomassen aus Goldhaferwiesen (links) und Borstgrasrasen (rechts) unter Berücksichtigung der Abundanz von <i>L. polyphyllus</i> sowie einer Aufbereitung der Biomassen durch das IFBB-Verfahren (Presskuchen). Linien repräsentieren den mittleren Heizwert der in 2017 hergestellten Silage (durchgehende Linie) und des Presskuchens (IFBB; gestrichelte Linie) mit und ohne <i>L. polyphyllus</i>	44
Abbildung 28:	Änderung des Gesamtalkaloidgehaltes in den Pflanzenorganen von <i>L. polyphyllus</i> während der Vegetationsperiode in 2017 (links) sowie der Vergleich des Gesamtalkaloidgehaltes von Lupine aus Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen (rechts). Gestrichelte Linie repräsentiert den mittleren Gesamtalkaloidgehalt über beide Vegetationstypen und über alle Zeitpunkte.	45
Abbildung 29:	Einfluss des Schnittzeitpunktes auf die Methanausbeute (in IN·kg ⁻¹ oTS) von Biomassen aus Goldhaferwiesen (links) und Borstgrasrasen (rechts) unter Berücksichtigung der Abundanz von <i>L. polyphyllus</i> sowie einer Aufbereitung der Biomassen durch das IFBB-Verfahren (Presssaft). Linien repräsentieren die mittlere Methanausbeute der in 2017 hergestellten Silage (durchgehende Linie) und des Presssaftes (IFBB; gestrichelte Linie) mit und ohne <i>L. polyphyllus</i>	46

Abbildung 30:	Verlauf der Raumbelastung im Versuchszeitraum (links) und Simulation der Aufkonzentrierung eines Störstoffes im Reaktor entsprechend der tatsächlich realisierten Fütterung von Lupinensilage (rechts).....	47
Abbildung 31:	Gasproduktionsraten in der Umstellung (oben) und gegen Ende (unten) von Gras auf die Mischungen.	48
Abbildung 32:	Tagessummen Biogas (oben) und Methan (unten).....	49
Abbildung 33:	Kumulierter Biogasertrag in Normlitern. Prozentangaben über den Balken entsprechen dem Ertrag im Vergleich zum Durchschnittsertrag.....	49
Abbildung 34	Zeitliche Änderungen in der Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaften in den vier Reaktoren (R1-R4) auf der Grundlage der 16S rRNA-Amplikon-Sequenzierung. Dargestellt sind nur die relativen Häufigkeiten der 20 häufigsten Taxa.....	50
Abbildung 35	PCoA-Diagramm der Bakteriengemeinschaften auf der Grundlage der Bray-Curtis-Distanz von 16S rRNA-Genamplikon-Sequenzierungsdaten. Jeder Punkt steht für eine Bakteriengemeinschaft eines Reaktors zum angegebenen Probenahmezeitpunkt. Je näher zwei Punkte beieinander liegen, desto ähnlicher sind die jeweiligen bakteriellen Gemeinschaften.	51
Abbildung 36	Zusammensetzung der Gemeinschaft der methanogenen Archaeen auf der Grundlage der mcrA-Amplikonsequenzierung in den vier Reaktoren (R1-R4).....	52
Abbildung 37	PCoA-Diagramm der methanogenen Gemeinschaften auf der Grundlage der Bray-Curtis-Distanz der mcrA-Amplikonsequenzierungsdaten. Jeder Punkt steht für eine Gemeinschaft eines Reaktors (R1-R4) zum angegebenen Zeitpunkt. Je näher zwei Punkte beieinander liegen, desto ähnlicher waren sich die jeweiligen Gemeinschaften.	53
Abbildung 38:	Gesamtkeimungsraten der Samen von <i>L. polyphyllus</i> unterschiedlicher Altersstadien nach dem Vergärungsprozess bei 37°C und 50°C.	54
Abbildung 39:	Gesamtkeimungsraten der Samen von <i>L. polyphyllus</i> des Altersstadiums 3 in Abhängigkeit von Vergärungsdauer bei 37°C und 50°C.	55
Abbildung 40:	Primärenergieverbrauch für Inputprozesse (links) und Einsparungen durch den Ersatz von Energie und Düngemittelproduktion (rechts). Die weißen Balken zeigen die Netto-Primärenergiebilanz für jede der Optionen an, wobei der größere positive Wert die günstigere Option anzeigt. Zu den Biomassearten gehören Borstgras (<i>Nardus stricta</i> , NS) und Goldhafer (<i>Trisetum flavescens</i> , TF), die entweder frei von Lupine (NS und TF) oder von Lupine (NS+L und TF+L) befallen sind. AD: Anaerobe Gärung; IFBB: Integrierte Erzeugung von Festbrennstoffen und Biogas aus Biomasse.....	56
Abbildung 41:	Treibhausgasemissionen aus Inputprozessen (rechts) und Treibhausgaseinsparungen durch den Ersatz von Energie- und Düngemittelproduktion (links). Die weißen Balken zeigen den Netto-THG-Saldo für jede der Optionen an, wobei der größere negative Wert die günstigere Option anzeigt. Zu den Biomassearten gehören Borstgras (<i>Nardus stricta</i> , NS) und Goldhafer (<i>Trisetum flavescens</i> , TF), die entweder frei von Lupine (NS und TF) oder von Lupine (NS+L und TF+L) befallen sind. AD: Anaerobe Gärung; IFBB: Integrierte Erzeugung von Festbrennstoffen und Biogas aus Biomasse.	56

Abbildung 42:	Lineare Modelle für Trockenbiomasse (A-D) und Frischbiomasse (E-B). (A) Angepasste R^2 der linearen Modelle für Trockenbiomasse und Vegetationshöhe (Mittelwerte unterschiedlicher Höhenabschnitte); (B) Angepasste R^2 der linearen Modelle für Trockenbiomasse und Voxel-Summe unterschiedlicher Voxel-Kantenlängen); (C) Angepasste R^2 der linearen Modelle für Trockenbiomasse und Mittlere 3d-Raster-Höhe (unterschiedlicher Rastergröße); (D) Lineares Modell für Trockenbiomasse und konvexe Hülle; (E) Angepasste R^2 der linearen Modelle für Frischbiomasse und Vegetationshöhe (Mittelwerte unterschiedlicher Höhenabschnitte); (F) Angepasste R^2 der linearen Modelle für Frischbiomasse und Voxel-Summe unterschiedlicher Voxel-Kantenlängen); (G) Angepasste R^2 der linearen Modelle für Frischbiomasse und Mittlere 3d-Raster-Höhe (unterschiedlicher Rastergröße); (H) Lineares Modell für Frischbiomasse und konvexe Hülle. Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Hensgen, Wachendorf, & Astor (2019).	59
Abbildung 43:	Schätzgenauigkeit (adj. R^2) für die Modelle: Summe der Voxel, Mittlere 3d-Raster-Höhe, Vegetationshöhe und Volumen der konvexen Hülle. Jeweils in Korrelation mit Frischmasseertrag und Trockenmasseertrag. Jede Methode des Weiteren unterschieden nach der Anzahl Scans, aus denen die Punktwolke zusammengesetzt wurde.	60
Abbildung 44:	Mittelwerte der Schätzgenauigkeit (adj. R^2) aller vorgestellten Methoden unterschieden nach der Anzahl Scans, aus denen die Punktwolke zusammengesetzt wurde.	60
Abbildung 45:	Schätzgenauigkeit (adj. R^2) der Methode Vegetationshöhe in Korrelation mit Frischmasseertrag und Trockenmasseertrag. Unterschieden nach der Anzahl Scans, aus denen die Punktwolke zusammengesetzt wurde.	60
Abbildung 46:	Mittlere Kalkulationsdauer der Methoden Summe der Voxel, Mittlere 3d-Raster-Höhe, Vegetationshöhe und Volumen der konvexen Hülle. Unterschieden nach der Anzahl Scans, aus denen die Punktwolke zusammengesetzt wurde und korreliert mit Frischmasseertrag und Trockenmasseertrag.	61
Abbildung 47:	Vergleich des Bestimmtheitsmaßes (R^2) der Frisch- und Trockenmasseschätzung von Modellen aus Hyperspektraldaten, Laserdaten und einer Kombination beider Sensorsysteme. Boxplots repräsentieren hundert verschiedene Random Forest Modellläufe. ***: $p < 0.001$ Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Wachendorf, & Astor (2021).	62
Abbildung 48:	Vergleich der normalisierten Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme (nRMSE) der Frisch- und Trockenmasseschätzung von Modellen aus Hyperspektraldaten, Laserdaten und einer Kombination (Fusion) beider Sensorsysteme. Boxplots repräsentieren hundert verschiedene Random Forest Modellläufe. ***: $p < 0.001$ Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Wachendorf, & Astor (2021).	62
Abbildung 49:	Beitrag hyperspektraler Bänder zur Abschätzung von Frisch- und Trockenmasse durch Random Forest Regressionsmodelle gebaut ausschließlich aus Hyperspektraldaten. ("Feature Importance" als Median aus 100 verschiedenen Random Forest Modellläufen). Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Wachendorf, & Astor (2021).	63
Abbildung 50:	Variablen der jeweils 100 Frisch- und Trockenmassemodelle aus solitären Laserdaten und der Kombination von Laser- und Hyperspektraldaten (Sensor Fusion). Dunkle Boxplots repräsentieren Variablen aus Hyperspektraldaten, weiße Boxplots aus Laserdaten. Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Wachendorf, & Astor (2021).	64
Abbildung 51:	Normalisierte Abweichung von vorhergesagter und beobachteter Frischmasse für unterschiedliche Konzentrationen von <i>L. polyphyllus</i> in den Referenzplots. Ergebnisse aus 100 Random Forest Modellen. Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Wachendorf, & Astor (2021).	65

Abbildung 52:	Normalisierte Abweichung von vorhergesagter und beobachteter Trockenmasse für unterschiedliche Konzentrationen von <i>L. polyphyllus</i> in den Referenzplots. Ergebnisse aus 100 Random Forest Modellen. Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Wachendorf, & Astor (2021).	65
Abbildung 53:	Loss und IoU (Intercept over Unit) über den Verlauf der Trainingszeit. Abbildung aus Theato (2020).	66
Abbildung 54:	Ergebnisse der Segmentierung: Ausschnitte der Evaluierung bestehend aus (von oben nach unten): (1) Original RGB Bild, (2) Wahrscheinlichkeitskarte, (3) Vorhergesagte Segmentierungsmaske, (4) Ground Thruth, (5) Bild mit Overlay von Richtig-Positiv (weiß), Falsch-Positiv (blau), Falsch-Negativ (rot). Abbildung aus (Theato, 2020).	67
Abbildung 55:	Vorhersage auf Plot (nicht Teil des Trainingsdatensatzes) zum letzten Überfliegungstermin (Juli). Helle Bereiche repräsentieren Lupineklassifikation der Modellvorhersage. Rote Vergrößerung zeigt Artefakt aufgrund der Zusammensetzung zweier Einzelbildsegmente (scharfe vertikale Klassifizierungskante). Orangene Vergrößerung zeigt fälschliche Lupineklassifikation auf Teilen einer Hose. Abbildung aus (Theato, 2020).	68
Abbildung 56:	Wichtigkeit der Variablen des Klassifikationsmodells trainiert aus allen sechs Datensätzen. (FD: Fractional Dimension, CC: Circle Compactness, SD: Standard Deviation, SSI: Spectral Shape Index, ASM: Angular Second Moment, IDM: Inverse Difference Moment, CHM: Canopy Height Model, PD Point Density). Abbildung aus (Wijesingha et al., 2020).	69
Abbildung 57:	Lupine-Deckungskarten einer Fläche zu drei Befliegungszeitpunkten (D1: 12. Juni, D2: 26. Juni, D3: 9. Juli). Violett zeigt Lupine in digitalisierter (a, c, e) und modellierter (b, d, f) Form). Abbildung aus (Wijesingha et al., 2020).	70
Abbildung 58:	Beziehung zwischen relativer Lupine-Deckung der manuellen Digitalisierung (LA) und der Kartengenauigkeit (MA: Map accuracy) basierend auf dem generalisierten finalen Modell, mit ungestörter Vegetation V_0 , V_{2weeks} , V_{4weeks} , und Wiederaufwuchs nach Mahd (VR_{2weeks} , VR_{4weeks}). Abbildung aus (Wijesingha et al., 2020).	71
Abbildung 59:	Validierung von 100 Modellläufen für jeden getesteten Algorithmus der binären Klassifikation. Sortiert nach aufsteigender AUC (Area under the Receiver Operational Curve) und absteigendem Log loss. DL: Deep Learning, DRF: Distributed Random Forest GBM: Gradient Boosting Machine, XRT: Extremely Randomized Trees GLM: Generalised Linear Model, SE: Stacken Ensembles. Abbildung aus (Schulze-Brüninghoff et al., 2021).	72
Abbildung 60:	Skalierte Wichtigkeit der Variablen des Gradient Boosting Modells einer binären Klassifikation. Variable p75_BLUGRE ist das 75% Perzentil des NDSI (Normalised Difference Spectral Index) berechnet aus dem blauen und grünen Band. Abbildung aus (Schulze-Brüninghoff et al., 2021).	72
Abbildung 61:	Kartierung von <i>L. polyphyllus</i> (Violett) im Gebiet Leitgraben für August 2020.	73
Abbildung 62:	Vorhergesagte vs. beobachtete Rohproteingehalte (CP) und ADF. Farben repräsentieren die einzelnen Grünlandstandorte (Vgl. Tabelle 3). Schwarze Linie stellt 1:1 dar. Blaue Linie repräsentiert die lineare Regressionslinie zwischen vorhergesagten und beobachteten Werten. Abbildung aus (Wijesingha et al., 2020).	74
Abbildung 63:	Modellierung der Qualitätsparameter Rohprotein (d-f) und ADF (g-i) für einen Lupine-invadierten Standort zu drei Terminen (Spalte 1-3). Zuoberst (a-c), Echtfarbenbild (R: 606 nm, G: 546 nm, B: 482 nm). Farbpaletten sind unterschiedlich skaliert. Weiße Flächen repräsentieren Pixel ohne Daten. 64 m ² Plots sind durch grüne Quadrate dargestellt. Abbildung aus (Wijesingha et al., 2020).	75
Abbildung 64	Management zur Bekämpfung der Stauden-Lupine	87

Abbildung 65:	Öffentlichkeitsarbeit der Fernerkundungsarbeitsgruppe im Bereich der Arbeit zur fernerkundlichen Erfassung von <i>L. polyphyllus</i> . Tagungsgruppenbild aus 3d-Punktwolke.	90
Abbildung 66:	Flyer der Bergwiesenfachtagung.....	106

Tabellen

Tabelle 1	Mahdtermine des ersten und zweiten Schnitts auf den Versuchsflächen der Universität Kassel im Bayrischen Teil der Rhön in den Untersuchungsjahren 2017, 2018 und 2019.	10
Tabelle 2:	Die genutzten spektralen Bänder des WorldView-3 Satelliten.....	26
Tabelle 3:	Kennzeichen der Grünlandstandorte (m NN = über Normalnull)	28
Tabelle 4	Zielarten der untersuchten Vegetationstypen sowie die Anzahl (NR) der jeweils aus den Mahdgutproben gekeimten Individuen	30
Tabelle 5:	Einfluss des Schnittzeitpunktes unter Berücksichtigung der Abundanz von <i>L. polyphyllus</i> und des Vegetationstyps auf energetische Parameter für die Verbrennung des Schnittgutes entweder direkt oder nach Vorbehandlung mit dem IFBB-Verfahren (Presskuchen).	44
Tabelle 6:	Lebensfähigkeit, durchschnittliche Samenlänge und –breite sowie Tausendkorngewicht und Farbe der Samen unterschiedlicher Altersstadien (AS; Sammelzeitpunkte) von <i>L. polyphyllus</i>	54
Tabelle 7:	Ergebnisse der Klassifikationsmodelle (L Lupine, NL nicht-Lupine,	69
Tabelle 8:	Vergleich auf Pixelebene zwischen manuell digitalisierter und modellierter Lupine-Deckung (RLF: Relative Lupine Flächendifferenz, KG: Kartengenauigkeit)	71
Tabelle 9:	Zusammenfassung der Vorhersagemodelle unterschiedlicher Algorithmen für die Schätzung von Rohprotein und ADF unterschiedlicher Grünlandstandorte. Fett gedruckte Werte repräsentieren jeweils den besten Modellansatz. (SD: Standardabweichung, CP: crude protein (Rohprotein), ADF: acid detergent fibre (Säure-Detergenz-Faser) CBR: Cubist Regression, GPR: Gaussian Processing Regression, PLSR: Partial Least Squares Regression, RFR: Random Forest Regression, SVR: Support Vector Regression).	74
Tabelle 10	Inhalte des Worldcafés im Workshop „Fernerkundung im Naturschutz - Kontrolle invasiver Arten und Erhalt der Biodiversität“	89
Tabelle 11	Liste von Tagungs- und Konferenzteilnahmen der Projektmitarbeiter.....	92

Zusammenfassung

In mitteleuropäischen Kulturlandschaften ist ein ständiger Rückgang des Artenreichtums zu verzeichnen. Wichtige Ursachen für den flächenhaften Artenrückgang sind die Intensivierung oder die Aufgabe traditioneller Nutzung. Besonders im Grünland der Mittelgebirgsregionen führten eine nach Nutzungsaufgabe oder -änderung einsetzende sekundäre Sukzession und das Eindringen invasiver Neophyten zu dramatischen Artenrückgängen und in der Folge zu einer Verschlechterung der Mahdgut- und Futterqualität. In der Rhön zeigt die invasive Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus* Lindl.) Eigenschaften, die zu dauerhaften Veränderungen von Ökosystemprozessen und -funktionen führen (z. B. Stickstoffeintrag und Veränderung der Vegetationsstruktur). *L. polyphyllus* trägt zusätzlich zu einem Verlust schützenswerter Lebensräume wie insbesondere Goldhaferwiesen und Borstgrasrasen bei. Dies ist problematisch, da Goldhaferwiesen und Borstgrasrasen durch hohen floristischen und faunistischen Artenreichtum gekennzeichnet sind und somit besondere Schutzgüter des Naturschutzes darstellen.

Im Rahmen zweier Explorationsprojekte (2015-2016) wurden das Ausmaß der aktuellen Verbreitung von *L. polyphyllus* in der Rhön und die Potentiale für die Restituierung artenreicher Bergwiesen zur Erhaltung der Artenvielfalt sowie eine mögliche energetische Nutzung des Aufwuchses analysiert. Diese Informationen dienten dazu, in der ersten Hauptphase (2017-2019, AZ: 33637/01) ein Konzept zur dauerhaften Restituierung und Erhaltung von großflächigem, artenreichem Grünland in Mittelgebirgsregionen zu entwickeln und zu erproben. Hierfür wurden die Bergwiesen-Restituierung durch die Aktivierung der Bodensamenbank und die Übertragung diasporenhaltigen Mahdguts erprobt (AP 1) und die Ausbreitungsprozesse von *L. polyphyllus* auf Landschaftsebene analysiert (AP 2). Weiterhin wurden die Effekte eines für die Reduktion von *L. polyphyllus* geeigneten Schnittregimes auf die bioenergetische Verwendung des jährlichen Grünschnitts von Bergwiesen untersucht (AP 3) und die Erfassung der Dynamik von *L. polyphyllus* durch Methoden der Fernerkundung erprobt (AP 4; Abschlussbericht zum Download unter https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-33637_01-Hauptbericht.pdf). In dem hierauf aufbauenden Vorhaben „Management der invasiven Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus* Lindl.) in einem komplexen Schutzgebietssystem – Gefährdungspotential, Entscheidungshilfen und Empfehlungen“ (12 Monate + 19 Monate; AZ: 34948/01 & 34948/02) wurden schließlich die Ergebnisse aus allen AP in einer Analyse des Gefährdungspotentials zur Abschätzung der Dynamik der Bestandsentwicklung von *L. polyphyllus* als Grundlage für Entscheidungshilfen zusammengeführt (AP 5) und die Weitergabe der Erkenntnisse durch den Aufbau eines Netzwerkes mit anderen Akteur*innen, durch die gemeinsame Erarbeitung einer Broschüre, über eine Projektwebsite und die Teilnahme an Fachtagungen zur Erhaltung und Förderung ihrer Diversität sichergestellt (AP 6).

Anlass und Zielsetzung

Das übergeordnete Ziel des Projekts war die Erhaltung und Restituierung von artenreichen Bergwiesen in der Rhön. In einem bereits von der DBU geförderten Explorationsvorhaben wurde das Ausmaß der aktuellen Verbreitung von *L. polyphyllus* erfasst und eine GIS-Datenbank mit relevanten Daten für die Verbreitung und die Modellierung des Ausbreitungs- und Rückgangspotentials der Art auf Landschaftsebene angelegt. Auch wurde das Restituierungspotential von durch *L. polyphyllus* invadierte Bergwiesen durch die Aktivierung der Bodensamenbank abgeschätzt. In die projektspezifische GIS-Datenbank sind bisher Daten zu Biotoptypen, Höhenlage (DGM 10) und Liegenschaften eingepflegt worden. Die Kartierung der aktuellen Verbreitung von *L. polyphyllus* erfolgte auf Basis von Luftbildern aus dem Jahr 2014 und konzentrierte sich auf das NSG „Lange Rhön“. Im Vergleich zu 1998 haben sowohl die Flächen hoher Lupinendeckungsgrade als auch die mittlere Größe der einzelnen Bestände zugenommen. Insgesamt hat sich *L. polyphyllus* ausgebreitet. Die dauerhafte Erhaltung von ökologisch wertvollem Grünland in Mittelgebirgsregionen ist jedoch einzig durch Managementverfahren zu erreichen, die eine nachhaltige Nutzung der Biomasse sicherstellen (Donath et al. 2004; Isselstein et al. 2005). Dafür war eine modellhafte Entwicklung und Erprobung eines integrierten Managementverfahrens notwendig, das das Restituierungspotential auf Landschaftsebene (GIS-Analyse), die Übertragung diasporenhaltigen Mahdguts, die Aktivierung der Bodensamenbank, die Etablierung geeigneter Schnittregimes und die Verwertung des jährlichen Grünschnitts von Bergwiesen im Verfahren der integrierten Feststoff- und Biogasproduktion aus Biomasse (IFBB) sowie die Evaluierung der nicht-destruktiven Erfassung des Zustandes von artenreichem Grünland mittels 3D-Lasererfassung und hyperspektraler Feldmessungen umfasste. Diese Schritte wurden in der ersten Phase des Projektes bearbeitet und in der zweiten Phase abgeschlossen. Zudem wurden die Ergebnisse in der zweiten Phase evaluiert und gesichert. Dies bildete die Grundlage für die Analyse des Gefährdungspotentials, um die Anfälligkeit von Flächen für die Invasion durch *L. polyphyllus* zu bewerten. Weiterhin wurde ein System zur Entscheidungshilfe erarbeitet, das auf Grundlage der Analyse des Gefährdungspotentials die notwendigen Maßnahmen zur Lupinebekämpfung empfiehlt. Die entwickelten Fernerkundungsmodelle wurden im Jahr 2019 und 2020 weitergehend evaluiert und die Identifizierung und Abundanzanalyse von *L. polyphyllus* wurde mit weiteren Sensoren und Trägerplattformen fortentwickelt.

In der zweiten Projektphase wurde ein stärkerer Schwerpunkt auf Öffentlichkeitsarbeit und Vernetzung von Akteur*innen gelegt. Die gewonnenen Erkenntnisse wurden durch den Aufbau eines Akteur*innen-Netzwerks zum Thema *L. polyphyllus* für die Übertragung auf andere Regionen bereitgestellt. Zusätzlich wurden zielgruppenorientierte Broschüren mit Handlungsempfehlungen zur Restituierung von invadierten Bergwiesen, zur Reduzierung der Lupinenausbreitung sowie zur Lupinenbekämpfung erstellt. Die Bekanntmachung der Ergebnisse wird über eine Projektwebsite sichergestellt werden, die auf der Homepage des Biosphärenreservats über das Projektende hinaus implementiert sein wird. Am Ende der Projektlaufzeit (vorab geplant für Anfang Juni 2020) sollte eine überregionale Tagung zur „Erhaltung der Diversität von Bergwiesen“ stattfinden. Auf diese Weise sollten die Ergebnisse des DBU-Vorhabens der breiten Fach-Öffentlichkeit zugeführt werden. Aufgrund der ab April 2020 vorherrschenden COVID-19 Pandemie und deren Auswirkungen auf präsenz-abhängige Veranstaltungsformate, war es nicht möglich diese Wissenstransferleistung in der vorgesehenen Projektlaufzeit umzusetzen. Eine Verlängerung der Projektlaufzeit (1. Nachbewilligung 01.12.2020 bis 30.06.2021; 2. Nachbewilligung 01.07.2021 bis 30.06.2022) erlaubte, dass die in diesem Projekt gewonnenen Kenntnisse zielführend in die Bergwiesenregionen der Rhön und anderer

Mittelgebirgslandschaften (Harz, Erzgebirge, Eifel) vermittelt werden konnten. Das Projekt umfasste die folgenden Arbeitspakete und Teilziele:

Phase 1 (29 Monate) mit Schwerpunkt auf:

AP 1 Restituierung von durch *L. polyphyllus* invadierte Bergwiesen durch die Aktivierung der Bodensamenbank sowie die Übertragung von artenreichem Mahdgut

AP 2 Analyse und Modellierung der Ausbreitungsprozesse von *L. polyphyllus* auf Landschaftsebene

AP 3 Energetische Verwertung von extensivem Grünland unter Berücksichtigung von *L. polyphyllus*

AP 4 Nicht destruktive, fernerkundliche Beurteilung des Zeitpunktes von Schnittmaßnahmen zur Bekämpfung des invasiven Neophyten *L. polyphyllus* und dessen Auswirkung auf die energetischen Parameter von Grünlandbeständen

Phase 2 (12 Monate + 19 Monate) mit Schwerpunkt auf:

AP 5 Zusammenführung der Daten in eine Analyse des Gefährdungspotentials zur Abschätzung der Dynamik der Bestandsentwicklung von *L. polyphyllus* als Grundlage für Entscheidungshilfen

AP 6 Öffentlichkeitsarbeit, Akteursnetzwerk-Bildung, Übertragung der Erkenntnisse, Organisation einer abschließenden Bergwiesen-Tagung zur Erhaltung und Förderung ihrer Diversität

Die einzelnen Arbeitspakete waren schwerpunktmäßig Phase 1 oder 2 zugeordnet, selbstverständlich wurden die AP 1 - 4 in Phase 2 fortgeführt und beendet; mit den AP 5 und AP 6 wurde bereits in Phase 1 begonnen.

Arbeitsschritte und angewandte Methoden

Arbeitspakete der Phase 1 (29 Monate) mit Fortführung und Beendigung in Phase 2

AP 1 Restituierung von durch *L. polyphyllus* invadierte Bergwiesen durch die Aktivierung der Bodensamenbank sowie die Übertragung von artenreichem Mahdgut

1a) Wo liegen geeignete Spender- und Empfängerwiesen für die Mahdgutübertragung?

Anhand der in der Explorationsphase des Projekts erstellten Karte der 'Aktuellen Verbreitung der Lupine', wurde eine Vorauswahl an potenziellen Spender- und Empfängerflächen für den Bergwiesen-Restituierungsversuch getroffen. Die Flächen gehören den drei Vegetationstypen Borstgrasrasen sowie Goldhaferwiesen frischer und feuchter Ausprägung an. Von jedem Vegetationstyp wurden jeweils eine Spender- und zwei Empfängerflächen ausgewählt. Die Spenderflächen weisen dabei keinen Befall mit der Lupine auf, die Empfängerflächen sind hingegen stark von der Lupine invadiert. Die Eignung der Flächen wurde nach der Erstausswahl anhand der Verbreitungskarte im Gelände überprüft.

1b) Stellen die Aktivierung der Samenbank und die Mahdgutübertragung geeignete Maßnahmen zur Restituierung von artenreichen Bergwiesen dar?

In vorherigen Studien wurde festgestellt, dass die Stauden-Lupine die Vegetation verschiedener Vegetationstypen floristisch ähnlicher macht und standörtliche Unterschiede nivelliert (Hansen et al., 2020). Gleichzeitig wurde dokumentiert, dass es bisher noch keine Auswirkung der Stauden-Lupine auf die Bodensamenbanken der verschiedenen Vegetationstypen gibt (Ludewig et al., 2021). Die Bodensamenbanken sind zwar vegetationspezifisch ausgeprägt, enthalten aber nicht alle typischen Pflanzenarten der jeweiligen Vegetationstypen (Ludewig et al., 2021). In dieser Studie wurden unterschiedliche Maßnahmen zur Wiederherstellung der ursprünglichen Artenzusammensetzung von durch Stauden-Lupine invadierten Bergwiesen erprobt. Auf drei im Naturschutzgebiet „Lange Rhön“ charakteristischen Vegetationstypen (Borstgrasrasen, mesische Goldhaferwiese, nasse Goldhaferwiese) wurden zwei Verfahren der Grünland-Restituierung kombiniert: die Aktivierung der Boden-Diasporenbank und die Übertragung diasporenhaltigen Mahdguts. Zusätzlich wurden Lupine-Pflanzen manuell mit Ampferstechern ausgegraben. Das Experiment sollte folgende Forschungsfragen beantworten:

- Ist die Diasporenbankaktivierung eine effektive Methode zur Restituierung unterschiedlicher Vegetationstypen von mit Stauden-Lupine invadierten Berg-Mähwiesen?
- Ist die zusätzliche Übertragung von diasporenhaltigem Mahdgut für die Restituierung der invadierten Berg-Mähwiesen notwendig?
- Ist eine manuelle Entfernung der Lupine-Pflanzen notwendig, um die Lupine-Deckung zu reduzieren?

Im Vorfeld der Geländearbeiten wurden Zielarten festgelegt, die für den jeweiligen Vegetationstyp charakteristisch sind (Oberdorfer and Dierssen, 1977; Peppler-Lisbach and Petersen, 2001), um sie als Kriterien für die Bewertung des Erfolgs der Maßnahmen zu benutzen.

Auf den stark invadierten Empfängerflächen (Lupine-Deckung > 50 %) wurden im Juli 2017 die Versuchsflächen vorbereitet (Abbildung 1). Dazu wurden zwei parallele Streifen mit je

sechs 5 x 5 m Kleinplots eingerichtet. Auf je zwei Kleinplots wurden die Behandlungen "Aktivierung der Diasporenbank" und "Aktivierung der Diasporenbank plus Ausgraben der Lupine-Pflanzen" durchgeführt. Je zwei Kleinplots blieben als Kontrolle unbehandelt. Die Diasporenbank wurde durch eine Bodenstörung mittels einer Kreiselegge bis in 10 cm Tiefe aktiviert. Auf einem der beiden Streifen wurde direkt im Anschluss an die Mahd der jeweiligen Spenderflächen das Mahdgut gleichmäßig in einer Schichtdicke von 10 bis 20 cm (durch die Textur und das Volumen es Materials, entstehen teilweise Schwankungen) auf die Empfängerflächen aufgebracht (Abbildung 2). So ergaben sich vier Replikate pro Behandlung. Mahd und Ausbringung erfolgten dabei am gleichen Tag. Eine rasch nach der Ernte erfolgende Ausbringung des Mahdguts ist notwendig, um möglichst viele am noch feuchten Schnittgut haftende Diasporen zu übertragen. Die Menge des Mahdguts erlaubte eine Übertragung von jeweils einer Spenderfläche auf zwei Empfängerflächen. Um das Restituierungspotenzial des Mahdguts zu erfassen, wurden Mischproben vom Mahdgut jeder Spenderfläche nach der Emergenz-Methode im Gewächshaus zur Auskeimung gebracht. Die Gesamtartenzahl sowie die Anzahl der Zielarten wurden erfasst.

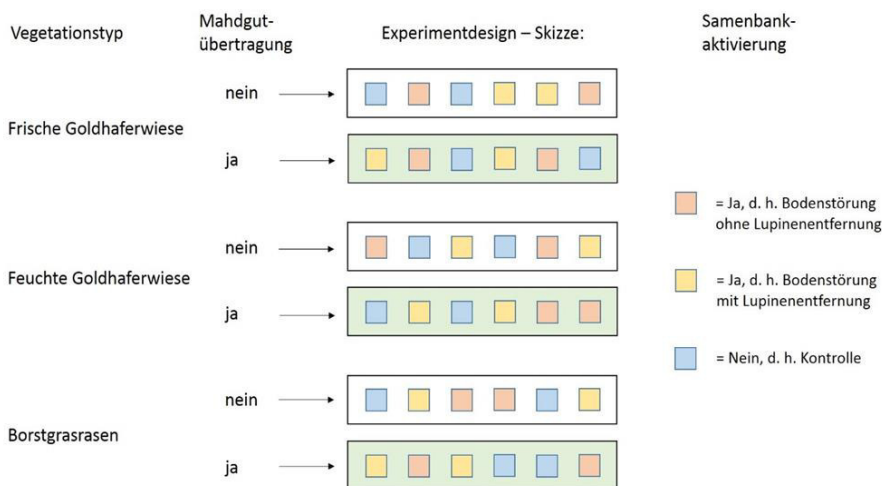


Abbildung 1: Versuchsdesign des Experiments mit Mahdgutübertragung und Aktivierung der Diasporenbank im Split-Plot-Design. Das Experiment wird auf zwei frischen Goldhaferwiesen, zwei feuchten Goldhaferwiesen und zwei Borstgrasrasen durchgeführt.



Abbildung 2: Lupine-Entfernung (a), Aktivierung der Bodensamenbank mit der Kreiselegge (b), Übertragung des Mahdguts auf die Empfängerflächen (c)

Auf den Empfängerflächen wurden Anfang Juni 2017 vor dem Beginn der ersten Mahdperiode Vegetationsaufnahmen erstellt. Um die Effekte der verschiedenen Behandlungen (Bodenstörung, Lupineentfernung, Mahdgutübertragung, sowie deren Kombination) überprüfbar zu machen, wurden die Aufnahmen jeweils auf den Sub-Plots der Mahdgutübertragungstreifen

durchgeführt. Auf diese Weise ergaben sich jeweils zwölf Aufnahmen pro Empfängerfläche also insgesamt 72 Vegetationsaufnahmen. Die Schätzung der Vegetationsdeckung erfolgte nach der Methode von Braun-Blanquet (1964). Die Taxonomie richtet sich nach Wisskirchen & Haeupler (1998).

Um die Effekte der verschiedenen Restruierungsmethoden auf die Vegetation festzustellen, wurden *mixed effect models* berechnet. Die Deckung der Lupine sowie die Deckung der typischen Arten in den Monitoringjahren 2018 und 2019 dienten als Antwortvariablen, die Behandlungen (Lupine-Entfernung, Aktivierung der Diasporenbank, Kontrolle) sowie Mahd- gutübertragung (ja/nein) als erklärende Faktoren. Anschließend wurden die Kontraste zur entsprechenden Behandlungsgruppe in 2017 berechnet.

AP 2 Analyse und Modellierung der Ausbreitungsprozesse von *L. polyphyllus* auf Landschaftsebene

2a) *Gibt es einen Zusammenhang zwischen dem Grad der Lupineinvasion und den in der GIS-Datenbank erhobenen Raumdaten? Welche Habitats sind besonders stark durch die Lupineinvasion betroffen?*

Um herauszufinden, ob es einen Zusammenhang zwischen dem Grad der Invasion von *L. polyphyllus* und den in der GIS-Datenbank erhobenen Raumdaten gibt, wurde die Verbreitung von *L. polyphyllus* in Bezug zu den vorkommenden Biotoptypen, der Landschaftsstruktur sowie dem Vorhandensein von linearen Strukturen als mögliche Ausbreitungskorridore gesetzt. Im Fokus stand bei den Analysen das Gebiet Leitgraben, da hier ein zeitlicher Vergleich der Verbreitung von *L. polyphyllus* zwischen 1998 und 2016 möglich war. Als Grundlage dienten für den Zeitpunkt 1998 die Kartierung von *L. polyphyllus* von Otte und Maul (2005) und für den Zeitpunkt 2016 die Kartierung von *L. polyphyllus* des Explorationsprojekts (Klinger et al. 2019). Dabei wurden zunächst die in beiden Jahren vorkommenden *L. polyphyllus*-Bestände bezüglich ihrer Größe, Form und Nähe zueinander charakterisiert. Als Grundlage der Analyse der vorkommenden Wiesentypen wurden CIR-Luftbildkartierungen im Auftrag des Biosphärenreservats Rhön aus den Jahren 1998 und 2006 verwendet (Luftbild, Umwelt und Planung GmbH 2008). Die Analyse konzentrierte sich auf die vier im Leitgraben dominanten Grünlandtypen: mesophiles Grünland (38 % der Fläche des Leitgrabens), trockenes, mageres Grünland (21 %), feuchtes, mageres Grünland (14 %) sowie Nassgrünland (9 %). Für jeden Grünlandpatch wurde der Flächenanteil ermittelt, der durch Bestände der Stauden-Lupine bedeckt war. Basierend darauf wurde analysiert, ob ein Zusammenhang zwischen dem Grad der *L. polyphyllus*-Invasion (Anteil an Habitatpatch, der durch *L. polyphyllus* bedeckt ist) und dem Wiesentyp, den Eigenschaften des jeweiligen Wiesenpatches (Größe, Form, Randlinienlänge) sowie der Entfernung der Wiese zu den nächstgelegenen linearen Strukturen (zu Lesesteinriegeln, Straßen, Wegen) besteht. Zur statistischen Analyse wurden Generalisierte Lineare Modelle (GLMs) herangezogen. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden im August 2019 in der Fachzeitschrift „Biological Invasions“ publiziert (Klinger et al. 2019).

2b) *Wie funktioniert die Ausbreitung von *L. polyphyllus* in der Rhön?*

Für die Analyse der Ausbreitungsvektoren der Samen von *L. polyphyllus* wurden Versuche zu Ballochorie, Hemerochorie, Zoochorie und Hydrochorie durchgeführt. Zur Analyse der Ballochorie (Ausschleuderung von Samen) wurden zwei Versuche durchgeführt. Im ersten Versuch wurde analysiert, wie weit die Samen von *L. polyphyllus* im Freiland schleudern, da bisher durchgeführte Versuche meist im Gewächshaus stattfanden (vgl. Volz 2003). Dazu wurden zwei *L. polyphyllus*-Einzelpflanzen mit reifen Samenständen auf dem Versuchsfeld der

Universität Gießen aufgestellt. In unterschiedlichen Abständen (mit 0,5 m und in Meterschritten von 1 m - 6 m Abstand zur Pflanze) wurden um die Einzelpflanzen herum konzentrische Kreise aufgezeichnet (Abbildung 3). Es wurde täglich notiert, bis zu welcher Entfernung um die Mutterpflanze wie viele Samen von *L. polyphyllus* geschleudert wurden. Der Versuch wurde beendet, sobald die Pflanzen keine Samen mehr abgaben. Im zweiten Versuch wurde die Samenschüttung von *L. polyphyllus*-Beständen niedriger, mittlerer und hoher Deckung untersucht. Dazu wurden im NSG Lange Rhön auf zwei Versuchsflächen insgesamt vier 5 m x 5 m-Versuchsplots pro Deckungsklasse angelegt. Pro Plot wurden jeweils zehn Samenfallen (Ø 20 cm) in den Boden eingegraben (Abbildung 4). Diese Fallen wurden zwischen dem 1. August und dem 30. September 2017 wöchentlich geleert und die in den Fallen vorkommenden *L. polyphyllus*-Samen ausgezählt.

Zur Untersuchung der Hemerochorie (Fremdausbreitung) sind im NSG Lange Rhön in den Jahren 2017 und 2019 Beprobungen an Mähwerken durchgeführt worden. Diese Beprobungen erfolgten in Kooperation mit der Landschaftspflegevereinigung Rhön-Grabfeld, die den Kontakt zu Landwirten herstellte, die im NSG Lange Rhön Wiesen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes bewirtschaften. Am 4. Juli 2017 wurden insgesamt zwölf Beprobungen durchgeführt. Aufgrund der phänologischen Bedingungen (vergleichsweise späte *L. polyphyllus*-Blüte im Jahr 2017) sind im Jahr 2019 erneut Beprobungen durchgeführt worden. Dabei wurden unterschiedliche Mahdtermine erfasst (15. Juni und 1. Juli 2019); pro Termin sind 14 - 15 Proben genommen worden und die Samen von *L. polyphyllus* wurden ausgezählt. Bei jeder Beprobung wurden Mähwerktyp, Lage und Vegetationstyp der jeweiligen Wiese sowie Vorkommen von *L. polyphyllus* (Ja/Nein) erfasst. Um ausschließlich das Material zu erfassen, das potentiell auf weitere Flächen übertragen werden kann, erfolgte die Beprobung direkt nach Abschluss der Mahd und beim Verlassen der jeweiligen Wiesen durch den Landwirt (Abbildung 5). Die Proben aus 2017 wurden bei 4 °C im Kühlschrank gelagert, um daran ab Ende September 2017 die Auskeimung im Gewächshaus der JLU zu untersuchen. Bei den Proben aus dem Jahr 2019 lag der Fokus auf der Quantifizierung des Ausbreitungspotentials von *L. polyphyllus* durch Mähwerke. Deswegen wurden die in diesen Proben vorkommenden *L. polyphyllus*-Samen ausgezählt, die Erfassung des gesamten Samenpotentials erfolgte nicht.

Um festzustellen, ob die Schafe der durch die Rhön ziehenden Wanderschäfer potentielle Ausbreitungsvektoren für *L. polyphyllus* darstellen und in welchem Ausmaß wertvolle Bergwiesenarten endozoochor durch Schafe ausgebreitet werden, wurden zwischen dem 04.07.2017 und dem 30.09.2017 wöchentlich Kotproben von drei Schafherden, die sich während des gesamten Sommers im NSG Lange Rhön aufhielten, genommen. Auch diese Proben wurden bei 4 °C im Kühlschrank gelagert, um ab Ende September 2017 im Gewächshaus der JLU zum Auskeimen gebracht zu werden.

Die Anzahl der in den Proben vorhandenen keimfähigen Samen wurde mit Hilfe der Emergenz-Methode (Heerdt et al., 1996) bestimmt. Dazu wurden die Proben zur Auskeimung in Pflanzschalen (Innenmaße 19 cm x 29 cm) auf eine 4 cm dicke Schicht eines sterilen Blumenerde-Sand-Gemisches (Verhältnis 2:1) aufgetragen. Da die aufgelegte Schicht dünn genug sein sollte, um die Keimung aller Samen zu gewährleisten, wurden die Proben auf mehrere Schalen je Probe aufgeteilt. Bei den Mähwerkproben wurde jeweils das gesamte Probenmaterial zur Auskeimung gebracht (pro Probe zwei bis vier Schalen). Bei den Schafkotproben wurden pro Woche und Schafherde 500 ml einer Mischprobe auf jeweils vier Pflanzschalen aufgeteilt. Insgesamt ergab sich bei dem verwendeten Probenvolumen und den Schalenmaßen eine Schichtdicke von ca. 3 mm. Die Pflanzschalen wurden im Gewächshaus aufgestellt. Die kontrollierten Bedingungen im Gewächshaus waren die gleichen wie im AP 1. Um den Sameneintrag aus der Umgebung zu erfassen, wurden zusätzlich sechs mit Substrat gefüllte Pflanzschalen gleichmäßig zwischen den Probenschalen verteilt. Arten, die in diesen Schalen

keimten, wurden aus der Auswertung ausgeschlossen. Die erste Auskeimphase fand zwischen September 2017 und Januar 2018 statt. Im Januar wurden die Proben dann unter ein engmaschiges Drahtgestell im Außenbereich des Versuchsfelds der JLU gestellt. Dadurch wurden sie bei winterlicher Witterung feucht-kalt stratifiziert, um die potentielle Dormanz der Samen einiger Arten zu brechen. Die zweite Auskeimphase fand von März bis August 2018 statt. Der Versuch wurde beendet, als keine neuen Keimlinge mehr in den Schalen aufkamen. Die Artenzusammensetzung der Proben wurde mit der Artenzusammensetzung der oberirdischen Vegetation und der Bodensamenbank im Untersuchungsgebiet (vgl. Ludewig et al., 2021) verglichen. Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Ausbreitung von Bergwiesen-Arten über beide Vektoren wurden im April 2021 in der Fachzeitschrift „Applied Vegetation Science“ publiziert.

Da bei den Beprobungen im Jahr 2017 nur sehr wenige Samen von *L. polyphyllus* an den Mähwerkproben nachgewiesen wurden, wurde dieser Versuch 2019 modifiziert wiederholt. Dabei wurden lediglich die vorkommenden *L. polyphyllus*-Samen ausgezählt. Es wurden vor allem Scheibenmäherwerke beprobt, drei Beprobungen fanden zudem an Messerbalken statt. Bäche und Gräben stellen als lineare Strukturen in der Landschaft verbindende Elemente und potentielle Ausbreitungswege für schwimmfähige Samen dar. Um herauszufinden, ob und in welchem Maß *L. polyphyllus*-Samen schwimmfähig sind, wurde ein Schwimmversuch nach Römerman, Tackenberg, & Poschlod, 2005 durchgeführt. Dafür wurden jeweils 100 Samen von *L. polyphyllus* in zwei Bechergläsern mit je 200 ml H₂O_{Dest} gegeben und eine Woche lang auf einem Probenrüttler geschüttelt. Zu festgelegten Zeitpunkten (nach 0; 5; 60; und 120 Minuten; 6 und 24 Stunden sowie nach 7 Tagen) wurde die Anzahl noch schwimmender *L. polyphyllus*-Samen gezählt. Der Schwimmversuch wurde im Dezember 2018 mit 4 Replikaten à 100 Samen wiederholt. Um im Gelände die hydrochore Ausbreitung von *L. polyphyllus* zu untersuchen, wurden in einem Bach unterhalb von bachnahen *L. polyphyllus*-Beständen neun schwimmfähige Samenfallen (Abbildung 6) im Abstand von je fünf Metern zueinander ausgebracht. Diese wurden zwischen August und September wöchentlich geleert und die darin vorkommenden *L. polyphyllus*-Samen gezählt.



Abbildung 3: Versuchsaufbau zum Nachweis von Ballochorie mit *Lupinus*-Einzel-pflanze



Abbildung 4: Samenfalle zur Untersuchung der Samenschüttung von *Lupinus*-Beständen unterschiedlicher Deckung



Abbildung 5: Mähwerk eines beprobten Traktors



Abbildung 6: Schwimmfähige Samenfalle zum Nachweis von Hydrochorie

AP 3 Energetische Verwertung von extensivem Grünland unter Berücksichtigung von *L. polyphyllus*

3a) Wie wirkt sich der Schnittzeitpunkt unter Berücksichtigung der Abundanz von *L. polyphyllus* und des Vegetationstyps auf die energetischen Parameter für die Verbrennung des Schnittgutes entweder direkt oder nach dem IFBB-Verfahren (Presskuchen) aus?

Versuchsaufbau im Feld

Zur Untersuchung des Effektes des Schnittzeitpunktes (Fragen 3 a bis 3c) unter Berücksichtigung der Abundanz von *L. polyphyllus* auf die Ertragsparameter sowie auf die energetischen Parameter für die Verbrennung, wurde ein Feldversuch im bayrischen Teil der Rhön implementiert (Abbildung 7). Insgesamt wurden vier Versuchsflächen eingerichtet, zwei Flächen mit Lupine und zwei Flächen ohne Lupine, jeweils im Vegetationstyp Borstgrasrasen (BGR) und Goldhaferwiese (GHW). Um Schafe und Wildschweine aus den Versuchsflächen fernzuhalten, wurden Weidezäune und Stromgeräte inkl. Photovoltaikanlagen installiert. Diese Versuchsflächen wurden in den Jahren 2017, 2018 und 2019 beprobt.

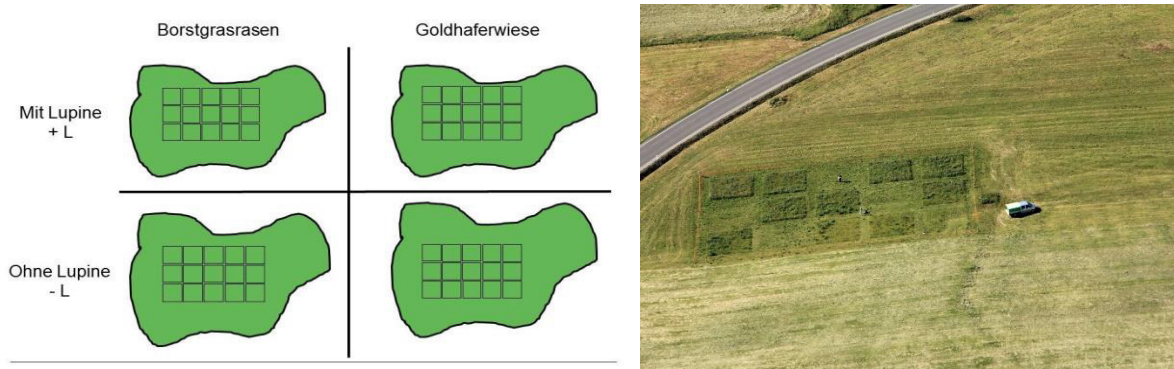


Abbildung 7: Überblick des Feldversuchsdesigns für die Arbeitspakete 3 und 4 sowie Luftbildaufnahme von einer Versuchsfläche der Universität Kassel im bayrischen Teil der Rhön (Bildautor: Torsten Kirchner) direkt vor dem 2.Schnitttermin (05.07.2017).

Bestimmung der Schnittzeitpunkte

Da ein einmaliger Schnitt nicht ausreichend ist, um die Ausbreitung von *L. polyphyllus* wirksam zurückzudrängen, wurde auf jeder Versuchsfläche ein Zweischnitt-Regime simuliert. Für den ersten Schnitt wurden drei verschiedene Zeitpunkte (ZP) erprobt (Tabelle 1). Der erste ZP entspricht einem frühen Mahdtermin (Mitte Juni), wie er in den letzten Jahren teilweise im Biosphärenreservat eingeführt wurde, um *L. polyphyllus* vor der ersten Samenbildung zu entfernen. Der zweite ZP entspricht einem von der Landwirtschaftskammer für die Flächen im Biosphärenreservat empfohlenen Mahdtermin (Ende Juni/Anfang Juli). Der dritte ZP entspricht einem Termin der gängigen Praxis (Mitte Juli), denn oftmals kommt es aus terminlichen oder meteorologischen Gründen zu einer späteren Mahd als zu dem empfohlenen Termin. Der zweite Schnitt fand für alle Versuchsplots am selben Termin statt (Tabelle 1). Dieser Termin lag immer im August, bevor die zum ersten Zeitpunkt geschnittenen Lupine-Pflanzen Samen ausbilden konnten.

Tabelle 1 Mahdtermine des ersten und zweiten Schnitts auf den Versuchsflächen der Universität Kassel im Bayrischen Teil der Rhön in den Untersuchungsjahren 2017, 2018 und 2019.

Jahr	1. Schnitt - Simulation drei verschiedener Mahdtermine			2. Schnitt
	"Früh"	"Empfohlen"	"Gängige Praxis"	
2017	15.06.2017	05.07.2017	19.07.2017	29.08.2017
2018	15.06.2018	27.06.2018	11.07.2018	16.08.2018
2019	15.06.2019	27.06.2019	11.07.2019	15.08.2019

Zu jedem ZP wurden also pro Fläche und Schnitttermin fünf Plots geerntet, beim 2. Schnitt-Termin im August entsprechend alle 15 Plots pro Fläche. Zu den ersten Schnittterminen wurden drei Ertragsschnitte (1 m²) in den fünf Plots (8 x 8 m) geerntet, um den Frischmasseertrag zu bestimmen und Proben genommen, um den Trockenmassegehalt und den Trockenmasseertrag zu bestimmen. In Plots mit *L. polyphyllus* wurde die Biomasse jeweils in Lupine und Lupine-frei aufgeteilt und separat beprobt. Eine weitere Probe wurde entnommen, getrocknet und auf weitere Inhaltsstoffe analysiert. Dann wurde der gesamte Plot geerntet und die Biomasse zur Silierung in Fässer gefüllt, verdichtet und luftdicht verschlossen. Jeweils im August jeden Jahres wurde jeder Plot auf Frischmasse- und Trockenmasseertrag sowie auf dessen Anteil an *L. polyphyllus* beprobt.

Weiterverarbeitung der Proben mit dem IFBB-Verfahren

Die in Fässern silierten Proben (60) wurden im Herbst 2017 (Oktober/November) auf dem Versuchsgut der Universität Kassel in Neu-Eichenberg nach dem IFBB-Verfahren verarbeitet (Abbildung 8). Hierzu wurde jede Probe zunächst geöffnet, gut durchmischt und Proben zur Bestimmung der Trockensubstanzgehalte und für weitere Analysen genommen. Im Falle einer Schimmelbildung wurde dieser entfernt und entsorgt. Daraufhin wurden Proben für die Biogastests entnommen. Diese wurden sofort tiefgefroren zur späteren Anwendung [→ AP 3b]. Mit der verbleibenden Biomasse wurde das IFBB-Verfahren durchgeführt. Die Mengen an Biomasse schwankten stark zwischen 4 kg Biomasse (trockene Borstgrasrasen-Biomasse) und 20 kg Biomasse (feuchte Biomasse mit hohem Anteil an *L. polyphyllus*). Die Proben wurden entsprechend ihres Gewichts mit der 4-fachen Menge Wasser vermischt. Im Falle der Borstgrasrasenproben aus dem hessischen Teil der Hohen Rhön wurde die 8-fache Menge Wasser verwendet, da hier die 4-fache Gewichtsmenge aufgrund des geringen Gewichtes und des hohen Volumens der Biomasse nicht ausgereicht hätte, um eine Mischung zu gewährleisten. Die Maische (Wasser + Silage) wurde in einen umgebauten Betonmischer eingefüllt, auf 40°C erhitzt und bei konstanter Temperatur 15 Minuten gerührt. Anschließend wurde die Maische in eine Schneckenpresse der Firma Vetter Tec / Anhydro gefüllt und dort mit ca. 7 Umdrehungen pro Minute, einer Steigung von 1:6 und einer Siebkorbblöschung von 1,5 mm entwässert (Abbildung 8). Der entstandene Presssaft sowie der Presskuchen wurden beprobt. Die Presssaftproben wurden für spätere Gärtests tiefgefroren [→ AP 3b].



Abbildung 8: Integrierte Festbrennstoff – und Biogasproduktion aus Biomasse (IFBB)

Verarbeitung der Proben im Labor

Trockensubstanzbestimmung

Die Proben zur Trockensubstanzbestimmung wurden bei 105°C im Trockenschrank für mindestens 48 h getrocknet. Aus der Gewichtsänderung zwischen Frischmasse und getrockneter Probe wurde der Wasser-/Trockenmassegehalt berechnet.

Chemische Analysen der Feldproben

Entsprechend des Versuchsplans wurden 60 Proben ohne *L. polyphyllus* und 25 Proben mit *L. polyphyllus* genommen. Diese Proben wurden im Trockenschrank bei 60°C getrocknet, mittels einer Schneidmühle auf 4 mm zerkleinert, und anschließend in einer Feinmühle auf 1 mm gemahlen. Im Mai 2018 wurden diese Proben dann auf die folgenden Parameter analysiert: Gehalt an C, H, N, Aschegehalt und eine Untersuchung mittels Nahinfrarot-Sensorik im Labor zum Abgleich der sensorischen Labor-Daten mit den gemessenen Daten und den sensorischen Daten aus dem Feld [→ AP 4].

Chemische Analysen der IFBB-Proben

Sowohl die Silage der Feldproben vor dem IFBB-Verfahren als auch der erzeugte Presskuchen wurden wie die Feldproben getrocknet und gemahlen. Sie wurden auf folgende Parameter untersucht: C-, H- und N-Gehalte, Trockensubstanzgehalte, Aschegehalte, Lignin-, Hemicellulose- und Cellulose-Gehalte sowie Mineralstoffgehalte.

3b) Wie wirkt sich der Schnittzeitpunkt unter Berücksichtigung von Lupineabundanz und Vegetationstyp auf die energetischen Parameter hinsichtlich der anaeroben Vergärung des silierten Schnittgutes bzw. des nach dessen Abpressung (mit dem IFBB-Verfahren) gewonnenen Presssaft aus? Wie wirkt sich die anaerobe Vergärung auf die Keimfähigkeit der Samen von *L. polyphyllus* aus?

Proben im Biogaslabor - Batchversuche

Beginnend im Dezember 2017 wurden die Proben des Presssaftes und der Silage im Biogaslabor der Universität Kassel in Anlehnung an die VDI-Norm 4630 vergoren (Abbildung 9). Als Gärbehälter (Reaktor) dienten gasdicht verschließbare Polyethylen-Kunststoffbehälter mit 20 l Volumen. Am Deckel dieser Behälter befand sich ein 12 V – Elektromotor und ein von diesem angetriebenes Rührwerk, welches in den Innenraum des Behälters reichte. An den Motor war eine Zeitschaltuhr angeschlossen, die es erlaubte, Zeitspanne und Rhythmus für das Aufrühren des Behälterinhalts einzustellen. Ebenfalls im Deckel bzw. in einigen Fällen im oberen Bereich des Behälters, befand sich eine Tülle, über welche Gas entweichen konnte. An diese Tülle wurde ein Schlauch gekoppelt, der über einen Absperrhahn verfügte, mit dessen Hilfe der Gärbehälter gasdicht verschlossen werden kann. Über den Schlauch wurde eine Verbindung zu einem 20 l fassenden Gasbeutel (Tecobags, Tesseraux Spezialverpackungen GmbH) hergestellt, in dem das entstehende Gas aufgefangen wurde. Auch der Gasbeutel verfügte an seiner Öffnung über ein Absperrventil. Mit Hilfe dieser beiden Schließvorrichtungen an Behälter und Beutel konnte die Verbindung zwischen diesen zeitweise getrennt werden, um zu verhindern, dass Gas aus dem System entwich. Diese Funktion diente dazu, das im Beutel gesammelte Gas zu messen und zu dokumentieren. Die Versuche wurden als sog. Batchversuche durchgeführt. Das bedeutet, dass nur einmalig, beim Ansetzen des Versuches, Substrat in den Reaktor gegeben wurde, und auch während des Versuches bis auf das entstehende Gas nichts aus dem Reaktor entnommen wurde. Als Zeitraum für die Gärversuche wurden für Silagen 35 Tage festgelegt, für Presssäfte 21 Tage. Nach diesen Zeiträumen entstand kaum noch zusätzliches Methan und die Proben galten nach der VDI-Norm als ausgegoren (pro Tag weniger als 0,5 % des bis dahin gemessenen Methans).



Abbildung 9: Biogaslabor des Fachbereichs Grünlandwissenschaften und Nachwachsende Rohstoffe der Universität Kassel

Die Vergärungsversuche wurden auf folgende Weise angesetzt: In jeden Reaktor wurde ein Inokulum eingewogen. Dieses stammte aus dem Nachgärer der Biogasanlage in Obernjesa bei Göttingen, welcher mit Schweinegülle und Mais betrieben wird. Zu diesem Inokulum wurde jeweils die Silage oder der Presssaft als Substrat hinzugefügt. Jede Silageprobe wurde in zweifacher Wiederholung, jeder Presssaft in dreifacher Wiederholung angesetzt. Mit jedem Gärversuch wurden zudem zwei Nullvarianten (blank) und zwei Standardvarianten durchgeführt. Bei den Nullvarianten wurde ausschließlich Inokulum, bei den Standardvarianten Inokulum + Cellulose eingesetzt. Der Gasertrag von Cellulose ist bekannt. Die Nullvariante diente der Überprüfung der Gasentstehung aus dem Inokulum selbst. Die gemessene Gasmenge aus dieser Probe wurde von den Messwerten der Gasbildung aus den Substraten abgezogen. Die Standard-Variante diente als Referenzprobe zur Überprüfung der biologischen Aktivität des Inokulums. Die Batch-Reaktoren standen in einem 37 °C warmen Wasserbad und wurden pro Stunde 10 Minuten lang automatisch durchmischt. Über den Zeitraum des Versuches, wurde das dabei entstandene Biogas in einem Beutel aufgefangen und kontinuierlich gemessen. Die entstandenen Biogasvolumina wurden mit einem Trommelgaszähler (TG 5, Ritter) gemessen und der jeweilige Methangehalt des Gases mit einem Infrarot-Gasanalysator (GS IRM 100, GS Messtechnik GmbH) bestimmt. Zum Zeitpunkt der Gasmessung wurden Luftdruck und Lufttemperatur gemessen und dokumentiert. Mit diesen Werten wurden anschließend die ermittelten Gasvolumina (l) auf Volumina bei Normbedingungen (V_N ; 273 K, 1013 hPa) umgerechnet. Schließlich wurden diese Volumina auf die Masse der organischen Trockensubstanz (oTS) des Substrates bezogen ($V_N \cdot \text{kg}^{-1} \text{ oTS}$).

Langzeitversuch

Da spezifische Inhaltsstoffe von *L. polyphyllus* (z. B. Alkaloide) auf Mikrobewachstum hemmend wirken und damit den Einsatz dieses Materials im Biogasprozess ausschließen könnten, wurden zusätzlich kontinuierliche Gärversuche durch Herrn Fabian Jacobi am Landesbetrieb Hessisches Landeslabor, Standort Bad Hersfeld, durchgeführt. Diese Versuche waren ergänzend zu den durchgeführten Batchversuchen am Fachbereich für Grünlandwissenschaft und Nachwachsende Rohstoffe der Universität Kassel. In den kontinuierlichen Gärversuchen wurden Substratmischungen aus Material von Borstgrasrasen und *L. polyphyllus* in Verhältnissen von 100:0, 67:33, 33:67 und 0:100, bezogen auf die eingesetzte Trockensubstanz, eingesetzt.

Die Untersuchungen fanden in temperierten (38°C ± 2°C) Gärbehältern mit einem Gärvolumen von 30 l statt. Die Gärbehälter wurden kontinuierlich gerührt und die Fütterung erfolgte arbeitstäglich. Das produzierte Biogas wurde hinsichtlich Qualität und Quantität beständig automatisiert analysiert. Die Mengenerfassung erfolgte mittels Trommelgaszählern (TG 05, Fa. Ritter). Die Messung der Gaszusammensetzung (Methan und Kohlendioxid) erfolgte diskonti-

nuierlich (produktionsmengenabhängig ca. 1 x je produzierte 3 l) mittels infrarotbasierter Gasqualitätsmessung (Awiflex, AWITE Bioenergie GmbH). Die Inbetriebnahme der Versuche erfolgte mit einem Inokulum aus der Biogasanlage (BGA) des Landesbetriebs Landwirtschaft Hessen (Eichhof, Bad Hersfeld). Zum Zeitpunkt der Entnahme wurde die BGA mit verschiedenen landwirtschaftlichen Substraten beschickt (Silagen, Gülle). Die Beschickung erfolgte für die dem Versuch vorangehende Inbetriebnahmephase ausschließlich mit dem Borstgrasrasenmaterial, um den gleichförmigen Betrieb aller vier Fermenter zu erreichen und sicherzustellen. Nach dieser Phase erfolgte der Substratwechsel auf die o. g. Mischungen.

Das Substrat (Borstgrasrasenschnitt / *L. polyphyllus*) wurde durch die Universität Kassel vor dem Einsatz auf einem Bandrockner getrocknet und in einer Hammermühle zerkleinert. Dieser Schritt war für die Verhinderung technischer Probleme (problematische Beschickung, Aufwickeln langer Fasern um die Rührwerke, Schwimmschichtbildung, Verstopfung von Zu- und Abläufen und Rührwerken) notwendig. Vor der Durchführung der Untersuchungen wurden Simulationsrechnungen zur Anreicherung eines fiktiven Stoffes durchgeführt, um die notwendige Untersuchungsdauer abzuschätzen. Da Einwaschprozesse bis zur Erreichung des „steady state“ sehr lange dauern, wurden als Ziel 2/3 der theoretischen Maximalkonzentration angestrebt. Dabei wurde von einer Raumbelastung von ca. 3,5 g oTS/l und der ausschließlichen Fütterung von frischer *L. polyphyllus*-Silage ausgegangen. Wie in Abbildung 10 ersichtlich, hätte dies zu einem Erreichen von 2/3 der maximal erreichbaren Konzentration nach ca. 90 Tagen geführt.

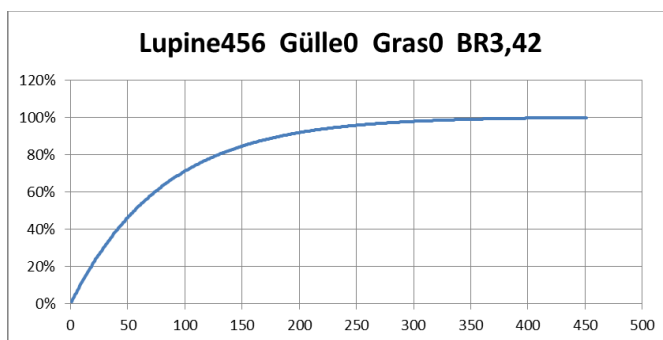


Abbildung 10: Simulation der Aufkonzentrierung eines Störstoffes im Reaktor bei geplanter Fütterung von Lupinesilage

Untersuchungen zum Einfluss des Lupineanteils auf die methanogene Mikroorganismengemeinschaft bei der anaeroben Vergärung

Zur Betrachtung des Einflusses des Substratwechsels auf das Mikrobiom konnte Herr Dr. Denny Popp des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung in Leipzig als Versuchspartner gewonnen werden. Für diese Untersuchung wurden mehrfach während des Langzeitversuchs am Landesbetrieb Hessisches Landeslabor Proben aus allen vier Reaktoren, mit *L. polyphyllus* und Borstgrasrasen in Verhältnissen von 100:0 (R1), 67:33 (R2), 33:67 (R3) und 0:100 (R4) bezogen auf die eingesetzte Trockensubstanz, gezogen.

Die Proben aus den Reaktoren wurden bis zur DNA-Extraktion bei -20°C gelagert. Die DNA wurde mit dem NucleoSpin Soil Kit (Macherey-Nagel, Deutschland) gemäß den Anweisungen des Herstellers unter Verwendung von Puffer SL1 und Zugabe von Enhancer SX isoliert. Zur Bestimmung der DNA-Konzentration wurde ein Qubit-Fluorometer (Thermo Fisher Scientific, USA) verwendet, und zur Bewertung der DNA-Qualität wurde eine Elektrophorese mit einem 0,8%igen Agarosegel durchgeführt. Zur Amplifikation der 16S rRNA-Gene wurde eine PCR

mit V3/V4-regionsspezifischen Primern durchgeführt. 16S rRNA-Gene wurden mit den Primern 341f (5'-TCG TCG GCA GCG TCA GAT GTG TAT AAG AGA CAG CCT ACG GGN GGC WGC AG-3') und 785r (5'-G TCT CGT GGG CTC GGA GAT GTG TAT AAG AGA CAG GAC TAC HVG GGT ATC TAA TCC-3') nach Klindworth et al. (2013) amplifiziert. Die methanogene Mikroorganismengemeinschaft wurden auf der Grundlage der mlas (5'-TCG TCG GCA GCG TCA GAT GTG TAT AAG AGA CAG GGT GGT GTM GGD TTC ACM CAR TA-3') und mrev Primer (5'-G TCT CGT GGG CTC GGA GAT GTG TAT AAG AGA CAG CGT TCA TBG CGT AGT TVG GRT AGT-3') wie von Steinberg und Regan (2008) beschrieben. Alle Primer enthielten Illumina MiSeq-spezifische Überhangsequenzen. Die Amplikon-PCR erfolgte gemäß dem 16S Metagenomic Sequencing Library Preparation-Protokoll von Illumina. Die präparierte Bibliothek wurde auf einem MiSeq-Sequenzierer unter Verwendung des MiSeq Reagent Kit v3, 2x300bp (Illumina, USA) sequenziert.

16S rRNA- und mcrA-Gen-Primer wurden mit Cutadapt v1.18 (Martin, 2011) aus demultiplexierten und adapterfreien Reads entfernt. Die Rohsequenzen wurden in EMBL ENA hinterlegt. Die weitere Sequenzanalyse wurde mit QIIME2 v2019.1 (Bolyen et al., 2019) durchgeführt. Die Sequenzen wurden mit dem dada2-Plugin (Callahan et al., 2016) beschnitten, entrauscht und zusammengeführt. Für die Analyse des 16S rRNA-Gens wurden die Vorwärts- und Rückwärts-Reads bei 270 bp bzw. 240 bp abgeschnitten. Für die Analyse des mcrA-Gens wurden die Reads bei 270 bp bzw. 270 bp abgeschnitten. Die maximal zu erwartenden Fehler wurden für die 16S rRNA-Amplikonanalyse auf zwei und für die mcrA-Amplikonanalyse auf acht gesetzt. Chimären wurden im Standard-Konsensmodus des dada2-Plugins entfernt. Die resultierenden Merkmalssequenzen der 16S rRNA-Genanalyse wurden anhand der MiDAS-Taxonomie v2.1 (McIlroy et al., 2017) klassifiziert und auf die von den 341f- und 785r-Primern abgedeckte Region getrimmt. Da die Primer-Kombination 341f/785r auch archaeale 16S rRNA-Gene amplifiziert, wurden archaeale Reads aus der weiteren Analyse der 16S rRNA-Gene entfernt und die bakteriellen Read-Zahlen auf 100 % normalisiert. Für die Analyse der mcrA-Gene wurde eine Taxonomie-Datenbank erstellt, indem mcrA-Sequenzen aus der RDP FunGene-Datenbank (Fish et al. 2013) verwendet wurden. Zu diesem Zweck wurden mcrA-Sequenzen heruntergeladen (2.878 Sequenzen am 21. Januar 2019). Sequenzen von nicht kultivierten Organismen und metagenomische Sequenzen wurden entfernt und die taxonomischen Informationen wurden formatiert, was zu 385 Sequenzen führte, die in die Klassifizierung eingingen. Die mcrA-Amplikon-Lesezahlen wurden ebenfalls auf 100 % normalisiert. Die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft wurde in R v3.6.3 (R Core Team, 2020) mit dem microbiome v1.8.0 (Lahti et al.) und dem ggplot2 v3.2.1 (Wickham, 2016) Paket weiter analysiert und visualisiert.

Effekte des Schnitzeitpunktes auf den Alkaloidgehalt von L. polyphyllus

Zur Untersuchung des Alkaloidgehaltes in *L. polyphyllus* wurden im Rahmen einer Masterarbeit (Bartels, W. 2018. Untersuchung der Alkaloidgehalte in der vielblättrigen Lupine (*Lupinus polyphyllus* Lindl.) unter Berücksichtigung des Erntezeitpunktes. Universität Kassel – vgl. Kap. „Veröffentlichungen und Abschlussarbeiten“) Proben von den Pflanzenorganen Blatt, Blüte, Stängel und Samen von Mitte Juni bis Mitte Juli 2018 in einem 14 tägigen Turnus gesammelt, anschließend getrocknet und deren Alkaloidgehalt im Labor ermittelt.

Auswirkung der anaeroben Vergärung auf die Keimfähigkeit der Samen von L. polyphyllus

Um die Frage zu klären inwiefern sich die anaerobe Vergärung auf die Keimfähigkeit der Samen auswirkt, wurden im Rahmen einer Masterarbeit (Baltes, J. 2020, Keimungserfolg von *L. polyphyllus* nach dem Vergärungsprozess im Biogasreaktor. Universität Kassel– vgl. Kap. „Veröffentlichungen und Abschlussarbeiten“) Samen von *L. polyphyllus* im Naturschutzgebiet

„Lange Rhön“ gesammelt. Die Fläche befand sich im Süden des Naturschutzgebietes und wies eine Größe von ca. 2.100 m² auf. Vor Ort wurden einzelne Blütenstände abgebrochen und die Samen per Hand aus den Hülsen entfernt. Bis zum Versuchsbeginn wurden die Samen zwischen ein und acht Tagen kühl und dunkel in offenen Glasgefäßen gelagert. Das Versuchsdesign umfasste drei Reifegrade der Samen von *L. polyphyllus*: grüne Samen, grünbraune Samen und braune Samen (Abbildung 11), welche an drei unterschiedlichen Terminen (07.07.2019, 22.07.2019 und 05.08.2019) gesammelt wurden. Für das Versuchsdesign wurden demnach die Samen nach dem Reifegrad, nachfolgend Altersstadium 1- 3 (AS1-3) genannt, klassifiziert (Abbildung 11).



Abbildung 11: Versuchssamen von *L. polyphyllus* zu den drei verschiedenen Sammelzeitpunkten. Fotos: Juliane Baltes

Die durchschnittliche Samenlänge und –breite sowie das Tausendkorngewicht wurden an 100 Samen pro AS gemessen. Die Lebensfähigkeit der Samen wurde mittels Tetrazoliumtest, einer invasiven Methode, ermittelt. Hierzu wurden jeweils 25 Samen pro AS (zweifacher Ansatz) mit einer Rasierklinge angeritzt, so dass die inneren Gewebeschichten mit der Tetrazoliumchloridlösung in Berührung kommen können. Für die Herstellung der Lösung wurde Tetrazoliumchlorid (2,3,5-Triphenyltetrazoliumchlorid) als Pulver mit 70 % EtOH in einem kleinen Behälter bis zur Lösung gut durchmischt. Anschließend wurde diese Lösung mit H₂O bis zu einer Endkonzentration von 0.5 % verdünnt. Die getrockneten Samen von *L. polyphyllus* wurden zum Quellen mehrere Stunden auf mit Wasser getränktes Filterpapier gelegt. Danach wurden die Samen in eine Petrischale (25 Samen pro Petrischale, 2facher Ansatz, n = 50 pro Altersstadium) mit Deckel gegeben und mit der Tetrazolium-Lösung bedeckt. Die Petrischalen wurden abgedunkelt und für ca. 24 h bei 22 - 24°C inkubiert. Anschließend wurden die Samenschalen vorsichtig entfernt und der Embryo bzw. das entsprechende aussagekräftige Gewebe heraus präpariert.

Das Versuchsdesign dieser Arbeit bestand aus zwei Vorgängen. Zuerst fand der Vergärungsprozess an der Universität Kassel statt, anschließend wurde das Keimungsexperiment an der Universität Gießen durchgeführt. Die Vergärung der Samen von *L. polyphyllus* fand in luftdicht verschließbaren Kunststoffbehältern (Reaktoren) mit 20 l Fassungsvermögen statt. Am Verschlussdeckel wurde ein Rührwerk befestigt, das im Behälter für stetige Durchmischung gesorgt hat. Das Rührwerk wurde an eine Zeitschaltuhr angeschlossen und schaltete sich alle 75 Minuten für 15 Minuten ein. Aus dem Reaktor austretendes Gas wurde über einen Gummischlauch in einen Gas auffangbeutel geleitet und nach Versuchsende entsorgt. Die einzelnen Versuchsreaktoren wurden in beheizten Wasserwannen konstant auf Temperatur (37°C und 50°C) gehalten. In einer Wasserwanne fanden vier Reaktoren Platz. Zu Versuchsbeginn wurden jeweils 50 Samen in einen Polyesterbeutel gefüllt und mit einem Kabelbinder fest ver-

geschlossen. An jedem Rührwerk wurden fünf dieser Polyesterbeutel mit Kabelbindern angebracht (Abbildung 12). Anschließend wurden die Biogasreaktoren mit 12 l Schweinegülle befüllt, zuerst ohne Rührwerk luftdicht verschlossen und auf die entsprechende Temperatur gebracht. Nach ca. 24 Stunden wurde die gewünschte Vergärungstemperatur erreicht und die Rührwerke mit den Polyesterbeuteln wurden in die Reaktoren eingesetzt. In diesem Moment begann der Vergärungsprozess von 35 Tagen. Dieses Vorgehen wurde für die Samen der Altersstadien 1 (AS1) und 2 (AS2) durchgeführt. Die Samen des Altersstadiums 3 (AS3) wurden in die Reaktoren des AS1 eingesetzt, nachdem diese keine Polyestersäckchen mit Samen mehr enthielten. Um den Einfluss der Vergärungsdauer auf die Keimfähigkeit der Samen von *L. polyphyllus* zu testen, wurden zweimal wöchentlich (Montag und Donnerstag) 200 Samen für jede Faktorkombination (Altersstadium, Temperatur) aus den Reaktoren entnommen. Montags wurde jeweils ein Polyestersäckchen aus den Reaktoren mit gerader Zahl einer Faktorkombination entnommen (R2, R4, R6, R8, vgl. Abbildung 12). Donnerstags wurde jeweils ein Polyestersäckchen aus den vier Reaktoren mit ungerader Zahl einer Faktorkombination entnommen (R1, R3, R5, R7, vgl. Abbildung 12). Im Verlauf der 35 Vergärungstage fanden somit zehn Entnahmen der Polyestersäckchen statt.

Versuchsaufbau des Vergärungsprozesses

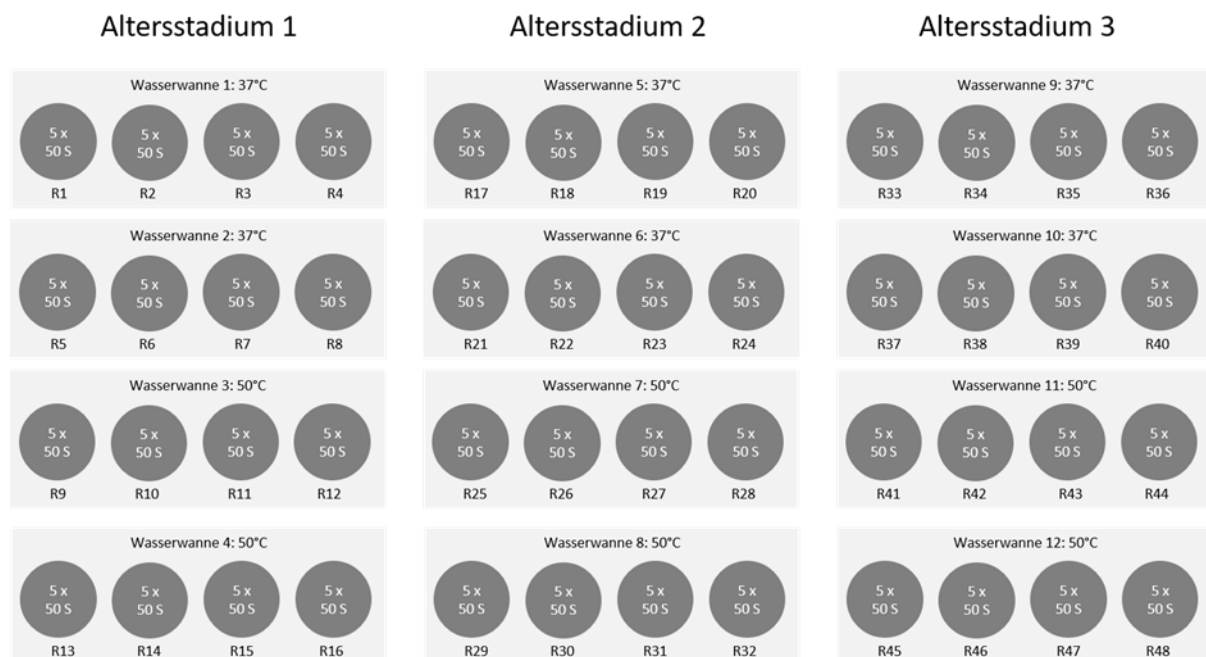


Abbildung 12: Versuchsaufbau zur Vergärung der Samen (S) von *L. polyphyllus*. Dunkelgraue Kreise zeigen einen Reaktor (R) an. Hellgraue Rechtecke zeigen eine Wasserwanne an.

Für das Keimungsexperiment wurden Petrischalen mit Filterpapier ausgelegt, die vergorenen Samen mit Leitungswasser gespült und der Klimaschrank auf einen Temperaturrehythmus von 15°C bei Tag und 5°C bei Nacht eingestellt. Eine Petrischale wurde mit destilliertem Wasser befeuchtet, mit 25 vergorenen Samen einer Kategorie (Altersstadium, Vergärungstemperatur) bestückt und anschließend in den Klimaschrank gestellt. Jeweils acht Petrischalen wurden mit einer Plastiktüte verschlossen, um die Verdunstung zu reduzieren. Die Petrischalen wurden zweimal in der Woche (Montag und Donnerstag) zur Kontrolle der Keimung aus dem Klimaschrank genommen. Gekeimte Samen wurden gezählt und entnommen. Ein Samen wurde mit dem Austreten der Keimwurzel als gekeimt bestimmt. Im Zuge dieser Kontrolle wurde

ebenfalls die Feuchtigkeit des Filterpapierses überprüft und nach Bedarf erneut befeuchtet. Das Keimungsexperiment lief über eine Dauer von 10 Wochen.

Keimungsparameter

Um das Keimungsverhalten auszuwerten wurde für jedes Replikat die Gesamtkeimung in Prozent, die mittlere Keimzeit in Tagen und die Synchronität der Keimung berechnet (nach Ranal et al. (2009)). Die Gesamtkeimung in Prozent (*germination seed percentage; grp*) errechnet sich aus der Anzahl der gekeimten Samen und der Anzahl der angesetzten Samen. Dafür gilt:

$$grp = \left(\frac{100}{N}\right) * \sum n_i$$

wobei N die Gesamtanzahl der angesetzten Samen pro Replikat bedeutet und n_i für die Anzahl der gekeimten Samen an Tag i steht. Die mittlere Keimzeit (\bar{t}) und Synchronität der Keimung (Z) wurden anhand der Anzahl gekeimter Samen über die Zeitspanne des Experimentes errechnet (Ranal et al., 2009). Dabei steht die mittlere Keimzeit für die gewichtete Durchschnittszeit in Tagen bis zur Keimung und wird wie folgt definiert:

$$\bar{t} = \frac{\sum_{i=1}^k n_i t_i}{\sum_{i=1}^k n_i}$$

wobei n_i für die Anzahl der gekeimten Samen an Tag i steht, t_i die Zeit vom Start des Experimentes bis zum Beobachtungstag i anzeigt und k der letzte Tag der Keimung ist. Die Einheit der mittleren Keimzeit ist abhängig von dem Beobachtungsintervall. Das Beobachtungsintervall dieser Arbeit ist in Tagen gemessen. Die Synchronität der Keimung (Z) eines Samens mit einem anderen innerhalb der gleichen Versuchseinheit definiert sich wie folgt:

$Z = \frac{\sum C_{n_i,2}}{N}$, wobei $C_{n_i,2}$ und N folgendermaßen definiert sind:

$$C_{n_i,2} = \frac{n_i(n_i-1)}{2} \quad \text{und} \quad N = \frac{\sum n_i(\sum n_i-1)}{2}$$

Dabei steht $C_{n_i,2}$ für die Kombination der gekeimten Samen innerhalb von i Tagen. Z ist ein Index von 0-1 ohne Einheit. $Z = 1$, wenn die Keimung aller Samen zur gleichen Zeit stattfindet und $Z = 0$, wenn mindestens zwei Samen zu unterschiedlichen Zeitpunkten gekeimt sind. Hohe Werte beschreiben eine hohe Synchronität der Keimung.

3c) Wie wirkt sich der Schnitzeitpunkt unter Berücksichtigung der Abundanz von *L. polyphylus* und des Vegetationstyps auf die Lebenszyklusanalyse der unterschiedlichen möglichen (energetischen) Verwertungsrichtungen aus?

Zur Durchführung der Lebenszyklusanalyse (LCA) der unterschiedlichen möglichen energetischen Verwertungsrichtungen wurden ebenfalls die im Feldversuch gesammelten Daten verwendet. Das Ziel der LCA war die Analyse der Umwelteinflüsse unterschiedlicher Managementoptionen für die Flächen der Hohen Rhön. Hierzu wurde eine vergleichende LCA durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Studie können genutzt werden, um die umweltfreundlichste Nutzungsoption zu identifizieren. Hierzu wurden sowohl Lupine invadierte als auch Lupine

freie Biomassen untersucht. Die Umweltweinflüsse für beide Biomassen wurden unter Berücksichtigung derselben Bedingungen und Grenzen der Untersuchung berücksichtigt. Diese Vorgehensweise erlaubt auch Rückschlüsse auf die Nutzung der naturschutzfachlich wertvollen Flächen nach der Zurückdrängung der Lupine. Das genutzte LCA-Prinzip nennt sich "Cradle to gate" („von der Wiege bis zum Tor"). Es beginnt mit der Ernte der Biomasse und endet mit der Produktion von Wärme und Strom (Abbildung 13). Die Methodik ist in den ISO-Normen 14040 und 14044 definiert und wurde hier entsprechend angewandt. Lebenszyklusinventare (LCI) wurden nach dem Verfahren der "attributional LCI" modelliert, d. h. die Inputs und Outputs wurden direkt zu den Prozessen zugerechnet, ohne Marktbedingungen zu berücksichtigen, wie es in einem "consequential LCI" Verfahren gemacht wird. Die funktionelle Einheit war 1 ha, auf den alle Ergebnisse bezogen wurden. Die Erzeugung erneuerbarer Energien aus Naturschutzgrünland wurde im Zuge der LCA mit der Energieerzeugung aus fossilen Quellen verglichen. Die Wirkungskategorien ("impact categories") wurden anhand der ILCD "Midpoint Indicators" zum Beispiel anhand des Globalen Erwärmungspotentials (GWP), des Versauerungspotentials von Ökosystemen (AP) sowie des Eutrophierungspotentials (EP) bestimmt.

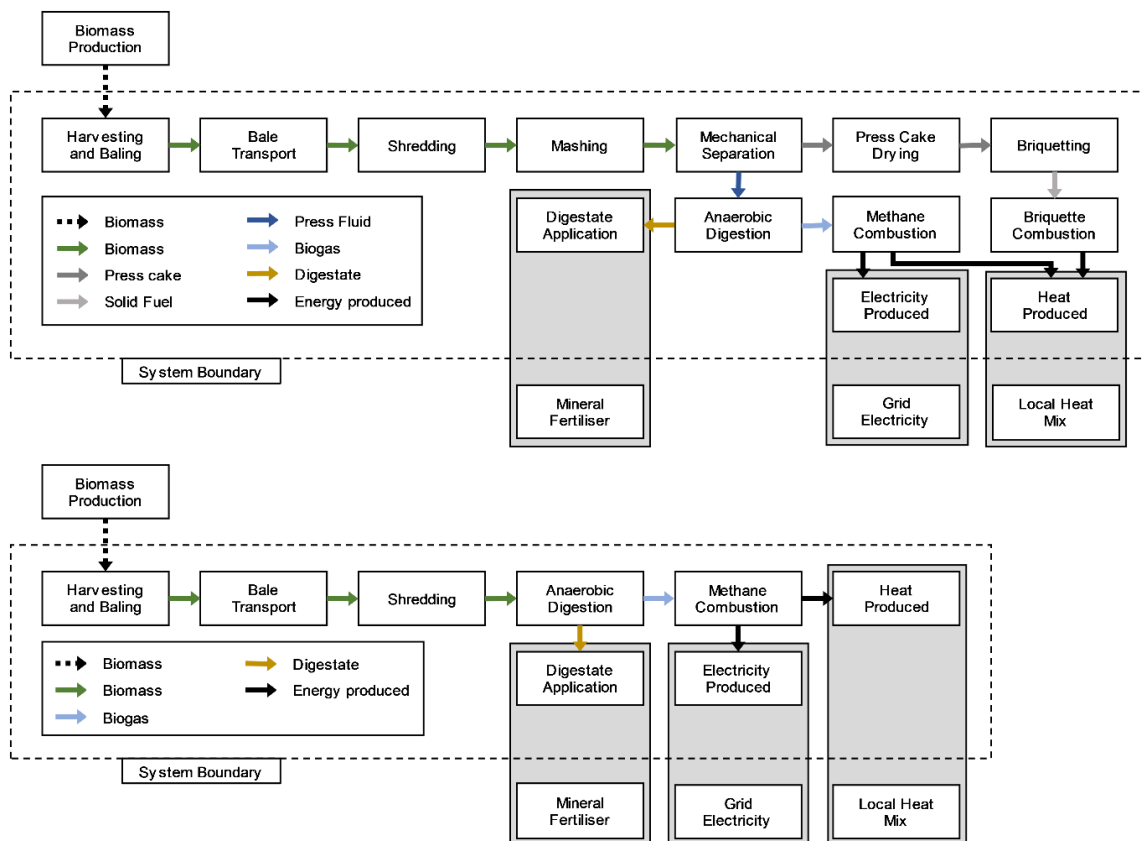


Abbildung 13: Diagramm zu den Systemgrenzen für das IFBB-Verfahren (oben) und die anaerobe Vergärung (AD; unten). Die Kästchen veranschaulichen die wichtigsten Vordergrundprozesse im System. Die Pfeile kennzeichnen den Fluss von Rohstoffen, Produkten, Wärme und Strom. Gärreste wurden als Ersatz für den lokalen Wärmemix, Netzstrom und Mineraldünger betrachtet.

AP 4 Nicht destruktive, fernerkundliche Beurteilung des Zeitpunktes von Schnittmaßnahmen zur Bekämpfung des invasiven Neophyten *L. polyphyllus* und dessen Auswirkung auf die energetischen Parameter von Grünlandbeständen

4a) Wie hoch ist die Genauigkeit einer fernerkundlichen Erfassung von *L. polyphyllus*-Abundanz im Grünland?

4b) Wie wirkt sich die Deckung von *L. polyphyllus* im Grünland auf die Schätzgenauigkeit energetischer Parameter mit Hilfe fernerkundlicher Messungen aus?

Vorphase

Bereits in der Vorphase des Projektes wurden fernerkundliche Methoden zur Abschätzung der Gesamtbiomasse von Flächen des Borstgrasrasen und der Goldhaferwiese erprobt. Dieser Schritt kann später für die Quantifizierung von *L. polyphyllus* angewendet werden. Hierfür wurden je ein Standort mit Borstgrasrasen und ein Standort mit Goldhaferwiese mit je drei 8 x 8 m Plots mit einem terrestrischen Laser am 25.05.2016, 13.06.2016 und am 12.09.2016 gescannt. Eine Messung im Frühling (04.05.2016) diente zur Erzeugung eines digitalen Höhenmodells. Auf die fernerkundliche Messung jedes Plots von allen vier Seiten folgte eine Unterteilung der Plots in 64 Subplots. Drei randomisiert gewählte Subplots wurden daraufhin geerntet und die entsprechenden destruktiven Biomassewerte erfasst. Die vorangegangenen Lasermessungen wurden mit einer Leica Scan Station P30 durchgeführt. Anschließend wurden die vier Scans je Plot mithilfe des Programms Cyclon 9.1 (Leica) zur Erzeugung einer hochauflösenden, dreidimensionalen Punktwolke mit reduzierten Schatteneffekten, zusammengeführt. Jeder Punkt dieser Wolke enthält eine x, y, und z Koordinate sowie einen Intensitätswert des reflektierten Lasersignals. Der Zusammenführungsprozess wurde für jeden Plot zusätzlich wiederholt mit verringerter Anzahl einfließender Scans. So entstanden für jeden Plot vier Punktwolken mit vier, drei, zwei und einem Scan. Für eine Optimierung der Prozesskette wurden die Daten der Punktwolken im Programm R-Studio in ihre 64 1 m²-Subplots unterteilt. Somit konnten jedem destruktiv gemessenen Biomassewert eine korrespondierende 1 m² große Punktwolke zugeteilt werden. Die Biomassemodelle wurden folgend untersucht hinsichtlich ihrer Bewertungsgenauigkeit für die Grünlandbiomasse, der benötigten Zeit für Modellberechnung und des Datenvolumens. Um das bestmögliche Modell zur Abschätzung von Grünlandbiomasse zu identifizieren, wurden die folgenden fünf Analysemethoden hinsichtlich der Korrelation von Grünlandbiomasse und dem jeweiligen Modellparameter untersucht.

Vegetationshöhe

Um den Höhenwert jedes einzelnen Punktes innerhalb einer Punktwolke zu erhalten, muss von seinem z-Koordinatenwert der zugehörige (selbe x- und y- Koordinate) z-Koordinatenwert des digitalen Höhenmodells abgezogen werden. Dies geschah durch die Nutzung von Funktionen aus dem Paket *raster* (Hijmans, 2019) in R-Studio. Da der Laserscanner in der Lage ist, tiefere Vegetationsschichten zu penetrieren, müssen entsprechend aufgezeichnete Punkte ausgeschlossen werden, um die mittlere Vegetationshöhe nicht fälschlich zu verringern. Für weitere Analysen wurden somit die Höhenwerte der Punkte auf einen bestimmten Höhenabschnitt reduziert und alle anderen Punkte ausgelassen. Daraufhin wurde aus den verbleibenden Punkten eine mittlere Höhe ermittelt (bspw. die oberen 25 % aller Punkte). Die resultierenden Höhenmittelwerte wurde hinsichtlich der Korrelation mit den korrespondierenden, destruktiven Biomassewerten untersucht. Zur Identifikation der besten Modellvariante wurde der Höhenbereich zur Bildung eines Höhenmittelwertes variiert und die Güte der Modellvarianten untereinander verglichen.

Summe der Voxel

Eine Gruppe von Voxeln ist eine dreidimensionale, digitale Repräsentation eines volumetrischen Objektes (Würfel). Um Voxel zur Biomassebestimmung zu nutzen, muss der 1 m²-Subplot in Voxel mit einer willkürlich, aber konstant definierten Kantenlänge unterteilt werden. Nun wird für jeden Voxel innerhalb des Untersuchungsraumes eine Abfrage hinsichtlich der Abundanz von Punkten gemacht. Sobald mindestens ein Punkt der Punktwolke in einem Voxel verortet ist, wird dieser Voxel gezählt. Die Summe aller gezählten Voxel wird daraufhin in Korrelation zur destruktiv bestimmten Biomasse gesetzt. Um das ideale Modell der Voxel-Methode zu finden, wurden die Kantenlängen der Voxel variiert und die resultierenden Voxel-Summen hinsichtlich ihrer Korrelation mit destruktiver Biomasse verglichen.

Mittlere der 3d-Raster-Höhe

Eine horizontale Rasterebene wurde in die Punktwolken implementiert. Für jede Rasterzelle wurde der höchstgelegene Punkt erfasst. Dieser Höhenwert ging folgend in einen Mittelwert aller identifizierten Höchstwerte jeder Rasterzelle ein. Dieser Gesamtwert wurde in Korrelation mit der korrespondierenden, destruktiv bestimmten Biomasse gesetzt. Zur Identifikation der stärksten Modell-Variante wurden die Kantenlängen der Raster variiert.

Volumen der konvexen Hülle

Für diese Kalkulation kam der *Quickhull*-Algorithmus zum Einsatz (*convhulln* Funktion aus dem Paket *geometry* (Habel et al., 2015)). Hierbei wird eine Linie zwischen dem Punkt mit dem niedrigsten und dem höchsten x-Wert gezogen. Folgend wird auf beiden Seiten der Linie der Punkt mit der größten Distanz identifiziert und dieser mit den ersten beiden Punkten zu einem Dreieck verbunden. Alle Punkte, die innerhalb dieses gebildeten Dreiecks liegen, werden fortan ignoriert. Nun wird ausgehend von den neu entstandenen Linien der Punkt mit dem jeweils größten Abstand außerhalb des Dreiecks gesucht. Dieser wird wieder mittels zweier Linien mit der vorangegangenen Linie zu einem Dreieck verbunden. Dieser Vorgang wird so lange wiederholt, bis alle Punkte innerhalb der konvexen Hülle liegen. Nun wird das Volumen der konvexen Hülle errechnet und in Korrelation zur destruktiv ermittelten Biomasse gesetzt.

Modell-Evaluation

Die Veränderung der einzelnen Parameter innerhalb jeder Methode, also die Variation des Höhenabschnittes zur Ermittlung der mittleren Vegetationshöhe, die Variation der Kantenlänge innerhalb der Voxel-Methode und die Variation der horizontalen Rastergröße in der 3d-Raster-Methode, wurden hinsichtlich ihrer Schätzgenauigkeit verglichen. Um maximale Methoden-Stabilität zu garantieren, wurde für die Methode *Summe der Voxel* jener Parameter gewählt, bei dem die Zunahme des angepassten R² mindestens 1 % größer ist als das angepasste R² des vorangegangenen Parameterwerten (siehe Abbildung 42). Dies war nötig, da mit steigendem Parameterwert (Voxel-Kantenlänge) die Schätzgenauigkeit nicht mehr konstant zunimmt, sondern stark schwankt.

Die Kalkulationsdauer wurde für jedes Modell mit Hilfe der *microbenchmark* Funktion aus dem R-Paket *microbenchmark* (Mersmann, 2015) ermittelt. Jede Kalkulation wurde 10-mal wiederholt und ein Mittelwert errechnet. Die Berechnungsdauer wurde zunächst hinsichtlich der in den Zusammenführungsprozess eingegangenen Scananzahl verglichen unter der Annahme einer abnehmenden Kalkulationsdauer mit abnehmender Scananzahl (von 4 bis 1). Hierfür wurden die Modelle ihrer Scananzahl zugeordnet und ihre Schätzgenauigkeit zusammengefasst. Danach wurden innerhalb der schnellsten Scananzahl die Methoden hinsichtlich ihrer

Kalkulationsdauer und Schätzgenauigkeit für Frisch- und Trockenmasseertrag verglichen um die stabilsten, stärksten und schnellsten Methoden zu identifizieren.

Hauptphase

Im ersten Jahr der Hauptphase (2017) wurden die Flächen aus dem Experiment aus AP 3 verwendet. Vor jedem Mahdtermin (15.06, 05.07, 18.07) wurden die Kleinflächen des Experiments mit einer terrestrischen Leica P30 Scanstation und einem Tec5 Feldspektrometer vermessen. Das Feldspektrometer wurde hierfür von Hand seitlich in die jeweilige Kleinfläche gehalten und dann wurden bei kontinuierlichen Messabständen die vier Seiten der Kleinfläche abgeschritten. Der terrestrische Laser wurde an zwei gegenüberliegenden Spitzen der jeweiligen Kleinfläche aufgestellt, die Fläche wurde in einer Auflösung von 1,6 mm vermessen. Durch drei eingemessene Zielmarken konnten die zwei einer Kleinfläche zugehörigen Scans in Cyclone 9.1 (Leica) zusammengeführt und georeferenziert werden.

2018 wurden die Messungen des Feldspektrometers durch Messungen einer drohnenbasierten Hyperspektralkamera (Abbildung 14) ersetzt. Diese Messung fand zum jeweiligen Schnitttermin vor den Lasermessungen statt. Hierbei kam eine *Cubert FireFly S185 Hyperspectral Snapshot* Kamera (Cubert-gmbh.com) zum Einsatz. Sie verfügt über einen Wellenlängenbereich von 450 bis 950 nm, mit 125 spektralen Kanälen. Die räumliche Auflösung der hyperspektralen Bänder liegt bei 50 x 50 Pixel. Zusätzlich besitzt die Kamera ein panchromatisches Band mit einer Auflösung von 1000 x 1000 Pixel. Die Kamera wurde mittels eines Co-Axial Multi-Rotor Octocopters in 20 m Höhe über die Versuchspartellen gesteuert. Die räumliche Auflösung der hyperspektralen Bilder lag bei etwa 20 x 20 cm. Zur Georeferenzierung und Zusammenführung der Einzelbilder wurden GCP's (*Ground Control Points*) auf dem Boden zwischen den Versuchspartellen verteilt. Das Zusammenführen der Einzelbilder zu einem hyperspektralen Orthomosaik erfolgte in *Agisoft PhotoScan Professional Version 1.3.4* (Agisoft LLC Russia).



Abbildung 14: Links: Terrestrischer Laserscanner, rechts: Trägerplattform mit Hyperspektralkamera.

Bestimmung der Gesamtbiomasse mittels 3d-Laserdaten und hyperspektraler Luftbilder

Zunächst wurden die Erkenntnisse zur Gesamtbiomasseschätzung aus der Vorphase genutzt und um die Informationen der Hyperspektralkamera erweitert. Die Referenzwerte (Frisch- und Trockenmasse) lieferten hierbei die Biomasse-Schnitte aus AP3. Aus den Punktwolken der Laserdaten wurden die Bereiche ausgeschnitten, die räumlich denen der Biomasseentnahme entsprachen. Die mittlere Vegetationshöhe in unterschiedlichen Höhenabschnitten sowie die mittlere Summe der Voxel, wie in der Vorphase beschrieben, wurden berechnet. Zusätzlich wurden Funktionen zur Berechnung der Oberflächenneigung, -hebung und -krümmung der Punktwolke angewendet (Autor: Fabio Veronesi,- nach (Florinsky, 1998)). Hierbei wird eine

Submatrix aus 3 mal 3 Elementen (neun Punkten) erzeugt. Jeder Punkt der Submatrix ((-w, w, z1), (0, w, z2), (w, w, z3), (-w, 0, z4), (0, 0, z5), (w, 0, z6), (-w, -w, z7), (0, -w, z8), (w, -w, z9)) hat gemessene Koordinaten. Für das Zentrum der Matrix lassen sich folgende Werte errechnen.

$$r = \frac{z1 + z3 + z4 + z6 + z7 + z8 - 2(z2 + z5 + z8)}{3w^3}$$

$$t = \frac{z1 + z2 + z3 + z7 + z8 + z9 - 2(z4 + z5 + z6)}{3w^2}$$

$$s = \frac{z3 + z7 - z1 - z9}{4w^2}$$

$$p = \frac{z3 + z6 + z9 - z1 - z4 - z7}{6w}$$

$$q = \frac{z1 + z2 + z3 - z7 - z8 - z9}{6w}$$

Aus diesen Werten können Neigung (G), Hebung (A), horizontale (k_h) und vertikale (k_v) Oberflächenkrümmung berechnet werden.

$$G = \tan^{-1}(\sqrt{p^2 + q^2})$$

$$A = \tan^{-1}\left(\frac{q}{p}\right)$$

$$k_h = \frac{q^2r - 2pqs + p^2t}{(p^2 + q^2)\sqrt{1 + p^2 + q^2}}$$

$$k_v = \frac{p^2r + 2pqs + q^2t}{(p^2 + q^2)\sqrt{(1 + p^2 + q^2)^3}}$$

Eine weitere Funktion diversifiziert G, A, k_h und k_v um für jedes einen Mittelwert und Variationsbereich zu erzeugen. Aus den georeferenzierten, hyperspektralen Orthomosaiken wurden jene Bereiche extrahiert, die räumlich denen der Biomasseentnahme entsprechen. Für jeden dieser 1 m² wurde der spektrale Wert jedes Wellenlängenbandes gemittelt. Die spektralen Reflektionskurven wurden anschließend normalisiert (Vektor Normalisierung).

$$x_i = \frac{x_i}{\sqrt{\sum \|x_i\|^2}}$$

Dabei ist x_i der spektrale Vektor von $i = 1, 2, \dots, n$.

Für eine Modellierung der Frisch- und Trockenmasse kam ein Ansatz des maschinellen Lernens, Random Forest (Breiman, 2001) zum Einsatz. Modelle wurden trainiert auf Basis der einzelnen Sensorsysteme (Laserdaten, Hyperspektraldaten) sowie einer Kombination beider Datensätze. Zunächst wurden die aus den Sensordaten gewonnenen erklärenden Variablen reduziert, um die Modellkomplexität zu verringern (Interpretierbarkeit) ohne die Modellstärke zu reduzieren. Hierbei wurde die Funktion *VSURF* aus dem R-Paket *VSURF* (Genuer et al., 2019) genutzt. Die Random Forest Regression wurde mit 80% des gewonnenen Datensatzes trainiert, die verbleibenden 20% dienten der Validierung des Modells anhand des Bestimmtheitsmaßes und der normalisierten Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme. Dieser wurde normalisiert durch die Spanne der beobachteten Biomassewerte (nRMSE_r).

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{j=1}^n (y_j - \hat{y}_j)^2}$$

$$\text{nRMSE}_r = \frac{\text{RMSE}}{y_{\max} - y_{\min}} \times 100$$

Da die randomisierte Aufteilung in Test- und Trainingsdaten einen Einfluss auf die Modellstärke haben kann, wurde der Vorgang des randomisierten Aufteilens in Trainings- und Testdaten 100-fach durchgeführt. Auf Basis des Medians der 100 fachen Wiederholung konnten die Modelle für Frisch- und Trockenmasse als auch für die verschiedenen Sensordatensätze verglichen werden. Die Wichtigkeit der einzelnen Variablen für das Modell wurde auf Basis der *varImp* Funktion des R-Paketes *caret* (Kuhn, 2008) berechnet und zur weiteren Interpretation und Diskussion genutzt. Zudem wurde die normalisierte Abweichung der vorhergesagten und beobachteten Frisch- und Trockenmasse herangezogen, um den Einfluss der Lupine-Abundanz auf die Modellvorhersage zu untersuchen.

$$\text{Normalisierte Abweichung} = \frac{\text{Vorhergesagter Ertrag} - \text{Beobachteter Ertrag}}{\text{Vorhergesagter Ertrag} + \text{Beobachteter Ertrag}}$$

Deep Learning: Drohnen-basierte Erfassung von L. polyphyllus-Abundanz im Grünland

Im Rahmen einer Masterarbeit (Theato, T. 2020. Automatic Segmentation of *Lupinus polyphyllus* in high-resolution Aerial Imagery using Deep Learning. Universität Kassel. - vgl. Kap. „Veröffentlichungen und Abschlussarbeiten“) wurden im Jahr 2019 (13. und 26 Juni, 9. Juli) die zwei Lupine-invadierten Versuchsflächen aus AP3 mittels einer „Phantom 4 Advanced“, ausgerüstet mit einer 20 Megapixel RGB-Kamera (FC6310), in 10 m überflogen. Die räumliche Auflösung der Bilder belief sich auf 2.7 mm Pixel⁻¹. Hierbei wurden Methoden des maschinellen Lernens, sogenannte künstliche, neuronale Netze (CNN = Convolutional Neural Network) zur Objekterkennung eingesetzt. Ziel war eine Lupine-Erkennung auf Einzelpflanzenebene. Nach der Überfliegung wurden repräsentative Ausschnitte der Versuchsflächen ausgewählt (ca. 8×8 m) und mit Hilfe von CVAT und QGIS manuell digitalisiert. Hierfür wurden alle sichtbaren Lupine-Blätter und -Blüten detailgetreu nachgezeichnet und kategorisiert. Die so entstandenen Segmente wurden zu 80% als Trainings- und zu 20% als Testdaten eingesetzt. Für die semantische Segmentierung wurde eine Version des CNN Deeplab v3+“ verwendet (Chen et al., 2018). Zur Evaluierung wurde ein in der semantischen Segmentierung gängiger Ausdruck verwendet: *Intersection over Unit (IoU)*, welcher in einer binären Klassifizierung aus einer simplen Konfusionsmatrix abgeleitet werden kann:

$$IoU = \frac{TP}{TP + FP + FN}$$

Hierbei beschreibt:

IoU den *Intersection over Unit*

TP (True Positive) die korrekt klassifizierten Datenpunkte der Positivklasse (Lupine)

FP (False Positiv) die falsch klassifizierten Datenpunkte der Positivklasse (Lupine)

FN (False Negativ) die falsch klassifizierten Datenpunkte der Negativklasse (nicht-Lupine)

Zudem wurden innerhalb des Trainings *Loss* Werte berechnet um bei steigender Modellstärke eine Überanpassung auszuschließen. Für das Modelltraining kam die Deeplab v3+ Implementierung aus dem Tensorflow Framework (Abadi et al., 2015) veröffentlicht unter der Apache

2.0 Lizenz^{1,2} zum Einsatz. Eine kleine Anwendung wurde geschrieben³ um das trainierte Modell auf Drohnenbilder und Orthomosaike anzuwenden.

*Objektbasierte Klassifizierung: Drohnen-basierte Erfassung von *L. polyphyllus*-Abundanz im Grünland*

Eine weitere Drohnenplattform, ausgerüstet mit einem RGB- (FC330) und Thermalsensor (FLIR Vue Pro R (FLIR, www.flir.com)) wurde 2019 auf den AP3 Versuchsflächen eingesetzt. Hierbei wurden verschiedene Parameter aus den RGB-Daten abgeleitet und diese mit Thermaldaten kombiniert. Die Überfliegung wurde in 20 m Höhe durchgeführt. Aus diesen Daten wurden mittels Structure from Motion (SfM) (Agisoft PhotoScan Professional Version 1.3.4 (Agisoft LLC Russia)) dreidimensionale Punktwolken erzeugt. Aus diesen konnten Punkthöhen und Punktdichten abgeleitet werden. Des Weiteren wurden die RGB Informationen der Bilder in HSI-Werte (Farbwert, Farbsättigung, Lichtintensität) umgewandelt und zusätzlich diverse Indices berechnet. Aus RGB- als auch aus Thermaldaten wurden außerdem Texturparameter extrahiert. Für den ersten Schritt der objektbasierten Klassifikation – die Segmentierung – wurde ein Teil der Variablen (Punktdichte, Punkthöhe, Farbton) verwendet. In einem nicht-überwachten Verfahren wurden die Bildbereiche auf Basis dieser Variablen in Segmente unterteilt, die eine größtmögliche Übereinstimmung mit einzelnen Lupinepflanzen aufwiesen. Hierfür wurde ein Kompromiss zwischen Inter-Segment-Homogenität und Inter-Segment-Heterogenität angestrebt, um unterscheidbare Segmente als auch Segmente gleichen Charakters zu erzeugen (Espindola et al., 2006). Nach der Segmentierung wurden alle Variablen, einschließlich neu entstandener geometrischer Variablen aus den Segmentinformationen, in Methoden des maschinellen Lernens (Random Forest (Breiman, 2001)) zur Klassifikation eingesetzt und jeweils mit einem zurückgehaltenen Datensatz (3 Termine, 2 Flächen) mittels Korrektclassifikationsrate, Sensitivität und Ausfallrate validiert.

$$\text{Korrektclassifikationsrate} = \frac{TP + TN}{TP + Fn + FP + TN}$$

$$\text{Sensitivität} = \frac{TP}{TP + FN}$$

$$\text{Ausfallrate} = \frac{FP}{FP + TN}$$

Ziel war hierbei, die Kartierung der Deckung von *L. polyphyllus* mittels kostengünstiger Kombination aus Trägerplattform und Sensorsystemen. Eine zusätzliche Analyse der Kartierungsergebnisse wurde im direkten Vergleich auf Pixelebene zwischen manuell digitalisierter und modellierter Lupine-Deckung durchgeführt (Kartengenauigkeit: KG).

$$KG = \frac{\text{Summe gleich klassifizierter Pixel in zwei Karten}}{\text{Gesamtsumme der Pixel}} \quad 5.9$$

*Satelliten-basierte Erfassung von *L. polyphyllus*-Abundanz im Grünland*

¹ <https://github.com/tensorflow/models/tree/master/research/deeplab>

² <https://github.com/tensorflow/tpu/tree/master/models/experimental/deeplab>

³ <https://github.com/ttill/deeplab-inference>

Für eine großflächige Kartierung der Lupine-Abundanz wurden im August 2020 WorldView-3 Multispektraldaten (Tabelle 2) der Fläche des Naturschutzgebietes „Lande Rhön“ aufgenommen. Der Spätsommer wurde als Aufnahmezeitpunkt gewählt, da zu dieser Zeit ein Großteil der Grünlandflächen gemäht und ein Wiederaufwuchs bereits stattgefunden hatte. Da *L. polyphyllus*, verglichen mit den anderen Grünlandarten, eine rasche Wachstumsgeschwindigkeit hat, sind ihre oberirdischen Pflanzenteile optisch besonders hervorstechend.

Tabelle 2: Die genutzten spektralen Bänder des WorldView-3 Satelliten.

Band	Wavelength (nm)
Panchromatic	450 - 800
Coastal	400 - 450
Blue	450 - 510
Green	510 - 580
Yellow	585 - 625
Red	630 - 690
Red Edge	705 - 745
NIR1	770 - 895
NIR2	860 - 1040

Zur Modellierung wurden die Satellitendaten vorprozessiert, um Werte der Am-Sensor-Reflektion zu erhalten. Als Variablen zur Modellierung dienten die spektralen Reflektionswerte, als auch aus ihnen abgeleitete Texturinformationen (Haralick et al., 1973) und Indices (NDSI).

$$NDSI = \frac{(R_i - R_j)}{(R_i + R_j)}$$

R = Spektrale Reflektanz

i = Wellenlänge [nm]

j = Wellenlänge [nm]

Als Referenzdaten dienen am Boden erhobene Deckungsschätzungen auf 3×3 m großen, georeferenzierten Flächen, die in 16 gleich große Sub-Quadrate unterteilt waren. Befand sich *L. polyphyllus* zu Teilen in einem Sub-Quadrat, wurde dieses zu einem sechzehntel als Lupine-Deckung gezählt. Modelliert wurde die Deckung von *L. polyphyllus* aus dem Gesamtpool aller Variablen, auch jedoch aus einer Auswahl vorselektierter Variablen (VSURF: (Genuer et al., 2019)). Die 17 *L. polyphyllus* Deckungsklassen wurden zudem aggregiert (5 Klassen und 2 Klassen). Modelliert wurde mit dem R-Paket *H2O* (H2O.ai, 2021) und der Funktion *AutoML*, welche in der Lage ist, diverse Methoden des maschinellen Lernens simultan zu prozessieren. Eine ausführliche Validierung diente zur Abschätzung der unterschiedlichen Klassifikations-szenarien als auch der Interpretation der eingesetzten Variablen.

$$\text{Mittlerer Klassenfehler} = \frac{1}{C} \sum_{i=1}^C \text{Klassenfehler}_i$$

$$\text{Klassenfehler} = 1 - \left(\frac{\text{korrekt klassifizierte Fälle}}{\sum \text{klassifizierte Fälle}} \right)$$

$$\text{Logloss}_{\text{Binär}} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N w_i (y_i \ln(p_i) + (1 - p_i) \ln(1 - p_i))$$

$$\text{Logloss}_{\text{Multi-Klassen}} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^C w_i (y_{i,j} \ln(p_{i,j}))$$

N ist die Summe der Beobachtungen

w ist der je Observation genutzte benutzerdefinierte Gewichtungswert (Vorgabe ist 1).

C ist die Summe der Klassen ($C=2$ für binäre Klassifikation).

p ist der Vorhergesagte Wert, zugeordnet einer gegebenen Beobachtung

y ist der Zielwert.

Schätzgenauigkeit energetischer Parameter mit Hilfe fernerkundlicher Messungen

Die 2018 erhobenen, drohnengestützten Hyperspektraldaten (siehe Abbildung 14 rechts) dienten zudem der fernerkundlichen Modellierung bedeutender Qualitätsparameter der Grünlandbiomasse (Rohproteingehalt und Säure-Detergens-Faser = ADF: *acid detergent fibre*). Neben den vier Versuchsflächen aus AP3 wurden vier zusätzliche Flächen in Nordhessen überflogen und beprobt (Tabelle 3). Als Referenz wurden je 1 m² Subplots geerntet und im Labor hinsichtlich ADF und Rohproteingehalt analysiert. Die Spektraldaten der Drohnenbilder wurden mittels Agisoft PhotoScan Professional 1.4.1. (Agisoft LLC, (St. Petersburg, Russia) www.agisoft.com) zu Orthomosaiken zusammengesetzt und wie bereits beschrieben normalisiert.

Tabelle 3: Kennzeichen der Grünlandstandorte (m NN = über Normalnull)

Feld ID	Vegetationstyp	Standort (m NN)	Kurzbeschreibung
MHM1	Bergwiese	Werra-Meißner Kreis (684)	Naturschutz, spät, extensiv
MHM2	Bergwiese	Rhön (739)	Naturschutz, spät, extensiv
NSG1	<i>Nardus stricta</i>	Werra-Meißner Kreis (718)	Naturschutz, spät, extensiv
NSG2	<i>Nardus stricta</i>	Rhön (822)	Naturschutz, spät, extensiv
MHML	Ehemals Bergwiese invadiert durch <i>Lupinus polyphyllus</i>	Rhön (839)	Naturschutz, spät, extensiv
NSGL	Ehemals <i>Nardus stricta</i> invadiert durch <i>Lupinus polyphyllus</i>	Rhön (846)	Naturschutz, spät, extensiv
LHM	Tiefland Heuwiese	Werra-Meißner Kreis (135)	Extensiv, alluvial, extensiv
IHM	Gesätes Grünland	Werra-Meißner Kreis (199)	Intensiv

Aus den spektralen Rohdaten, normalisierten Reflektanzen, ihren ersten Ableitungen, und errechneten Indices jedes Bandkombinationspaares (NDSI) wurden mit jedem einzelnen spektralen Wert lineare Modelle errechnet und zwecks Korrelogramm visualisiert. Aufgrund geringer Schätzgenauigkeit und hoher Modellfehler wurde zusätzlich der gesamte spektrale Datensatz in multivariaten Methoden des maschinellen Lernens verwendet. Fünf verschiedene Algorithmen wurden hierbei über das R-Paket *Caret* (Kuhn, 2008) eingesetzt. Der Datensatz wurde erneut 100-fach randomisiert in Trainings- und Testdaten unterteilt und zur Beurteilung der Modellstärke der Median von nRMSE und adj. R² herangezogen. Final wurden Karten der Qualitätsparameter aus dem besten Modell erstellt.

Ergebnisse

Arbeitspakete der Phase 1 (29 Monate) mit Fortführung und Beendigung in Phase 2

AP 1 Restituierung von durch *L. polyphyllus* invadierte Bergwiesen durch die Aktivierung der Bodensamenbank sowie die Übertragung von artenreichem Mahdgut

1a) Wo liegen geeignete Spender- und Empfängerwiesen für die Mahdgutübertragung?

Geeignete Spender- und Empfängerflächen für die Restituierung der Bergwiesen konnten anhand einer *Lupinus polyphyllus*-Verbreitungskarte und Geländebegehungen identifiziert werden (Abbildung 15, Abbildung 16).

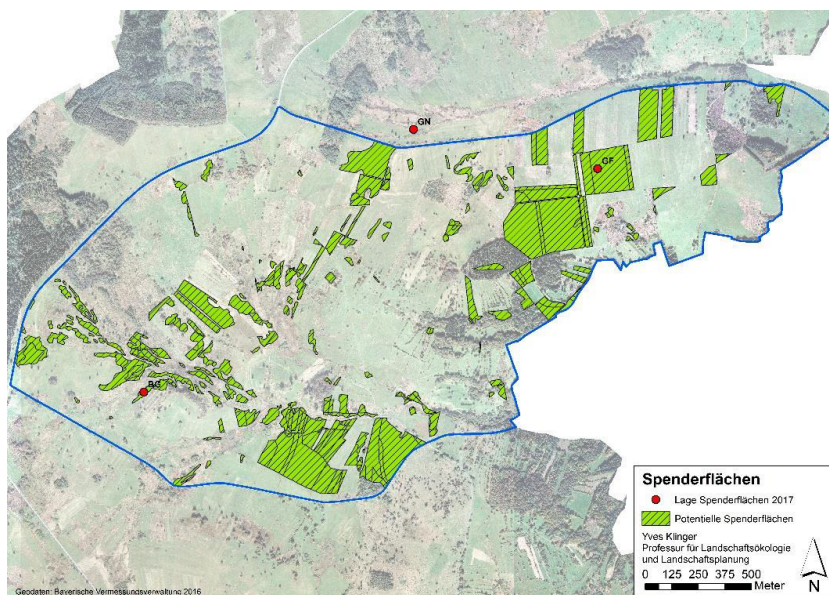


Abbildung 15 Lage der Spenderflächen für den Bergwiesen-Restituierungsversuch (BG = Borstgrasrasen, GF = frische Goldhaferwiese, GN = nasse Goldhaferwiese).



Abbildung 16 Lage der Empfängerflächen für den Bergwiesen-Restituierungsversuch (BG = Borstgrasrasen, GF = frische Goldhaferwiese, GN = nasse Goldhaferwiese)

1b) Stellen die Aktivierung der Samenbank und die Mahdgutübertragung geeignete Maßnahmen zur Restituierung von artenreichen Bergwiesen dar?

Aus den Mahdgutproben keimten insgesamt 57 Arten mit mehr als 25.000 Keimlingen. In den den Mahdgutproben der Borstgrasrasen konnten 29 Arten (inkl. 8 Zielarten) nachgewiesen werden. 37 Arten (inkl. 8 Zielarten) keimten aus den Proben der mesischen und 42 Arten (inkl. 11 Zielarten) aus den Proben der nassen Goldhaferwiesen (vgl. auch Tabelle 4). Die höchste Anzahl an gekeimten Individuen der Zielarten wiesen die Mahdgutproben der nassen Goldhaferwiesen auf, die wenigsten Zielarten fanden sich in den Proben der Borstgrasrasen. Insgesamt zeigte aber auch das Mahdgut viel Potenzial für eine erfolgreiche Restituierung der invadierten Wiesen.

Tabelle 4 Zielarten der untersuchten Vegetationstypen sowie die Anzahl (NR) der jeweils aus den Mahdgutproben gekeimten Individuen

Borstgrasrasen		Mesische Goldhaferwiese		Nasse Goldhaferwiese	
Zielart	NR	Zielart	NR	Zielart	NR
<i>Danthonia decumbens</i>	2	<i>Agrostis capillaris</i>	1.476	<i>Agrostis canina</i>	293
<i>Festuca rubra</i>	226	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	8	<i>Cirsium palustre</i>	6
<i>Helianthemum nummularium</i>	3	<i>Galium saxatile</i>	3	<i>Deschampsia cespitosa</i>	446
<i>Hieracium pilosella</i>	6	<i>Helictotrichon pratense</i>	6	<i>Galium palustre</i>	12
<i>Nardus stricta</i>	98	<i>Hypericum maculatum</i>	802	<i>Galium uliginosum</i>	145
<i>Potentilla erecta</i>	13	<i>Poa chaixii</i>	112	<i>Juncus effusus</i>	3.860
<i>Thymus pulegioides</i>	3	<i>Sanguisorba officinalis</i>	201	<i>Silene flos-cuculi</i>	61
<i>Veronica officinalis</i>	1			<i>Stellaria alsine</i>	39
				<i>Trifolium spadicum</i>	323
Summe	352		2.608		5.185
Keimlinge insgesamt	1.040		9.835		14.894

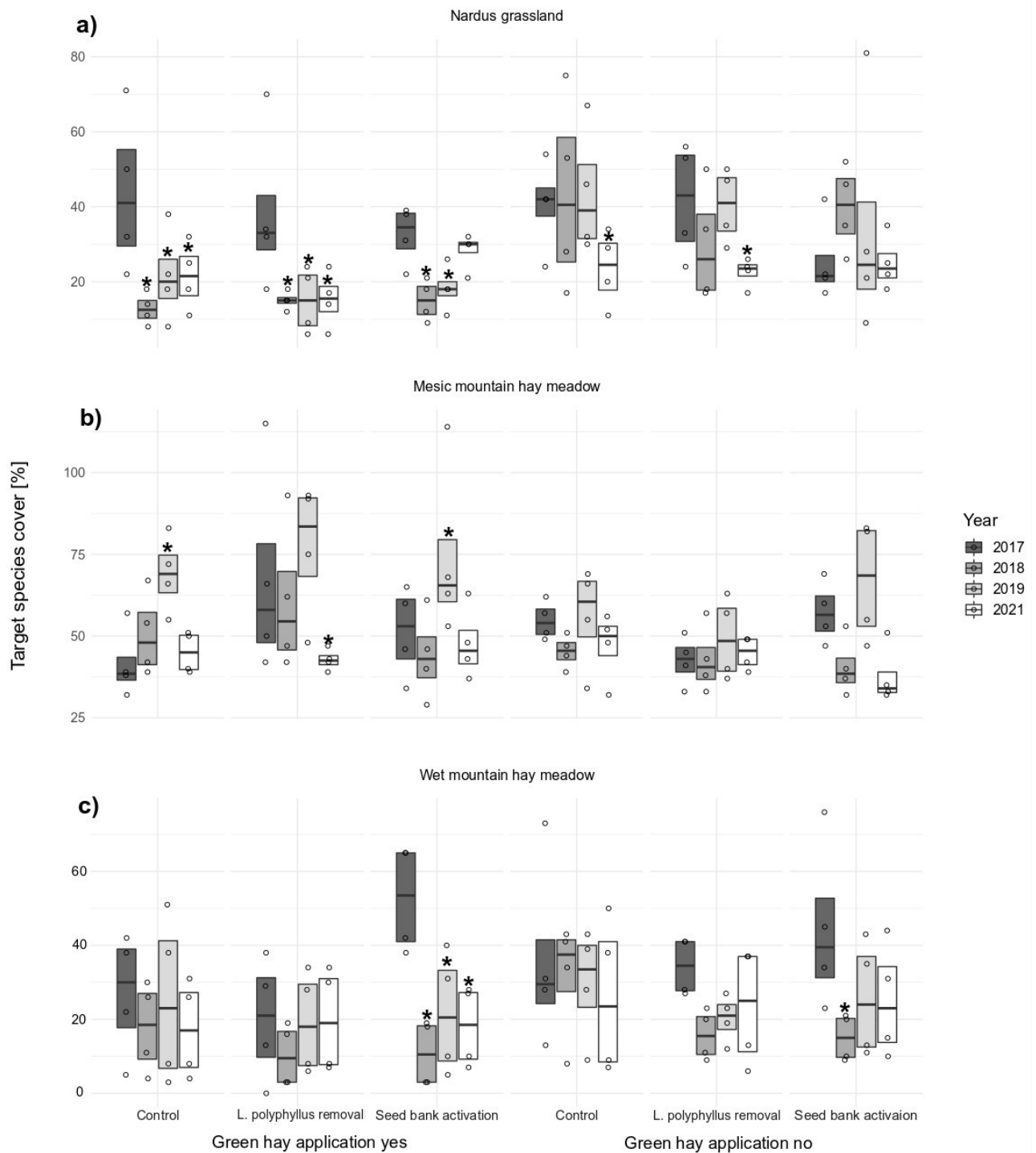


Abbildung 17 Box und Scatterplots der Zielarten-Deckung der Borstgrasrasen a), der mesischen Goldhaferwiesen b) und der nassen Goldhaferwiesen c) während des Untersuchungszeitraumes. Die Boxen repräsentieren das obere und das untere Quartil, die Linie den Median. Die Sternchen zeigen signifikante Unterschiede zu den entsprechenden Plots in 2017 an ($p < 0,05$, paarweise Kontraste zu den entsprechenden Behandlungen in 2017). Abbildung aus Hansen et al. (2022).

Die Deckung der Zielarten der Borstgrasrasen wurde stark durch den Vegetationstyp (was zu erwarten war), die Mahdgutübertragung und einer Interaktion von Jahr und Mahdgutübertragung beeinflusst. Das Untersuchungsjahr, Mahdgutübertragung und die Interaktion zwischen Diasporenbankaktivierung und Mahdgutübertragung hatten einen signifikanten Einfluss auf

die Deckung der Zielarten der mesischen Goldhaferwiesen. Die Zielarten der nassen Goldhaferwiesen wurden am stärksten durch den Vegetationstyp, die Diasporenbankaktivierung und die Interaktion zwischen Untersuchungsjahr und Diasporenbankaktivierung beeinflusst. Die Daten zeigen eine sehr hohe Variation (Abbildung 15); dennoch konnten durch den Vergleich mit den im Jahr 2017 untersuchten Kontrollplots Muster erkannt werden. In den Borstgrasrasen wurde die Deckung der Zielarten signifikant durch die Zugabe von Mahdgut auf den Kontrollplots sowie durch das Entfernen der Stauden-Lupine in allen Monitoringjahren gesenkt. Auf den Plots, auf denen die Diasporenbank aktiviert wurde, war die Zielarten-Deckung in den Jahren 2018 und 2019 geringer als die im Jahr 2017. Auf den Plots, auf denen kein Mahdgut zugegeben wurde, war die Zielartendeckung der Borstgrasrasen der Kontrollplots sowie der Plots, auf denen die Stauden-Lupine entfernt wurde, im Jahr 2021 geringer (Abbildung 17 a). Auf den mesischen Goldhaferwiesen konnte die Deckung der Zielarten im Jahr 2019 verglichen mit 2017 deutlich durch die Mahdgutübertragung auf Kontrollplots sowie durch die Diasporenbankaktivierung erhöht werden. Dieser Effekt verschwand jedoch wieder im Jahr 2021. Auf den Lupine-Entfernungsplots war die Zielarten-Deckung im Jahr 2021 signifikant geringer (Abbildung 17 b). Diasporenbankaktivierung ohne Mahdgutübertragung ebenso wie Lupine-Entfernung ohne Mahdgutübertragung resultierten in einer signifikant geringeren Zielarten-Deckung verglichen mit den entsprechenden Plots im Jahr 2017 auf nassen Goldhaferwiesen (Abbildung 17 c).

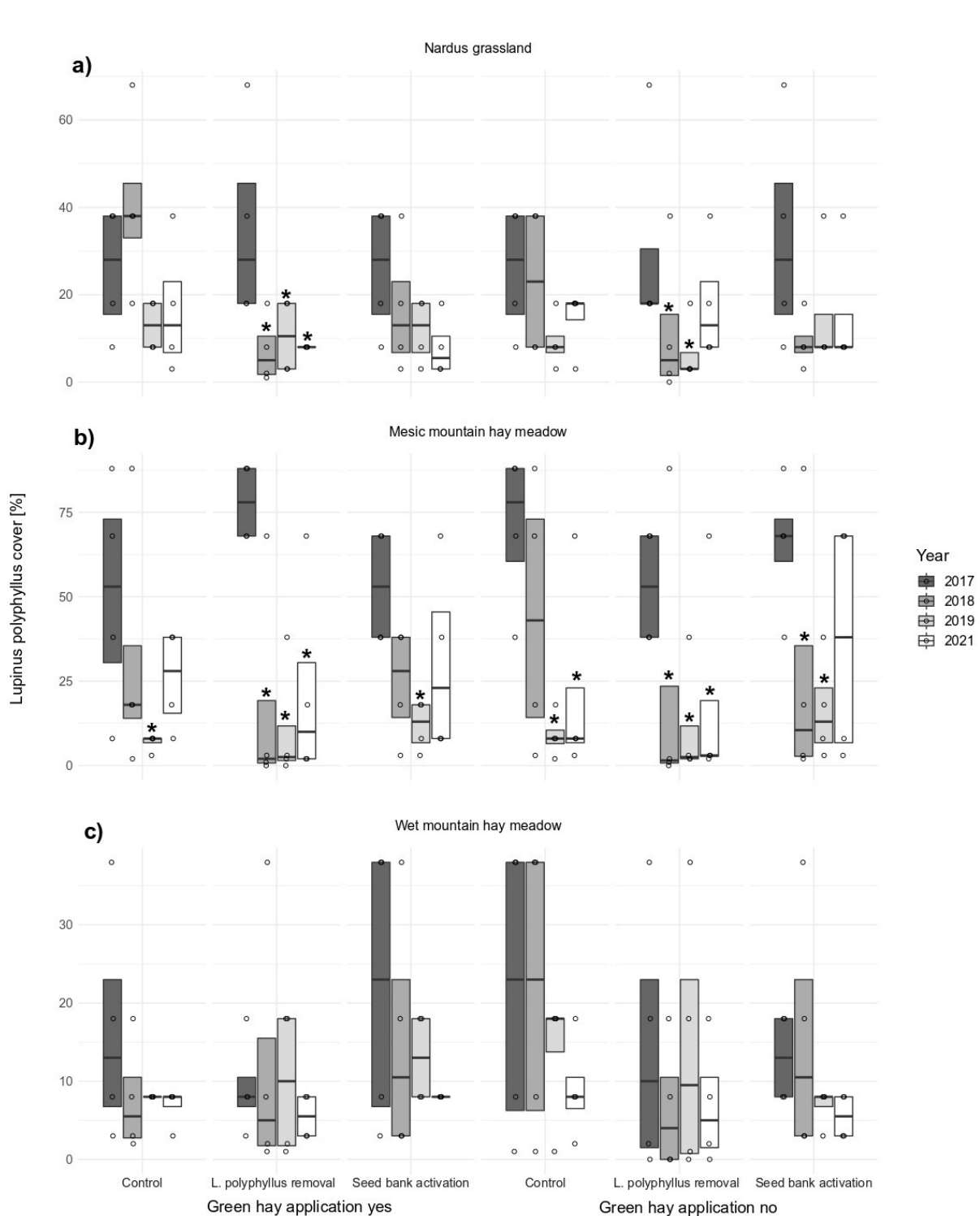


Abbildung 18 Box und Scatterplots der Lupine-Deckung der Borstgrasrasen a), der mesischen Goldhaferwiesen b) und der nassen Goldhaferwiesen c) während des Untersuchungszeitraumes. Die Boxen repräsentieren das obere und das untere Quartil, die Linie den Median. Die Sternchen zeigen signifikante Unterschiede zu den entsprechenden Plots in 2017 an ($p < 0,05$, paarweise Kontraste zu den entsprechenden Behandlungen in 2017). Abbildung aus Hansen et al. (2022).

Effekte der Restituierung auf die Lupine-Deckung

Das Untersuchungsjahr, die Diasporenbankaktivierung und die Interaktion zwischen dem Vegetationstyp und dem Untersuchungsjahr hatten einen signifikanten Einfluss auf die Lupine-Deckung. In Borstgrasrasen und mesischen Goldhaferwiesen konnte die Deckung der Art auf den Plots, von denen sie entfernt wurde und auf denen Mahdgut aufgebracht wurde, in allen Monitoringjahren signifikant reduziert werden. Zudem war die Deckung der Lupine in mesischen Goldhaferwiesen auch auf den Kontrollplots sowie auf Plots, auf denen die Diasporenbank aktiviert wurde im Jahr 2019 signifikant verringert. Auf Plots, auf denen keine Mahdgutübertragung stattfand aber die Lupine-Pflanzen entfernt wurden, war die Lupine-Deckung in Borstgrasrasen in den Jahren 2018 und 2019 geringer, in den Flächen mit gleicher Behandlung der mesischen Goldhaferwiesen war die Lupine-Deckung in allen Monitoringjahren geringer. Abgesehen davon wiesen die Kontroll- und die Diasporenbankaktivierungsplots eine signifikant verringerte Lupine-Deckung in den Jahren 2018 und 2019 auf (Abbildung 18 a und Abbildung 18 b). Die Entfernung der Stauden-Lupine hatte keinen Effekt auf die Lupine-Deckung in den nassen Goldhaferwiesen (Abbildung 18 c).

Effekte der Restituierungsmaßnahmen auf die Artenzusammensetzung

Im Ordinationsdiagramm sind die Plots der Empfängerflächen eng beieinanderliegend, während die Plots der Spenderflächen der Borstgrasrasen und der mesischen Goldhaferwiesen eher verstreut und zudem weit entfernt von den Empfängerflächen sind. In allen drei Vegetationstypen zeigte sich ein starker Einfluss des Untersuchungsjahres. Eindeutige Muster konnten jedoch nicht festgestellt werden. Die Plots der Empfängerflächen verlagerten sich zwar im Laufe der Untersuchung, jedoch verschoben sie sich nicht in Richtung der Spenderflächen-Plots (Abbildung 19). Der Einfluss des Untersuchungsjahres ist deutlich in Abbildung 20 festzustellen, wo die Plots aus dem Jahr 2019 deutlich außerhalb des Bereichs der drei übrigen Untersuchungsjahre liegen.

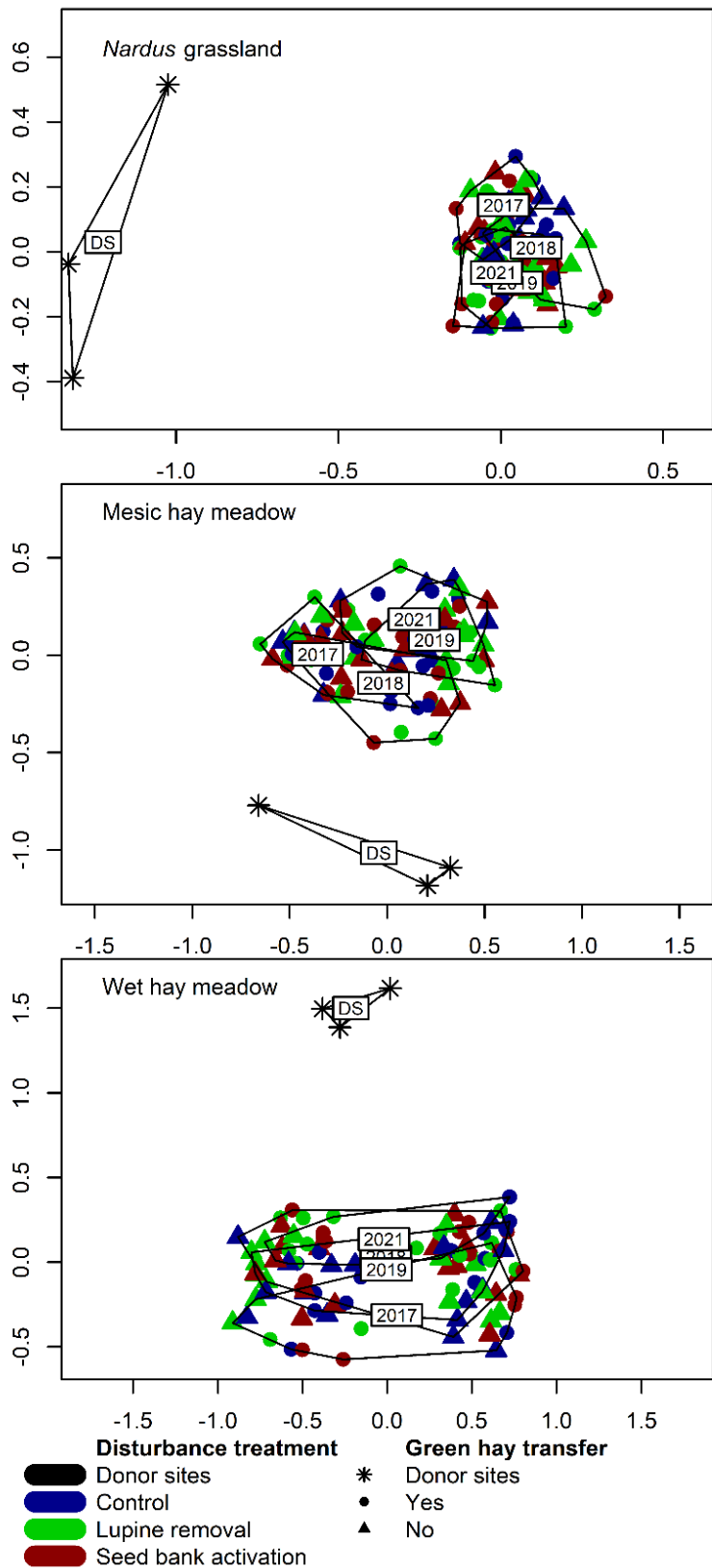


Abbildung 19 NMDS-Ordination der floristischen Hauptgradienten der drei untersuchten Vegetationstypen. Die Farben repräsentieren die Bodenbehandlung, Dreiecke sind Plots mit Mahdgutübertragung, Kreise stellen Plots ohne Mahdgutübertragung dar, Sterne repräsentieren

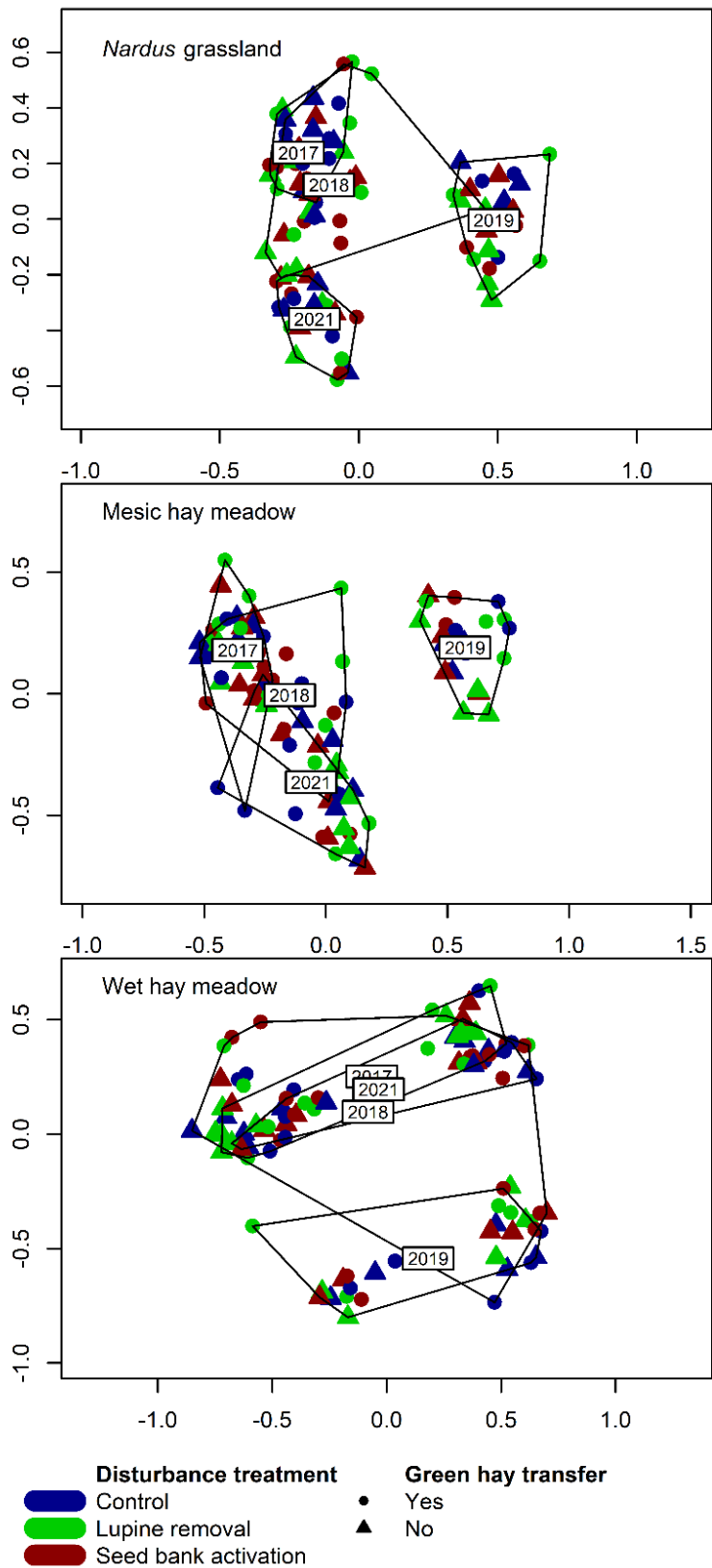


Abbildung 20 NMDS-Ordination der floristischen Hauptgradienten der drei untersuchten Vegetationstypen. Die Farben repräsentieren die Bodenbehandlung, Dreiecke sind Plots mit Mahdgutübertragung, Kreise stellen Plots ohne Mahdgutübertragung dar.

AP 2 Analyse und Modellierung der Ausbreitungsprozesse von *L. polyphyllus* auf Landschaftsebene

2a) Gibt es einen Zusammenhang zwischen dem Grad der *L. polyphyllus*-Invasion und den in der GIS-Datenbank erhobenen Raumdaten? Welche Habitate sind besonders stark von der *L. polyphyllus*-Invasion betroffen?

Im Untersuchungsgebiet Leitgraben waren mesophile Grünlandtypen in beiden Jahren durch höhere mittlere Flächengrößen, kompaktere Schläge und geringe Distanzen zum Wegenetz charakterisiert als feuchte und nasse Grünlandtypen (Abbildung 21). Die Analyse des Vorkommens von *L. polyphyllus* im Leitgraben 1998 und 2016 zeigte bezogen auf diese Grünlandtypen unterschiedliche Invasionsmuster zwischen den beiden Jahren. Während 1998 alle Grünlandtypen in etwa gleich stark von *L. polyphyllus* invadiert waren, sind 2016 mesophiles Grünland und trockenes, mageres Grünland stärker invadiert als feuchtes, mageres Grünland und Nassgrünland. Der mittlere Anteil invadierter Biotopfläche hat sich auf diesen Biotoptypen seit 1998 in etwa verdoppelt. Auf nassem Grünland konnte hingegen nur eine geringe Ausbreitung von *L. polyphyllus* nachgewiesen werden (Abbildung 22). Zudem waren große, nahe an Wegenetz und Lesesteinriegeln gelegene Wiesen 2016 stärker invadiert als kleine, weit von diesen linearen Strukturen entfernte Wiesen. Bei der Analyse der mit *L. polyphyllus* invadierten Lesesteinriegel und Wegränder konnte allerdings nicht nachgewiesen werden, dass sich auf linearen Strukturen *L. polyphyllus*-Bestände häufiger oder in höherer Deckung finden als in anderen Bereichen des Gebiets. Im Untersuchungszeitraum waren 21 % der Lesesteinriegel und 22 % der Wegränder mit *L. polyphyllus*-Beständen bewachsen.

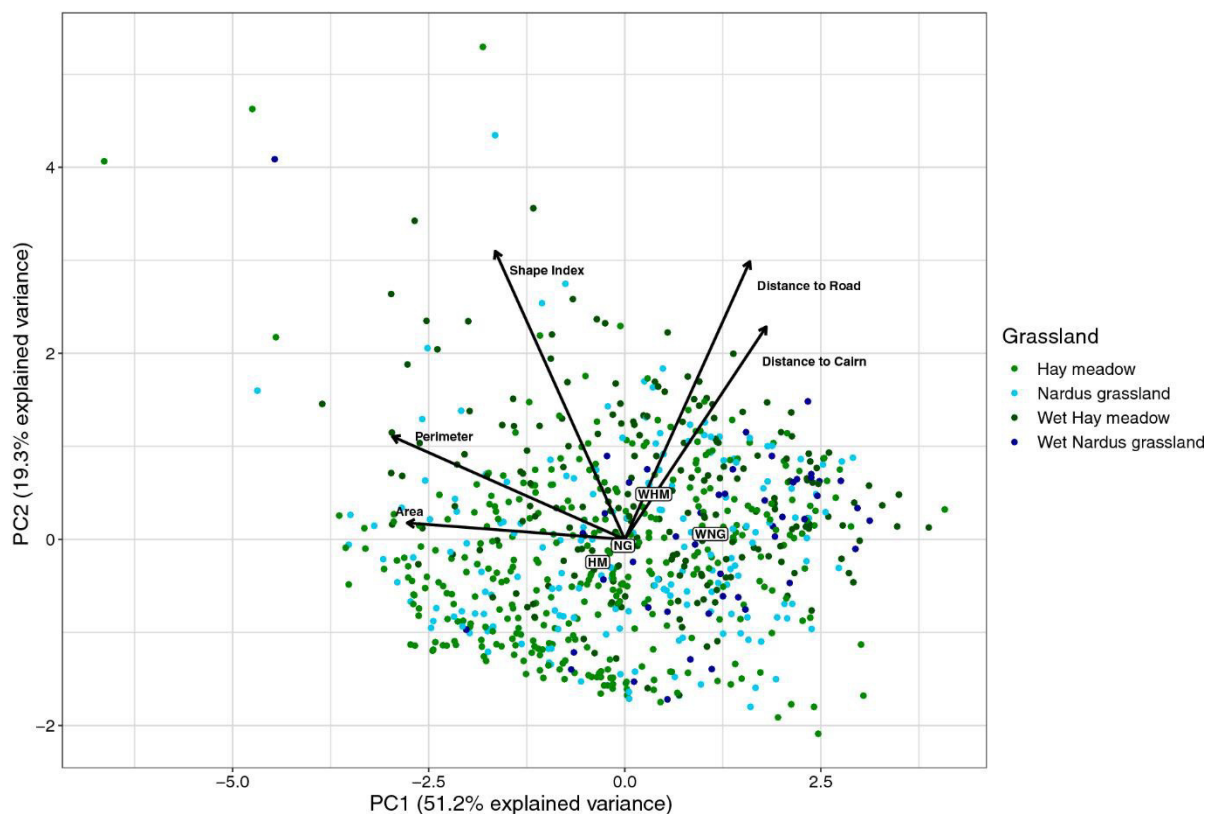


Abbildung 21: Ordinationsdiagramm einer Primärkomponentenanalyse (PCA) der Flächeneigenschaften (Fläche, Umfang, Shape-Index, Distanz zu Straße und Distanz zu Lesesteinriegel) der vier häufigsten Grünlandtypen (HM mesophiles Grünland; NG trockenes, mageres Grünland; WHM Nassgrünland und WNG feuchtes, mageres Grünland). Die Punkte repräsentieren

tieren Wiesen-Stücke, die Beschriftungen zeigen die Zentroide (Mittelwerte) der Grünlandtypen. Die erste Achse (51.2% erklärte Varianz) repräsentiert Veränderungen in Wiesengröße und -umfang. Die zweite Achse (19.3% erklärte Varianz) repräsentiert Veränderungen in der euklidischen Distanz zum nächstgelegenen Weg und Lesesteinriegel bzw. Veränderungen der Form des Grünland-Patches. Abbildung aus Klinger et al. (2019).

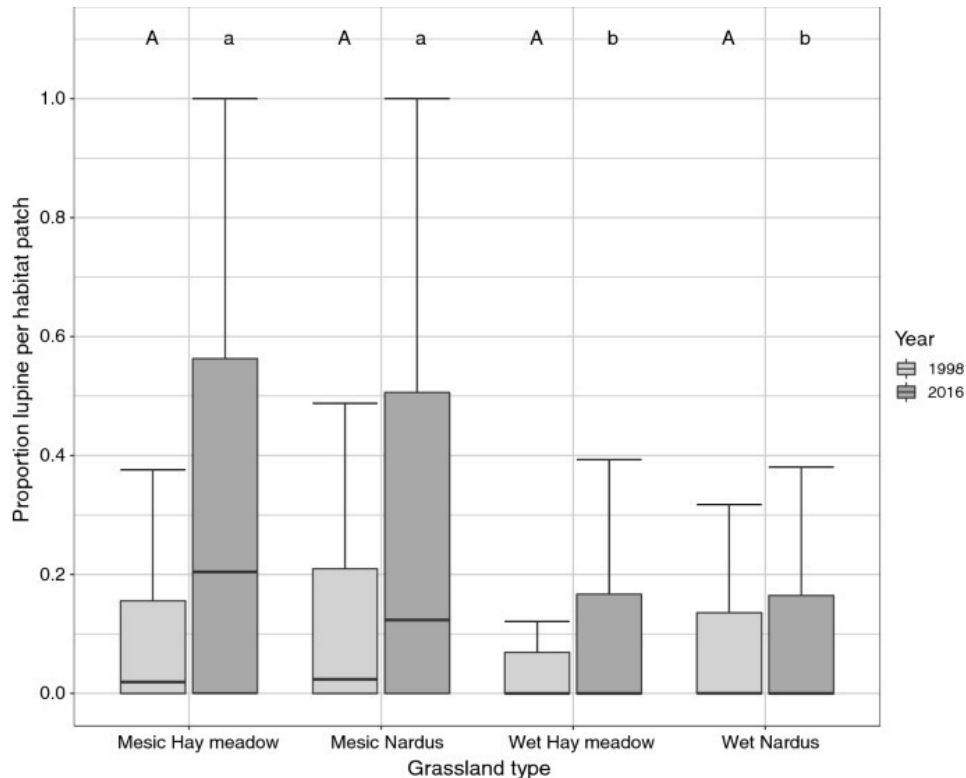


Abbildung 22: Das Box-Whisker Plot zeigt Unterschiede im Anteil von mit *L. polyphyllus* invadierte Grünlandfläche für die vier häufigsten Grünlandtypen (mesophiles Grünland; trockenes mageres Grünland; feuchtes mageres Grünland; Nassgrünland) in der Zeitspanne zwischen 1998 (hellgrau) und 2016 (dunkelgrau). Die Unterschiede wurden innerhalb der Jahre mittels GLMs und Post-hoc Tukey-Tests überprüft. Während der invadierte Flächenanteil 1998 für alle Grünlandtypen vergleichbar war, ist 2016 Grünland mit mittlerer Wasserversorgung stärker invadiert als feuchtes mageres Grünland und Nassgrünland. Abbildung aus Klinger et al. (2019).

2b) Wie funktioniert die Ausbreitung von *L. polyphyllus* in der Rhön?

Der Versuch zur Selbstaussbreitung von *L. polyphyllus* über Ballochorie zeigt, dass sich die Anzahl ausgeschleuderter Samen und die Flugweite im Verlauf der Samenreife verändern (Abbildung 23). Festgestellt wurde, dass die *L. polyphyllus*-Samen im Mittel mehr als drei Meter weit geschleudert werden können. Im Verlauf des Versuchs sind die Samen der dritten Versuchswoche am weitesten geschleudert worden - zum Teil über sechs Meter hinaus.

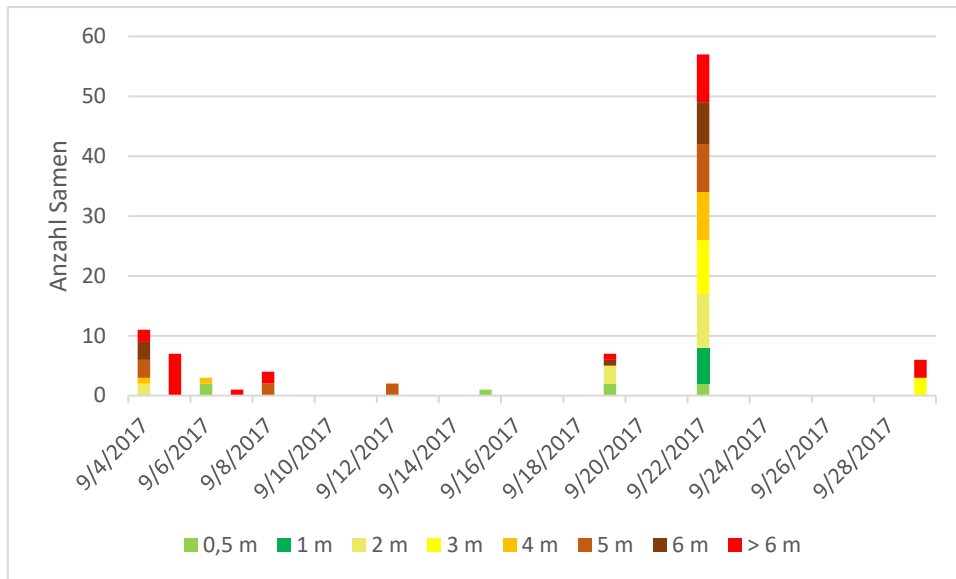


Abbildung 23: Anzahl und Entfernung der ausgeschleuderten *L. polyphyllus*-Samen in acht Entfernungsklassen zur Mutterpflanze im Verlauf des Versuchs

Der Versuch zur Samenstreuung von *L. polyphyllus*-Beständen niedriger, mittlerer und hoher Deckung im Verlauf der Vegetationsperiode zeigt, dass zwei Wochen nach der Samenreife die meisten Samen gestreut werden (Abbildung 24). Bis Ende September konnten *L. polyphyllus*-Samen in den Fallen nachgewiesen werden. Besonders hoch ist die Samenschüttung bei den hohen Deckungsklassen in den ersten beiden Wochen des Versuchs, gegen Anfang August. Hier werden bis zu 180 Samen pro Plot ausgeschüttet. In Plots der niedrigen Deckungsklassen werden die höchsten Samenzahlen in der vierten Versuchswoche ausgeschüttet. Bei allen Deckungsklassen ist ab September eine deutliche Abnahme der ausgeschütteten Samen zu verzeichnen.

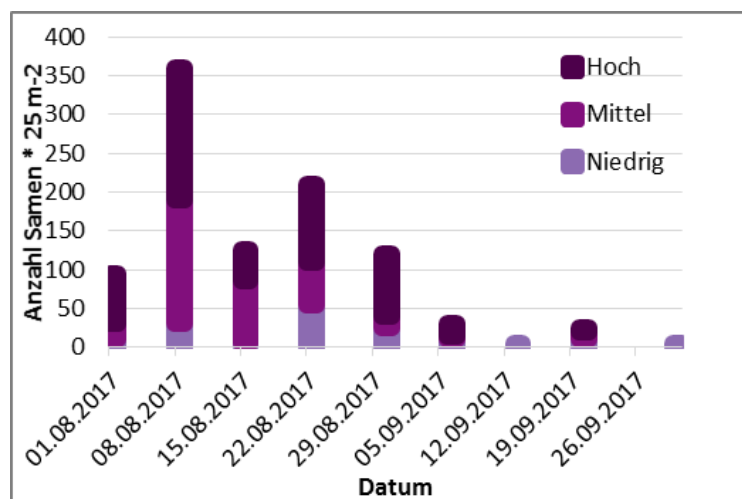


Abbildung 24: Anzahl ausgeschütteter Samen von *L. polyphyllus*-Beständen niedriger, mittlerer und hoher Deckung im Verlauf der Vegetationsperiode im Vergleich

Die Versuche zur Ermittlung des hemerochoren und endozoochoren Ausbreitungspotentials über Mähwerke und Schafskot wurden im August 2018 abgeschlossen. In den beiden Probenansätzen wurden unterschiedliche Artenzahlen und -kompositionen vorgefunden. Dabei konnte jeweils nur ein Same der Stauden-Lupine nachgewiesen werden. In den Mähwerksproben wurden 19.175 Individuen von 102 Arten nachgewiesen. Häufig handelte es sich dabei

um typische Wiesen- und Ruderalarten (oft Süßgras-Arten), es wurden aber auch vereinzelt Segetalarten bestimmt. Die häufigsten Arten waren Quell-Hornkraut (*Cerastium holosteoides*) mit 3700 Keimlingen, Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*) mit 1600 Keimlingen und Gemeines Rispengras (*Poa trivialis*) mit 1300 Keimlingen. Es konnten auch Rote-Liste-Arten (nach Ludwig & Schnittler, 1996) nachgewiesen werden; darunter Moor-Klee (*Trifolium spadiceum*) mit 46 Keimlingen, Bach-Nelkenwurz (*Geum rivale*) mit 25 Keimlingen und Trollblume (*Trollius europaeus*) mit einem Keimling. Diese Arten waren im Mittel jedoch in deutlich geringeren Individuenzahlen vorkommend als die gemein verbreiteten Arten.

Im Jahr 2017 wurde nur ein Same von *L. polyphyllus* bei den Mähwerksbeprobungen nachgewiesen. 2019 wurden daher nochmals Mähwerksbeprobungen mit spezifischem Augenmerk auf *L. polyphyllus*-Samen durchgeführt. Beim ersten Mahdtermin (15.6.) wurden in fünf von 15 Mähwerksproben im Mittel 13 *L. polyphyllus*-Samen nachgewiesen, im Großteil der Proben ließen sich jedoch keine Samen finden. Zum zweiten Mahdtermin (1.7.) fanden sich bereits in neun von 14 Proben *L. polyphyllus*-Samen; die Zahl an Samen lag bei diesen im Mittel bei 55 und schwankte zwischen einem und 357 Samen. Nur in fünf Proben fanden sich keine *L. polyphyllus*-Samen.

In den Schafskotproben wurden 3041 Keimlinge von 52 Arten nachgewiesen. Sowohl die Artenzahl als auch die Individuenzahlen lagen damit deutlich unter denen der Mähwerksproben. Unter den nachgewiesenen Arten dominierten häufige Ruderal- und Wiesenarten. Die häufigsten waren Große Brennnessel (*Urtica dioica*) mit 1760 Keimlingen und Flatterbinse (*Juncus effusus*) mit 400. An Rote-Liste-Arten wurden der Echte Wiesenhafer (*Helictotrichon pratense*) mit acht Keimlingen und der Moor-Klee (*Trifolium spadiceum*) mit einem Keimling nachgewiesen.

Die vergleichenden Untersuchungen zum Ausbreitungspotential zeigten beim Vergleich mit Aufnahmen der oberirdischen Vegetation und Bodensamenbank, dass die Artenzusammensetzung der Mähwerksproben der oberirdischen Vegetation ähnelte, dagegen die Schafskotproben in ihrer Komposition eher der Diasporenbank ähnelte. Während Schafskot- und Mähwerksproben eine hohe Anzahl von gemeinsamen Arten aufwiesen (43), unterschied sich die Vegetationszusammensetzung der Proben beider Vektoren stark voneinander (angezeigt durch eine mittlere Bray-Curtis-Distanz von 0,821, Abbildung 25). Entlang der ersten Dimension unterschied die NMDS die Proben eindeutig nach den vier Gruppen (Abbildung 25). Die Proben der oberirdischen Vegetation, der Samenbank und die Proben der Mähwerke lagen relativ nahe beieinander. Im Vergleich wiesen die Schafskotproben höhere Stickstoffgehalte (EIV-N), eine höhere Langlebigkeit in der Bodensamenbank (Seed longevity) und eine längere Blühdauer (Flowering duration) auf.

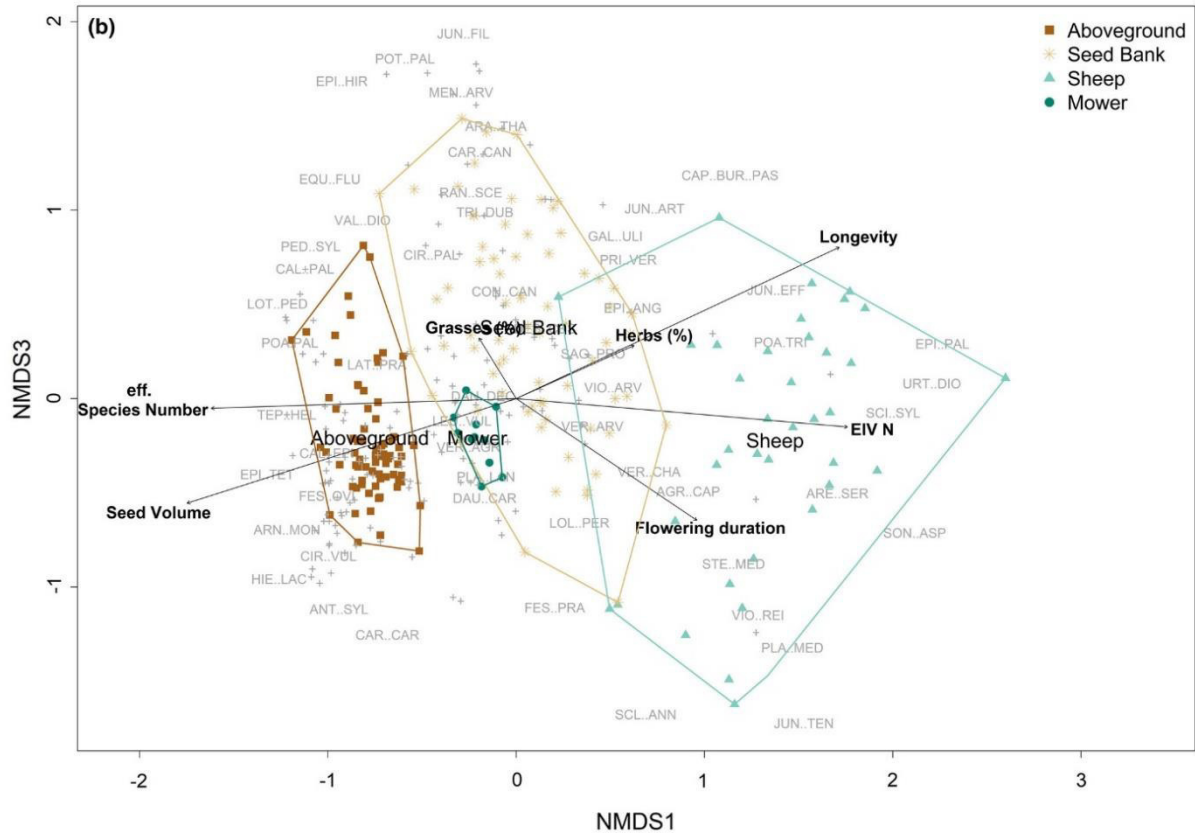
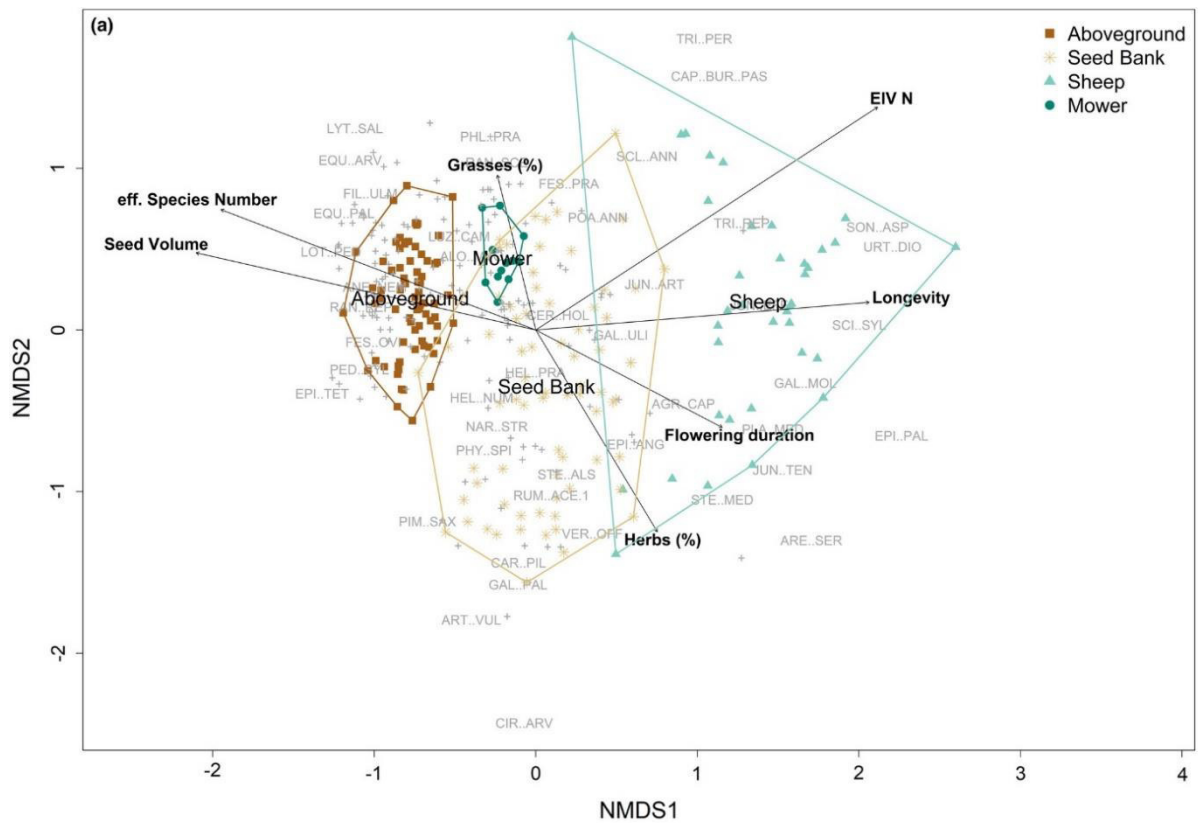


Abbildung 25: NMDS-Ordination (stress level: 0.151) Achsen (a) eins und zwei und (b) eins und drei. Während die Mähwerksproben (Mower) hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung der oberiridischen Vegetation ähneln, sind die Schafskotproben (Sheep) der Bodensamenbank deutlich ähnlicher. Abbildung aus Klinger et al. (2021)

Der Versuch zur Schwimmfähigkeit (Abbildung 26) zeigte, dass zwischen 65 % und 75 % Prozent der Samen von *L. polyphyllus* unmittelbar untergehen, sobald sie ins Wasser geworfen werden. Die verbleibenden 25 % der Samen waren allerdings schwimmfähig, sodass nach einer Woche im Wasser im Mittel noch 17 % der Samen schwammen. Zwischen den beiden durchgeführten Messreihen gab es keine gravierenden Unterschiede. Beim Wiederholungsversuch im Dezember 2019 waren nach einem Tag alle 400 Samen untergegangen. Beim Geländeversuch zur hydrochoren Samenausbreitung konnten insgesamt nur vier *L. polyphyllus*-Samen nachgewiesen werden.

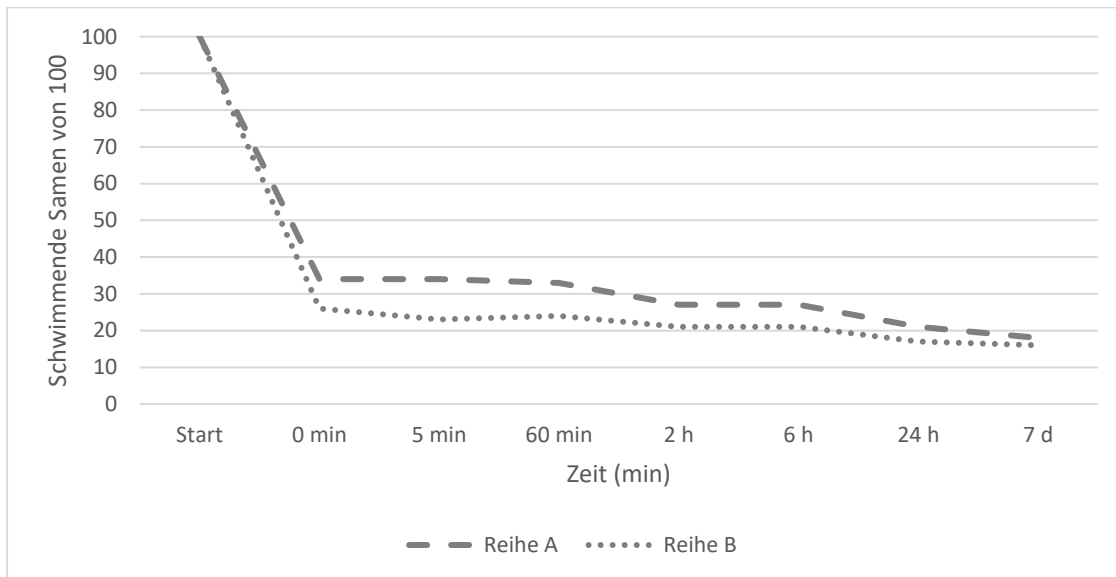


Abbildung 26: Zeitlicher Verlauf der Anzahl an schwimmfähigen *L. polyphyllus*-Samen mit zwei Messreihen

AP 3 Energetische Verwertung von extensivem Grünland unter Berücksichtigung von *L. polyphyllus*

3a) Wie wirkt sich der Schnittzeitpunkt unter Berücksichtigung der Abundanz von *L. polyphyllus* und des Vegetationstyps auf die energetischen Parameter für die Verbrennung des Schnittgutes entweder direkt oder nach Vorbehandlung mit dem IFBB-Verfahren (Presskuchen) aus?

Die Wirkung des Schnittzeitpunktes unter Berücksichtigung der Abundanz von *L. polyphyllus* und des Vegetationstyps auf die energetischen Parameter für die Verbrennung des Schnittgutes entweder direkt oder nach dem IFBB-Verfahren (Presskuchen) wurde mit Proben aus dem Jahr 2017 untersucht.

Wirkung des Schnittzeitpunktes auf energetische Parameter der geernteten Biomasse

Im Rahmen dieses Projektes wurden verbrennungstechnisch relevante Inhaltsstoffe (e.g. C, H, O, N, S, Cl) sowie der Aschegehalt, der Ligningehalt und der Heizwert der geernteten Biomassen ermittelt und analysiert, inwiefern sich die beiden Vegetationstypen in diesen Parametern unterscheiden, inwiefern der Schnittzeitpunkt eine Rolle spielt und ob das Vorkommen von *L. polyphyllus* hierbei einen Einfluss nimmt. Zudem sollte geklärt werden, wie stark die Mineralstoffgehalte der Biomassen durch das IFBB-Verfahren reduziert und der Heizwerte erhöht werden könnten.

Im Durchschnitt betrug der Kohlenstoffanteil (C) 46 % der TM (± 1.4 %) und war abhängig vom Schnittzeitpunkt und dem Anteil von *L. polyphyllus* (Tabelle 5). Hierbei sank der Kohlenstoffanteil je später der Schnittzeitpunkt war und je höher der Anteil von *L. polyphyllus* in der Biomasse war. Durch das IFBB-Verfahren wurde der Kohlenstoffanteil in der Biomasse (Presskuchen) wieder aufkonzentriert. Ebenso wurden die anderen gemessenen Elemente durch Schnittzeitpunkt sowie durch das Auftreten von *L. polyphyllus* beeinflusst, in einigen Fällen hatte auch der Vegetationstyp einen Einfluss auf die Ergebnisse. Die Durchschnittswerte der Elemente lagen bei: Wasserstoff (H) 5.5 % TM (± 0.3), Sauerstoff (O) 39 % TM (± 2), Stickstoff (N) 1.3 % TM (± 0.3), Schwefel (S) 0.11 % TM (± 0.03), Chlor (Cl) 0.14 % TM (± 0.12), Kalium (K) 0.51 % TM (± 0.38), Magnesium (Mg) 0.28 % TM (± 0.16), Kalzium (Ca) 0.84 % TM (± 0.41), Phosphor (P) 0.13 % TM (± 0.06), Natrium (Na) 0.04 % TM (± 0.03), Kupfer (Cu) 5.5 mg·kg⁻¹ TM (± 2.4), Eisen (Fe) 2700 mg·kg⁻¹ TM (± 4060), Mangan (Mn) 470 mg·kg⁻¹ TM (± 325), Zink (Zn) 53 mg·kg⁻¹ TM (± 22.5). Somit wurde auch der Aschegehalt stark vom Schnittzeitpunkt und dem Vorkommen von *L. polyphyllus* beeinflusst und lag im Mittel bei 7.8 % TM (± 5). Der Ligninanteil der untersuchten Biomassen war durchschnittlich 6.6 % TM (± 3).

Tabelle 5: Einfluss des Schnittzeitpunktes unter Berücksichtigung der Abundanz von *L. polyphyllus* und des Vegetationstyps auf energetische Parameter für die Verbrennung des Schnittgutes entweder direkt oder nach Vorbehandlung mit dem IFBB-Verfahren (Presskuchen).

Einflussfaktoren	C	H	O	N	S	Cl	K	Mg	Ca
Schnittzeitpunkt	↘	↘	↘	↘	↘	–	↘	↗	–
Vegetationstyp	–	–	–	√ (GH > BG)	√ (GH > BG)	√ (GH < BG)	√ (GH > BG)	–	√ (GH > BG)
Lupinenanteil	↘	↘	↘	↗	↘	↗	↘	↗	↗
IFBB Verfahren	↗	↗	↗	↘	↘	↘	↘	↘	↘
	P	Na	Cu	Fe	Mn	Zn	Asche	Lignin	
Schnittzeitpunkt	–	–	↗	↗	↗	↗	↗	↗	
Vegetationstyp	√ (GH > BG)	–	√ (GH < BG)	–	√ (GH < BG)	√ (GH < BG)	–	–	
Lupinenanteil	↗	↗	↘	↗	↘	↘	↗	↗	
IFBB Verfahren	↘	↘	↗	–	↘	↘	↘	↗	

Entgegen unserer Annahme hatte der Schnittzeitpunkt keinen maßgeblichen Effekt auf den Heizwert der Biomassen, welche von Flächen der Goldhaferwiese und Borstgrasrasen geerntet wurden (Abbildung 27). Im Mittel lag der Heizwert zwischen 15.5 (Goldhaferwiese) und 17.8 MJ·kg⁻¹ TM (Borstgrasrasen). Einen Effekt von *L. polyphyllus* auf den Heizwert gab es nur für die Biomassen aus Borstgrasrasen. Hierbei nahm jedoch der Heizwert mit späterem Mahdtermin signifikant ab. Der Anteil von *L. polyphyllus* lag hierbei zwischen 20 und 30 % des Gesamtvolumens und änderte sich von Juni bis Juli 2017 nicht signifikant. Durch Aufbereitung der lupinendurchsetzten Biomasse durch das IFBB-Verfahren konnte deren Heizwerte durchschnittlich um 1 MJ·kg⁻¹ TM erhöht werden.

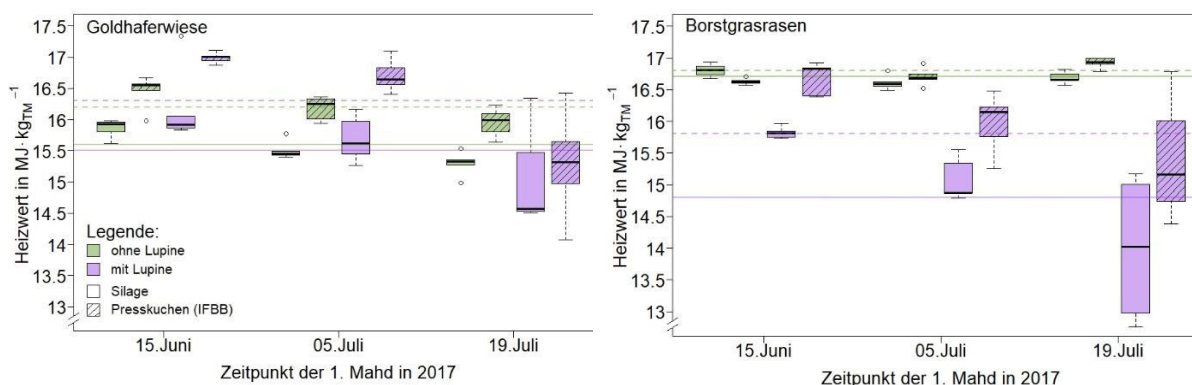


Abbildung 27: Einfluss des Schnittzeitpunktes auf den Heizwert (in MJ·kg⁻¹ Trockenmasse) von Biomassen aus Goldhaferwiesen (links) und Borstgrasrasen (rechts) unter Berücksichtigung der Abundanz von *L. polyphyllus* sowie einer Aufbereitung der Biomassen durch das IFBB-Verfahren (Presskuchen). Linien repräsentieren den mittleren Heizwert der in 2017 hergestellten Silage (durchgehende Linie) und des Presskuchens (IFBB; gestrichelte Linie) mit und ohne *L. polyphyllus*.

Effekte des Schnittzeitpunktes auf den Alkaloidgehalt von *L. polyphyllus*

Zur Untersuchung des Alkaloidgehaltes in *L. polyphyllus* wurden im Rahmen einer Masterarbeit (Bartels, W. 2018. Untersuchung der Alkaloidgehalte in der vielblättrigen Lupine (*Lupinus polyphyllus* Lindl.) unter Berücksichtigung des Erntezeitpunktes. Universität Kassel – vgl. Kap. „Veröffentlichungen und Abschlussarbeiten“) Proben von den Pflanzenorganen Blatt, Blüte, Stängel und Samen von Mitte Juni bis Mitte Juli 2018 in einem 14-tägigen Turnus gesammelt,

anschließend getrocknet und deren Alkaloidgehalt im Labor ermittelt. Hierbei wurde festgestellt, dass der Alkaloidgehalt in den Blättern Mitte Juni am höchsten war (Schutz vor Schädigung durch Herbivorie) und im Laufe der Vegetationsperiode stark abnahm (Abbildung 28; links). Dagegen stieg der Alkaloidgehalt in den Samen von Mitte Juni bis Mitte Juli stetig an. Der Alkaloidgehalt im Stängel war Anfang Juni etwas erhöht, in der Blüte hingegen war der Alkaloidgehalt während des gesamten Untersuchungszeitraumes konstant.

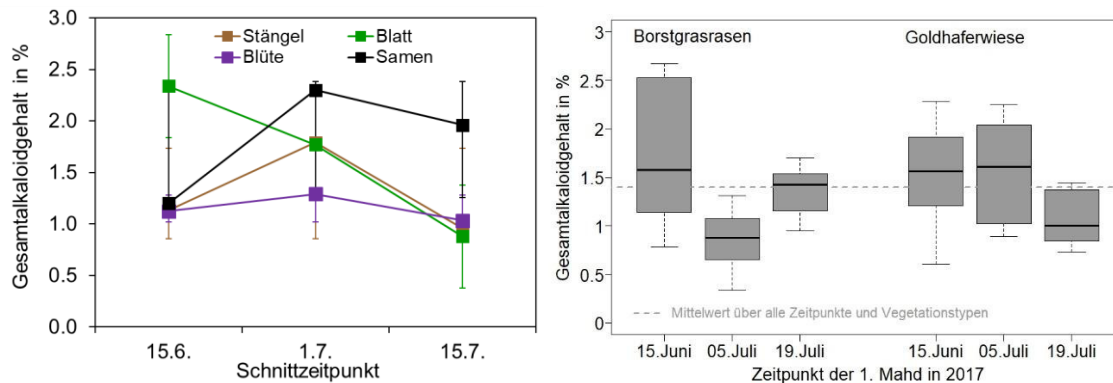


Abbildung 28: Änderung des Gesamtalkaloidgehaltes in den Pflanzenorganen von *L. polyphyllus* während der Vegetationsperiode in 2017 (links) sowie der Vergleich des Gesamtalkaloidgehaltes von Lupine aus Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen (rechts). Gestrichelte Linie repräsentiert den mittleren Gesamtalkaloidgehalt über beide Vegetationstypen und über alle Zeitpunkte.

Es gab weder einen signifikanten Unterschied im Gesamtalkaloidgehalt von *L. polyphyllus* aus Borstgrasrasen und Goldhaferwiese noch einen signifikanten Einfluss des Schnittzeitpunktes.

3b) Wie wirkt sich der Schnittzeitpunkt unter Berücksichtigung von Lupinenabundanz und Vegetationstyp auf die energetischen Parameter hinsichtlich der anaeroben Vergärung des silierten Schnittgutes bzw. des nach dessen Abpressung (mit dem IFBB-Verfahren) gewonnenen Presssaft aus? Wie wirkt sich die anaerobe Vergärung auf die Keimfähigkeit der Samen von *L. polyphyllus* aus?

Batchversuche im Biogaslabor

Im Dezember 2017 wurden die Proben des Presssaftes und der Silage im Biogaslabor der Universität Kassel in Anlehnung an die VDI-Norm 4630 vergoren. Die Versuche wurden als sog. Batchversuche durchgeführt. Das bedeutet, dass nur einmalig beim Ansetzen des Versuches Substrat in den Reaktor gegeben wurde und dass auch während des Versuches bis auf das entstehende Gas nichts aus dem Reaktor entnommen wurde. Als Zeitraum für die Gärversuche wurden für Silagen 35 Tage festgelegt, für Presssäfte 21 Tage. In jedem Reaktor wurde ein Inokulum eingewogen. Dieses stammte aus dem Nachgärer der Biogasanlage in Obernjesa bei Göttingen, welcher mit Schweinegülle und Mais betrieben wird. Die entstandenen Biogasvolumina wurden mit einem Trommelgaszähler (TG 5, Ritter) gemessen und der jeweilige Methangehalt des Gases mit einem Infrarot-Gasanalysator (GS IRM 100, GS Messtechnik GmbH) bestimmt. Zum Zeitpunkt der Gasmessung werden auch Luftdruck und -temperatur gemessen und festgehalten. Mit diesen Werten wurde anschließend die ermittelten Gasvolumina [I] auf Volumina bei Normbedingungen [I_N] (273 K, 1013 hPa) umgerechnet. Schließlich wurden diese Volumina auf die Masse der Trockensubstanz des Substrates bezogen (I_N/kg oTS).

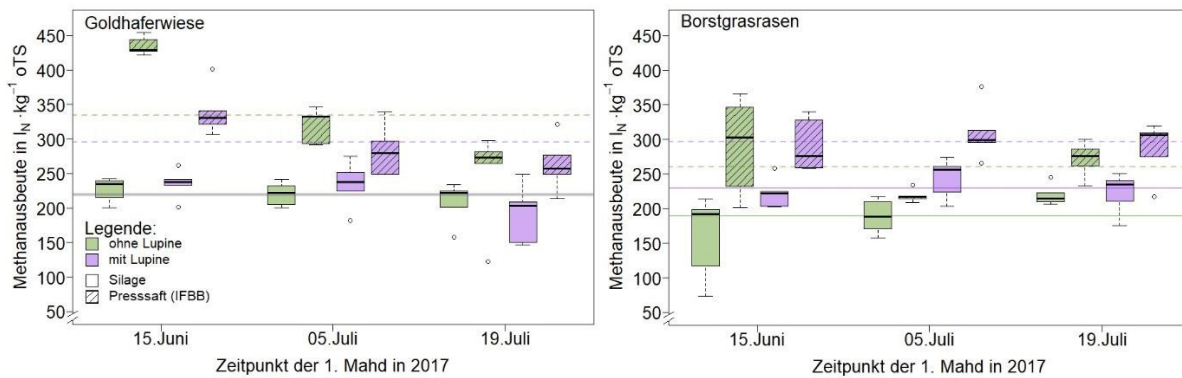


Abbildung 29: Einfluss des Schnittzeitpunktes auf die Methanausbeute (in $lN \cdot kg^{-1} \text{ oTS}$) von Biomassen aus Goldhaferwiesen (links) und Borstgrasrasen (rechts) unter Berücksichtigung der Abundanz von *L. polyphyllus* sowie einer Aufbereitung der Biomassen durch das IFBB-Verfahren (Presssaft). Linien repräsentieren die mittlere Methanausbeute der in 2017 hergestellten Silage (durchgehende Linie) und des Presssaftes (IFBB; gestrichelte Linie) mit und ohne *L. polyphyllus*.

Ausgewertet wurden diese Daten im Rahmen einer Masterarbeit (Lücke, M. 2019. Anaerobe Vergärung der Biomasse von Extensivgrünland unter Berücksichtigung des Einflusses der invasiven Art *L. polyphyllus*. Universität Kassel – vgl. Kap. „Veröffentlichungen und Abschlussarbeiten“). Im Mittel lag die Methanausbeute der Silage zwischen 190 und 230 $lN \cdot kg^{-1} \text{ oTS}$. Hierbei hatte das Vorkommen von *L. polyphyllus* keinen signifikant negativen Effekt auf die Methanausbeute. Auch der Schnittzeitpunkt zeigte keinen eindeutigen Einfluss auf die mittlere Methanausbeute. Eine anaerobe Vergärung des Presssaftes erbrachte im Mittel eine Methanausbeute zwischen 260 und 330 $lN \cdot kg^{-1} \text{ oTS}$ und lag somit durchschnittlich um 80 $lN \cdot kg^{-1} \text{ oTS}$ höher als die Methanausbeute bei der anaeroben Vergärung der Silage (Abbildung 29).

Langzeitversuch

Zusätzlich wurde 2019 in Zusammenarbeit mit dem LLH in Bad Hersfeld ein Langzeitversuch zur Vergärung von *L. polyphyllus* durchgeführt. Hierzu wurden vier Fermenter mit Gras (Borstgrasrasen aus der Rhön) und Lupine sowie zwei Mischungsstufen für ca. 100 Tage beschickt und die entstehende Gasmenge gemessen.

Im Versuchsverlauf zeigte sich, dass der Einsatz von frischer Silage zu technischen Problemen führte. Daher wurde, wie oben beschrieben, im Hauptversuch getrocknetes und zerkleinertes Material eingesetzt. In der Versuchsphase wurde zusätzlich Wasser hinzugegeben, um die Fütterung von Frischmaterial mit einem TS-Gehalt von 26 % zu simulieren und um eine technisch nicht vertretbare Aufkonzentrierung der Trockenmasse zu verhindern. Bei der angestrebten Raumbelastung von knapp 3,5 g oTS/l kam es wiederholt zur Schaumbildung, einem Anzeichen einer Überlastung der Prozessbiologie. Daher wurde die Raumbelastung sukzessiv bis auf 2,2 g oTS/l abgesenkt.

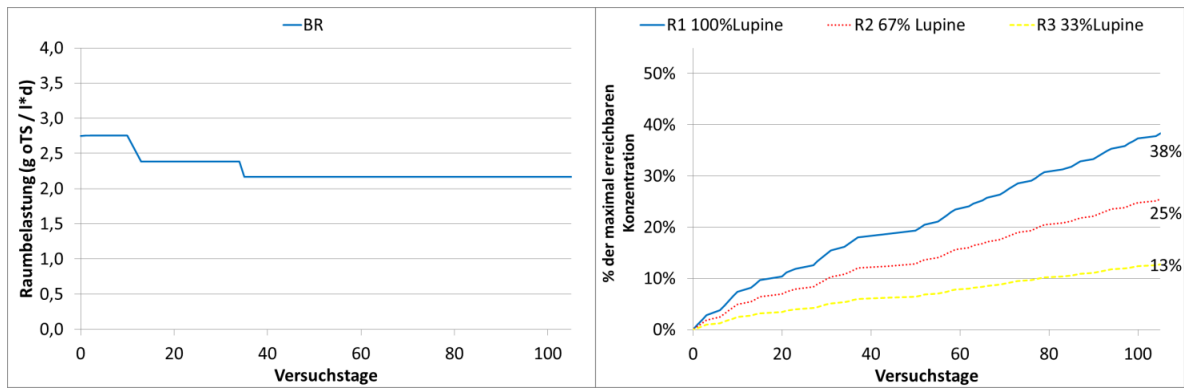


Abbildung 30: Verlauf der Raumbelastung im Versuchszeitraum (links) und Simulation der Aufkonzentrierung eines Störstoffes im Reaktor entsprechend der tatsächlich realisierten Fütterung von Lupinensilage (rechts).

Aufgrund der geänderten Mengen in der Fütterung konnte daher im Versuchsverlauf nicht die angestrebte theoretische Konzentration von $2/3$ der Maximalkonzentration erreicht werden. Ein inerter Störstoff hätte sich im Versuchsverlauf daher nur auf ca. 38 % des theoretisch erreichbaren Wertes angereichert. Diese Angabe gilt für den betriebenen Reaktor mit lupinen-durchsetztem Material, in den anderen Reaktoren wurden entsprechend geringerer Werte erreicht (Abbildung 30).

Die Beurteilung des Prozesses wurde hauptsächlich anhand der Gasertragsdaten durchgeführt. Am Versuchstag 13 kam es in Reaktor 4 (nur Borstgras) zu Schaumbildung mit der Folge der Verstopfung der Gasleitung und dem resultierenden Druckaufbau und damit dem Verlust von Gärmaterial über den Überlauf. Zur Wiederherstellung vergleichbarer Verhältnisse in allen Reaktoren, wurde bei den übrigen Reaktoren die gleiche Menge an Gärmaterial entnommen und das fehlende Volumen in allen Reaktoren durch sehr stark ausgefaulten und abgesiebten Gärrest (aus der BGA) ersetzt. Die verlorene und ersetzte Menge belief sich auf ca. 2 l und wurde bei 30 l Gesamtvolumen als für den weiteren Versuchsverlauf unschädlich eingestuft.

In der Folge wurde die Raumbelastung von $2,75 \text{ g oTS} / (\text{l} \cdot \text{d})$ und um Tag 35 aufgrund eines Anstiegs der Gärsäuren in Reaktor 1 auf $2,2 \text{ g oTS} / (\text{l} \cdot \text{d})$ herabgesetzt.

Mit Beginn der Fütterung unterschiedlicher Substratmischungen begannen die Biogaserträge der Reaktoren voneinander abzuweichen. Wie in Abbildung 31 zu sehen ist, wirkte sich der Umstieg von Borstgras auf die Mischungen direkt auf die Gasproduktionsverläufe im Tagesgang aus. Hierbei führte ein erhöhter Anteil von *L. polyphyllus* in der Fütterung zu verlängerten Phasen höherer Gasproduktion nach der Fütterung.

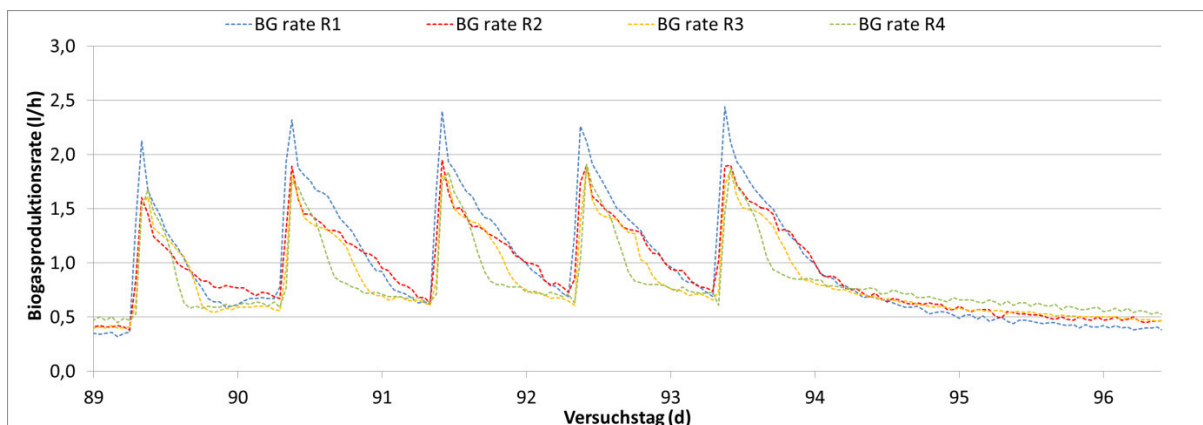
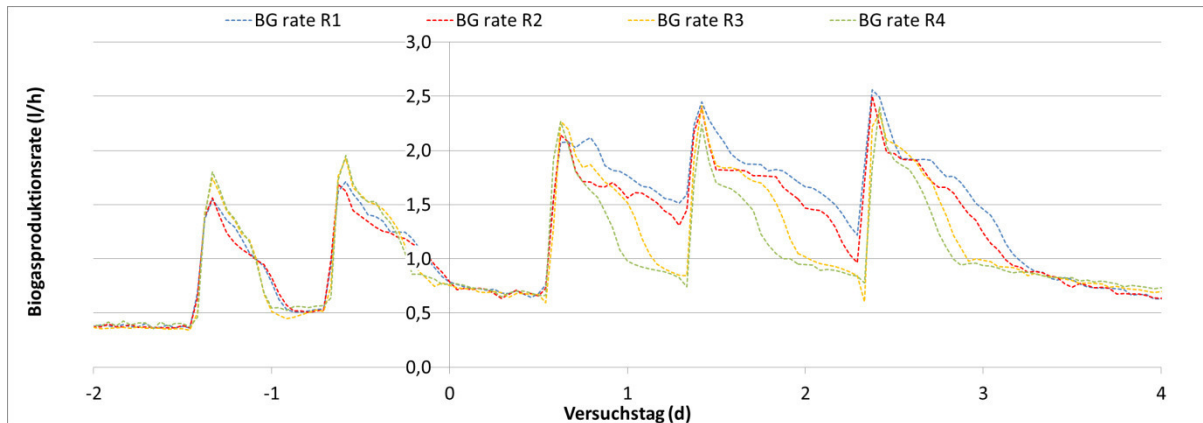


Abbildung 31: Gasproduktionsraten in der Umstellung (oben) und gegen Ende (unten) von Gras auf die Mischungen.

Diese Änderung hielt sich über den gesamten Versuchszeitraum und resultierte in dauerhaft unterschiedlich hohen Tagessummen (Abbildung 32). An Wochentagen, an denen die Fütterung stattfand, war eine eindeutige Staffelung zu erkennen. An den Wochenenden ohne Fütterung und resultierender niedrigerer Gasproduktion drehte sich die Rangfolge leicht um. Dies ist auf unterschiedliche Abbaugeschwindigkeiten zurückzuführen. Offenbar war Material von *L. polyphyllus* leichter vergärbare, wodurch eine schnellere Umsetzung erfolgte und die Gasproduktion entsprechend schneller abfiel. Dahingegen fiel die Gasproduktionsrate von dem reinen Grasmaterial außerhalb der Fütterungstage schwächer ab, da noch mehr unverdautes Material zurückblieb (Tage 95 und 96, Abbildung 31).

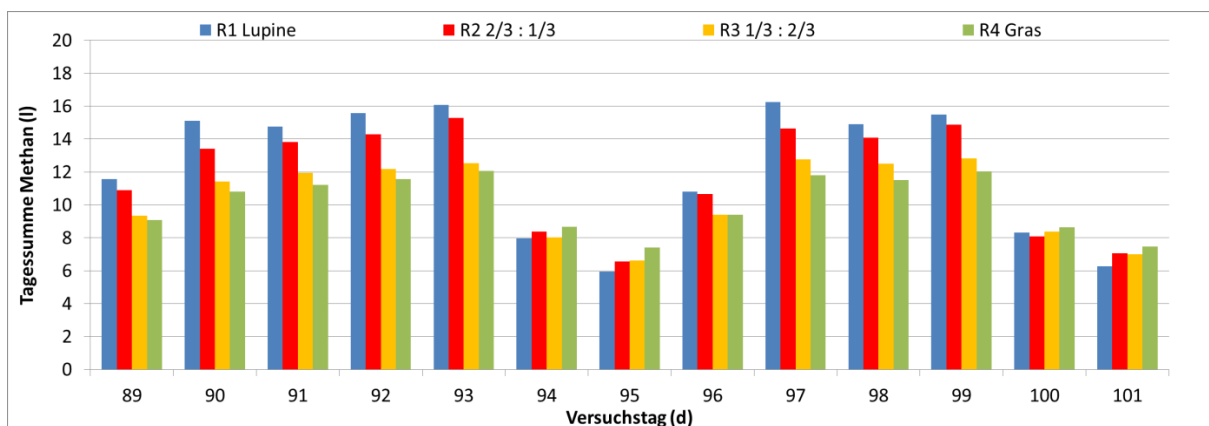
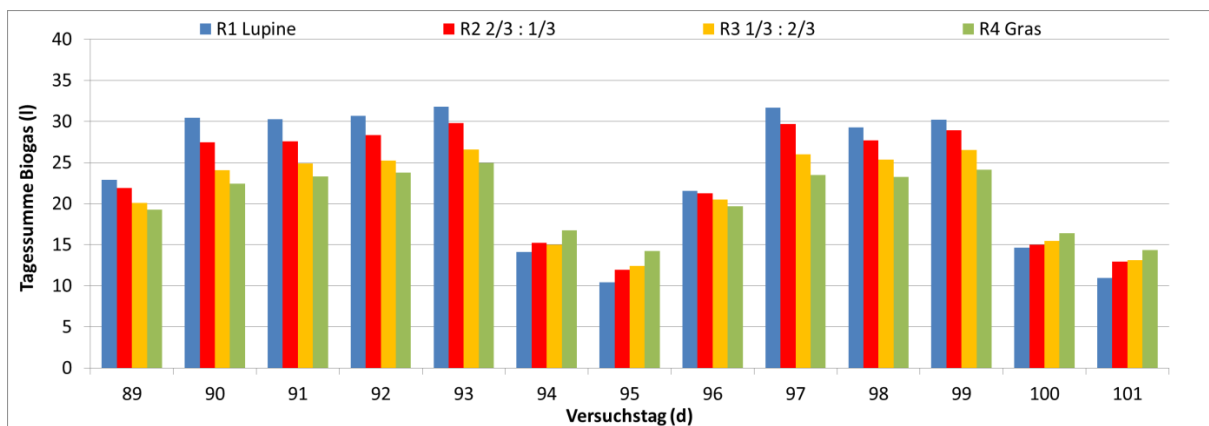


Abbildung 32: Tagessummen Biogas (oben) und Methan (unten).

Insgesamt zeigte sich, dass aus dem Material mit *L. polyphyllus* mehr Biogas produziert wurde. Die zugefütterten Mengen an organischer Substanz waren zwar in allen Varianten gleich, die aufsummierten Erträge von der Fütterung mit reinem Borstgras und lupinendurchsetzten Borstgras unterschieden sich jedoch um ca. 10 % und es war eine Staffelung über die Mischungsvarianten hinweg zu erkennen (Abbildung 33). Der spezifische Biogasertrag des Grasmaterials mit *L. polyphyllus* lag damit über dem des reinen Borstgrasmaterials.

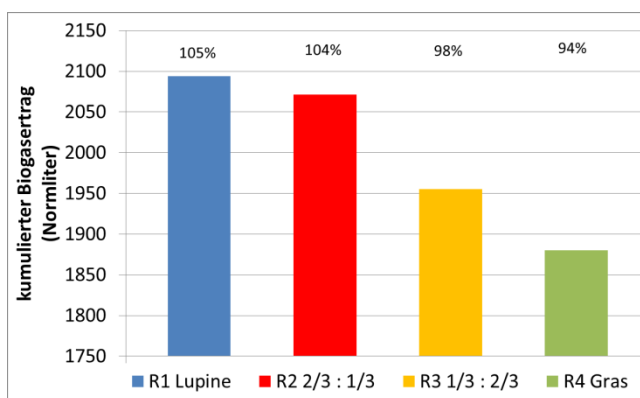


Abbildung 33: Kumulierter Biogasertrag in Normlitern. Prozentangaben über den Balken entsprechen dem Ertrag im Vergleich zum Durchschnittsertrag.

Untersuchungen zum Einfluss des Lupineanteils auf die methanogene Mikroorganismengemeinschaft bei der anaeroben Vergärung

Bakterielle Gemeinschaft

Die analysierten Bakteriengemeinschaften waren recht vielfältig und wurden von dem Bakterienstamm Firmicutes mit *Sedimentibacter*-Arten, MBA03 sowie von Arten der Bakteriengattung *Caldicoprobacter* dominiert. Daneben war der Stamm der Bacteroidetes mit Bacteroidales, Rikenellaceae und Porphyromonadaceae dominant (Abbildung 34). Auf diese Stämme allein entfielen 77 % bis 88 % der detektierten Bakteriengemeinschaft.

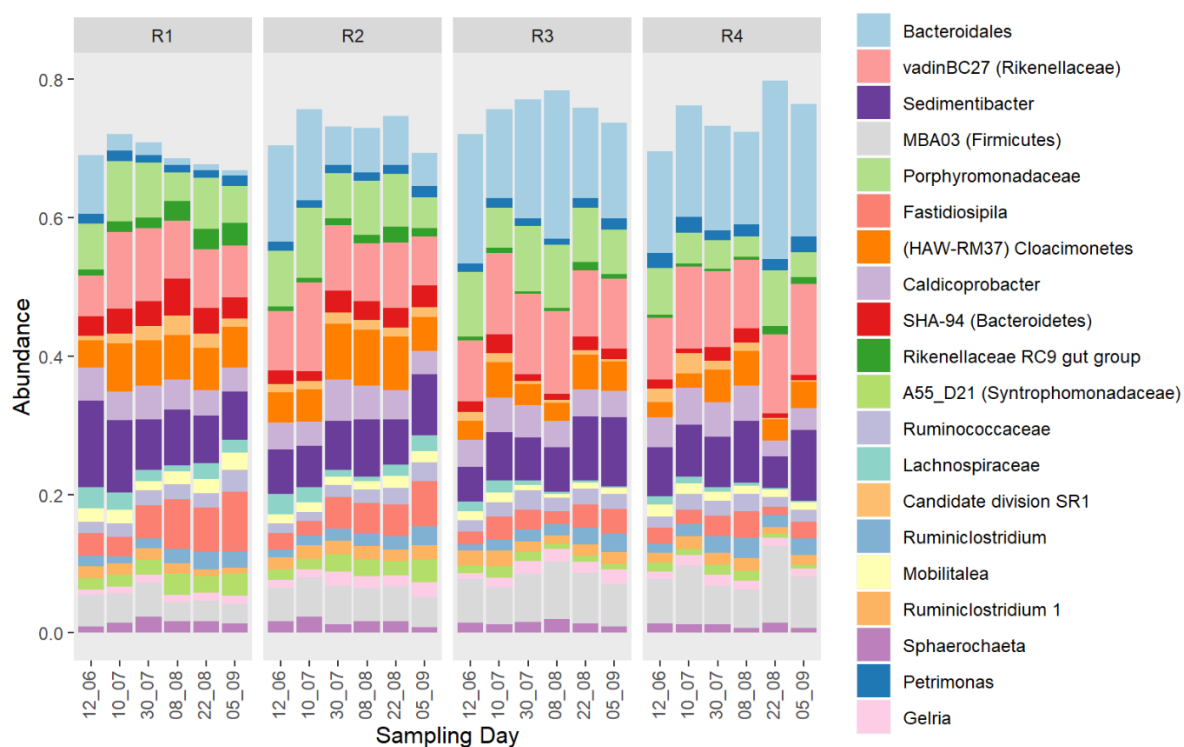


Abbildung 34 Zeitliche Änderungen in der Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaften in den vier Reaktoren (R1-R4) auf der Grundlage der 16S rRNA-Amplikon-Sequenzierung. Dargestellt sind nur die relativen Häufigkeiten der 20 häufigsten Taxa.

Die bakteriellen Gemeinschaften wurden mittels einer multidimensionalen Skalierung (PCoA), also einer Ähnlichkeitsstrukturanalyse, tiefergehend untersucht (Abbildung 35). Die Bakteriengemeinschaften zum ersten Zeitpunkt der Probenentnahme (12. Juni) waren in allen Reaktoren ähnlich. Im Laufe der Zeit entwickelten sich jedoch die bakteriellen Gemeinschaften in den einzelnen Reaktoren unterschiedlich, mit Ausnahme von Reaktor 3 (1/3 Lupine-Anteil) und Reaktor 4 (Lupine-freies Material), die zum letzten Zeitpunkt der Probeentnahme (5. September) ähnliche Gemeinschaften aufwiesen. In R1 (100% Lupine) und R2 (2/3 Lupine Anteil) ging die relative Häufigkeit von Bacteroidales von 8 % und 14 % auf 1 % bzw. 5 % zurück. In R3 und R4 hingegen lag ihre relative Häufigkeit an allen Probenahmestellen über 13 %. Im Gegensatz dazu nahm die Abundanz von *Fastidiosipila* mit steigendem Lupinenanteil zu. In R1 und R2 stieg ihre Häufigkeit am letzten Probenahmezeitpunkt auf 9 % bzw. 7 % an. In R3 und R4 lag die Abundanz von *Fastidiosipila* unter 4 %.

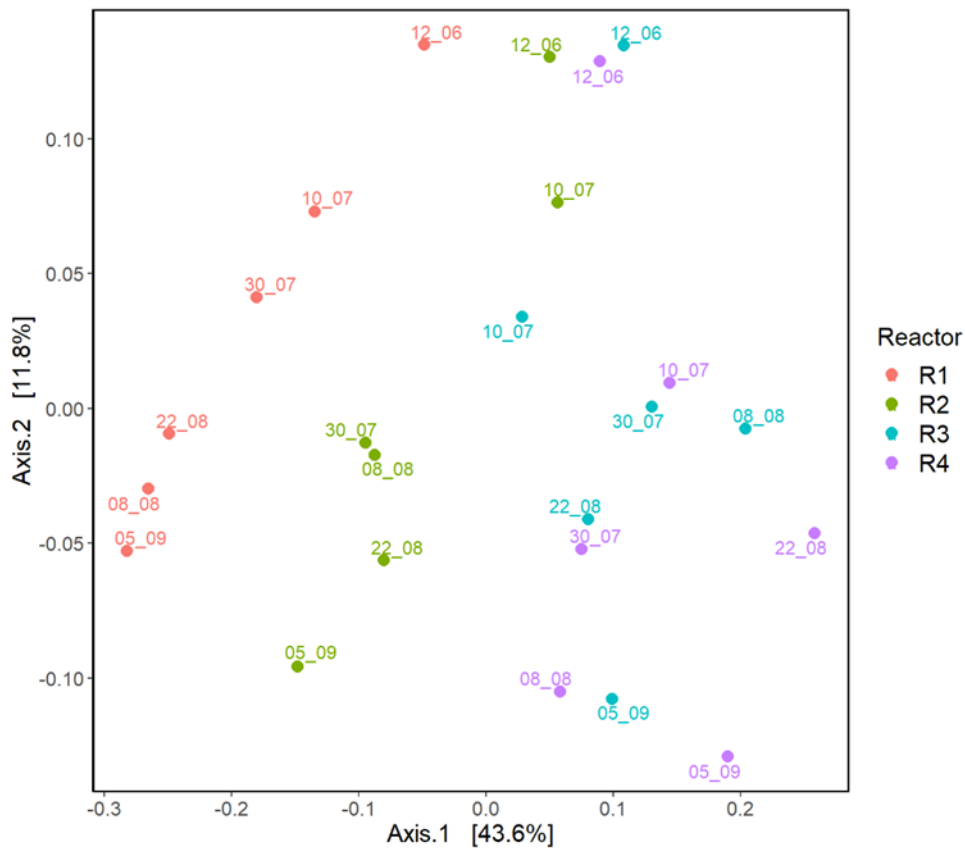


Abbildung 35 PCoA-Diagramm der Bakteriengemeinschaften auf der Grundlage der Bray-Curtis-Distanz von 16S rRNA-Genamplikon-Sequenzierungsdaten. Jeder Punkt steht für eine Bakteriengemeinschaft eines Reaktors zum angegebenen Probenahmezeitpunkt. Je näher zwei Punkte beieinander liegen, desto ähnlicher sind die jeweiligen bakteriellen Gemeinschaften.

Methanogene Gemeinschaft

Die methanogenen Archaeen wurden von den hydrogenotrophen Methanogenen *Methanobacterium* und *Methanoculleus* dominiert, die zusammen eine relative Häufigkeit von 28 % bis 57 % aufwiesen (Abbildung 36). Während diese hydrogenotrophen Methanogene in R3 und R4 eine recht stabile relative Häufigkeit von etwa 50 % aufwiesen, war ihre Häufigkeit in R1 und R2 mit Lupinematerial etwa nur 30 %. Bei den acetoklastischen Methanogenen handelte es sich zum Zeitpunkt der ersten Entnahme fast ausschließlich um *Methanotherix*, auch bekannt als *Methanosaeta*. Während in R3 und R4 *Methanotherix* bis zur letzten Probenentnahme dominierte, wurde *Methanotherix* in R1 und R2 durch *Methanosarcina* mit einer relativen Häufigkeit von bis zu 65 % der methanogenen Archaeen ersetzt. Dieser Austausch war in R1 ab der 3. Probenentnahme am 30. Juli und in R2 ab der 5. Probenentnahme am 22. September zu beobachten.

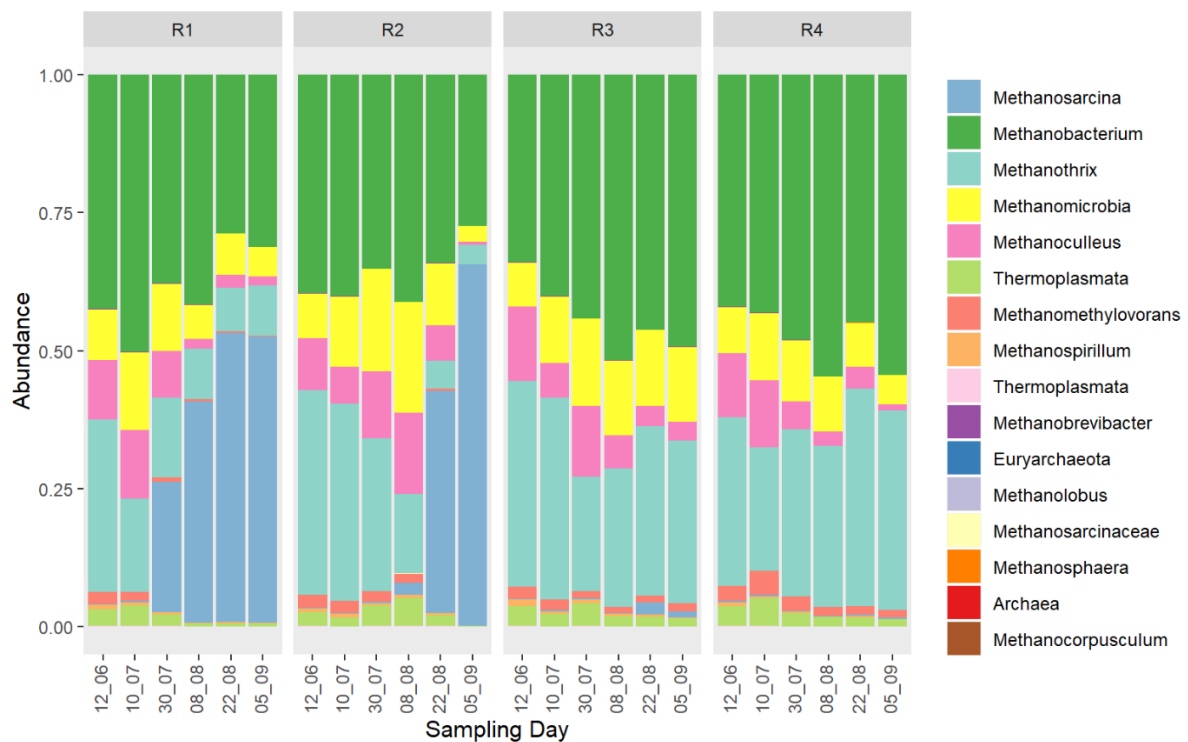


Abbildung 36 Zusammensetzung der Gemeinschaft der methanogenen Archaeen auf der Grundlage der *mcrA*-Amplikonsequenzierung in den vier Reaktoren (R1-R4).

Diese Veränderungen in der Gemeinschaft sind auch aus den multidimensionalen Skalierungsdiagrammen ersichtlich (Abbildung 37). Der größte Teil der Varianz in den Daten konnte durch die erste PCoA-Achse (74 %) erklärt werden, die den Veränderungen in R1 und R2 entspricht, die darauf zurückzuführen sind, dass im Laufe des Vergärungsprozesses die Gruppe der *Methanotherix* durch die *Methanosarcina* ersetzt wurde. Andere Veränderungen in der methanogenen Gemeinschaft waren vergleichsweise gering, da sie durch die zweite PCoA-Achse dargestellt werden, die nur 11 % der Varianz in den Daten erklärt.

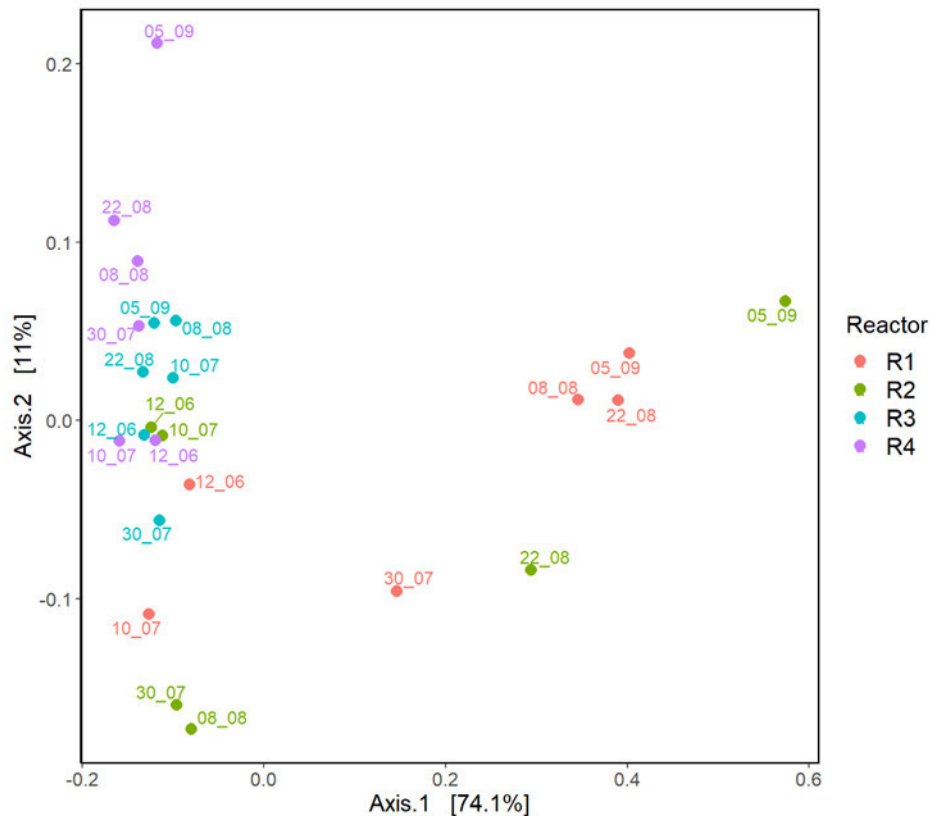


Abbildung 37 PCoA-Diagramm der methanogenen Gemeinschaften auf der Grundlage der Bray-Curtis-Distanz der mcrA-Amplikonsequenzierungsdaten. Jeder Punkt steht für eine Gemeinschaft eines Reaktors (R1-R4) zum angegebenen Zeitpunkt. Je näher zwei Punkte beieinander liegen, desto ähnlicher waren sich die jeweiligen Gemeinschaften.

Auswirkung der anaeroben Vergärung auf die Keimfähigkeit der Samen von *L. polyphyllus*

Um der Frage nachzugehen, inwiefern Samen von *L. polyphyllus* nach der Vergärung noch keimfähig sind, wurde in Zusammenarbeit mit der Universität Münster und der Universität Gießen eine Masterarbeit durchgeführt (Baltes, J. 2020. Keimungserfolg von *L. polyphyllus* nach dem Vergärungsprozess im Biogasreaktor. Universität Kassel– vgl. Kap. „Veröffentlichungen und Abschlussarbeiten“).

Vor dem Vergärungsprozess unterschieden sich die Samen von *L. polyphyllus* der drei Altersstadien (AS) in Form und Keimfähigkeit (Tabelle 6). Die Samenlänge der braunen Samen (AS3) war mit 4,2 mm signifikant kürzer als die Länge der Samen im AS1 (5,6 mm) und AS2 (5,4 mm). Samen im AS1 waren mit einer durchschnittlichen Dicke von 2,7 mm dicker als Samen im AS2 und AS3. Die Lebensfähigkeit der Samen war für alle Altersstadien über 94 %.

Tabelle 6: Lebensfähigkeit, durchschnittliche Samenlänge und –breite sowie Tausendkorngewicht und Farbe der Samen unterschiedlicher Altersstadien (AS; Sammelzeitpunkte) von *L. polyphyllus*.

	Lebensfähigkeit (%)	Ø-Samenlänge (mm)	Ø-Samenbreite (mm)	Tausendkorngewicht (g pro Korn)	Farbe
AS1	98	5.58	2.66	4.33	grün
AS2	94	5.38	2.52	4.33	grün-braun
AS3	100	4.16	2.39	2.23	braun

In Form gebliebene Samen von L. polyphyllus nach dem Vergärungsprozess

Tests ermittelten einen signifikanten Effekt der Altersstadien auf das in Form bleiben der Samen nach dem Vergärungsprozess. Bei einer Vergärungstemperatur von 37°C überlebten über den gesamten Vergärungszeitraum von 35 Tagen insgesamt 88.75 % der Samen des AS3. Dies stellt einen höchst signifikanten Unterschied zum AS1 (21.85 %) und AS2 (19.70 %) dar. Nach der Vergärung bei 50°C blieben ebenfalls höchst signifikant mehr Samen des AS3 (84.75 %) in Form, als Samen der AS1 (23.15 %) und AS2 (29.15 %). Ein Zeitpunkt, ab dem keine Samen im AS3 mehr in den Reaktoren waren, konnte im Rahmen dieser Untersuchung nicht ermittelt werden. Nach den gesamten 35 Vergärungstagen blieben im Schnitt 70 % der reifen Samen (AS3) in Form. Für die unreifen Samen (AS1, AS2) wurden hingegen bei einer Vergärungstemperatur von 37°C nach 14 Tagen keine Samen mehr in den Reaktoren gefunden. Für die Vergärungstemperatur von 50°C lag dieser Zeitpunkt nach 24 Tagen.

Keimungsraten von L. polyphyllus nach dem Vergärungsprozess - Einfluss des Samenalters, der Temperatur während der Vergärung sowie der Vergärungsdauer

Samen des AS1 und AS2 hatten ihre Keimfähigkeit nach der Vergärung bei 37°C und 50°C vollständig verloren (0 %; Abbildung 38). Die Samen im AS3 wiesen jedoch bei der Vergärungstemperatur von 37°C immerhin noch eine mittlere Gesamtkeimung von 4 % auf. Bei der Vergärungstemperatur von 50°C erreichten die vergorenen Samen eine mittlere Gesamtkeimung von 2 %.

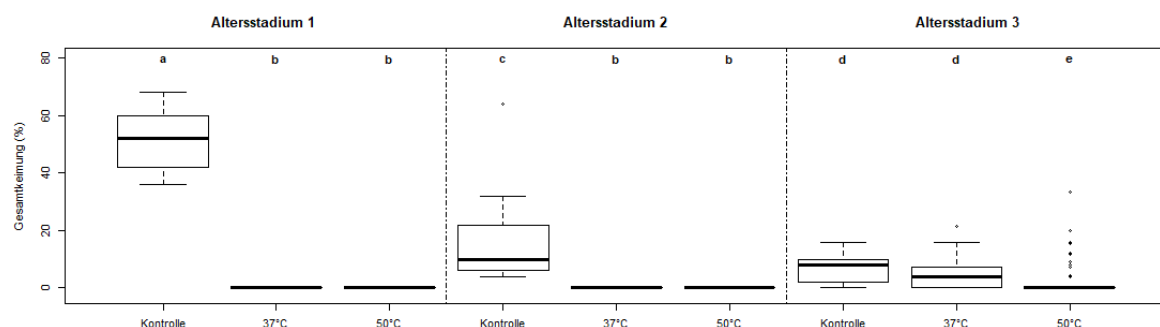


Abbildung 38: Gesamtkeimungsraten der Samen von *L. polyphyllus* unterschiedlicher Altersstadien nach dem Vergärungsprozess bei 37°C und 50°C.

Betrachtet man den Einfluss der Vergärungsdauer bei einer konstanten Temperatur von 37°C hinsichtlich der Gesamtkeimungsrates der Samen von *L. polyphyllus* des AS3, so sank diese zwar anfänglich ab (bis Tag 14), stieg jedoch wieder bis zum Ende des Vergärungsversuches an (35 Tage; Abbildung 39). Somit war die Keimungsfähigkeit der Samen nicht durch eine verlängerte Vergärungsdauer signifikant minimiert. Dieses Keimverhalten zeigte sich auch bei der Vergärung der Samen bei einer Temperatur von 50°C.

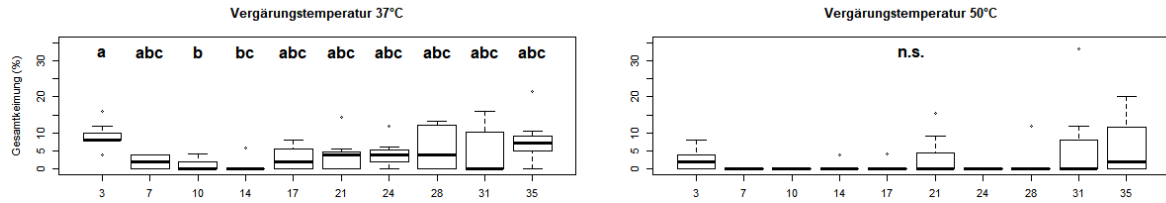


Abbildung 39: Gesamtkeimungsrate der Samen von *L. polyphyllus* des Altersstadiums 3 in Abhängigkeit von Vergärungsdauer bei 37°C und 50°C.

3c) Wie wirkt sich der Schnittzeitpunkt unter Berücksichtigung der Abundanz von *L. polyphyllus* und des Vegetationstyps auf die Lebenszyklusanalyse der unterschiedlichen möglichen (energetischen) Verwertungsrichtungen aus?

Zur Durchführung der Lebenszyklusanalyse (LCA) der unterschiedlichen möglichen energetischen Verwertungsrichtungen wurden ebenfalls die im Feldversuch gesammelten Daten verwendet. Das Ziel der LCA war die Analyse der Umwelteinflüsse unterschiedlicher Managementoptionen für die Flächen der Hochrhön. Ausgehend davon, dass zur Beseitigung der Invasion durch *L. polyphyllus* eine regelmäßige Entlaubung erforderlich ist, stellen die integrierte Erzeugung von Festbrennstoffen und Biogas aus Biomasse (IFBB) und anaerober Vergärung (AD) zwei Möglichkeiten dar, um diese Biomasse sinnvoll zu nutzen und in Energie umzuwandeln. Jedoch, der Energie- und Ressourcenverbrauch bei der Umwandlung der Biomasse in Kraftstoff und bei der Verwendung von Kraftstoffen und Nebenprodukten, die nach der Umwandlung gewonnen werden, ist mit erheblichen Umweltauswirkungen verbunden. Somit verglich diese LCA die Möglichkeiten des IFBB und AD, um die beste Option in Bezug auf Umweltauswirkungen und Primärenergieverbrauch zu identifizieren. Darüber hinaus untersuchte diese Studie auch Alternativen für Prozessparameter entlang des Lebenszyklus, die die Umweltauswirkungen reduzieren würden.

Es wurde festgestellt, dass das IFBB eine bessere Option im Vergleich zu AD war, da es über alle Grünlandstandorte hinweg höhere Umwelt- und Primärenergieeinsparungen aufweist (Abbildung 40). Die höhere Energieumwandlungseffizienz des IFBB führte zu höheren Energieeinsparungen, obwohl der Energieverbrauch für die Verarbeitungsschritte im Vergleich zu AD höher war. Die Biomasseerträge standen hierbei in einem positiven Zusammenhang mit den Einsparungen und ermöglichten bessere Treibhausgas- und Energieeinsparungen für Grünland, das invasive Arten enthält (Abbildung 41).

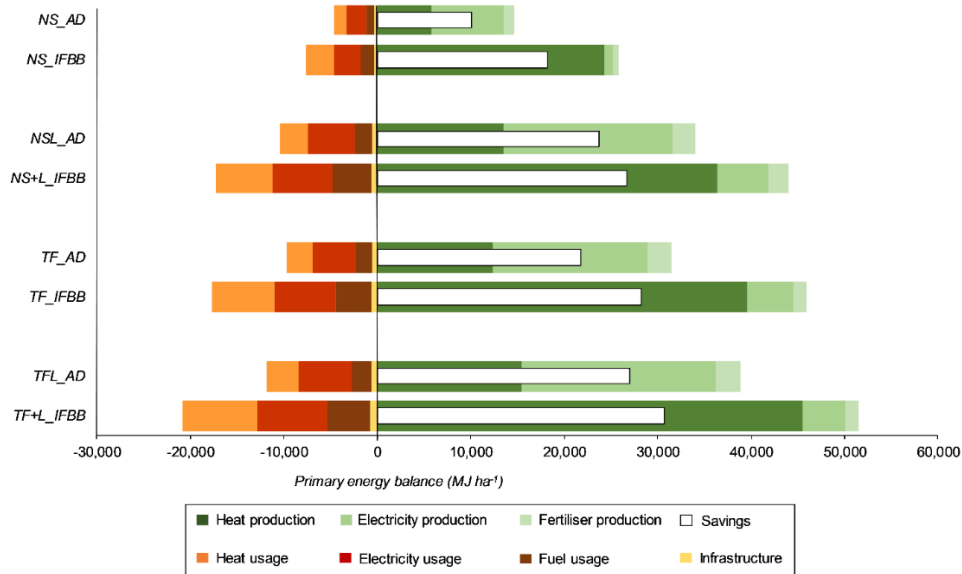


Abbildung 40: Primärenergieverbrauch für Inputprozesse (links) und Einsparungen durch den Ersatz von Energie und Düngemittelproduktion (rechts). Die weißen Balken zeigen die Netto-Primärenergiebilanz für jede der Optionen an, wobei der größere positive Wert die günstigere Option anzeigt. Zu den Biomassearten gehören Borstgras (*Nardus stricta*, NS) und Goldhafer (*Trisetum flavescens*, TF), die entweder frei von Lupine (NS und TF) oder von Lupine (NS+L und TF+L) befallen sind. AD: Anaerobe Gärung; IFBB: Integrierte Erzeugung von Festbrennstoffen und Biogas aus Biomasse.

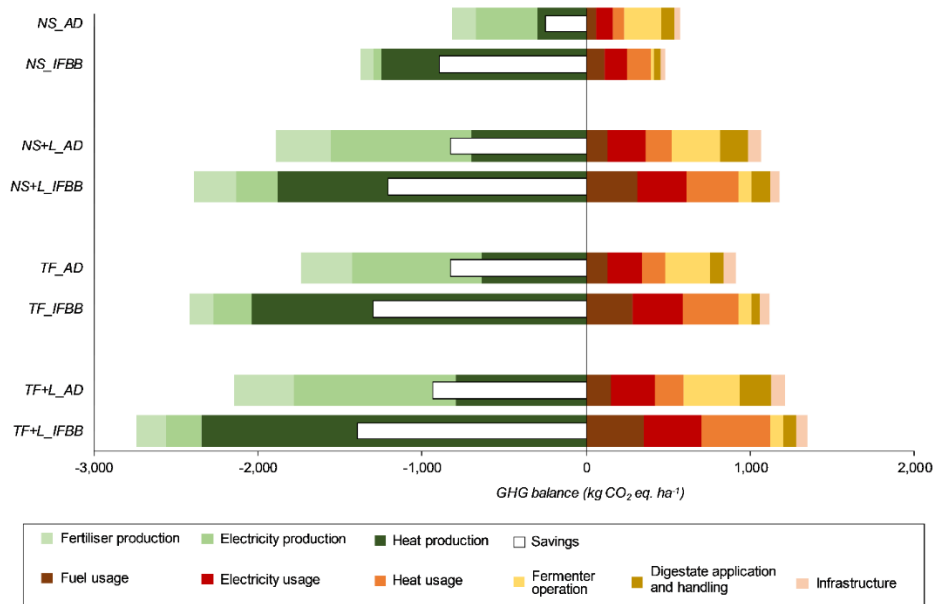


Abbildung 41: Treibhausgasemissionen aus Inputprozessen (rechts) und Treibhausgaseinsparungen durch den Ersatz von Energie- und Düngemittelproduktion (links). Die weißen Balken zeigen den Netto-THG-Saldo für jede der Optionen an, wobei der größere negative Wert die günstigere Option anzeigt. Zu den Biomassearten gehören Borstgras (*Nardus stricta*, NS) und Goldhafer (*Trisetum flavescens*, TF), die entweder frei von Lupine (NS und TF) oder von Lupine (NS+L und TF+L) befallen sind. AD: Anaerobe Gärung; IFBB: Integrierte Erzeugung von Festbrennstoffen und Biogas aus Biomasse.

Die vorgenommene Wirkungsabschätzung zeigte, dass es zu keinen Einsparungen bei der Versauerung von Ökosystemen (AP) oder dem Eutrophierungspotenzial (EP) sowohl für IFBB als auch für AD kam. Jedoch waren AP und EP bei der Verwendung von IFBB im Vergleich zu AD etwas geringer. Zusammenfassend zeigte die Lebenszyklusanalyse, dass mit dem IFBB die Biomasse aus Bergwiesen mit *L. polyphyllus* effektiv genutzt werden kann, da diese Option im Vergleich zu AD geringere Umweltauswirkungen und höhere Energieeinsparungen aufweist. Biomasse aus nicht invadiertem Grünland könnte ebenfalls mit dem IFBB effektiv umgewandelt werden, so dass das IFBB zur Nutzung der geernteten Biomasse in der Situation, in der die Invasion beseitigt wird, gut verwendbar ist.

AP 4 Nicht destruktive, fernerkundliche Beurteilung des Zeitpunktes von Schnittmaßnahmen zur Bekämpfung des invasiven Neophyten *L. polyphyllus* und dessen Auswirkung auf die energetischen Parameter von Grünlandbeständen

4a) Wie hoch ist die Genauigkeit einer fernerkundlichen Erfassung von *L. polyphyllus*-Abundanz im Grünland?

4b) Wie wirkt sich die Deckung von *L. polyphyllus* im Grünland auf die Schätzgenauigkeit energetischer Parameter mit Hilfe fernerkundlicher Messungen aus?

Zur Beantwortung der Fragen 4a) und 4b) muss zunächst sichergestellt sein, dass der Laser und der Spektrolsensor in der Lage sind, die Gesamtbiomasse in ausreichender Güte abzuschätzen. Daher konzentrierten wir uns zunächst auf die Auswertung der grundlegenden Daten aus der Vorphase, die hier dargestellt werden sollen. Darauf aufbauend wurden, unter Berücksichtigung der Erkenntnisse aus der Vorphase, optimierte Ertragsabschätzungsmethoden für die Daten aus 2018 entwickelt. Hierfür wurden die optimalen Ansätze der Lasermethode (Abbildung 42) um die mittels Hyperspektralkamera gewonnenen Informationen ergänzt und verbessert. Anschließend wurde sich im nächsten Schritt einer Beantwortung der Forschungsfragen 4a) und 4b) gewidmet.

Ergebnisse der Vorphase – Bestimmung der Gesamtbiomasse mittels 3-D Laserdaten

Für einen Vergleich der einzelnen Methoden wurden diese in Gruppen zusammengefasst. Diese Gruppen unterscheiden sich hinsichtlich der Anzahl an Scans, aus denen die zu untersuchenden Punktwolken bestehen. Der direkte Methodenvergleich wurde innerhalb der Gruppe mit der maximalen Scananzahl von vier Scans pro Punktwolke vorgenommen.

Vegetationshöhe

Die beste Korrelation zwischen Vegetationshöhe und Ertrag an Frischmasse wurde bei einer gemittelten Vegetationshöhe in einem Höhenabschnitt der oberen 5 % erreicht (adj. $R^2 = 0.72$). Für den Ertrag an Trockenmasse erreichte die gemittelte Vegetationshöhe im Höhenbereich der oberen 6 % die beste Schätzgenauigkeit mit einem angepassten R^2 von 0.58.

Summe der Voxel

Eine Voxel-Kantenlänge von 0.045 m erzielte die höchste Schätzungsgenauigkeit bei der Korrelation zwischen Voxel-Summe und Frischmasseertrag (adj. $R^2 = 0.69$). In Korrelation zum Trockenmasseertrag erzielte die Voxel-Summe bei gleicher Kantenlänge die stärkste Schätzungsgenauigkeit mit einem angepassten R^2 von 0.56.

Mittlere 3d-Raster-Höhe

Das stärkste Modell der 3d-Raster-Höhen-Methode in Korrelation mit dem Frischmasseertrag wurde bei einer Rastergröße von 0.185 m erreicht (adj. $R^2 = 0.72$). Das optimale Modell in Korrelation mit dem Trockenmasseertrag erlangte die 3d-Raster-Höhen-Methode mit derselben Raster-Größe (adj. $R^2 = 0.54$).

Volumen der konvexen Hülle

Der *Quickhull*-Algorithmus wurde nicht über die Variation eines Parameters verändert. Somit formte die Methode lediglich eine Korrelation mit dem Frischmasseertrag (adj. $R^2 = 0.67$) und eine Korrelation mit dem Trockenmasseertrag (adj. $R^2 = 0.53$).

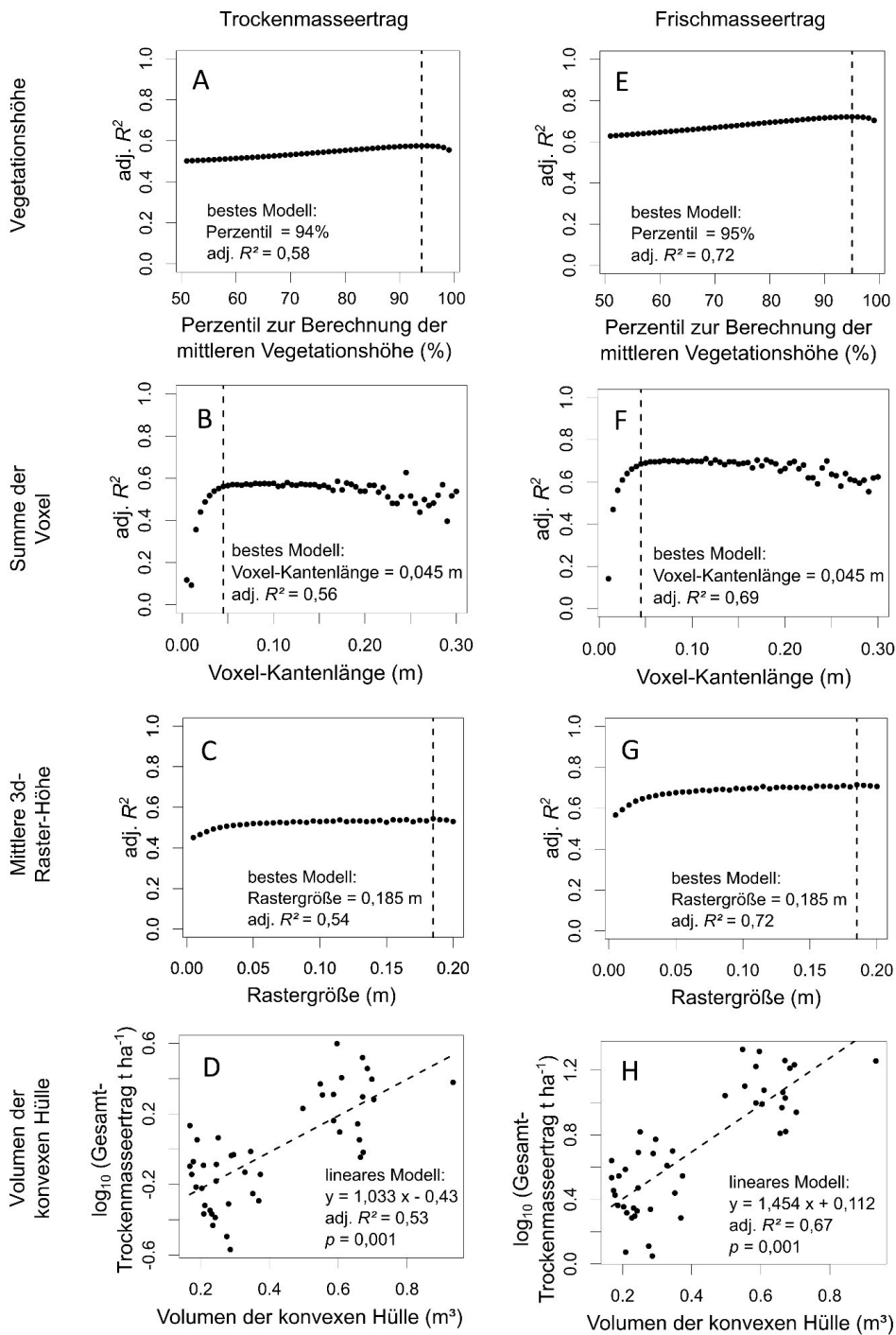


Abbildung 42: Lineare Modelle für Trockenbiomasse (A-D) und Frischbiomasse (E-H). (A) Angepasste R^2 der linearen Modelle für Trockenbiomasse und Vegetationshöhe (Mittelwerte unterschiedlicher Höhenabschnitte); (B) Angepasste R^2 der linearen Modelle für Trockenbiomasse und Voxel-Summe unterschiedlicher Voxel-Kantenlängen); (C) Angepasste R^2 der linearen Modelle für Trockenbiomasse und Mittlere 3d-Raster-Höhe (unterschiedlicher Rastergröße); (D) Lineares Modell für Trockenbiomasse und konvexe Hülle; (E) Angepasste R^2 der linearen Modelle für Frischbiomasse und Vegetationshöhe (Mittelwerte unterschiedlicher Höhenabschnitte); (F) Angepasste R^2 der linearen Modelle für Frischbiomasse und Voxel-Summe unterschiedlicher Voxel-Kantenlängen); (G) Angepasste R^2 der linearen Modelle für Frischbiomasse und Mittlere 3d-Raster-Höhe (unterschiedlicher Rastergröße); (H) Lineares Modell für Frischbiomasse und konvexe Hülle. Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Hensgen, Wachendorf, & Astor (2019).

Modell-Evaluation

Für die Identifikation der optimalen Scananzahl wurde diese innerhalb jeder Methode hinsichtlich der Schätzgenauigkeit gegenübergestellt. Die mittlere Schätzgenauigkeit aller Methoden war mit zwei Scans am besten (Abbildung 44). Separat betrachtet erzielte die Methode der mittleren Vegetationshöhe mit einer Scananzahl von zwei die insgesamt beste Schätzgenauigkeit (adj. $R^2 = 0.72$) (Abbildung 43).

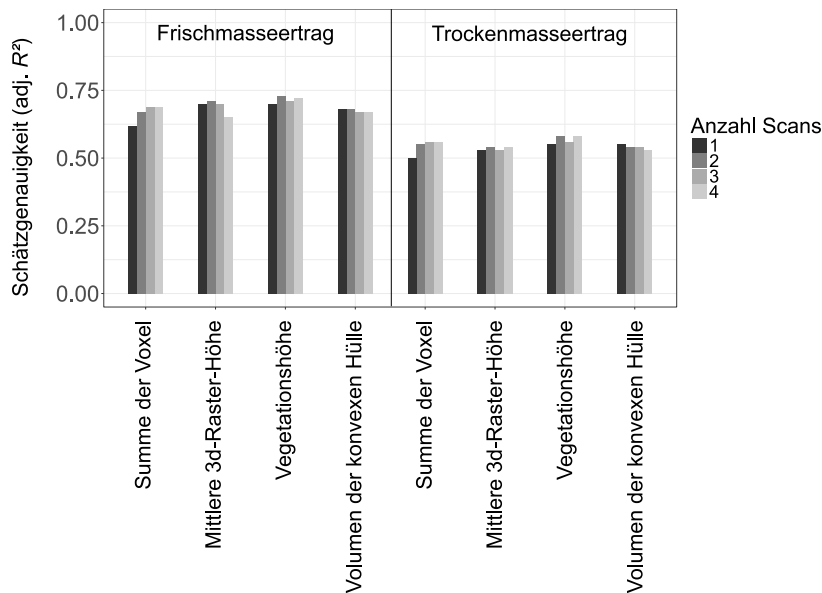


Abbildung 43: Schätzgenauigkeit (adj. R^2) für die Modelle: Summe der Voxel, Mittlere 3d-Raster-Höhe, Vegetationshöhe und Volumen der konvexen Hülle. Jeweils in Korrelation mit Frischmasseertrag und Trockenmasseertrag. Jede Methode des Weiteren unterschieden nach der Anzahl Scans, aus denen die Punktwolke zusammengesetzt wurde.

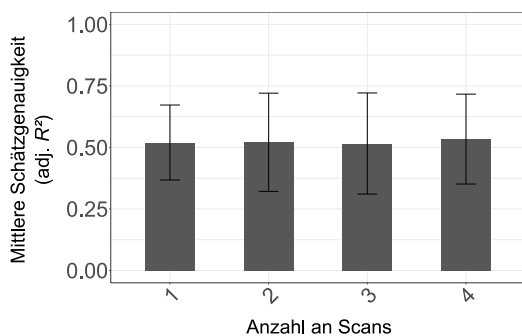


Abbildung 44: Mittelwerte der Schätzgenauigkeit (adj. R^2) aller vorgestellten Methoden unterschieden nach der Anzahl Scans, aus denen die Punktwolke zusammengesetzt wurde.

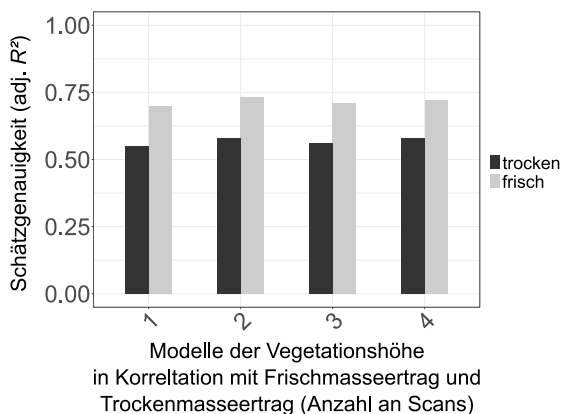


Abbildung 45: Schätzgenauigkeit (adj. R^2) der Methode Vegetationshöhe in Korrelation mit Frischmasseertrag und Trockenmasseertrag. Unterschieden nach der Anzahl Scans, aus denen die Punktwolke zusammengesetzt wurde.

Die mittlere Kalkulationsdauer zeigte einen meist linearen Anstieg mit zunehmender Scananzahl. Unter Berücksichtigung der Modellstärke, der Kalkulationsdauer, der Datenmengen und des Arbeitsaufwandes im Feld, wurde eine Anzahl von zwei Scans als Optimum identifiziert. Die Kalkulationsdauer innerhalb der Methoden mit zwei Scans wurde verglichen. Die bei weitem höchste Kalkulationsdauer benötigte die Methode des *Volumens der konvexen Hülle* mit einer zehnfach höheren mittleren Kalkulationsdauer (491 ms) verglichen mit allen anderen Methoden. Die zweithöchste Kalkulationsdauer benötigte die *Methode der mittleren Vegetationshöhe*, welche doppelt so hoch war, wie die der *Summe der Voxel* und zehnmals höher, als die der *Mittleren 3d-Raster-Höhe* (Abbildung 46).

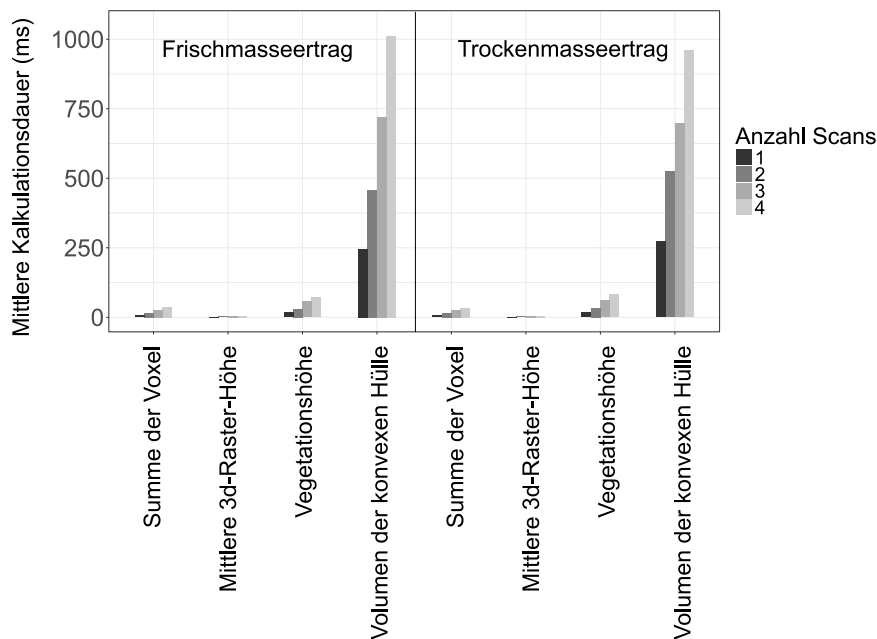


Abbildung 46: Mittlere Kalkulationsdauer der Methoden Summe der Voxel, Mittlere 3d-Raster-Höhe, Vegetationshöhe und Volumen der konvexen Hülle. Unterschieden nach der Anzahl Scans, aus denen die Punktwolke zusammengesetzt wurde und korreliert mit Frischmasseertrag und Trockenmasseertrag.

Ergebnisse der Hauptphase

Bestimmung der Gesamtbiomasse mittels 3d-Laserdaten und hyperspektraler Luftbilder

Die aus den Hyperspektraldaten erzeugten Modelle wiesen die geringste Modellstärke auf (Frischmasse: $R^2 = 0.61$, $nRMSE_r = 17.14$; Trockenmasse: $R^2 = 0.59$, $nRMSE_r = 19.37$), gefolgt von den Lasermodellen (Frischmasse: $R^2 = 0.76$, $nRMSE_r = 13.3$; Trockenmasse: $R^2 = 0.74$, $nRMSE_r = 15.1$). Die stärksten Modelle waren demnach aus der Kombination der komplementären Sensorsysteme entstanden (Frischmasse: $R^2 = 0.8$; $nRMSE_r = 12.02$, Trockenmasse: $R^2 = 0.81$ and $nRMSE_r = 12.06$) (siehe Abbildung 47+Abbildung 48).

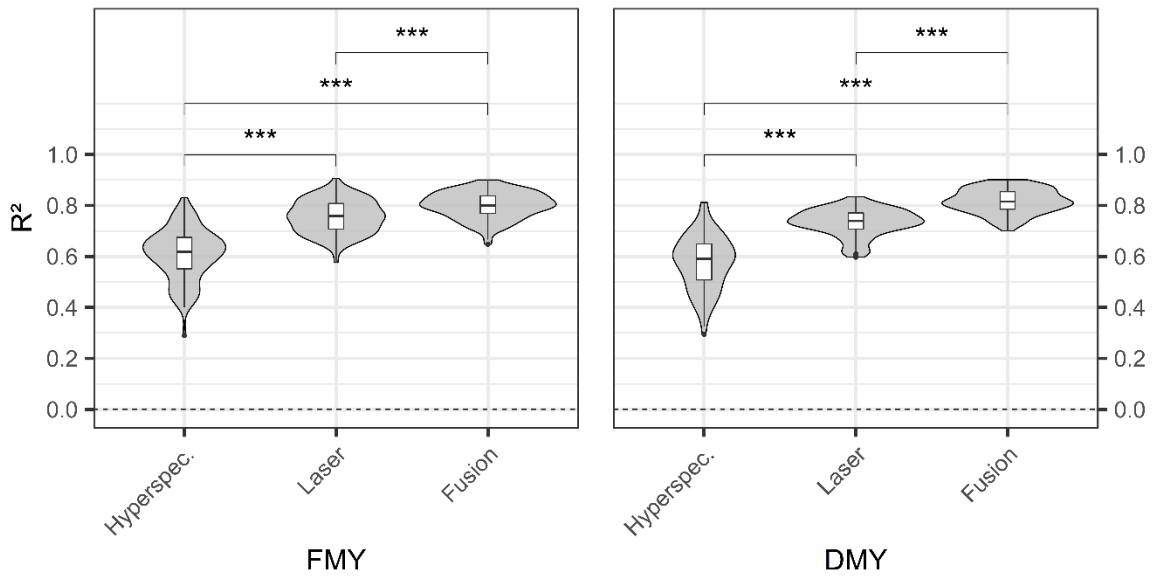


Abbildung 47: Vergleich des Bestimmtheitsmaßes (R^2) der Frisch- und Trockenmasseschätzung von Modellen aus Hyperspektraldaten, Laserdaten und einer Kombination beider Sensorsysteme. Boxplots repräsentieren hundert verschiedene Random Forest Modellläufe. ***: $p < 0.001$ Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Wachendorf, & Astor (2021).

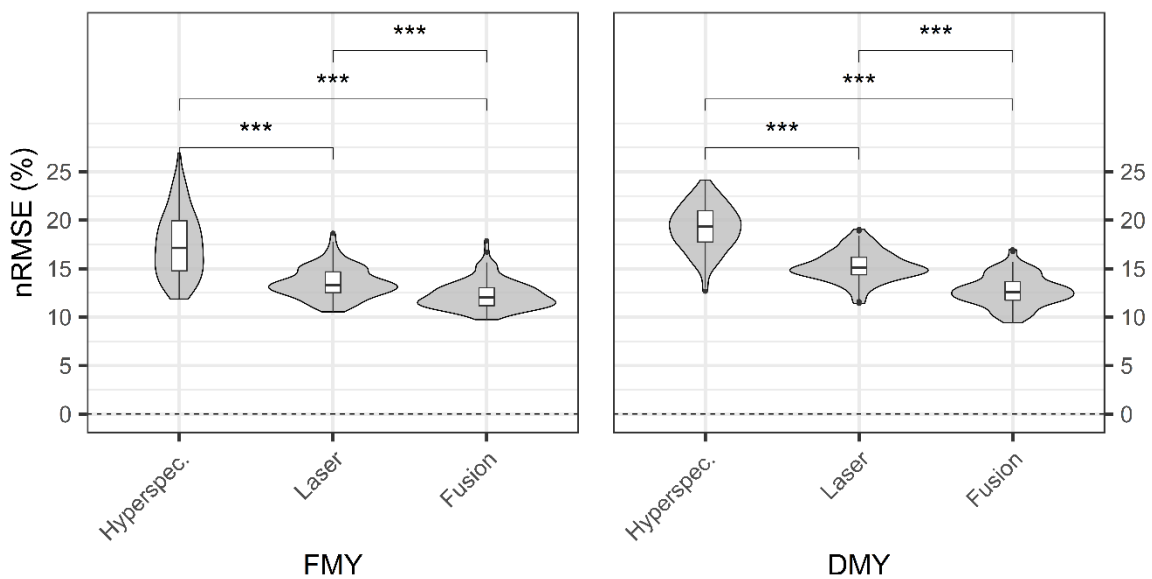


Abbildung 48: Vergleich der normalisierten Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme (nRMSE) der Frisch- und Trockenmasseschätzung von Modellen aus Hyperspektraldaten, Laserdaten und einer Kombination (Fusion) beider Sensorsysteme. Boxplots repräsentieren hundert verschiedene Random Forest Modellläufe. ***: $p < 0.001$ Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Wachendorf, & Astor (2021).

Die wichtigsten Variablen des Frischmasse-Median-Modells aus Hyperspektraldaten waren Wellenlängen im Infrarotbereich von 806-862 nm sowie im sichtbaren Bereich von 506-510 nm. Für das Trockenmasse-Median-Modell lagen diese im Bereich 506-510 nm, 850-874 nm sowie bei 930 nm (Abbildung 49). Die Modelle auf Basis der Laserdaten enthielten wichtige Variablen erzeugt aus Punktdichte, Summe der Voxel, Oberflächenstruktur und Höhenvariablen. Aus der Kombination beider Sensordaten gingen Modelle hervor, in denen Variablen beider Sensoren einen Wichtigen Beitrag leisteten (Abbildung 50).

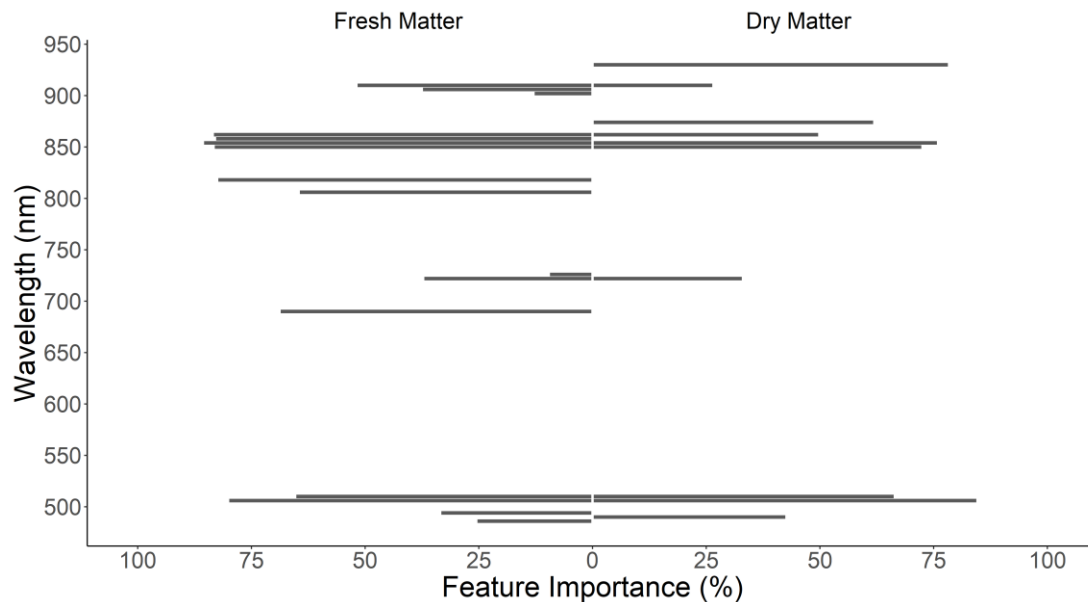


Abbildung 49: Beitrag hyperspektraler Bänder zur Abschätzung von Frisch- und Trockenmasse durch Random Forest Regressionsmodelle gebaut ausschließlich aus Hyperspektraldaten. ("Feature Importance" als Median aus 100 verschiedenen Random Forest Modellläufen). Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Wachendorf, & Astor (2021).

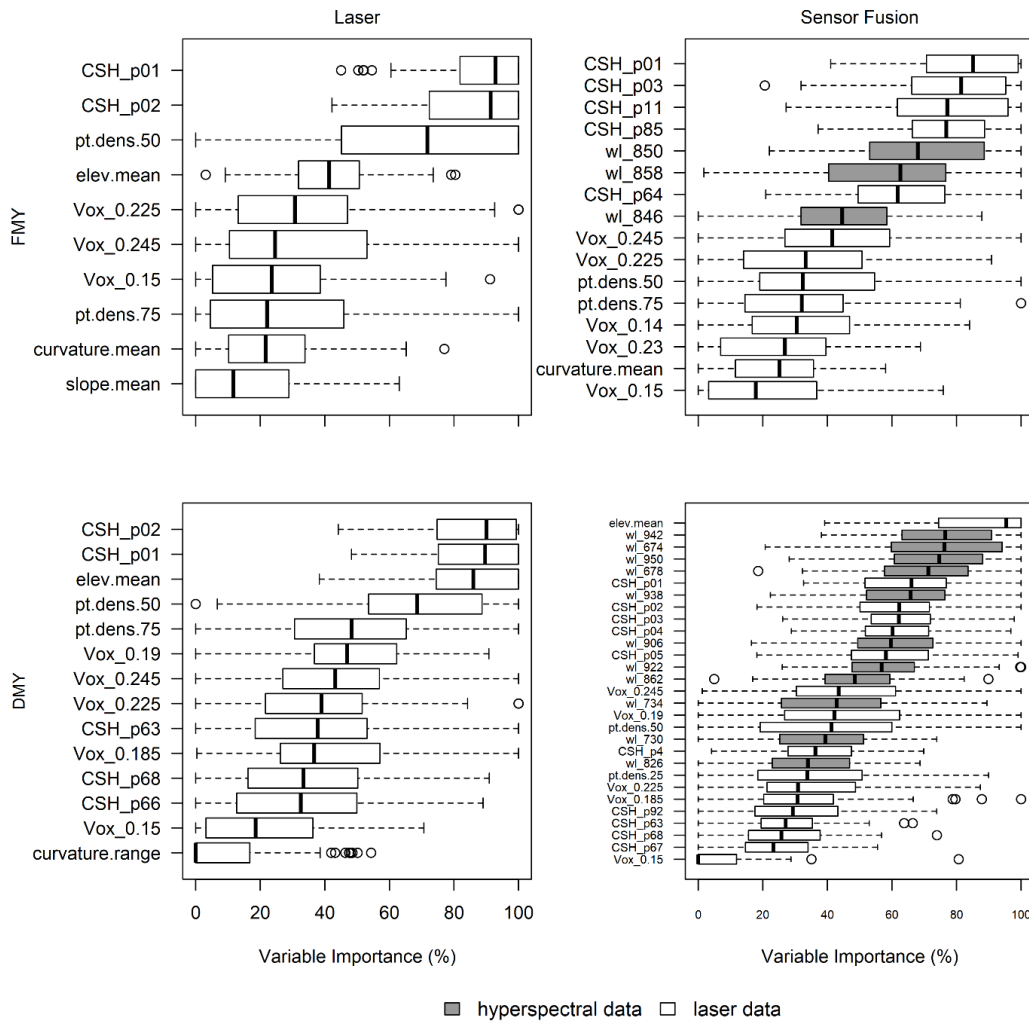


Abbildung 50: Variablen der jeweils 100 Frisch- und Trockenmassemodelle aus solitären Laserdaten und der Kombination von Laser- und Hyperspektraldaten (Sensor Fusion). Dunkle Boxplots repräsentieren Variablen aus Hyperspektraldaten, weiße Boxplots aus Laserdaten. Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Wachendorf, & Astor (2021).

Die normalisierte Abweichung der vorhergesagten und beobachteten Frisch- und Trockenmasse zeigte eine sehr geringe Überschätzung durch die Modelle bei geringen *L. polyphyllus* Konzentrationen in der Biomasse und eine sehr geringe Unterschätzung durch die Modelle bei höheren Konzentrationen. Eine optimale Modellschätzung wurde für Referenzdaten mit einer Lupinekonzentration zwischen 20 – 40 % erzielt (Abbildung 51+Abbildung 52).

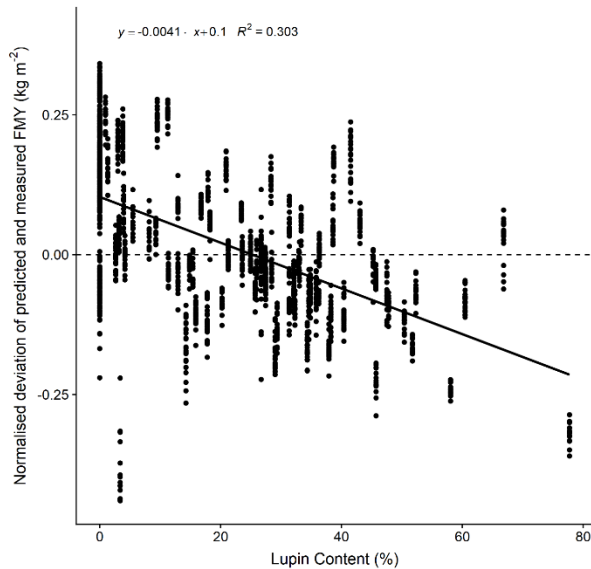


Abbildung 51: Normalisierte Abweichung von vorhergesagter und beobachteter Frischmasse für unterschiedliche Konzentrationen von *L. polyphyllus* in den Referenzplots. Ergebnisse aus 100 Random Forest Modellen. Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Wachendorf, & Astor (2021).

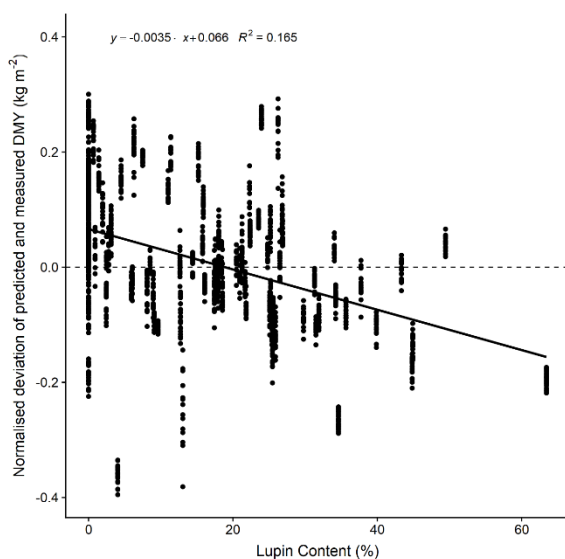


Abbildung 52: Normalisierte Abweichung von vorhergesagter und beobachteter Trockenmasse für unterschiedliche Konzentrationen von *L. polyphyllus* in den Referenzplots. Ergebnisse aus 100 Random Forest Modellen. Abbildung aus Schulze-Brüninghoff, Wachendorf, & Astor (2021).

Deep Learning: Drohnen-basierte Erfassung von L. polyphyllus-Abundanz im Grünland

Im Rahmen einer Masterarbeit (Theato, T. 2020. Automatic Segmentation of *Lupinus polyphyllus* in high-resolution Aerial Imagery using Deep Learning. Universität Kassel. - vgl. Kap. „Veröffentlichungen und Abschlussarbeiten“

) entstanden diese Ergebnisse zur Erfassung der Lupinedeckung aus hochauflösenden Luftbildern mittels eines Deep Learning Ansatzes (Convolutional Neural Network). Trainiert wurden aufgrund hoher Rechenanforderungen auf der Google Cloud. Eine Tensor Processing Einheit (TPU) v3 wurde genutzt, da dieser Prozessor auf die Rechenaufgaben neuronaler

Netze ausgelegt ist. Für den Trainingsprozess wurden zusätzliche künstliche Daten durch Rotation, Spiegelung, Skalierung und Beschnitt der Eingangsbilder erzeugt. Pro Trainingsschritt wurden 32 randomisierte Bilder bereitgestellt. Nachdem das Modell 48.000-mal den gesamten Trainingsdatensatz verarbeitet hatte (Epochen), endete der Trainingsvorgang. Nach je 2000 Trainingsschritten wurden *IoU* Werte berechnet, um den Trainingsprozess zu protokollieren. Abbildung 53 zeigt einen raschen Anstieg der *IoU* Werte bereits nach kurzer Trainingsdauer. Die stetige Absenkung der *Loss* Werte deutet hierbei auf eine stetige Verbesserung des Modells ohne Überanpassung hin. Zum Ende des Trainings belief sich der Validierungswert des *IoU* auf 84,34 %.

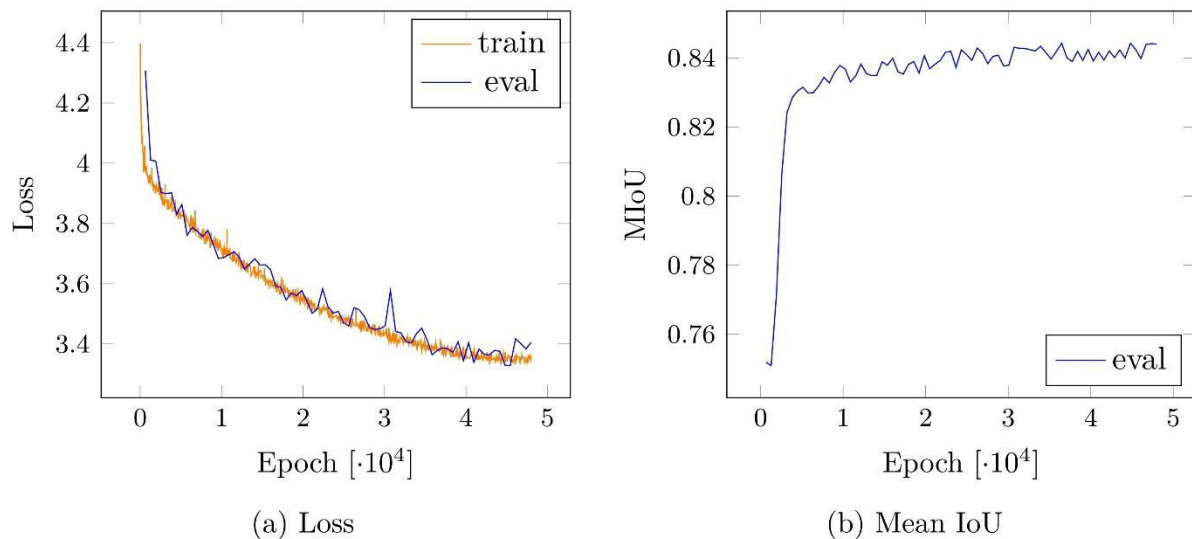


Abbildung 53: Loss und IoU (Intercept over Unit) über den Verlauf der Trainingszeit. Abbildung aus Theato (2020).

Die in Abbildung 54 gezeigten Ausschnitte dienen veranschaulichend für eine deskriptive Interpretation der Segmentierungsgüte und Klassifikationsstärke. Schwierigkeiten ergaben sich primär in den Randbereichen der Stauden, hier wurde versucht, detailliert zu digitalisieren, stehts jedoch verbunden mit einer latenten Ungewissheit durch eine unzureichende Bildschärfe. So deuten einige Falsch-Positiv Bereiche der Modellierung auf manuell nicht erfasste Lupinebestandteile hin (Abbildung 54 Zeile 5). Abbildung 55 zeigt beispielhaft die Modellanwendung durch das *inference tool* auf einen Gesamtplot. Helle Bereiche repräsentieren klassifizierte Lupinebestandteile. Anhand der Vergrößerung (rot) lässt sich ein Fehler in der Klassifikation erkennen, entlang der Grenze zweier 622x622 Pixel großer, im Vorschritt der Klassifikation erzeugten Segmente. Das Modell klassifizierte hier mit scharfer Kante nur im linken Segment Bereiche als Lupine. Ein weiteres Artefakt findet sich in der zweiten Vergrößerung (orange) in der ein Teil einer Hose am linken Bildrand fälschlich als Lupine klassifiziert wurde.

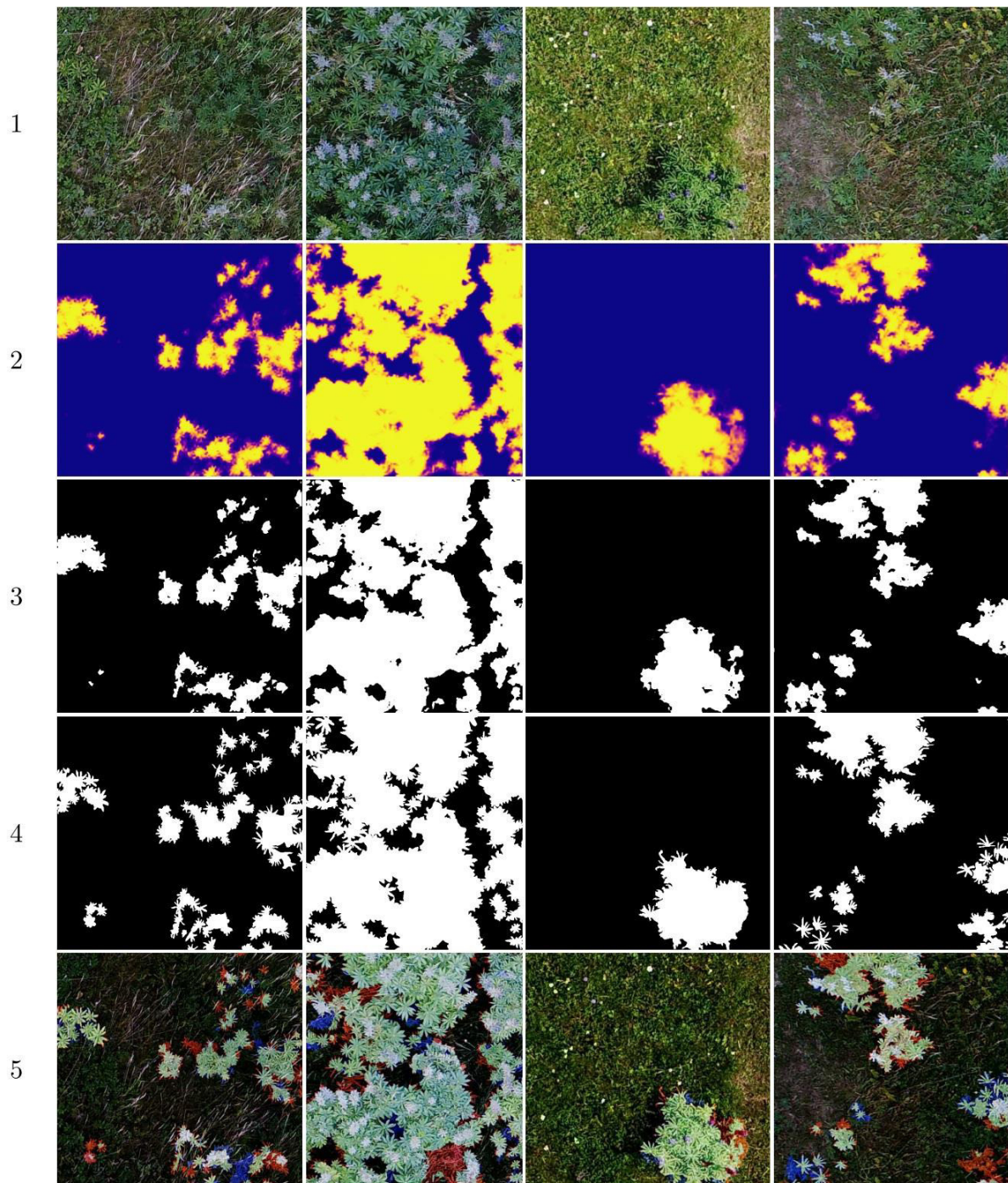


Abbildung 54: Ergebnisse der Segmentierung: Ausschnitte der Evaluierung bestehend aus (von oben nach unten): (1) Original RGB Bild, (2) Wahrscheinlichkeitskarte, (3) Vorhergesagte Segmentierungsmaske, (4) Ground Truth, (5) Bild mit Overlay von Richtig-Positiv (weiß), Falsch-Positiv (blau), Falsch-Negativ (rot). Abbildung aus (Theato, 2020).

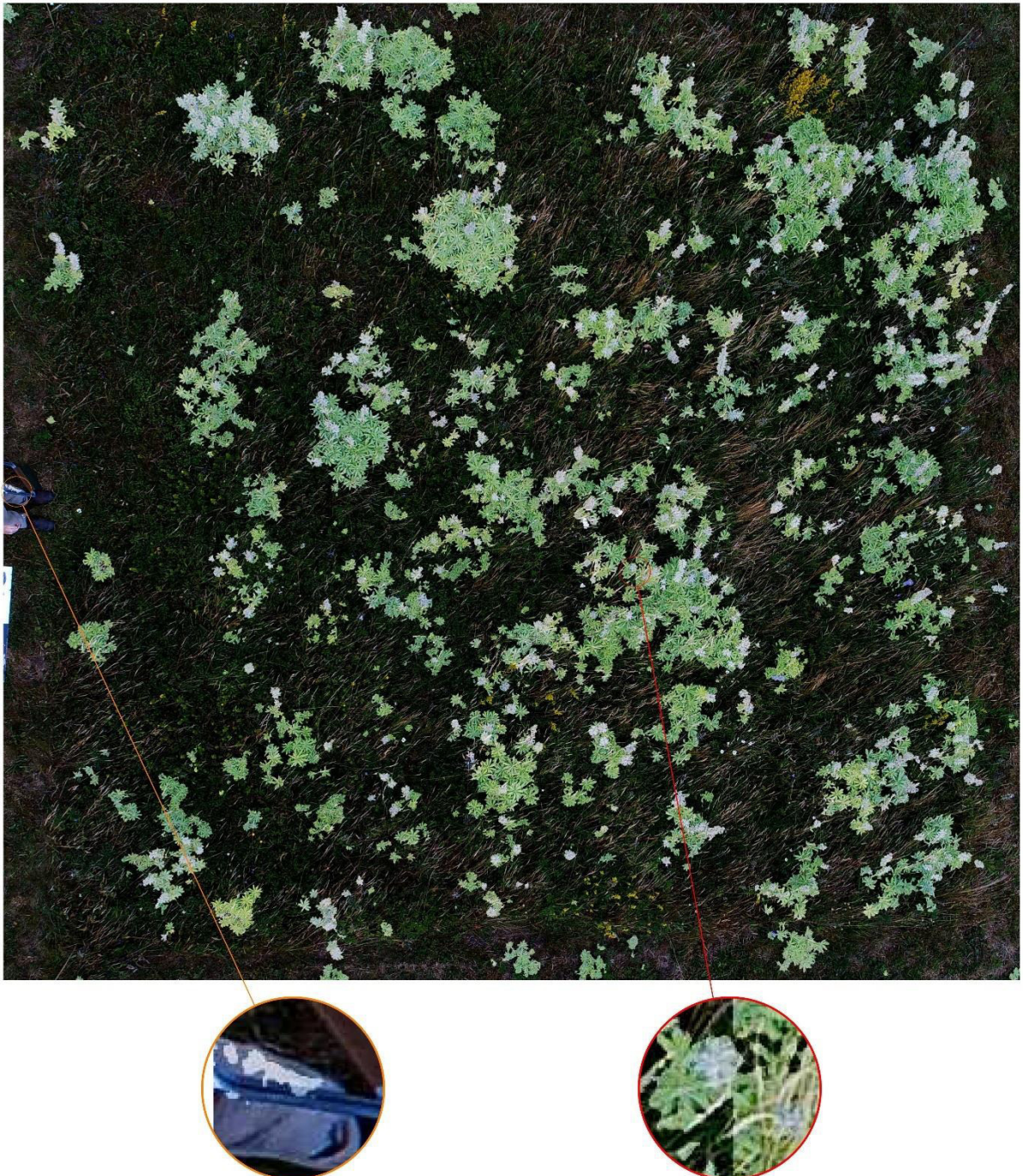


Abbildung 55: Vorhersage auf Plot (nicht Teil des Trainingsdatensatzes) zum letzten Überfliegstermin (Juli). Helle Bereiche repräsentieren Lupineklassifikation der Modellvorhersage. Rote Vergrößerung zeigt Artefakt aufgrund der Zusammensetzung zweier Einzelbildsegmente (scharfe vertikale Klassifizierungskante). Orangene Vergrößerung zeigt fälschliche Lupineklassifikation auf Teilen einer Hose. Abbildung aus (Theato, 2020).

Objektbasierte Klassifizierung: Drohnen-basierte Erfassung von L. polyphyllus-Abundanz im Grünland

Sechs Klassifikationsmodelle wurden trainiert und je mit einem zurückgehaltenen Datensatz validiert. Die Korrektklassifikationsrate lag in einer Spanne zwischen 78,2 % und 97,2 %, Sensitivität zwischen 76,8 % und 100 % und die Ausfallrate zwischen 47,3 % und 2,3 % (Tabelle 7).

Tabelle 7: Ergebnisse der Klassifikationsmodelle (L Lupine, NL nicht-Lupine, KK Korrektklassifikationsrate)

Model	Training		Testing		
	Anzahl Objekte	Anzahl Objekte	OA (%)	Sensitivität (%)	Ausfallrate (%)
M11	L = 1581	L = 311	83.2	76.8	9.2
	NL = 1545	NL = 261			
M12	L = 1394	L = 498	78.2	100.0	47.3
	NL = 1381	NL = 425			
M21	L = 1578	L = 314	90.6	84.1	4.0
	NL = 1429	NL = 377			
M22	L = 1701	L = 191	96.4	95.8	3.0
	NL = 1638	NL = 168			
M31	L = 1530	L = 362	90.1	88.4	6.7
	NL = 1405	NL = 401			
M32	L = 1676	L = 216	97.2	96.7	2.3
	NL = 1632	NL = 174			

Für die finale Kartierung wurde ein Modell aus allen sechs Datensätzen trainiert und anschließend angewendet. Aus diesem wurden zudem die wichtigsten Variablen identifiziert. Diese waren allen voran, die aus den Punktwolken abgeleitete Vegetationshöhe, gefolgt vom Spektralflächenindex (SSI) und der Flächengröße der einzelnen Segmente (geometrische Variable) (Abbildung 56).

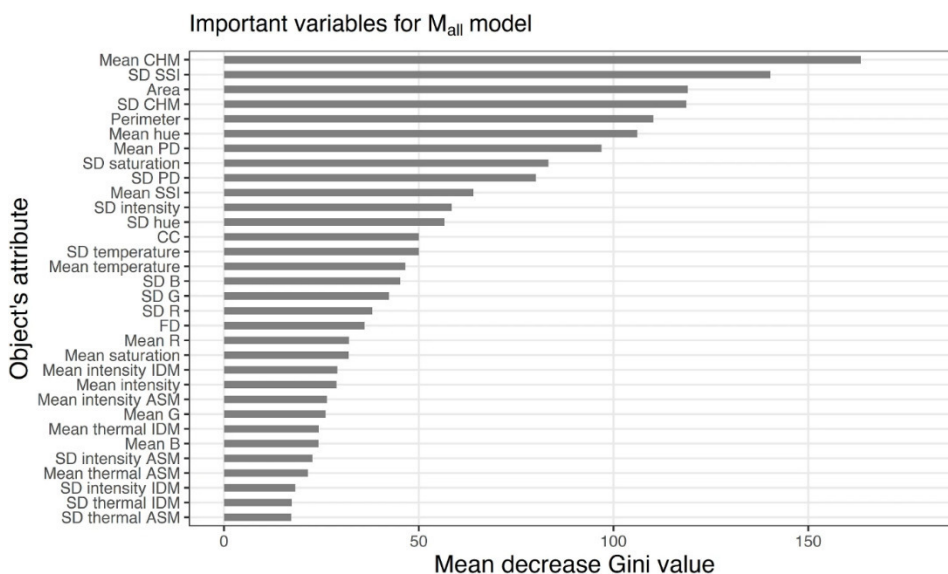


Abbildung 56: Wichtigkeit der Variablen des Klassifikationsmodells trainiert aus allen sechs Datensätzen. (FD: Fractional Dimension, CC: Circle Compactness, SD: Standard Deviation, SSI: Spectral Shape Index, ASM: Angular Second Moment, IDM: Inverse Difference Moment, CHM: Canopy Height Model, PD Point Density). Abbildung aus (Wijesingha et al., 2020).

Die Lupine-Kartierungen (Abbildung 57) zeigten anhand visueller Inspektionen, Übereinstimmungen zwischen manuell digitalisierter und modellierter *L. polyphyllus* Deckung mit $\pm 5\%$ relativer *L. polyphyllus* Flächendifferenz. Die Kartengenauigkeit für die sechs Datensätze variierte zwischen 80,4 % und 93,8 % (Tabelle 8).

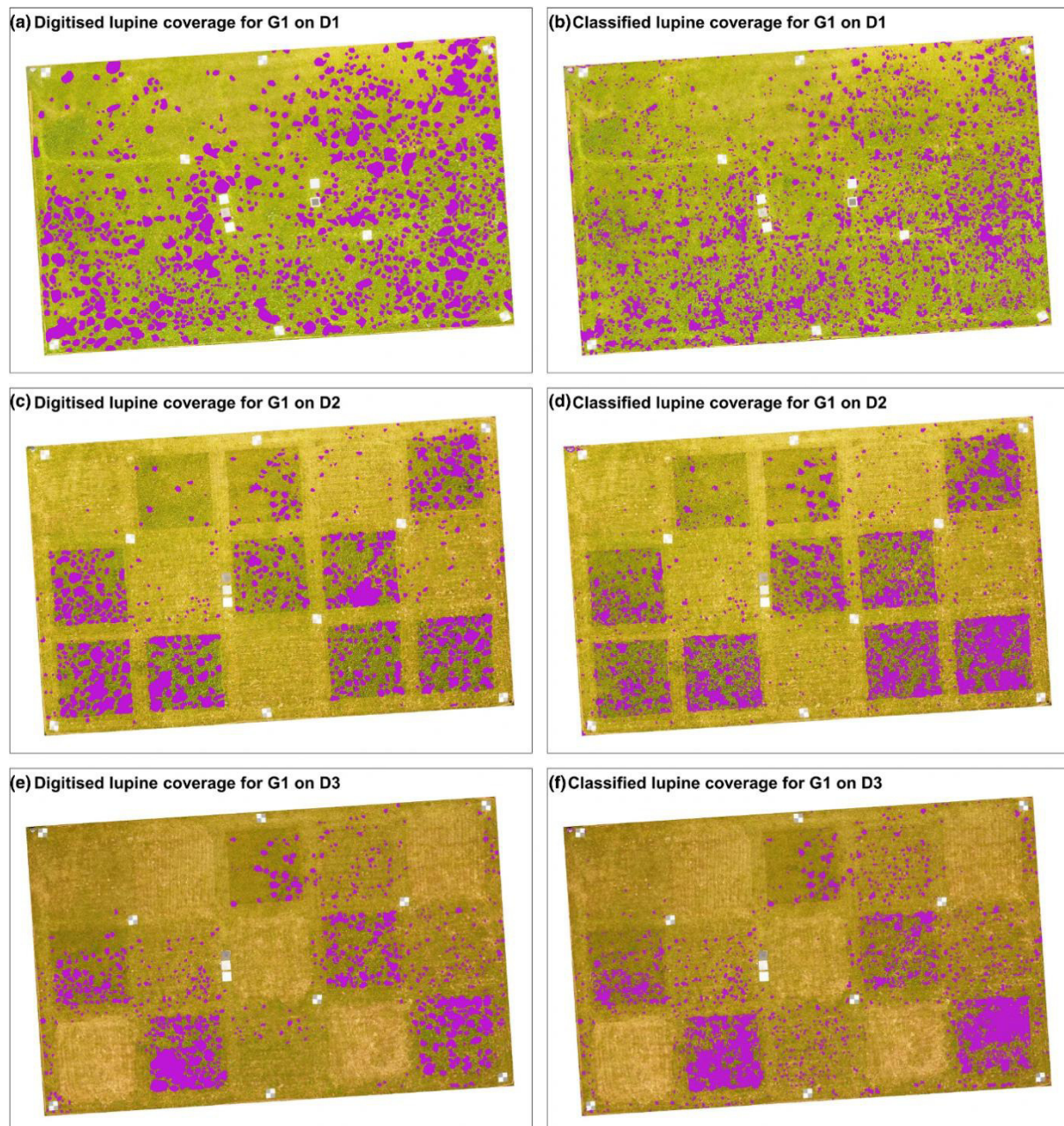


Abbildung 57: Lupine-Deckungskarten einer Fläche zu drei Befliegungszeitpunkten (D1: 12. Juni, D2: 26. Juni, D3: 9. Juli). Violett zeigt Lupine in digitalisierter (a, c, e) und modellierter (b, d, f) Form). Abbildung aus (Wijesingha et al., 2020).

Tabelle 8: Vergleich auf Pixelebene zwischen manuell digitalisierter und modellierter Lupine-Deckung (RLF: Relative Lupine Flächendifferenz, KG: Kartengenauigkeit)

Datum	Feld	Lupine Fläche (m ²)	RLF (%)	KG (%)
D1	G1	294	- 5	80.4
	G2	443	+ 3	80.9
D2	G1	237	+ 1	88.7
	G2	308	+ 3	89.0
D3	G1	188	+ 2	93.1
	G2	181	+ 2	93.8

Aus Abbildung 58 geht hervor, dass gerade für geringe Lupineaufkommen mit hoher Kartengenauigkeit modelliert werden konnte. Dies ist besonders wichtig, da eine erhöhte Gefahr zur Invadierung bisher Lupine-freier Flächen vor allem von solitär stehende Individuen ausgeht.

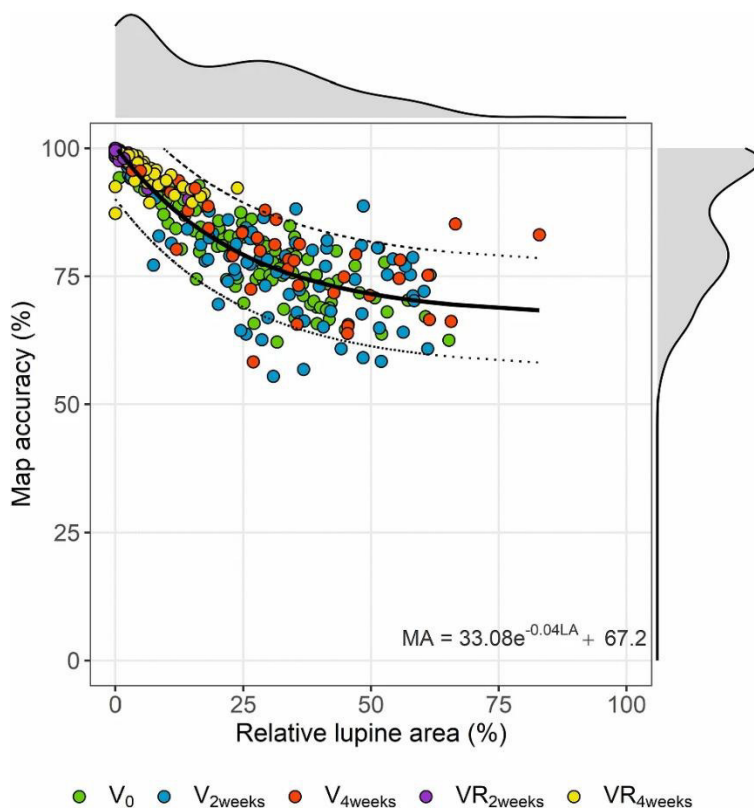


Abbildung 58: Beziehung zwischen relativer Lupine-Deckung der manuellen Digitalisierung (LA) und der Kartengenauigkeit (MA: Map accuracy) basierend auf dem generalisierten finalen Modell, mit ungestörter Vegetation (V_0 , V_{2weeks} , V_{4weeks}), und Wiederaufwuchs nach Mahd (VR_{2weeks} , VR_{4weeks}). Abbildung aus (Wijesingha et al., 2020).

Satelliten-basierte Erfassung von *L. polyphyllus*-Abundanz im Grünland

Die Auswertungen der *H2O AutoML* Ergebnisse zeigen, dass nur eine binäre Klassifikation (Lupine, nicht-Lupine) Potential zur Satelliten-gestützten Lupineerfassung besitzt. Innerhalb des binären Klassifikationsansatzes zeigte kein Algorithmus einen eindeutigen Vorteil, lediglich der Deep Learning Ansatz hatte eine hohe Streuung in Log loss Werten für eine 100-fache Validierung (Abbildung 59, rechts). Die Ermittlung der wichtigsten Variablen für das stärkste Modell zeigte, dass ein Großteil dieser aus Texturinformationen abgeleitet war (Abbildung 60). Die Wichtigkeit der spektralen Informationen ist hierbei dennoch nicht auszuschließen, da

diese Texturberechnungen auf den Nahinfrarotkanälen der Satellitendaten basieren. Die Ergebnisse der binären Klassifikation legen nahe, dass nur große Lupinevorkommen, entsprechend der Referenzflächen von 3×3 m detektiert werden können. Abbildung 61 zeigt die finale Kartierung von *L. polyphyllus* aus dem besten binären Vorhersagemodell.

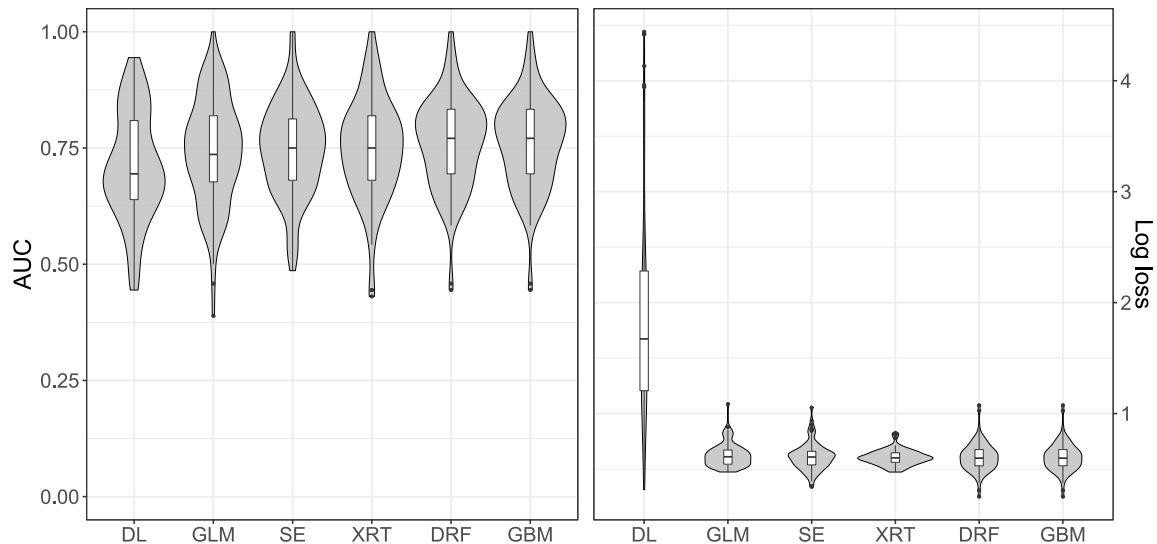


Abbildung 59: Validierung von 100 Modellläufen für jeden getesteten Algorithmus der binären Klassifikation. Sortiert nach aufsteigender AUC (Area under the Receiver Operational Curve) und absteigendem Log loss. DL: Deep Learning, DRF: Distributed Random Forest GBM: Gradient Boosting Machine, XRT: Extremely Randomized Trees GLM: Generalised Linear Model, SE: Stacken Ensembles. Abbildung aus (Schulze-Brüninghoff et al., 2021).

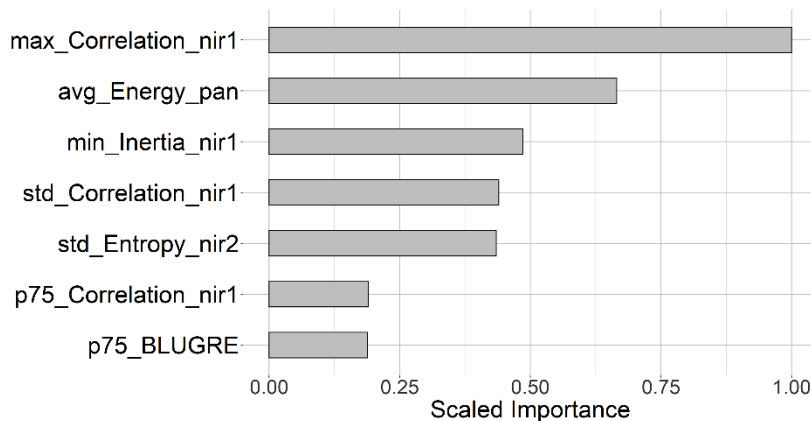


Abbildung 60: Skalierte Wichtigkeit der Variablen des Gradient Boosting Modells einer binären Klassifikation. Variable p75_BLUGRE ist das 75% Perzentil des NDSI (Normalised Difference Spectral Index) berechnet aus dem blauen und grünen Band. Abbildung aus (Schulze-Brüninghoff et al., 2021).

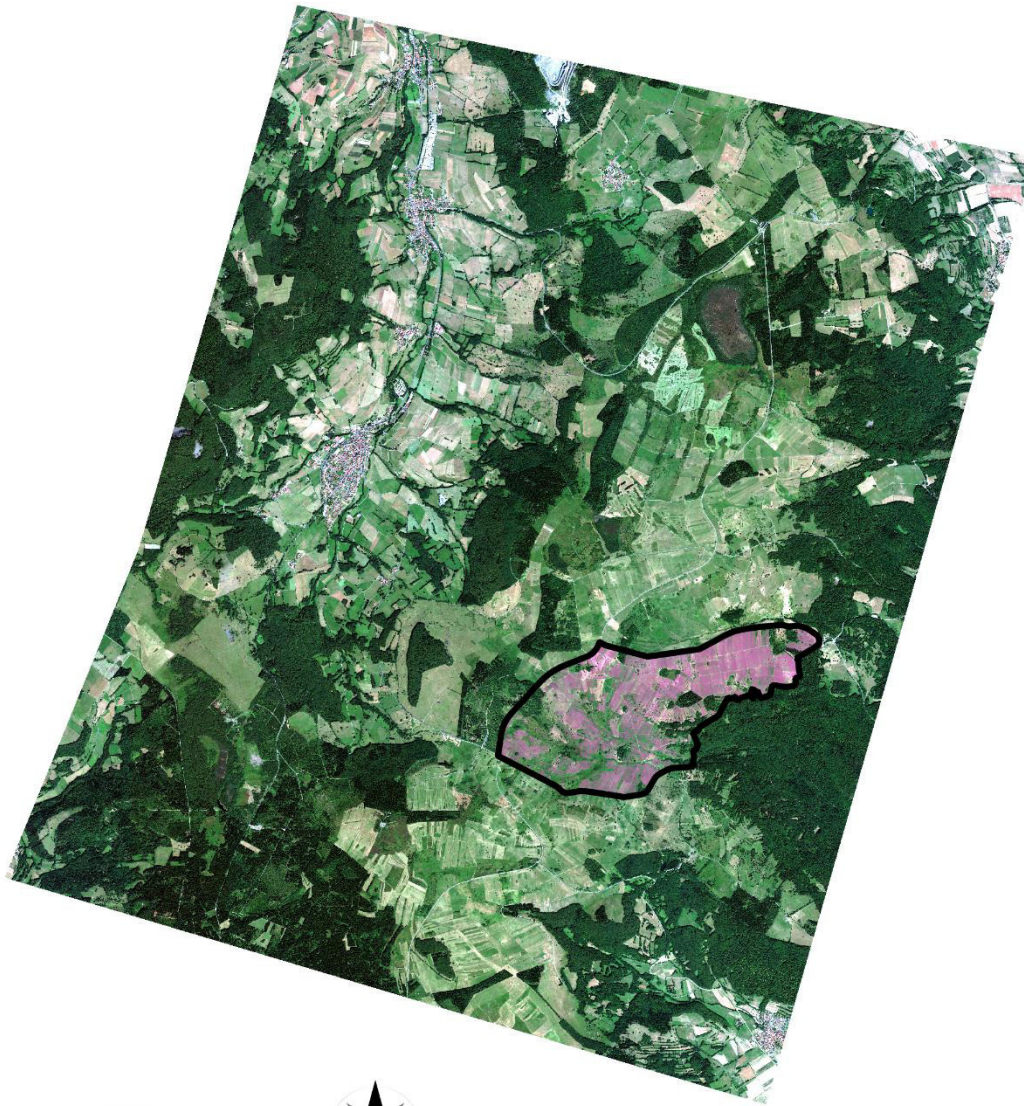


Abbildung 61: Kartierung von *L. polyphyllus* (Violett) im Gebiet Leitgraben für August 2020.

Schätzgenauigkeit energetischer Parameter mit Hilfe fernerkundlicher Messungen

Auf Basis der 100-fachen Modellierung und Validierung zeigte sich, dass der optimale Algorithmus für die Rohproteinschätzung der Support Vector Regression Algorithmus (SVR) war und für die Schätzung der ADF Gehalte, der Cubist Regression Algorithmus (CBR) (Tabelle 9). Aus Abbildung 62 lässt sich erkennen, dass das jeweils beste Modell adäquat an allen Grünlandstandorte eingesetzt werden kann, mit leichten Verlusten der Modellstärke bei höheren Rohproteingehalten, jedoch konsistent bei allen ADF Gehalten. Abbildung 63 zeigt das finale Vorsersagemodell der Qualitätsparameter am Beispiel eines mit Lupine invadierten Standortes.

Tabelle 9: Zusammenfassung der Vorhersagemodelle unterschiedlicher Algorithmen für die Schätzung von Rohprotein und ADF unterschiedlicher Grünlandstandorte. Fett gedruckte Werte repräsentieren jeweils den besten Modellansatz. (SD: Standardabweichung, CP: crude protein (Rohprotein), ADF: acid detergent fibre (Säure-Detergenz-Faser) CBR: Cubist Regression, GPR: Gaussian Processing Regression, PLSR: Partial Least Squares Regression, RFR: Random Forest Regression, SVR: Support Vector Regression).

Qualitätsparameter	Algorithmen	Median R_p^2	Median RMSE _p	SD RMSE _p	Median nMRSE _p
CP	PLSR	0.48	3.0	0.36	16.5 %
	GPR	0.73	2.3	0.33	12.4 %
	RFR	0.74	2.1	0.38	11.5 %
	SVR	0.79	1.9	0.29	10.6 %
	CBR	0.77	1.9	0.45	10.4 %
ADF	PLSR	0.39	2.6	0.31	16.4 %
	GPR	0.51	2.3	0.25	14.5 %
	RFR	0.52	2.3	0.24	14.5 %
	SVR	0.50	2.3	0.26	14.5 %
	CBR	0.56	2.2	0.23	13.4 %

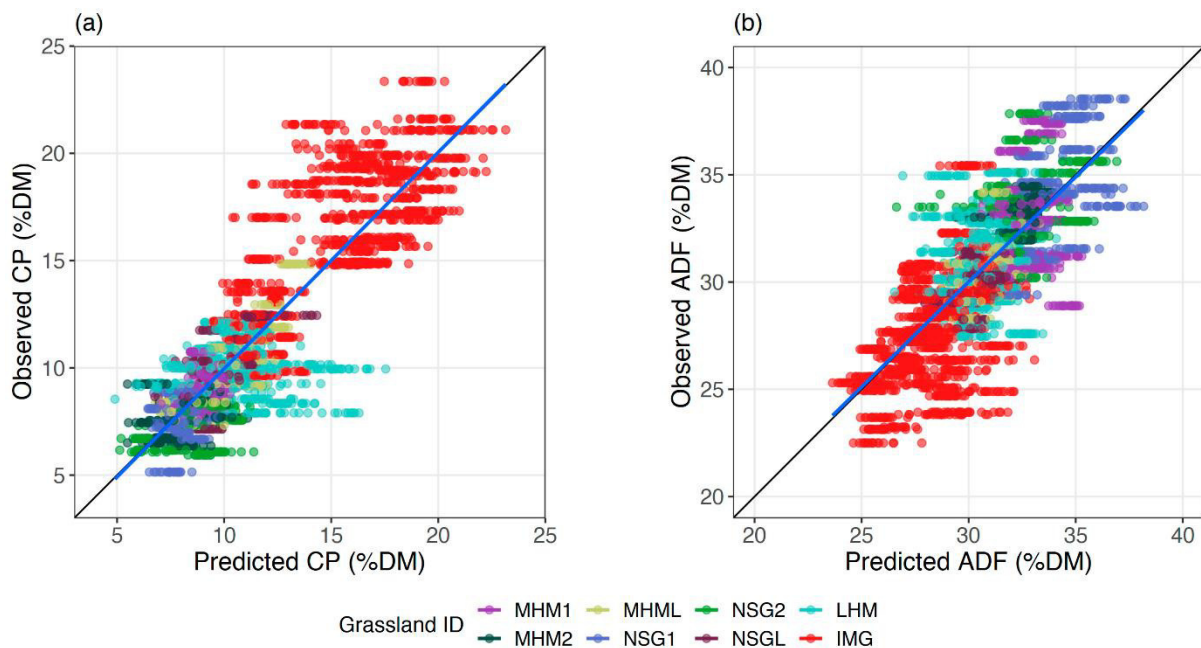


Abbildung 62: Vorhergesagte vs. beobachtete Rohproteingehalte (CP) und ADF. Farben repräsentieren die einzelnen Grünlandstandorte (Vgl. Tabelle 3). Schwarze Linie stellt 1:1 dar. Blaue Linie repräsentiert die lineare Regressionslinie zwischen vorhergesagten und beobachteten Werten. Abbildung aus (Wijesingha et al., 2020).

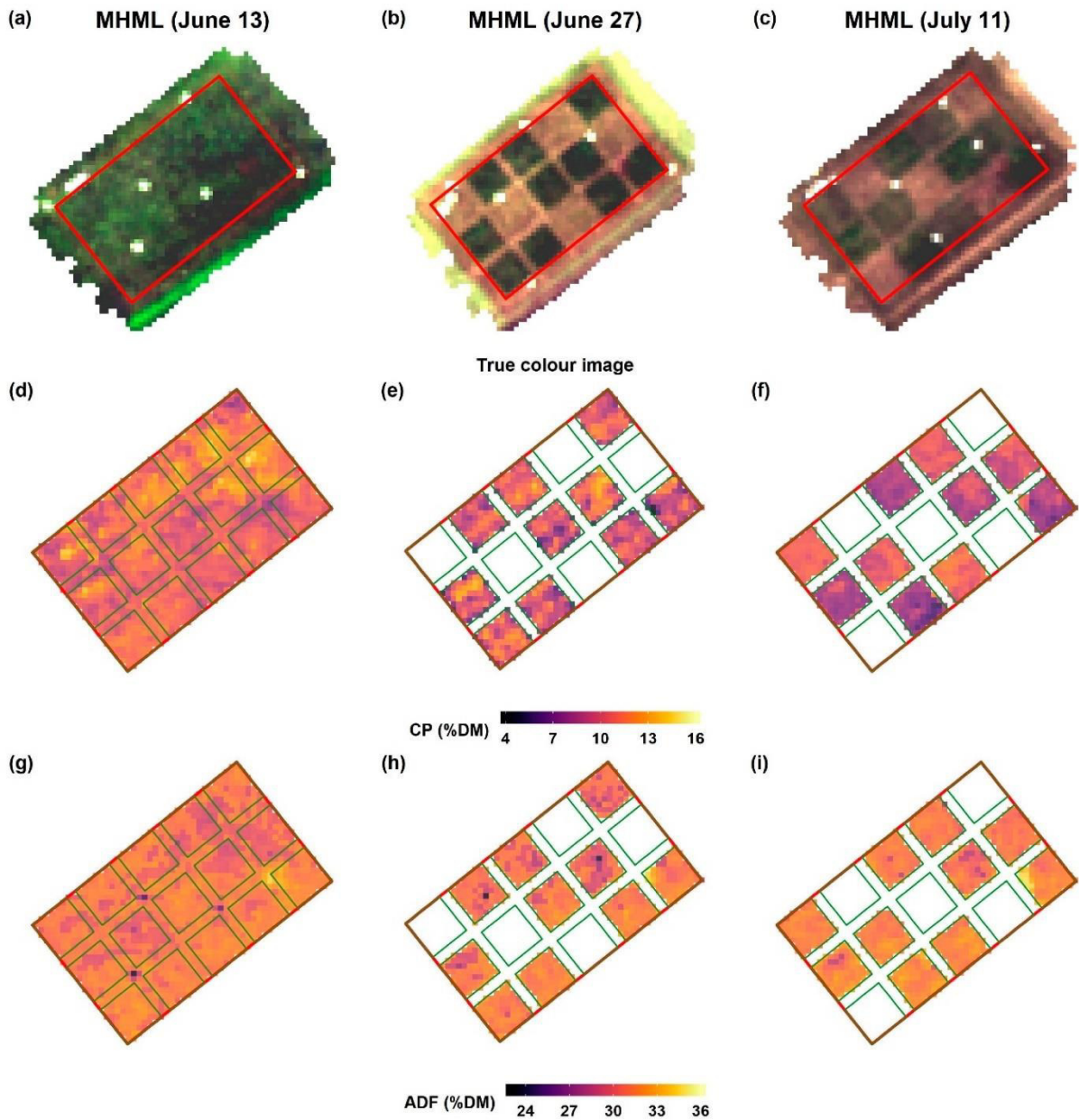


Abbildung 63: Modellierung der Qualitätsparameter Rohprotein (d-f) und ADF (g-i) für einen Lupine-invidierten Standort zu drei Terminen (Spalte 1-3). Zuerst (a-c), Echtfarbenbild (R: 606 nm, G: 546 nm, B: 482 nm). Farbpaletten sind unterschiedlich skaliert. Weiße Flächen repräsentieren Pixel ohne Daten. 64 m² Plots sind durch grüne Quadrate dargestellt. Abbildung aus (Wijesingha et al., 2020).

Diskussion

Arbeitspakete der Phase 1 (29 Monate) mit Fortführung und Beendigung in Phase 2

AP 1 Restituierung von durch *L. polyphyllus* invadierte Bergwiesen durch die Aktivierung der Bodensamenbank sowie die Übertragung von artenreichem Mahdgut

Die Deckung der Zielarten durch die Aktivierung der Diasporenbank in keinem der untersuchten Vegetationstypen signifikant beeinflusst, obwohl diese Methode das Potenzial dafür zeigt (Ludewig et al., 2021). Generell sind Lücken in der Vegetationsdecke, sogenannte Mikrohabitate, eine wichtige Voraussetzung für die Keimung und das Auflaufen von Arten, da dort die Konkurrenz der umgebenden Vegetation reduziert ist und das Fehlen solcher Mikrohabitate stellt oft eine Limitierung bei Restituierungsmaßnahmen dar (Donath et al. 2007). Andererseits bildet die umgebende Vegetation häufig ein förderliches Mikroklima (Temperatur, Feuchtigkeit, Windschutz). Da die entstandenen Lücken nicht mehr beschattet werden, kann insbesondere bei starker Trockenheit die Keimung verhindert werden.

Auch durch die Mahdgut-Auflage wird normalerweise ein Mikroklima geschaffen, welches keimungsfördernd wirkt (Feuchtigkeit, reduzierte Temperaturschwankungen). Zudem bietet die Mahdgut-Auflage einen guten Erosionsschutz. Jedoch könnte die Auflage auch zur Abnahme der Deckung von Zielarten im Fall der Borstgrasrasen geführt haben. Die geringen Wuchshöhen (Otte and Maul, 2005; Pepler-Lisbach and Könitz, 2017) und das langsame Wachstum der typischen Borstgrasrasen-Arten könnten dazu geführt haben, dass diese Keimlinge nicht, durch die Mahdgutaufgabe wachsen konnten, damit reduzierte sich die Deckung in der Gruppe der Zielarten (*Carex pilulifera*, *Carex pallescens*, *Nardus stricta*).

Obwohl die Mahdgutproben der nassen Goldhaferwiesen die meisten gekeimten Individuen an Zielarten sowie größte Anzahl an Zielarten selbst aufwiesen, ließ sich dieses Potenzial im Freilandexperiment nicht beobachten. Ähnliche Ergebnisse lieferten (Klimkowska et al., 2007), die in einem Vergleich mehrerer Studien zur Restituierung von Feuchtwiesen generell geringe Restituierungserfolge aufzeigten. Hierzu muss angefügt werden, dass diese Studien ebenfalls Kurzzeituntersuchungen waren (van Diggelen et al., 2004; Vécrin and Muller, 2003). Die Effekte der Mahdgutübertragung in den hier untersuchten nassen Goldhaferwiesen könnten sich erst nach einem längeren Zeitraum (drei bis fünf Jahre) zeigen, wenn der regionale Wetterverlauf der Keimung der Grünlandarten förderlich ist. Denn der Sommer 2018 war ungewöhnlich trocken und heiß (Niederschlagsdefizit ca. 65%, <https://www.wetterkontor.de/de/wetter/deutschland/monatswerte-station.asp>), was einen negativen Einfluss auf die Keimung und Etablierung der Zielarten in allen drei Vegetationstypen, insbesondere auch in den feuchten, hatte und auch 2019 wies im Frühsommer ein deutliches Niederschlagsdefizit auf (Niederschlagsdefizit ca. 40 %).

Die Lupine-Deckung konnte lediglich in den mesischen Goldhaferwiesen durch die Diasporenbank-Aktivierung reduziert werden. Das Ausgraben der Pflanzen reduzierte ihre Deckung zudem in den Borstgrasrasen. Um aber einen dauerhaften Effekt in allen Vegetationstypen zu erreichen, müssten sie wiederholt entfernt werden. Dies ist sehr aufwändig: Sämtliche, unterirdische Teile der Pflanze müssen entfernt werden, da selbst kleine Wurzelsprosse von 2 cm wieder austreiben. Daher ist es umso wichtiger, die Ausbreitung in noch nicht-invadierte Flächen zu verhindern. Daher müssen die Lupinen unbedingt vor ihrer Samenreife gemäht werden. In den mesischen Goldhaferwiesen zeigten auch die Kontrollplots im Jahr 2019 eine geringere Lupine-Deckung als im Jahr 2017. Hier könnte ebenfalls die trockene Witterung die Lupine-Deckung reduziert haben. Ein ähnlicher Trend zeigt sich, wenn auch nicht signifikant, in den nassen Goldhaferwiesen.

Das Ausgraben der Lupine-Pflanzen ist demnach großflächig nur sehr schwer umzusetzen. Da der Invasionsdruck jedoch am stärksten von einzelnstehenden Lupine-Individuen ausgeht, sollte die Methode bei kleinen Beständen oder einzelnen Pflanzen angewendet werden, um die (Wieder-) Ausbreitung effektiv zu verhindern.

AP 2 Analyse und Modellierung der Ausbreitungsprozesse von *L. polyphyllus* auf Landschaftsebene

*2a) Gibt es einen Zusammenhang zwischen dem Grad der *L. polyphyllus*-Invasion und den in der GIS-Datenbank erhobenen Raumdaten? Welche Habitate sind besonders stark durch die *L. polyphyllus*-Invasion betroffen?*

Die Analyse der im Gebiet vorkommenden Lesesteinriegel und Wegränder hat gezeigt, dass *L. polyphyllus*-Bestände nicht häufiger oder in höherer Deckung in diesen Randbereichen vorkommen als in flächigen Grünlandbiotopen. Allerdings konnte ein Zusammenhang zwischen dem Grad der *L. polyphyllus*-Invasion von Grünland und ihrer Entfernung zum Wegenetz nachgewiesen werden. So waren Wiesen in Straßennähe oft deutlich stärker invadiert als Wiesen in größerer Entfernung zu Straßen. Zudem kam *L. polyphyllus* häufiger auf Wiesen mit angrenzenden Lesesteinriegeln vor als auf Wiesen ohne diese Strukturen. Dies ist damit zu begründen, dass diese weniger intensiv gepflegten Bereiche Ausgangshabitate darstellen, in denen *L. polyphyllus* persistieren kann und von denen eine Wiederausbreitung in die angrenzenden Flächen stattfinden kann. Insbesondere das Wegenetz bietet sich so als Ausbreitungskorridor an. Dies deckt sich mit den Beobachtungen anderer Studien, dass die Fernausbreitung von invasiven Arten häufig entlang des Wegenetzes erfolgt (With, 2002). Dies kann entweder direkt über die Besiedelung von Randbereichen her erfolgen oder indirekt, wo Straßen und Wege von Ausbreitungsvektoren wie Weidetieren oder diversen Fahrzeugen genutzt werden.

Im Gebiet Leitgraben waren im Vergleich zu 1998 im Jahr 2016 besonders mesische Goldhaferwiesen- und Borstgrasrasen-Flächen von *L. polyphyllus* invadiert, während Feucht- und Nassgrünland weniger stark betroffen war. Obwohl *L. polyphyllus* auch nasse Bereiche besiedelt (vgl. Meier, Reid, & Sandoval, 2013), ist es möglich, dass sie dort weniger konkurrenzfähig ist als auf frischen Standorten, da sie als Leguminose auf aerobe Bodenverhältnisse zur Stickstofffixierung angewiesen ist (Dracup et al., 1998). Neben dem Zusammenhang zum vorkommenden Wiesentyp konnte gezeigt werden, dass im Leitgraben große Wiesenschläge in Straßennähe stärker invadiert waren als kleine, isoliert liegende Wiesen. Tendenziell fanden sich zudem nasse Wiesen im Untersuchungsgebiet weiter entfernt von Wegen und Lesesteinriegeln als frische Wiesen. Es ist deswegen wahrscheinlich, dass diese Flächen sowohl aufgrund ihrer Standortbedingungen weniger stark invadiert waren als frische Goldhaferwiesen- und Borstgrasrasen-Flächen, als auch aufgrund der isolierten Lage im Untersuchungsgebiet. So wurden einige dieser isolierten Flächen möglicherweise noch nicht von *L. polyphyllus* erreicht, obwohl sie prinzipiell besiedelt werden können.

*2b) Wie funktioniert die Ausbreitung von *L. polyphyllus* in der Rhön?*

Die Untersuchungen zur Samenschüttung und Ausbreitung von *L. polyphyllus* zeigen ein hohes Selbstausbreitungspotential. Das Potential der Selbstausbreitung durch Ballochorie war bei den durchgeführten Versuchen im Freiland etwas höher als bei den in der Vergangenheit durchgeführten Gewächshausversuchen (vgl. Volz, 2003). So wurde ein Großteil der Samen deutlich weiter als drei Meter geschleudert, während bei dem Versuch von Volz (2003) nur

7% der *L. polyphyllus*-Samen weiter als 1,5 m geschleudert wurden. Die Versuche zur Ballochorie geben zudem Indiz dafür, dass sich die Menge an geschleuderten Samen und die Flugweite im Verlauf der Samenreife verändern. Die Untersuchungen zur Samenschüttung zeigen, dass *L. polyphyllus*-Samen über einen langen Zeitraum ausgeworfen werden. So konnten bis Ende September *L. polyphyllus*-Samen in den Samenfallen gefunden werden; d. h. es findet bis spät in die Vegetationsperiode (bis Ende September) noch eine Ausschüttung von Samen über ballochore Ausbreitung statt, wenn die Pflanzen nicht entfernt werden.

Insgesamt wurde bei den Versuchen zur Hemerochorie und Zoochorie im Jahr 2017 jeweils nur ein Individuum von *L. polyphyllus* nachgewiesen. Es wurde aber deutlich, dass die Ausbreitung von *L. polyphyllus* sowohl über Schafkot als auch über Mähwerke prinzipiell möglich ist und *L. polyphyllus* über beide Wege potentiell weite Strecken zurücklegen kann. Trotz der Seltenheit tragen diese Ausbreitungsereignisse über weite Strecken zur Überwindung von Ausbreitungsbarrieren bei und ermöglichen so die Etablierung neuer Populationen (With, 2002). Insbesondere Arten, die ein hohes Selbstausbreitungspotential besitzen wie *L. polyphyllus*, können so das Verbreitungsgebiet schnell vergrößern. Zudem hatten aufgrund der vergleichsweise späten *L. polyphyllus*-Blüte 2017 nur relativ wenige Individuen zum Zeitpunkt der Probenahme der Mähwerkproben reife Samen. Bei der zweiten Beprobung der Mähwerke im Juli 2019 kamen deutlich mehr *L. polyphyllus*-Individuen mit reifen Samen im Gebiet vor, vor allem zum zweiten Mahdtermin (1.7.). Erwartungsgemäß wurden dabei auch deutlich mehr *L. polyphyllus*-Samen in den Mähwerken nachgewiesen. Die Anzahl potentiell ausgebreiteter keimfähiger *L. polyphyllus*-Samen schwankt demnach je nach Witterung und Phänologie zwischen den Jahren und es ist möglich, dass auch bei frühen Mahdterminen in einigen Jahren eine Verschleppung von *L. polyphyllus*-Samen erfolgen kann. Darüber hinaus breiten sowohl Mähwerke als auch Schafe eine Vielzahl von typischen und wertvollen Arten aus und übernehmen damit bei der Vernetzung der Grünlandbiotope im Biosphärenreservat Rhön eine wichtige Funktion. Beide Vektoren transportieren eine Vielzahl von Arten zwischen Grünlandbeständen im Untersuchungsgebiet. Dies ist für die langfristige Erhaltung des artenreichen Grünlands im Untersuchungsgebiet als positiv zu bewerten. Selbst seltene Arten wurden in hoher Zahl nachgewiesen.

Bei den Versuchen zur Hydrochorie konnten nur sehr wenige *Lupinus*-Samen in den Fallen nachgewiesen werden. Dies ist möglicherweise darin begründet, dass der ausgewählte Bach während des Sommers zeitweise kein Wasser führte. Die Versuche zur Schwimmfähigkeit zeigten aber dennoch ein begrenztes Potential zur Ausbreitung über Hydrochorie.

Die Ergebnisse zeigen, dass der richtige Bewirtschaftungszeitpunkt ausschlaggebend für die Vermeidung der *Lupinus*-Verschleppung ist. Deswegen sollten sich die Bewirtschaftungszeiträume im Untersuchungsgebiet auf invadierten Flächen an der phänologischen Entwicklung der Stauden-Lupine orientieren. Invadierte Flächen sollten vor der beginnenden Samenreife der Lupine gemäht oder beweidet werden, spätestens jedoch, so lange die Hülsen der Art noch grün sind (Klinger et al., 2020). Ein späterer Mahdzeitpunkt begünstigt die Verschleppung der Stauden-Lupine und birgt die Gefahr einer massenhaften Verschleppung. Daher ist zu empfehlen, bei Vorkommen der Stauden-Lupine das Flächenmanagement an deren phänologische Entwicklung anzupassen und invadierte Flächen vor der Samenreife der Art zu mähen. Dabei müssen vielerorts jedoch auch weitere Naturschutzziele berücksichtigt werden, u.a. der Bodenbrüterschutz. Wo eine frühere Mahd nicht möglich ist, kann die Stauden-Lupine beispielsweise mittels Ampferstecher ausgestochen oder per Handsense gemäht werden. Diese Maßnahmen erfolgen bereits auf vielen Flächen im Untersuchungsgebiet (Kirchner, mündliche Mitteilung). Obwohl Untersuchungen aus Finnland gezeigt haben, dass eine einschürige Mahd bereits zu einer Schwächung der Stauden-Lupine führen kann (Ramula, 2020), scheint dies in der Rhön nicht auszureichen, da die Art im Spätsommer erneut blühen und

Samen produzieren kann (persönliche Beobachtung). Auf vielen Flächen kann daher eine zweite Mahd bzw. eine gründliche Nachbeweidung notwendig sein.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Ausbreitungsversuche, dass die Bewirtschaftung das größte Potential zur massenhaften Verschleppung der Stauden-Lupine hat. Dabei ist zu betonen, dass die Pfliegertermine auf durch Stauden-Lupine invadierten Flächen flexibel an die Witterung angepasst werden sollten. Auf stark invadierten Flächen kann zudem eine gründliche Reinigung des Mähwerkszeugs notwendig werden. Dies bedeutet für die bewirtschaftenden Landwirte einen signifikanten Mehraufwand auf invadierten Flächen. Um eine an die Stauden-Lupine angepasste Bewirtschaftung zu ermöglichen, sollte dieser Mehraufwand möglicherweise zusätzlich vergütet werden.

AP 3 Energetische Verwertung von extensivem Grünland unter Berücksichtigung von *L. polyphyllus*

3a) Wie wirkt sich der Schnittzeitpunkt unter Berücksichtigung der Abundanz von *L. polyphyllus* und des Vegetationstyps auf die energetischen Parameter für die Verbrennung des Schnittgutes entweder direkt oder nach dem IFBB-Verfahren (Presskuchen) aus?

Die im Rahmen dieser Studie erfassten energetischen Parameter waren vergleichbar mit Werten, welche in ähnlichen Studien zur energetischen Umwandlung von Grünlandsilagen gefunden wurden (Richter et al., 2011, 2010). Bei biogenen Festbrennstoffen liegt der Heizwert bezogen auf die wasserfreie Masse normalerweise zwischen 16,5 und 19 MJ·kg⁻¹ TM. Der Heizwert trockener biogener Festbrennstoffe ist hauptsächlich durch den Gehalt an oxidierbaren Elementen, primär Kohlenstoff (C) und Wasserstoff (H), festgelegt. Obgleich diese Elemente im Laufe der Vegetationsperiode abnahmen (vgl. Tabelle 5), konnte grundsätzlich kein signifikanter Effekt des Schnittzeitpunktes auf den Heizwert der reinen Bestände der Goldhaferwiese und des Borstgrasrasens festgestellt werden. Einen Effekt von *L. polyphyllus* auf den Heizwert zeigte sich für die Biomassen aus Borstgrasflächen, welcher mit späterem Mahdtermin deutlicher wurde. So erhöhte das Vorkommen von *L. polyphyllus* den Aschegehalt des Festbrennstoffes und verringerte somit dessen Heizwert. Das hier angewandte IFBB-Verfahren konnte diese erhöhten Mineralstoffgehalte insbesondere in Biomassen, welche zum ersten Zeitpunkt geschnitten wurden, auslaugen und damit den Heizwert des Presskuchens (Festbrennstoff) erhöhen. Durch die Einlagerung von Ligninen in die Zellwände im Laufe der Vegetationsperiode war die Auslaugung von mineralischen Elementen aus den Biomassen des zweiten und dritten Schnitttermins während des IFBB-Prozesses etwas erschwert und der Aschegehalt war höher. Darüber hinaus könnten Sekundärverunreinigungen zu einem erhöhten Anteil der mineralischen Elemente in den Proben mit *L. polyphyllus* des zweiten und dritten Schnittzeitpunktes geführt haben. Nichtsdestotrotz konnten die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass mit dem IFBB-Verfahren eine vielversprechende Nutzungsalternative für schwierig zu verwertende Biomassen zur Verfügung steht. Bei der Erzeugung der Biomasse können naturschutzfachliche Gesichtspunkte (z.B. später Erntetermin, Erhalt von artenreichen Habitaten durch Nutzung) und geopolitische Ziele (Schonung fossiler Ressourcen, Klimaschutz) miteinander verknüpft werden.

3b) Wie wirkt sich der Schnittzeitpunkt unter Berücksichtigung von Lupinenabundanz und Vegetationstyp auf die energetischen Parameter hinsichtlich der anaeroben Vergärung des silierten Schnittgutes bzw. des nach dessen Abpressung (mit dem IFBB-Verfahren) gewonnenen Presssaft aus? Wie wirkt sich die anaerobe Vergärung auf die Keimfähigkeit der Samen von *L. polyphyllus* aus?

Batchversuch

Die ermittelten Methanausbeuten der Silageproben lagen innerhalb der in bereits früheren Studien beobachteten Spanne für Silagen aus extensiv bewirtschafteten Grünlandflächen. Beispielsweise konnten Wachendorf, Richter, Fricke, Graß, & Neff (2009) für Materialien von fünf naturnahen Grünlandflächen eine mittlere Methanausbeute von $218 \text{ l}_N \cdot \text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ oTS}$ ermitteln und Piepenschneider, Bühle, Hensgen, & Wachendorf (2016) von $222 \text{ l}_N \cdot \text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ oTS}$ für städtisches Straßenrand-Schnittmaterial aus der Stadt Kassel. In dieser Untersuchung hatte weder der Schnittzeitpunkt noch der Vegetationstyp einen signifikanten Einfluss auf die Methanausbeute, welche mittels Batchversuche im Labormaßstab ermittelt wurde. Ebenso zeigte sich kein Einfluss von *L. polyphyllus* auf die Methanausbeute bei der Silage und den Grad des Abbaus. Die in der Literatur erwähnte Hemmung von Mikroorganismen durch Alkaloide tritt bei Konzentrationen zwischen 5 und 25 mmol/l auf (de la Vega et al., 1996). Der Anteil an *L. polyphyllus* in den Proben lag maximal bei 58 %, im Schnitt jedoch nur bei rund 30 %. Untersuchungen zum Gesamtalkaloidgehalt von *L. polyphyllus* konnte zeigen, dass der Anteil jedoch maximal 2,5 % war. Somit lag die maximale Konzentration an Alkaloiden etwa bei 2,3 mmol/l, und damit weit unter der Konzentration, welche die Aktivität von Mikroorganismen und damit die Methanausbeute beeinträchtigen könnte. Im Gegenzug führte die höhere Stickstoffkonzentration in der lupinendurchsetzten Biomasse nicht zu höheren Methanerträgen. Dies ist vermutlich auf eine geringere Konzentration anderer leicht abbaubarer Komponenten in dieser Biomasse zurückzuführen. Durch die hydrothermale Konditionierung der Silagen (Maischung mit warmem Wasser) vor der Entwässerung war es möglich, die Massenflüsse der Inhaltsstoffe in den Presssaft zu beeinflussen, sodass dieses Substrat für die Vergärung zu Biogas weiter optimiert wurde. Damit zeigten die Presssäfte beider Biomassen, der reinen und der lupinendurchsetzten, eine gute Eignung als Gärsubstrat. Die Methanausbeuten der Presssäfte lagen in dieser Untersuchung nahe denen von Maissilage ($300\text{-}350 \text{ l}_N \cdot \text{kg}^{-1} \text{ oTS}$), dem am häufigsten genutzten Gärsubstrat in Biogasanlagen.

Langzeitversuch zur Vergärung von Lupine

Die Laborbedingungen konnten die Praxisbedingungen hinsichtlich der Fütterungsverteilung nur teilweise abbilden. Im Labor fand die Fütterung arbeitstäglich einmalig statt, während in der Praxis die Biogasanlagen mehrere Fütterungen täglich erhalten. Somit wurde im Labor die Wochenmenge durch fünf Einzelfütterungen dem Reaktor zugeführt. Diese Stoßbelastungen sind bei niedrigeren Raumbelastungen problemlos durchführbar und im Laborbetrieb die Regel. Erst höhere Raumbelastungen können problematisch werden. Die fütterungsfreie Phase erlaubt jedoch einen weitgehenden Abbau der potenziell angestauten Intermediärprodukte. Weiterhin hat diese Art der Fütterung den Vorteil, dass Schwankungen in der Gasproduktion durch unterschiedliches Verhalten der Reaktoren schneller und deutlicher ermittelt werden. Von jeder Fütterungsvariante wurde nur eine Wiederholung durchgeführt. Somit konnten eventuelle Abweichungen, beispielsweise durch Fehler in der Messtechnik, nicht über mehrere Wiederholungen kompensiert werden. Nichtsdestotrotz konnte die Vergärung von reinem Borstgrasmaterial sowie Mischungen mit *L. polyphyllus* im Langzeitversuch erfolgreich durchgeführt werden. Auch konnte während der Versuchsdauer keine ertragsmindernde Ak-

kumulation eines potenziellen Hemmstoffes durch die Fütterung mit lupinendurchsetztem Material festgestellt werden. Eine Abstufung der kumulierten Gaserträge baute sich von Beginn des Hauptversuches an auf und blieb während der Versuchsdauer in seinem Verhältnis konstant. Unterschiede in der Gasproduktion waren daher auf das Gasertragspotential der beiden Einsatzstoffe zurückzuführen und nicht auf eventuelle Hemmstoffe.

Die Zugabe von Lupine zum Substrat (Mix) hatte nur einen marginalen Einfluss auf die an der Biogasproduktion beteiligten Bakteriengemeinschaften. Dennoch, im Gegensatz zur bakteriellen Gemeinschaft hatte der Lupineanteil einen erkennbaren Einfluss auf die methanogenen Archaeen. Im Einzelnen wurde das acetoklastische *Methanothrix* durch *Methanosarcina* ersetzt, das in der Lage ist, eine acetoklastische, hydrogenotrophe und methylotrophe Methanogenese durchzuführen. *Methanosarcina* ist als vielseitiges Methanogen bekannt, das ungünstigen Bedingungen besser widersteht als *Methanothrix* (de Vrieze et al., 2012). In einem nächsten Schritt wäre es interessant der Frage nachzugehen, welche Verbindung(en) der Lupine die Verdrängung von *Methanothrix* verursachte.

3c) Wie wirkt sich der Schnitzeitpunkt unter Berücksichtigung der Abundanz von *L. polyphylus* und des Vegetationstyps auf die Lebenszyklusanalyse der unterschiedlichen möglichen (energetischen) Verwertungsrichtungen aus?

Die energetische Umwandlung der lupinendurchsetzten Berggrasland-Biomasse hat im Vergleich zu Netzstrom und Fernwärmequellen, eine Nettoeinsparung beim Primärenergieverbrauch und Treibhausgasemissionen ergeben. Damit bietet dieses System eine Lösung für den effektiven Umgang mit Grasland mit invasiven Arten, die in Europa immer häufiger vorkommen. Aus dieser Studie ging hervor, dass das IFBB im Vergleich zur anaeroben Vergärung eine bessere Option in Bezug auf Umwelt- und Primärenergieeinsparungen bietet. Darüber hinaus macht die Flexibilität des IFBB-Verfahrens bei der Nutzung von Grünlandbiomasse mit unterschiedlicher Artenzusammensetzung und unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften dieses System zu einer bevorzugten Lösung. Ferner kann dieses Verfahren auf den meisten Grünlandgebieten Europas eingesetzt werden. Somit schafft die Herstellung von lagerfähigen Presskuchenbriketts und die Biogaserzeugung aus leicht verdaulicher Pressflüssigkeit interessante Perspektiven für ein flexibles System erneuerbarer Energien in abgelegenen Gebieten. Mit alternativen Energiequellen für die Presskuchentrocknung, die als energieintensivster Prozess identifiziert wurde, könnten die Umweltauswirkungen weiter reduziert werden. Der höhere Ertrag vom durch Lupine invadiertem Grünland führte zu einer höheren Energieproduktion sowie zu Treibhausgaseinsparungen, was diese Biomasse zu einem besseren Ausgangsmaterial für die Erzeugung erneuerbarer Energien machte. Die Tatsache, dass auch lupinenfreie Biomasse mit geringerem Ertrag mit THG- und Primärenergieeinsparungen umgewandelt werden konnten, deutet darauf hin, dass IFBB langfristig genutzt werden kann, auch für die angestrebte Situation, dass die Lupineninvasion beseitigt wurde.

AP 4 Nicht destruktive, fernerkundliche Beurteilung des Zeitpunktes von Schnittmaßnahmen zur Bekämpfung des invasiven Neophyten *L. polyphyllus* und dessen Auswirkung auf die energetischen Parameter von Grünlandbeständen

4a) Wie hoch ist die Genauigkeit einer fernerkundlichen Erfassung von *L. polyphyllus*-Abundanz im Grünland?

4b) Wie wirkt sich die Deckung von *L. polyphyllus* im Grünland auf die Schätzgenauigkeit energetischer Parameter mit Hilfe fernerkundlicher Messungen aus?

Vorphase

Die Modelle zeigten bessere Korrelationen mit dem Frischmasseertrag als mit dem Trockenmasseertrag. Dies war zu erwarten aufgrund des nichtlinearen Zusammenhangs zwischen pflanzlichen Habitus-Eigenschaften und dem Wassergehalt der Biomasse. Die *Methode der mittleren Vegetationshöhe* erzielte die besten Ergebnisse, ähnlich erfolgreich war die *Mittlere 3d-Raster-Höhe* und das *Volumen der konvexen Hülle*. Für die Methoden *Mittlere 3d-Raster-Höhe* sowie *Summe der Voxel* konnten bereits vergleichbare Ergebnisse in ähnlichen Vegetationsklassen erreicht werden (Greaves et al., 2015; Olsoy et al., 2014; Wallace et al., 2017). Die hohe Schätzgenauigkeit der Methoden bestehend aus Punktwolken mit zwei Scans lässt sich dahingehend erklären, dass der Beschattungseffekt gegenüber einer Einzel-Scan Punktwolke aufgehoben ist. Zudem können Bewegungen der Vegetation durch Windeinflüsse zu erhöhtem Rauschen in den Punktwolken führen. Dieser Effekt verstärkt sich mit zunehmender Anzahl an Scans. Gegenüber den 3- und 4-Scan Varianten profitiert die 2-Scan Variante also von einem reduzierten Rauscheffekt. Dieser Rauscheffekt generiert zusätzliche Punkte derselben Biomasse, welche durch Windeinflüsse in Bewegung geraten kann, woraus nicht nur kein zusätzlicher Informationsgewinn, sondern die Information geradezu reduziert wird.

Bedingt durch die komplexe Berechnungsstruktur benötigte die Methode des *Volumens der konvexen Hülle* weit mehr Kalkulationszeit als die anderen Methoden. Im Vergleich der ähnlich hohen Schätzgenauigkeiten dieser Methoden, gilt es die Methode des *Volumens der konvexen Hülle* wegen ihrer hohen Kalkulationsdauer für Einsätze bei der Abschätzung größerer Datenmengen zu optimieren, oder auf die Methoden *Vegetationshöhe*, *Summe der Voxel* oder *Mittlere 3d-Raster Höhe* zurückzugreifen.

Der lineare Anstieg der Kalkulationsdauer mit steigender Scananzahl deutet auf einen linearen Anstieg der Punkte innerhalb der Punktwolke hin. Dies lässt vermuten, dass beim Zusammenführen der Punktwolke aus Einzelscans kaum Fusionen überlagernder Punkte stattfinden oder ein erhöhtes Rauschen durch Windeinflüsse die absolute Anzahl an Punkten in der Punktwolke erhöht.

Hauptphase

Bestimmung der Gesamtbiomasse mittels 3d-Laserdaten und hyperspektraler Luftbilder

Eine Kombination aus Laser- und Hyperspektraldaten sorgte für eine deutliche Verbesserung im Vergleich zu Modellansätzen aus solitären Sensordaten. Dieses Ergebnis ist im Einklang mit anderen Studien der Ertragsabschätzung aus kombinierten Sensordaten (Karunaratne et al., 2020; Lussem et al., 2019; Swatantran et al., 2011; Wang et al., 2017). Die Besonderheit unserer Ergebnisse liegt jedoch in der erfolgreichen Umsetzung innerhalb stark heterogener Pflanzenbestände. Die Modelle zur Ertragsschätzung aus Laserdaten zeigten wichtige Variablen, abgeleitet aus Punktdichte, Summe der Voxel und - vor allem - der Punkthöhe. Dies zeigt, dass eine Vielzahl unterschiedlicher Parameter aus 3d-Punktwolken extrahiert werden

sollte. Die wichtigsten spektralen Bänder der Ertragsmodelle aus Hyperspektraldaten sowie aus der Kombination beider Sensorsysteme wurden hauptsächlich aus dem nahinfraroten und sichtbaren grünen und roten elektromagnetischen Spektrum gebildet. Diese spektralen Bereiche sind sensibel gegenüber pflanzenphysiologischen Eigenschaften und demnach auch gegenüber Biomasseerträgen. Demnach werden diese Bereiche spektraler Informationen auch üblicherweise mit Hilfe von Spektralen Indices zur Ertragsabschätzung eingesetzt (Kong et al., 2019; Rouse et al., 1974; Silleos et al., 2006; Xue and Su, 2017).

Die normalisierte Abweichung der Biomasseerträge abhängig von Lupineanteilen in der Referenzbiomasse zeigten keine nennenswerten Über- und Unterschätzungen. *L. polyphyllus* Exemplare weisen eine recht komplexe vertikale Vegetationsstruktur auf, mit überlappenden Blättern, die zu einer gegenseitigen Beschattung und somit zu einer Sättigung der Biomasse-Reflektivitätsbeziehung führen können. Sättigungseffekte lassen sich jedoch auch für 3d-Punktwolkenvariablen vermuten. Dominante Lupine-Einzelpflanzen können durch Beschattungseffekte Einfluss auf Variablen wie die Punktdichte haben, indem Pflanzenmaterial von keinem der beiden Laserscans erfasst wird. Es scheint, dass durch die Kombination aus 3d-Punktwolken und spektraler Information diese Sättigung kompensiert werden konnte.

Da die Laserdaten schon als Einzelsensormodell eine stärkere Aussagekraft besitzen und sich dies auch in der Sensorkombination widerspiegelt, sollten kostengünstigere und praktikablere Alternativen zur Erzeugung von 3d-Punktwolken erprobt werden. Einen Ansatz liefert hier das Structure from Motion-Verfahren (SfM), welches 3d-Punktwolken mit kostengünstigen Drohnen und RGB-Kamerasystemen erzeugen kann. Eine Extraktion der Punkthöhenwerte und vor allem der Punktdichte setzt hier eine geringe Flughöhe bzw. eine hochauflösende Kamera voraus. Die Kosten und der Aufwand belaufen sich jedoch auf Bruchteile, verglichen mit einem terrestrischen Lasersystem. Eine zusätzliche Nutzung des RGB Farbraums der Kamera kann die detaillierten Informationen des Hyperspektralsensors zwar nicht ersetzen, jedoch könnten spektrale Informationen aus dem sichtbaren Bereich bereits zur Modellverbesserung beitragen.

Deep Learning: Drohnen-basierte Erfassung von L. polyphyllus-Abundanz im Grünland

Der Erfolg von CNNs ist stark datengestützt und durch Qualität und Größe des Datensatzes beeinflusst. Der Datensatz dieser Studie mit 125 digitalisierten Bildausschnitten, ist in diesem Zusammenhang als äußerst klein zu bewerten. Dennoch zeigte sich anhand der Validierung, mit stetig sinkenden Loss-Werte bei gleichzeitig ausbleibender Verschlechterung der *IoU*-Werte über die Laufzeit der Epochen, dass sich eine Überanpassung in Grenzen hält. Die wohl wichtigste Maßnahme zur Eindämmung von Überanpassung ist die Nutzung von großen Trainingsdatensätzen, wie etwa dem ImageNet Datensatz. Die 1000 ImageNet Objektklassen sind zwar hauptsächlich Objekte des täglichen Lebens, teilweise haben sie jedoch Bezüge zu Pflanzen und können somit den Trainingsprozess unterstützen. Jedoch sei anzumerken, dass die Charakteristika dieser Bilder, nicht mit denen der (von oben und nicht freigestellt) Drohnenbilder vergleichbar sind und somit nur in Maßen einen ausreichenden Trainingsdatensatz kompensieren können. Neben der Datengröße spielt auch die Bildqualität eine wichtige Rolle für den Klassifizierungserfolg. Probleme können in der Aufnahme von Drohnenbildern leicht entstehen, wenn Kamerasysteme mit unzureichender Objektivqualität, geringer Sensorgröße und unzureichendem Autofokus genutzt werden. Zudem können widrigen Lichtverhältnissen in Kombination mit Bewegungseinflüssen (Fluggeschwindigkeit, Vibration) zu Bildunschärfe führen. Bildqualität meint in diesem Zusammenhang jedoch auch die phänologische Unterscheidbarkeit der Zielpflanzenart von der sie umgebenden Vegetation. Da aufgrund von fehlerhaftem Autofokus, keine scharfen Bilder in der Hauptblütezeit erhoben werden konnten, lässt sich in diesem Zusammenhang noch unausgeschöpftes Potential vermuten. Zudem

ließe sich durch eine Diversifizierung der Trainingsdaten (Wetterbedingungen, Grünlandarten, Phänologie der Zielart) auch eine bessere Generalisierbarkeit des Modells erwarten. Eine Herausforderung in der Erzeugung von Trainingsdaten stellt die manuelle Digitalisierung dar. Die oft mit menschlichem Auge diffus wahrgenommenen Übergänge zwischen *L. polyphyllus* und der restlichen Vegetation führen in der Praxis somit nicht selten zu Miss-Klassifizierungen im Trainingsdatensatz. Dies ließ sich in unserem Fall auch für einige Bereiche feststellen, in denen die Modellvorhersage korrekt *L. polyphyllus* klassifizierte, dies jedoch der manuellen Digitalisierung entgangen war. Eine Schwäche des CNN-Ansatzes ist die Limitierung des Bildausschnittes. Neben der hohen Rechenintensität ist die Skalierung, also das Größenverhältnis der zu klassifizierenden Segmente, ein Faktor, der die Realisierbarkeit einer CNN-gestützten Klassifikation beeinflussen kann. Sollten Bilder aus größerer Höhe aufgenommen und genutzt werden, ist es wichtig, dass die charakteristischen Merkmale zur Unterscheidung von *L. polyphyllus* ausreichend erkennbar sind. Ein erneutes Training eines Modells wäre dennoch nötig, da diese charakteristischen Merkmale je nach räumlicher Auflösung andere sein könnten (z.B. Blattformen vs. Blütenfarbfleck). So wäre es sinnvoll, für Flüge in größeren Höhen auf besser auflösende Kameras und komplementäre Sensordaten (z.B. Multi- und Hyperspektraldaten) zu setzen. Der Einsatz zusätzlicher Informationen aus Spektraldaten und 3d-Punktwolken ließ sich bereits auch mittels CNN Ansätze nutzen (Ampatzidis and Partel, 2019; Audebert et al., 2018; Kemker et al., 2018; Li et al., 2020; Pan et al., 2019; Sun et al., 2018). Im Kern lässt sich festhalten, dass der Nutzen hochauflösender CNN-Klassifikationsmodelle in der Detektion von unscheinbaren Einzelpflanzen liegt und einen Beitrag zur gezielten Früherkennung neu invadierter Flächen liefern kann. Der Ansatz eignet sich hingegen nicht für die Überwachung großer Areale auf Landschaftsebene. Für einen Transfer in die Praxis wäre die unmittelbare Klassifikation in Echtzeit von besonderer Bedeutung, Werkzeuge dafür existieren bereits, so könnte Xception MobilNet (Howard et al., 2017) genutzt werden und eine direkte Auswertung auf Smartphone oder Tablet erfolgen.

Objektbasierte Klassifizierung: Drohnen-basierte Erfassung von L. polyphyllus-Abundanz im Grünland

Es konnte gezeigt werden, dass objektbasierte Klassifikation eine effektive Methode zur Erfassung von *L. polyphyllus* aus hochauflösenden, drohnengestützten Sensordaten sein kann. Hierfür ist der erste Schritt, die Segmentierung der Bildinhalte, von besonderer Wichtigkeit. Der hier gewählte, nicht-überwachte Ansatz erzielte gute Ergebnisse in der Segmentierung, war jedoch auch stark rechenintensiv. Generell zeigten alle sechs Random Forest Modelle eine hohe Stabilität und Robustheit, was eine Überführbarkeit der Modelle auf andere Grünlandflächen und Aufwuchsstadien ermöglicht. Wir konnten zeigen, dass eine Vielzahl von komplementären Variablen einen wichtigen Beitrag zur Modellierung leisteten und somit diese Variablenextraktion, auch in Form von 3d-Punktwolkenparametern äußerst wichtig ist. Ähnlich wie im Deep Learning Ansatz (Theato, 2020), eignet sich auch dieser besonders für Aufgaben der kleinflächigen Früherkennung von *L. polyphyllus* Einschleppung. Ein solches Frühwarnsystem könnte aufgrund der hohen Ressourcenbeanspruchung (Rechenleistung, Flugzeit) in Bereichen mit hohem Schutzbedarf und hohem Invasionspotential gezielt eingesetzt werden. Weitere Modell-Optimierungsansätze wären möglich, durch eine gezielte Untersuchung des optimalen Überfliegszeitpunktes. Hier bedarf es eines Kompromisses zwischen phänologischer und morphologischer Unterscheidbarkeit. Während spektrale Daten einen enormen Wert im Blütestadium hätten, liefern 3d-Punktwolken Daten vor allem im raschen Wiederaufwuchs von *L. polyphyllus* nach der Mahd entscheidende Informationen.

Satelliten-basierte Erfassung von L. polyphyllus-Abundanz im Grünland

Trotz des Einsatzes einer Vielzahl unterschiedlicher Algorithmen konnte nur für eine binäre Klassifikation für 3x3 m große Bereiche der Satellitenbilder Potentiale herausgearbeitet werden. Dies führt zu einer klaren Handlungsempfehlung in diesem Zusammenhang. So bietet dieser methodische Ansatz keine Möglichkeit zur Früherkennung neu invadierter Bereiche, da dies in der Regel über Einzelpflanzen erfolgt, welche der räumlichen Auflösung geschuldet, nicht detektiert werden können. Hieraus formuliert sich direkt eine Handlungsalternative. Die Kombination komplementärer Sensoren und Plattformen in einem integrierten Ansatz. So könnte ein räumlich hochauflösender Datensatz zum einen der Früherkennung dienen, gleichzeitig ließen sich mit diesem jedoch Referenzdaten erheben um ein gröber aufgelöstes, aber großflächiges Luft- oder Satellitenbild trainieren. Eine solche Verschachtelung verschiedener Ansätze könnte somit unterschiedliche Ziele adressieren und zugleich den Arbeitsaufwand reduzieren und die Trainingsdaten verdichten. Auch hier ist wieder die Wahl des optimalen Aufnahmezeitpunktes von großer Relevanz. Die in dieser Studie erhobenen Daten im August, besitzen nicht die spektral markanten Merkmale des Blütenstadiums, ein Modellansatz im Juli könnte somit eine zusätzliche Verbesserung der *L. polyphyllus* Detektion ermöglichen.

Allgemeine Einschätzung der Fernerkundung zur Erfassung von L. polyphyllus

Wichtig für einen Erfolg in der Früherkennung, als auch in der großflächigen Kartierung von *L. polyphyllus* im Naturschutzgebiet Lange Rhön, wie auch in anderen schützenswerten Gebieten, ist die Wahl einer adäquaten Kombination aus komplementären Sensoren und Trägerplattformen. Für ein Gebiet von der Größe des „Leitgrabens“ (ca. 400 ha) ist somit ein System notwendig, das eine räumliche Auflösung liefert, die eine Einzelpflanzendetektion aus einer spektral undifferenzierten Umgebung (Grünland) erlaubt und gleichzeitig in ausreichender Höhe fliegt, um eine möglichst große Fläche pro Flug zu erfassen. Neben der Nutzung von Drohnen, die in steigenden Preissegmenten auch längere Flugzeiten erlauben (z.B. bis zu 1h Flugzeit) können auch Starrflüglersysteme von Nutzen sein, die jedoch mit sehr hochauflösenden Kameras ausgestattet sein müssten, da sie aufgrund ihrer Flugeigenschaften eine Mindestfluggeschwindigkeit und gleichzeitig zur Erzeugung der Orthomosaik eine ausreichende Bildüberlappung benötigen. Diese ist jedoch auch abhängig von der Geschwindigkeit, in der die Kamera ein Bild aufnehmen kann. So sind in der Praxis Flughöhen in 100 m notwendig, was nur mit räumlich hochauflösenden Kameras zu qualitativ adäquaten Daten führt. Ein Kompromiss bildet die Nutzung hoher Flüge mit sehr hochauflösenden RGB Kameras. Während ein Starrflüglersystem etwa 110 ha, bei 1,2 cm Auflösung (RGB) pro Flug abdecken könnte (z.B. WingtraOne mit Sony RX1R II in 93 m Flughöhe), wäre eine speziell auf photogrammetrische Zwecke ausgerichtete Drohnen-Sensor-Kombination (z. B. Matrice 300 RTK mit Zenmuse P1 in 70 m Flughöhe) in der Lage, bei identischer Auflösung ca. 54 ha pro Flug abzudecken. Der Vorteil dieses Drohnensystems läge in der flexiblen Nutzung (Flughöhen) und der Erfüllung der Anforderungen photogrammetrischer Punktwolkenerzeugung. Die Wahl der nötigen Bodenauflösung orientiert sich an den Anforderungen zur Erkennung bzw. Identifikation der Zielart im Zusammenspiel mit ihrer Umgebung. Nach Formeln von Sandau (2005) gilt für die *Erkennung* (Zuordnung zu Typengruppe, z. B. Pflanzenart) von Objekten:

$$GSD[m] = \frac{\text{Größe des kleinsten zu erkennenden Objektes [m]}}{3}$$

und für die *Identifikation* von Objekten (eindeutige Erkennung der Beschaffenheit eines Objektes z. B. Schaden, Krankheit, Stress):

$$GSD[m] = \frac{\text{Größe des kleinsten zu identifizierenden Objektes [m]}}{21}$$

Die Größe des kleinsten, zu erkennenden Objektes wäre im vorangegangenen Beispiel 4 cm. Da *L. polyphyllus* Einzelpflanzen in der Regel deutlich größer sind, könnten bereits bei einer beispielhaften Objektgröße von 9 cm, in 165 m Flughöhe eine Fläche von 300 ha abgedeckt werden (bei 3 cm GSD). Diese Rechenbeispiele zeigen, dass auch große Areale in passabler Zeit (Arbeitszeit, Batterieeinsatz) überflogen werden können. Die Herausforderung ergibt sich vielmehr aus den großen Datenmengen, was voraussetzt, den erforderlichen Detailgrad auf einem Mindestmaß zu halten, um die Prozessierung und Modellierungsaufgaben durchführen zu können.

Schätzgenauigkeit energetischer Parameter mit Hilfe fernerkundlicher Messungen

Die einfachen linearen Modelle aus spektralen Variablen konnten maximale adj. R^2 von 0,42 für die Schätzung von Rohprotein und 0,34 für ADF erzielen. Dabei zeigte sich ein konträres Verhalten (negative Korrelation) zwischen Rohprotein und ADF. Eine bessere Schätzgenauigkeit erzielten die multivariaten Methoden. Hier konnte unter Einbezug des gesamten spektralen Variablensatzes gezeigt werden, dass gleich mehrere Algorithmen die Modellierungsaufgabe adäquat erfüllen, lediglich PLSR schien hierbei schwächer zu performen. Die besten Ansätze erzielten SVR für Rohprotein und CBR für ADF welche nach unserem Wissensstand in dieser Form bisher nicht zur Abschätzung dieser Qualitätsparameter genutzt wurden. Die wohl prominentesten Algorithmen für die Schätzung von Qualitätsparametern aus Spektraldaten waren laut Literatur PLSR und RFR. Zum Beispiel erzielten Safari et al. (2016) mittels PLSR nRMSE Werte von 8,5 % und 7,3 % für Rohprotein und ADF, Pullanagari et al. (2018) erzielte nRMSE von 11,2 % für Rohprotein mittels RFR und Singh et al. (2017) erzielten nRMSE von 21,7 % für ADF, ebenfalls mit RFR. Es zeigt sich, dass ein Vergleich unterschiedlicher Algorithmen durchaus notwendig und sinnvoll sein kann, um ein optimales Modell zu kalibrieren. ADF Schätzungen waren generell schlechter als jene für Rohprotein. Dieses Phänomen ist vergleichbar mit anderen Studien (Kawamura et al., 2008; Pullanagari et al., 2018b; Safari et al., 2016b). Laut (Curran, 1989) und (Singh et al., 2017b) liegen die wichtigsten Wellenlängen zur Schätzung von Rohprotein und ADF im kurzwelligen Infrarotbereich, die in dieser Studie eingesetzte Kamera deckte diesen Bereich jedoch nicht ab, erzielte dennoch bessere Schätzgenauigkeiten. Die Modellierung mittels spektraler Informationen aus Kamerabildern ist äußerst vorteilhaft, da sie Aussagen über die räumliche Variation der gesamten untersuchten Fläche treffen kann ohne Interpolation. Die Kartierungen der Lupine-invidierten Fläche zeigen einen starken inversen Zusammenhang zwischen Rohprotein und ADF für den ersten Termin, der jedoch mit steigendem Alter des Bestandes verschwindet. Die invidierten Flächen zeigen eine stärkere Variation der Rohproteingehalte verglichen mit den ADF gehalten, was eventuell mit dem Grad der *L. polyphyllus*-Invidierung zusammenhängen könnte. Diese Informationen könnten Landwirten Bereiche starker Futterqualitätsschwankungen aufzeigen, was eine Voraussetzung für flächenspezifisches Management weitläufiger Flächen sein kann.

Arbeitspakete der zweiten Phase

AP 5 Zusammenführung der Daten in eine Analyse des Gefährdungspotentials zur Abschätzung der Dynamik der Bestandsentwicklung von *L. polyphyllus* als Grundlage für Entscheidungshilfen

Die Ergebnisse und Praxiserfahrungen zum Lupinenmanagement aller Projektphasen wurden zu einer Maßnahmenübersicht kondensiert (Abbildung 64). Diese Übersicht wurde gemeinsam mit den Kooperationspartner*innen erarbeitet. Die Maßnahmen konzentrieren sich dabei auf die Bekämpfung der Lupine in artenreichem Grünland, also dort, wo die Art in Mitteleuropa die größten Probleme verursacht. Die Empfehlungen sind aber, unter Beachtung spezifischer Anforderungen, auch übertragbar auf weitere besiedelte Ökosysteme wie Weg- und Straßenränder. Im Schema werden in Abhängigkeit vom Grad der Invasion und der Bestandsdichte von *L. polyphyllus* unterschiedliche Bekämpfungsmaßnahmen empfohlen. Grundannahme ist hierbei, dass in frühen Invasionsstadien (kleine Bestände niedriger Deckung) eine vollständige Entfernung der Stauden-Lupine noch effektiv möglich ist. Spätere Invasionsstadien (große und Dichte Bestände) machen eine vollständige Entfernung der Stauden-Lupine deutlich aufwändiger und nur langfristig erfolgsversprechend. Deswegen sollte in späteren Invasionsstadien der Fokus neben der Reduktion der Deckung der Art auf die Begrenzung der negativen Auswirkungen gelegt werden (García-Díaz et al., 2021). Bei allen Maßnahmen ist zudem zu beachten, dass keine Verschleppung der Stauden-Lupine auf nicht-inviadierte Flächen stattfindet (siehe Ergebnisse AP2).

Bekämpfung der Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus*)

Yves Klinger, Damian Schulze-Brüninghoff, Kristin Ludewig, Wiebke Hansen, Kathrin Stenchy, Michael Wachendorf, Anette Otte
Landschaftsökologie und Landschaftsplanung, Justus-Liebig-Universität Gießen
Grünlandwissenschaft und Nachwachsende Rohstoffe, Universität Kassel

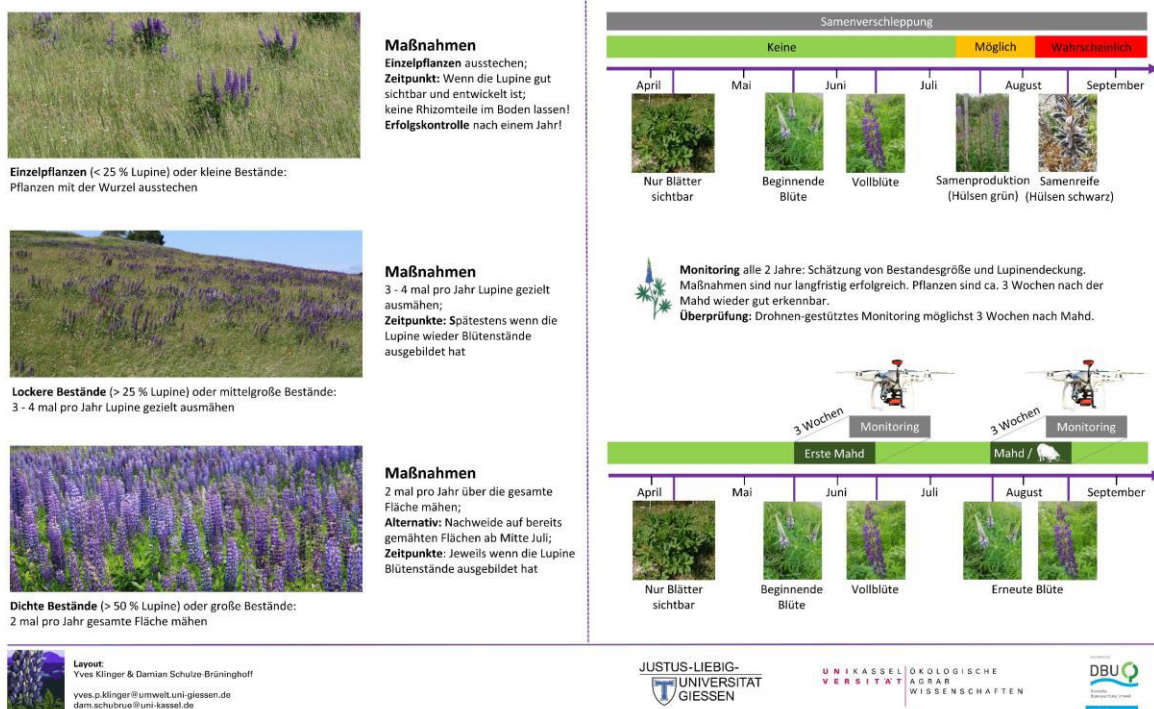


Abbildung 64 Management zur Bekämpfung der Stauden-Lupine

Bei kleinen, punktuellen Beständen oder Einzelpflanzen in der Fläche haben langjährige Erfahrungen aus Bayern das Ausstechen der Lupine als effektivste Maßnahme identifiziert. Hierfür eignet sich insbesondere der Ampferstecher. Das Ausstechen kann prinzipiell ganzjährig erfolgen, es empfiehlt sich jedoch, die Maßnahme vor der Samenproduktion der Stauden-Lupine durchzuführen (Abbildung 64). Wichtig ist hierbei, die ausgestochenen Pflanzen zügig von der Fläche zu entfernen bzw. die Wurzeln von anhaftender Erde zu befreien (Kirchner, mündliche Mitteilung). Nach Durchführung der Maßnahme sollte eine Nachkontrolle erfolgen, da die Stauden-Lupine selbst aus 3cm langen Kriechtrieben, die auf der Fläche verbleiben, wieder austreiben kann (Saba, M. 2018. Die vegetative Ausbreitung von *Lupinus polyphyllus* Lindl. in Bergwiesen der Rhön. JLU Gießen. – vgl. Kap. „Veröffentlichungen und Abschlussarbeiten“).

Bei mittelgroßen Beständen bzw. einer Bestandsdichte zwischen 25 % und 50 % hilft das drei- bis viermalige gezielte Ausmähen der Lupinenpflanzen selektiv gegen die Lupine, ohne einen starken Eingriff in die invadierten Grünlandbestände darzustellen. Dabei eignen sich sowohl Handsense als auch Freischneider für die Durchführung. Die Mahd der Lupine sollte spätestens während der Blüte durchgeführt werden, sodass keine Regeneration der Bestände über Samen erfolgen kann. Die nächste Mahd sollte dabei jeweils 6-8 Wochen später erfolgen. Hierbei ist zu beachten, dass eine frühe Mahd (deutlich vor der Blüte) ein weiteres Austreiben der Lupine zur Folge haben kann, sodass eine zusätzliche Mahd erforderlich werden kann. Dies erhöht den Pflege-Aufwand für die entsprechenden Flächen. Zudem ist zu beachten, dass Lupinen mit bereits ausgebildeten Hülsen von der Fläche entfernt werden.

Bei stark invadierten Flächen mit einer Bestandsdichte von über 50 % sollte die gesamten Flächenn zweimal pro Jahr gemäht werden, sodass einerseits keine reifen Samen entwickelt werden können und andererseits die Biomasse der Lupine zweimal entfernt und die Pflanzen somit geschwächt werden. Alternativ kann eine Nachweide auf bereits gemähten Flächen erfolgen. Mit dieser Maßnahme ist eine mittelfristige Reduktion der Bestandsdichte zu erwarten, sodass im weiteren Verlauf selektivere Verfahren, wie das gezielte Ausmähen durchgeführt werden können. Bei dieser Maßnahme ist besonders darauf zu achten, dass die Lupinen keine Samen produzieren. Die Ergebnisse von AP2 haben gezeigt, dass bei schlecht angepassten Bewirtschaftungsterminen eine Verschleppung der Lupine sowohl über Mähwerke als auch über Schafe stattfinden kann. Noch unreife Samen können im Rahmen der Heutrocknung nachreifen und potentiell über weitere Landmaschinen wie Schwader oder Ballenpressen verschleppt werden. Auf Flächen mit einem geänderten Mahd-Regime sollte alle zwei Jahre ein Monitoring der Lupinendeckung erfolgen, um den Erfolg der Maßnahme sicherzustellen. Beim Vorkommen von Zielarten des Naturschutzes sollten zudem die Auswirkungen auf diese Arten beobachtet werden, sodass durch die geänderte Bewirtschaftung keine negativen Auswirkungen auf Zielarten entstehen. Das Monitoring kann dabei sowohl manuell als auch mit Hilfe der in AP 4 entwickelten Methoden zum drohnengestützten Monitoring durchgeführt werden.

Bei den Maßnahmen zur Bekämpfung lockerer und dichter Lupinenbestände ist zu beachten, dass sich eine Reduktion von *L. polyphyllus* nur über längere Zeit einstellt. Die Verjüngung der Bestände über Samen kann dabei den Erfolg der Maßnahmen gefährden und sollte deshalb unbedingt vermieden werden. Der Zeitpunkt der Maßnahmen im Jahresverlauf sollte sich nach der Witterung und der phänologischen Entwicklung der Stauden-Lupine orientieren und nicht nach festen Stichtagen. Die Bekämpfung der Stauden-Lupine im artenreichen Grünland stellt einen deutlichen Mehraufwand für die Bewirtschafter dar. Wo möglich, ist zu empfehlen, diesen Mehraufwand zu vergüten.

AP 6 Öffentlichkeitsarbeit, Akteursnetzwerk-Bildung, Übertragung der Erkenntnisse, Organisation einer abschließenden Bergwiesen-Tagung zur Erhaltung und Förderung ihrer Diversität

Die in der Projektlaufzeit gewonnenen Forschungserkenntnisse wurden durch den Aufbau eines Akteur*innen-Netzwerks zum Thema *L. polyphyllus* für die Übertragung auf andere Regionen bereitgestellt. Im Rahmen dieser Arbeit wurden verschiedene Veranstaltungen zur Bildung und Festigung des Netzwerks durchgeführt.

Im Mai 2019 wurde der Workshop "Fernerkundung im Naturschutz - Kontrolle invasiver Arten und Erhalt der Biodiversität" in Oberelsbach durchgeführt. Mehr als 20 Teilnehmende aus den Bereichen Naturschutz, Wissenschaft und Verwaltung waren vertreten. Im Rahmen eines Worldcafés (Brown and Isaacs, 2005) wurden unterschiedliche Perspektiven und Ansätze zur breiteren Nutzung der Fernerkundung im Naturschutz erarbeitet. Hierbei wurden Chancen und Risiken für die Verwendung von Fernerkundungsansätzen im Naturschutz identifiziert und Wege zum Abbau von bestehenden Barrieren erarbeitet.

Tabelle 10 Inhalte des Worldcafés im Workshop „Fernerkundung im Naturschutz - Kontrolle invasiver Arten und Erhalt der Biodiversität“

Chancen	Große Flächen – insb. Biotopkartierung Grünlandmanagement Monitoring von Seevögeln Wenig invasiv Dokumentation von Flächenentwicklung Schwer begehbar und belastete Flächen Drohne ist zeitlich flexibel Effektivere Feldkartierung
Risiken	Wirkung auf Weidetiere Wirkung auf Wildtiere Wirkung insb. auf Bodenbrüter Bei geringer Flughöhe, wenig Flächenerfassung Unrealistische Erwartungen
Barrieren	Widersprüchliche Erwartungen Hohe Kosten Verfügbarkeit Menge an Rohdaten Fachwissen und Personal in Behörden Alltagsarbeit verhindert Beschäftigung mit Fernerkundung Kommunikationspfade zw. Experten, Behörden und Praktikern Daten (Zugänglichkeit, Lizenzen, Datenbanken, DOI)
Lösungen	Standardisierte Fernerkundungsdatenprodukte spezialisiert für Naturschutz Ready-to-use Sentinel Ausbildung/Fortbildung in Behörden Dienstleister (Drohnen-Maschinenring) Drohnen für Wildtier tarnen (Starr- vs. Drehflügler) Kompetenzzentrum Fernerkundung auf Landesebene Schnittstellen von Forschung zu Praxis schaffen



Abbildung 65: Öffentlichkeitsarbeit der Fernerkundungsarbeitsgruppe im Bereich der Arbeit zur fernerkundlichen Erfassung von *L. polyphyllus*. Tagungsgruppenbild aus 3d-Punktwolke.

Im Juni 2019 trafen sich knapp 30 Teilnehmende zur Fachtagung „Management invasiver Pflanzenarten in Bergwiesen-Ökosystemen“ in Oberelsbach. Aus den Biosphärenreservaten, und anderen Verwaltungsstellen, aus der Wissenschaft und aus der Naturschutzpraxis wurden Erfahrungen in der Bekämpfung von Stauden-Lupinen und anderen invasiven Arten ausgetauscht.

Broschüren mit Handlungsempfehlungen zur Restituierung von invadierten Bergwiesen, zur Reduzierung der Lupineausbreitung sowie zur Lupinebekämpfung entstanden auf Basis zielgruppenspezifischer Inhalte (Abbildung 64).

Die Forschungsergebnisse sind auf einer Projektwebsite vorgestellt, die auf der Homepage des Biosphärenreservats eingebettet ist. Hier wird, über die Projektlaufzeit hinaus, über Forschungsergebnisse und Ansprechpartner zur potenziellen Weiterführung der Netzwerkarbeit informiert.

[<https://www.biosphaerenreservat-rhoen.de/natur/projekte-im-bereich-natur/dbu-lupinus-projekt>]

Am Ende der Projektlaufzeit (vorab geplant für Anfang Juni 2020) sollte eine überregionale Tagung zur „Erhaltung der Diversität von Bergwiesen“ stattfinden (Programm siehe Abbildung 66 Anhang). Auf diese Weise sollten die Ergebnisse des DBU-Vorhabens der breiten Fach-Öffentlichkeit zugeführt werden. Aufgrund der ab April 2020 vorherrschenden COVID-19 Pandemie und den Auswirkungen auf von Präsenzabhängigen Veranstaltungsformaten, war es nicht möglich diese Wissenstransferleistung in der vorgesehenen Projektlaufzeit umzusetzen. Eine Verlängerung der Projektlaufzeit (1. Nachbewilligung 01.12.2020 bis 30.06.2021; 2.

Nachbewilligung 01.07.2021 bis 30.06.2022) erlaubte, dass die in diesem Projekt gewonnenen Kenntnisse zielführend in die Bergwiesenregionen der Rhön und andere Mittelgebirgslandschaften (Harz, Erzgebirge, Eifel) vermittelt werden konnten. In der ersten Jahreshälfte 2022 wurden jedoch weiterhin pandemiebedingte Planungssicherheiten von Seiten der Veranstaltungsorte eingefordert (eine frühzeitige Buchung der notwendigen Infrastruktur: Hotelzimmer, Gastronomie, Tagungshalle). Die daraus resultierende frühe Anmeldefrist für Tagungsteilnehmer und die Unsicherheit der Teilnahme von bayrischen Behördenmitglieder aufgrund der internen Restriktionen zur Teilnahme an Veranstaltungen resultierte in geringen Anmeldungsanzahlen. Aufgrund dieser Umstände war eine Durchführung der Präsenzveranstaltung nicht möglich. Von einer alternativen Videokonferenz wurde abgesehen, da der wichtigste Aspekt, den Vor-Ort-Gesprächen mit Praktikern im Naturschutzgebiet Lange Rhön, so keine Rechnung getragen wird. Dennoch werden die abgeschlossenen Projektvorhaben auf zwei Veranstaltungen der Öffentlichkeit vorgestellt. So werden die Erkenntnisse aus AP5 (Entscheidungshilfen für das Management der Stauden-Lupine) am 30.09.2022 auf dem Hessischen Landschaftspflegekongress in Gießen einer breiten Fachöffentlichkeit präsentiert und mit Praktiker*innen diskutiert. Weiterhin werden die Projektergebnisse auf einer Fachtagung des Biosphärenreservates Rhön im Rahmen einer Abendveranstaltung ("In der Rhön, für die Rhön") voraussichtlich im Oktober 2022 vorgestellt.

Über die gesamte Projektlaufzeit wurde an einer Vielzahl von wissenschaftlichen Konferenzen und Tagungen teilgenommen um Forschungsinhalte des Projektes zu vermitteln (Tabelle 11).

Tabelle 11 Liste von Tagungs- und Konferenzteilnahmen der Projektmitarbeiter.

Datum	Veranstaltung	Ort	Thema	Form	Vortragende
Sept. 2017	Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften (GPW)	Witzenhausen, Deutschland	AP4	Poster	D. Schulze-Brüninghoff
Dez. 2017	Ecology Across Borders (EAB)	Ghent, Belgien	AP1 AP2	Vortrag Poster	Y.P. Klinger K. Ludewig
Aug. 2018	Treffpunkt Biologische Vielfalt	Vilm, Deutschland	AP1 AP2	Vortrag Vortrag	Y.P. Klinger W. Hansen
Sept. 2018	Gießen Graduate School (GGL) Conference on Life Sciences	Gießen, Deutschland	AP1 AP2	Vortrag Poster	Y.P. Klinger W. Hansen (Poster Award)
Sept. 2018	Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften (GPW)	Kiel, Deutschland	AP3 AP4	Vortrag Vortrag	F. Hensgen, D. Schulze-Brüninghoff
Juni 2018	European Grassland Federation (EGF)	Cork, Irland	AP3 AP4	Vortrag Poster	F. Hensgen, D. Schulze-Brüninghoff
Dez. 2018	Eingeladener Vortrag Philipps-Universität Marburg	Marburg, Deutschland	AP1 AP2	Vortrag	K. Ludewig
Feb. 2019	Eingeladener Vortrag University of Southern Denmark	Odense, Dänemark	AP1 AP2	Vortrag	K. Ludewig
März 2019	WiTa Ökologischer Landbau	Kassel, Deutschland	AP4	Vortrag	D. Schulze-Brüninghoff
Sept. 2019	Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften (GPW)	Berlin, Deutschland	AP4	Poster	D. Schulze-Brüninghoff
Sept. 2019	EMAPi 2019 - Conference on Ecology and Management of Alien Plant invasions	Prague, Tschechien	AP2	Poster	Y.P. Klinger
Sept. 2020	NEOBIOTA – International Conference on Biological Invasions	Vodice, Kroatien (Hybrid)	AP2	Vortrag	Y.P. Klinger
Sept. 2020	GGL Conference on Life Sciences	Gießen, Deutschland	AP1	Vortrag	W. Hansen
Okt. 2020	European Grassland Federation (EGF)	Helsinki, Finnland (online)	AP4	Vortrag Poster	J.S.J. Wijesingha, D. Schulze-Brüninghoff
Nov. 2020	RivEM (River Ecology and Management) Week 2020	Karlstad, Schweden (Online)	AP1 AP2	Vortrag	Y.P. Klinger W. Hansen K. Ludewig
Mai 2021	European Grassland Federation (EGF)	Witzenhausen, Deutschland (Online)	AP4	Vortrag Vortrag Poster	T. Astor, J.S.J. Wijesingha, D. Schulze-Brüninghoff (Poster Award)
Nov. 2021	Society for Conservation Biology (SCB) Fall Webinar 2020	Online	AP2	Vortrag	Y.P. Klinger
Mai 2022	Science and Research in, for and with UNESCO Biosphere Reserves	Eberswalde, Deutschland	AP2	Vortrag	Y.P. Klinger

Zusammenarbeit mit den Kooperationspartnern

Die Zusammenarbeit zwischen allen Projektpartnern verlief engagiert und konstruktiv. Am 29.05.2017 wurde das erste interne Auftakttreffen mit den Kooperationspartnern durchgeführt, bei dem die Planungen für die Untersuchungen erörtert wurden. Im Vorfeld der Feldarbeit wurden Abstimmungstreffen zur Auswahl der Untersuchungsflächen mit Torsten Kirchner (Biosphärenreservat Rhön - Bayerische Verwaltungsstelle) und Ewald Sauer (Biosphärenreservat Rhön – Hessische Verwaltungsstelle) durchgeführt.

Vom 05.10.- 06.10.2017 fand ein zweitägiger Projektworkshop statt. Am Abend des 05.10. wurde zu einer öffentlichen Informationsveranstaltung in die Elstalhalle in Oberelsbach geladen, wo Prof. Dr. Dr. habil. Dr. h.c. (TSU) Annette Otte und Prof. Dr. Michael Wachendorf über die Ergebnisse der Projektvorphase sowie die bereits durchgeführten und noch anstehenden Untersuchungen im laufenden Projekt informierten. Die Veranstaltung war gut besucht, mit Interessierten aus der Landwirtschaft, der lokalen Politik, Presse, Ehrenamtlichen, die sich in der Lupinebekämpfung engagieren und weiteren Akteuren aus der Region. Im Anschluss an den Vortrag ergab sich eine rege Diskussion mit vielen relevanten Beobachtungen und Erkenntnissen aus unterschiedlichen Perspektiven, konstruktiven Beiträgen sowie anregenden und weiterführenden Fragen.

Am 06.10.2017 fand das Kick-Off-Meeting des Projekts mit Teilnehmenden der beiden Universitäten, der hessischen und bayerischen Verwaltung des Biosphärenreservats und ersten Netzwerkpartnern statt. Dabei wurden der Sachstand der bereits durchgeführten Feldarbeit, Probleme bei der Einrichtung einer dauerhaften Website und die Pläne für das Expertennetzwerk besprochen.

Am 11.10.2018 fand in Oberelsbach ein Projekttreffen mit allen Kooperationspartnern statt, bei dem aktuelle Arbeiten und Ergebnisse, sowie die Pläne für die zweite Hauptphase, diskutiert wurden. Der Antrag für die zweite Hauptphase wurde gemeinsam mit den Partnern der Universität Kassel formuliert und im Februar 2019 bei der DBU eingereicht. Bei einem Projekttreffen am 27.03.2019 in Gießen wurden weitere Ergebnisse und die Planungen für den Verlauf des Projekts mit allen Projektpartnern besprochen.

Am 19.12.2019 fand ein Projekttreffen in Gießen zum Informationsaustausch und zur weiteren Koordination der Projektaktivitäten statt. Folgetermine wurden aufgrund der vorherrschenden COVID-19 Pandemie in monatlichen online-Meetings abgehalten.

Veröffentlichungen und Abschlussarbeiten

Im Rahmen dieses Projekts wurden folgende Dissertationen erarbeitet:

Klinger, Yves Philippe. (2021). Distribution, dispersal, and management of the invasive legume *Lupinus polyphyllus* in the UNESCO Biosphere Reserve Rhön Inaugural Dissertation Submitted by. Justus Liebig University Giessen.

<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.22029/jlupub-240>

Schulze-Brüninghoff, D. (2021). Remote sensing of yield and invasive species in nature conservation grasslands invaded by *Lupinus polyphyllus*. Kassel, Universität Kassel, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften. <https://doi.org/doi:10.17170/kobra-202112145251>

Im Rahmen dieses Projekts wurden folgende Abschlussarbeiten erarbeitet:

Baltes, Juliane (2017) Ist *Lupinus polyphyllus* ein geeigneter Wirt für den Halbparasiten *Rhinanthus minor*? BSc, JLU Gießen

Baltes, Juliane (2020) Keimfähigkeit von Samen der Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus*) nach Vergärung in der Biogasanlage, MSc, Universität Münster in Kooperation mit JLU Gießen und Universität Kassel

Bartels, Wiebke (2018) Untersuchung der Alkaloidgehalte in der vielblättrigen Lupine (*Lupinus polyphyllus* Lindl.) unter Berücksichtigung des Erntezeitpunktes, MSc, Universität Kassel

Ebert, Janina (2021) Bestandesentwicklung des vom Austerben bedrohten Tagfalters *Chazara briseis* (Nymphalidae, Satyrinae) auf der Hohen Geba (Thüringische Rhön), MSc, JLU Gießen

Eickenbusch, Lilly Sophie (2022) Zur Zukunft des Tagfalters *Chazara briseis* (Berghexe) in der Thüringischen Rhön, MSc, JLU Gießen

Fey, Lea (2020) Bestandesentwicklung der invasiven Staudenlupine im NSG "Lange Rhön", BSc, JLU Gießen

Horlemann, David (2017) Analyse der Bestandesentwicklung von *Lupinus polyphyllus* in der Rhön seit 1998, BSc, JLU Gießen

Lübke, Paul (2019) Stauden-Lupine im Grünland des Biosphärenreservats Rhön. Schätzung von Stickstoff- und Fasergehalt mittels Nahinfrarotspektroskopie in von Lupinen invadierten Bergwiesen, BSc, Universität Kassel

Lücke, Matthias (2019) Anaerobe Vergärung der Biomasse von Extensivgrünlandwiesen unter Berücksichtigung des Einflusses der invasiven Art *Lupinus polyphyllus*, MSc, Universität Kassel

- Paikert, Hanna (2022) Evaluierung der Fitness drei typischer Bergwiesenkräuter nach Mahd-
gutübertragung in einem durch *Lupinus polyphyllus* invadiertem Gebiet, MSc, JLU Gießen
- Reuter, Elena (2019) Experimentelle Bekämpfung von *Lupinus polyphyllus* im Biosphärenre-
servat Rhön, BSc, JLU Gießen
- Rothen, Sabrina (2017) Effekte des Erntezeitpunktes auf die Samenkeimung von *Lupinus*
polyphyllus, BSc, JLU Gießen
- Saba, Maria (2018) Die vegetative Ausbreitung von *Lupinus polyphyllus* Lindl. in Bergwiesen
der Rhön, BSc, JLU Gießen
- Saleem, Arbeha (2018) Lesesteinriegel als Habitat für die Kreuzotter im Biosphärenreservat
Rhön, BSc, JLU Gießen
- Sander, Anna-Lena (2018) Artenzusammensetzung von Spenderflächen bei einem Mahd-
gutübertragungsexperiment in der Rhön, BSc, JLU Gießen
- Schäfer, Franziska (2021) Einfluss von *Lupinus polyphyllus* (Stauden-Lupine) auf die biotische
Neuheit der Bergwiesen-Ökosysteme der Rhön, MSc, JLU Gießen
- Schnatz, André (2019) Lesesteinriegel als Habitat für die Kreuzotter im Biosphärenreservat
Rhön, BSc, JLU Gießen
- Schnatz, André (2021) Landschaftsstrukturanalyse der Verbreitung von *Lupinus polyphyllus*
im Biosphärenreservat Rhön, MSc, JLU Gießen
- Sieland, Sophie (2022) Landschaftsstrukturwandel in der Rhön: im Bereich der Steinwand im
Zeitraum von 1937 bis 2019, BSc, JLU Gießen
- Theato, Till (2020). Automatic Segmentation of *Lupinus polyphyllus* in high-resolution Aerial
Imagery using Deep Learning. Universität Kassel.
- Weber, Rosina Ulrike (2019) Luftbildkartierung und GIS-gestützte Analyse des Bestands von
Lupinus polyphyllus im NSG Lange Rhön, BSc, JLU Gießen
- Weber, Rosina Ulrike (2022) Evaluation von kombinierten Methoden zur Restituierung von
durch *Lupinus polyphyllus* invadierten artenreichen Bergwiesen im NSG Lange Rhön, MSc,
JLU Gießen
- Witzmann, Heidelinde (2017) Wachstum und Vitalität von *Vaccinium myrtillus* L. in Abhängig-
keit von ausgewählten Umweltbedingungen in der Hohen Rhön, BSc, JLU Gießen

Veröffentlichung (inkl. Daten aus der Explorationsphase):

- Cunliffe, A. M., Anderson, K., Boschetti, F., Brazier, R. E., Graham, H. A., Myers-Smith, I. H., ... Wojcikiewicz, R. (2021). Global application of an unoccupied aerial vehicle photogrammetry protocol for predicting aboveground biomass in non-forest ecosystems. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, rse2.228. <https://doi.org/10.1002/rse2.228>
- W. Hansen, Y. P. Klinger, A. Otte, R. L. Eckstein & K. Ludewig (akzeptiert) Constraints in the restoration of mountain meadows invaded by the legume *Lupinus polyphyllus*, *Restoration Ecology*
- Hansen W., Wollny J., Otte A., Eckstein R. L. & Ludewig K. (2020). Invasive legume affects species and functional composition of mountain meadow plant communities. *Biological Invasions*, 23(1), 281–296. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02371-w>
- Hensgen, F., & Wachendorf, M. (2016). The Effect of the Invasive Plant Species *Lupinus polyphyllus* Lindl. on Energy Recovery Parameters of Semi-Natural Grassland Biomass. *Sustainability*, 8(10), 998. <https://doi.org/10.3390/su8100998>
- Hensgen, F., & Wachendorf, M. (2018). Aqueous Leaching Prior to Dewatering Improves the Quality of Solid Fuels from Grasslands. *Energies*, 11(4), 846. <https://doi.org/10.3390/en11040846>
- Joseph, B., Hensgen, F., & Wachendorf, M. (2020). Life Cycle Assessment of bioenergy production from mountainous grasslands invaded by lupine (*Lupinus polyphyllus* Lindl.). *Journal of Environmental Management*, 275, 111182. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111182>
- Klinger, Y., Eckstein, L., Hansen, W., Kleinebecker, T., Otte, A., & Ludewig, K. (2021). Mowing machinery and migratory sheep herds are complementary dispersal vectors for grassland species. *Applied Vegetation Science*, 24. <https://doi.org/10.1111/avsc.12579>
- Klinger, Y. P., Eckstein, R. L., Horlemann, D., Otte, A., & Ludewig, K. (2020). Germination of the invasive legume *Lupinus polyphyllus* depends on cutting date and seed morphology. *NeoBiota*, 60, 79–95. <https://doi.org/10.3897/neobiota.60.56117>
- Klinger, Y. P., Harvolk-Schöning, S., Eckstein, R. L., Hansen, W., Otte, A., & Ludewig, K. (2019). Applying landscape structure analysis to assess the spatio-temporal distribution of an invasive legume in the Rhön UNESCO Biosphere Reserve. *Biological Invasions*, 21(8), 2735–2749. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02012-x>
- Ludewig, K., Hansen, W., Klinger, Y. P., Eckstein, R. L., & Otte, A. (2021). Seed bank offers potential for active restoration of mountain meadows. *Restoration Ecology*, 29(1), 1–9. <https://doi.org/10.1111/rec.13311>
- Schulze-Brüninghoff, D., Hensgen, F., Wachendorf, M. & Astor, T. (2019). Methods for LiDAR-based estimation of extensive grassland biomass. *Computers and Electronics in Agriculture*, 156, 693–699. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.11.041>

- Schulze-Brüninghoff, D., Wachendorf, M. & Astor, T. (2021). Potentials and Limitations of WorldView-3 Data for the Detection of Invasive *Lupinus polyphyllus* Lindl. in Semi-Natural Grasslands. *Remote Sensing*, 13(21), 4333 <https://doi.org/10.3390/rs13214333>
- Schulze-Brüninghoff, D., Wachendorf, M. & Astor, T. (2021). Remote sensing data fusion as a tool for biomass prediction in extensive grasslands invaded by *L. polyphyllus*. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 7(2), 198–213. <https://doi.org/10.1002/rse2.182>
- Wengert, M., Wijesingha, J., Schulze-Brüninghoff, D., Wachendorf, M., & Astor, T. (2022). Multisite and Multitemporal Grassland Yield Estimation Using UAV-Borne Hyperspectral Data. *Remote Sensing*, 14(9), 2068. <https://doi.org/10.3390/rs14092068>
- Wijesingha, J., Astor, T., Schulze-Brüninghoff, D., & Wachendorf, M. (2020). Mapping Invasive *Lupinus polyphyllus* Lindl. in Semi - natural Grasslands Using Object - Based Image Analysis of UAV - borne Images. *PGF – Journal of Photogrammetry, Remote Sensing and Geoinformation Science*, (0123456789). <https://doi.org/10.1007/s41064-020-00121-0>
- Wijesingha, J., Astor, T., Schulze-Brüninghoff, D., Wengert, M., & Wachendorf, M. (2020). Predicting Forage Quality of Grasslands Using UAV-Borne Imaging Spectroscopy. *Remote Sensing*, 12(1), 126. <https://doi.org/10.3390/rs12010126>

Deutschsprachige Veröffentlichungen:

- Hansen, Klinger, Otte & Ludewig (2019) Erprobung von Maßnahmen zur Wiederherstellung artenreichen Grünlands in einer niederschlagsreichen Mittelgebirgsregion. *BfN-Skripten 527*: 161-166
- Hansen, W., Klinger, Y., Ludewig, K. & Otte, A. (2021): Restituierung von mit der Stauden-Lupine invadierten Berg-Mähwiesen in der Rhön: Erprobung verschiedener Maßnahmen – *ANLiegen Natur 43(2)*: online preview, 6 p., Laufen; www.anl.bayern.de/publikationen.
- Klinger, Y., Hansen, W., Ludewig, K. & Otte, A. (2021): Ausbreitung durch Management? – Potenzielle Ausbreitungsvektoren der invasiven Stauden-Lupine im Biosphärenreservat Rhön – *ANLiegen Natur 43(2)*: online preview, 4 p., Laufen; www.anl.bayern.de/publikationen
- Klinger, Hansen, Otte & Ludewig (2019) Ausbreitungsvektoren und Ausbreitungswege der invasiven Stauden-Lupine im UNESCO Biosphärenreservat Rhön. *BfN-Skripten 527*: 167-172
- Otte, A., Hansen, W., Klinger, Y., Schulze-Brüninghoff, D., Ludewig, K., Stenchly, K. & Wachendorf, M. (2021): Blaues Wunder im Land der offenen Ferne – Artenvielfalt in den Bergwiesen der Rhön erhalten und wiederherstellen – *ANLiegen Natur 43(2)*: online preview, 8 p., Laufen; www.anl.bayern.de/publikationen.
- Schulze-Brüninghoff, D., Astor, T. & Wachendorf, M. (2021): Stauden-Lupine aus der Ferne – *ANLiegen Natur 43(2)*: 103–106, Laufen; www.anl.bayern.de/publikationen.
- Stenchly, K., Hensgen, F., Kaetzi, K. & Wachendorf, M. (2021): Grünschnitt mit Lupine als potenzielle Energiequelle – *ANLiegen Natur 43(2)*: online preview, 4 p., Laufen; www.anl.bayern.de/publikationen.

Schlussbetrachtung und Fazit

Die erste Hauptphase des Projekts konnte zielgerecht und erfolgreich abgeschlossen werden. Die notwendigen Feldversuche der beiden beteiligten Universitäten konnten in vollem Umfang wie geplant durchgeführt werden. Dies war vor allem durch die vertrauensvolle und kooperative Zusammenarbeit mit den entscheidenden Akteuren der Biosphärenreservats-Verwaltungen vor Ort möglich und bildete die Grundlage für das weitere Vorgehen im Projekt!

Im AP 1 wurden geeignete Spender- und Empfängerflächen für die Restituierungsversuche der Bergwiesen identifiziert. Dadurch konnte der Versuch zur Aktivierung der Samenbank und Mahdgutübertragung wie geplant durchgeführt werden. Dabei blieben die Vegetationstypen trotz der starken Eingriffe grundsätzlich erhalten, während *L. polyphyllus* durch die Entfernung auf Borstgrasrasen und mesischen Goldhaferwiesen reduziert werden konnte. Die Zielartendeckung konnte auf den Untersuchungsflächen lediglich teilweise und nicht über den gesamten Untersuchungszeitraum erhöht werden. Es zeigte sich, dass vor allem die Witterungsverhältnisse und die dadurch entstehenden ungünstigen Keimverhältnisse einen großen Einfluss auf die Deckung der Lupine sowie auf die der Zielarten haben. In AP 2 wurde die in der Vorphase erstellte GIS-Datenbank verwendet, um die Beziehungen der *L. polyphyllus*-Vorkommen im Hinblick auf Umweltparameter zu analysieren und Feldexperimente zu bedeutsamen Ausbreitungsvektoren (Ballochorie, Zoochorie, Hydrochorie) durchzuführen. Die Versuche zur Ballochorie zeigen, dass die Anzahl an ausgeschleuderten Samen und die Flugweite sich im Verlauf des Samenreifeprozesses verändern: Bemerkenswert ist, dass Samen über sechs Meter hinaus geschleudert werden können. Im Feld konnten bis Ende September *L. polyphyllus*-Samen in Bodenfallen gefunden werden. Auch sind *L. polyphyllus*-Samen teilweise schwimmfähig, obwohl ein großer Prozentsatz der Samen sofort untergeht, kann ein kleinerer Anteil über eine Woche schwimmen. In den Schwimmfallen im Gelände ließen sich nur wenige *L. polyphyllus*-Samen nachweisen. Die Versuche zur Ausbreitung über Mähwerke und Wanderschafherden konnten neue Einblicke in die Funktion dieser wichtigen Ausbreitungsvektoren im Grünland geben. Beide Vektoren transportieren unterschiedliche Arten und ergänzen sich so in ihrer Funktion. Daraus kann geschlossen werden, dass ein Wechselspiel aus Mahd und Beweidung zur Erhaltung von naturnahem Grünland notwendig ist. In Bezug auf die Verschleppung von *L. polyphyllus* konnte gezeigt werden, dass die Ausbreitung dieser Problemart stark vom Zeitpunkt der Bewirtschaftung abhängt. So findet eine (massenhafte) Verschleppung nur statt, wenn Bestände gemäht oder beweidet werden, die bereits viele reife Samen tragen. Deswegen sollte die Bewirtschaftung auf durch Lupine invadierten Beständen deutlich vor der Samenreife erfolgen.

Die in AP 3 erhobenen Ertragsdaten liegen im normalen Bereich für extensives Naturschutz-Grünland höherer Lagen; allerdings zeigte der Borstgrasrasen ohne Lupine sehr niedrige Erträge im Vergleich zu den anderen Flächen. Die von Lupine invadierte Borstgrasrasen- und die beiden Goldhaferwiesen-Flächen zeigen gleiche Erträge, wobei die Variabilität des Ertrages in der Fläche durch die Invasion der Lupine zunahm. Der Anteil am Trockenmasseertrag der Lupine in den Flächen schwankte sehr stark zwischen 1,5 % und 56,7 %. Der zweite Mahdtermin erwies sich als notwendig, da die Lupine in den Flächen zum zweiten Schnittermin bereits wieder Blütenstände und Samen ausgebildet hatte. Entgegen unserer Annahmen hatte der Schnittzeitpunkt keinen maßgeblichen Effekt auf den Heizwert der Biomassen, welche von Flächen der Goldhaferwiese und Borstgrasrasen geerntet wurden. Durch Aufbereitung der lupinendurchsetzten Biomasse durch das IFBB-Verfahren konnte deren Heizwerte durchschnittlich um $1 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TM}$ erhöht werden. Es gab weder einen signifikanten Unterschied im Gesamtalkaloidgehalt von *L. polyphyllus* aus Borstgrasrasen und Goldhaferwiese noch einen signifikanten Einfluss des Schnittzeitpunktes. In der anaeroben Vergärung hatte

das Vorkommen von *L. polyphyllus* keinen signifikant negativen Effekt auf die Methanausbeute. Auch der Schnitzeitpunkt zeigte keinen eindeutigen Einfluss auf die mittlere Methanausbeute. Im Langzeitversuch zeigte sich jedoch, dass aus dem Material mit *L. polyphyllus* mehr Biogas produziert wurde. Beim Vergärungsversuch von Lupinesamen überlebten über den gesamten Vergärungszeitraum von 35 Tagen insgesamt signifikant mehr Samen der AS3 (am stärksten gealtert) im Vergleich zu AS1 und AS2. Während die Samen der AS1 und AS2 ihre Keimfähigkeit verloren, wiesen die Samen im AS3 jedoch bei der Vergärungstemperatur von 37°C immerhin noch eine mittlere Gesamtkeimung von 4 % auf. Bei der Vergärungstemperatur von 50°C erreichten die vergorenen Samen von AS3 eine mittlere Gesamtkeimung von 2 %. Zusammenfassend zeigte die Lebenszyklusanalyse, dass mit dem IFBB die Biomasse aus Bergwiesen mit *L. polyphyllus* effektiv genutzt werden kann, da diese Option im Vergleich zur anaeroben Vergärung geringere Umweltauswirkungen und höhere Energieeinsparungen aufweist. Biomasse aus nicht invadiertem Grünland könnte ebenfalls mit dem IFBB effektiv umgewandelt werden, so dass das IFBB zur Nutzung der geernteten Biomasse in der Situation, in der die Invasion beseitigt wird, gut verwendbar ist. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass mit dem IFBB-Verfahren eine vielversprechende Nutzungsalternative für schwierig zu verwertende Biomassen zur Verfügung steht. Bei der Erzeugung der Biomasse können naturschutzfachliche Gesichtspunkte (z.B. später Erntetermin, Erhalt von artenreichen Habitaten durch Nutzung) und geopolitische Ziele (Schonung fossiler Ressourcen, Klimaschutz) miteinander verknüpft werden.

Für die Auswertung der Fernerkundungsdaten (AP4) wurden sowohl Daten aus dem vorhergehenden Explorationsprojekt als auch neu erhobene Felddaten verwendet. Auswertungsmethoden konnten identifiziert werden, wobei die Methode der mittleren Vegetationshöhe den besten Zusammenhang zwischen Laserdaten und destruktiv gemessenen Daten darstellte. Wichtige Parameter, wie bspw. die optimale Anzahl der Laserscans pro Plot (zwei) konnten bestimmt werden. Diese Erkenntnisse aus der Vorphase fanden innerhalb der Hauptphase ihre Anwendung. Die Kombination aus Parametern von Laserdaten und Hyperspektraldaten verbesserte diesen Ansatz weiter. Modelle zur Lupinendeckung und -Klassifikation wurden mittels Thermal- und RGB-Sensor bearbeitet. Hierbei zeigte sich die beste Modellstärke in Bereichen mit geringer Lupinendeckung, was den Managementzielen einer frühen Erkennung von Einzelpflanzen entgegenkommt. Auch eine (Lupine-) Objekterkennung mittels künstlicher neuronaler Netze wurde bearbeitet. Hier zeigte sich, dass auch in stark heterogenen Beständen mit Lupinepflanzen in unterschiedlichen physiologischen Entwicklungsstadien eine Erfassung auf Blattniveau möglich ist. Um auch einen großflächigen Einsatz fernerkundlicher Methoden zu erproben, wurden WorldView-3 Satellitendaten zur Lupineerkennung eingesetzt. Hier zeigten sich die Limitierungen durch eine verringerte räumliche Auflösung. Eine Kombination komplementärer Trägerplattformen zur Erhebung von hochaufgelösten, kleinflächigen Datensätzen sowie eine großflächige Erfassung mit geringerer Räumlicher Auflösung stellt eine potentiell sinnvolle methodische Herangehensweise dar, um in ökologisch sensiblen und schützenswerten Flächen fernerkundliche Daten zum Status der Lupinendeckung zu gewinnen. Ein solcher Ansatz könnte die Managementenerfolge langfristig dokumentieren und Entscheidungshilfen in der Bekämpfungsstrategie gegen *L. polyphyllus* liefern. Im Zuge des AP5 wurden Empfehlungen zur Lupinebekämpfung erarbeitet und ein Entscheidungswerkzeug in Form eines Managementzeitstrahl erarbeitet (Siehe Abbildung 64). Im Bereich Öffentlichkeitsarbeit wurden zahlreiche Schritte für den Aufbau des Lupinen-Netzwerks durchgeführt. Nach der Durchführung einer öffentlichen Veranstaltung in Oberelsbach am 5.10.2017 an der zahlreiche interessierte Landwirte, Kommunalpolitiker, freiwillige Lupinenbekämpfer, Naturschützer und Beamte aus den für das Biosphärenreservat zuständigen Behörden teilnahmen und dem Netzwerktreffen am 6.10.2017 unter Beteiligung

von Interessierten aus der Rhön und dem Erzgebirge, haben insbesondere die beiden durchgeführten Workshops im Mai und Juni 2019 zur Vernetzung beigetragen. Über die gesamte Projektlaufzeit entstanden zwei Dissertationen, 23 wissenschaftliche Veröffentlichungen (16 englischsprachige und 7 deutschsprachige) sowie 23 Bachelor- und Masterabschlussarbeiten. Thematisiert wurden die Projektinhalte auf 18 Konferenzen und auf fünf im Rahmen der Projektarbeit geplant und durchgeführten öffentlichen Veranstaltungen.

- Abadi, M., Agarwal, A., Barham, P., Brevdo, E., Chen, Z., Citro, C., Corrado, G.S., Davis, A., Dean, J., Devin, M., Ghemawat, S., Goodfellow, I., Harp, A., Irving, G., Isard, M., Jozefowicz, R., Jia, Y., Kaiser, L., Kudlur, M., Levenberg, J., Mané, D., Schuster, M., Monga, R., Moore, S., Murray, D., Olah, C., Shlens, J., Steiner, B., Sutskever, I., Talwar, K., Tucker, P., Vincent Vanhoucke, Vijay Vasudevan, F.V., Vinyals, O., Warden, P., Wattenberg, M., Wicke, M., Yu, Y., Zheng, X., 2015. TensorFlow: Large-scale machine learning on heterogeneous systems.
- Ampatzidis, Y., Partel, V., 2019. UAV-Based High Throughput Phenotyping in Citrus Utilizing Multispectral Imaging and Artificial Intelligence. *Remote Sens.* 11, 410. <https://doi.org/10.3390/rs11040410>
- Audebert, N., Le Saux, B., Lefèvre, S., 2018. Beyond RGB: Very high resolution urban remote sensing with multimodal deep networks. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 140, 20–32. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.11.011>
- Breiman, L., 2001. Random Forests. *Mach. Learn.* 45, 5–32. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Brown, J., Isaacs, D., 2005. *The World Café: shaping our futures through conversations that matter.* Berrett-Koehler Publishers, San Francisco.
- Chen, L.-C., Zhu, Y., Papandreou, G., Schroff, F., Adam, H., 2018. Encoder-Decoder with Atrous Separable Convolution for Semantic Image Segmentation. pp. 833–851. https://doi.org/10.1007/978-3-030-01234-2_49
- Currán, P.J., 1989. Remote sensing of foliar chemistry. *Remote Sens. Environ.* 30, 271–278. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(89\)90069-2](https://doi.org/10.1016/0034-4257(89)90069-2)
- de la Vega, R., Gutierrez, M.P., Sanz, C., Calvo, R., Robredo, L.M., de la Cuadra, C., Muzquiz, M., 1996. Bactericide-like effect of Lupinus alkaloids. *Ind. Crops Prod.* 5, 141–148. [https://doi.org/10.1016/0926-6690\(96\)88414-7](https://doi.org/10.1016/0926-6690(96)88414-7)
- Dracup, M., Turner, N.C., Tang, C., Reader, M., Palta, J., 1998. Lupins as crop plants: biology, production and utilization, in: *Responses to Abiotic Stresses.* CAB International, Wallingford, pp. 227–261.
- Espindola, G.M., Camara, G., Reis, I.A., Bins, L.S., Monteiro, A.M., 2006. Parameter selection for region-growing image segmentation algorithms using spatial autocorrelation. *Int. J. Remote Sens.* 27, 3035–3040. <https://doi.org/10.1080/01431160600617194>
- Florinsky, I. V., 1998. Accuracy of local topographic variables derived from digital elevation models. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 12, 47–61. <https://doi.org/10.1080/136588198242003>
- García-Díaz, P., Cassey, P., Norbury, G., Lambin, X., Montti, L., Pizarro, J.C., Powell, P.A., Burslem, D.F.R.P., Cava, M., Damasceno, G., Fasola, L., Fidelis, A., Huerta, M.F., Langdon, B., Linardaki, E., Moyano, J., Núñez, M.A., Pauchard, A., Phimister, E., Raffo, E., Roesler, I., Rodríguez-Jorquera, I., Tomasevic, J.A., 2021. Management Policies for Invasive Alien Species: Addressing the Impacts Rather than the Species. *Bioscience* 71, 174–185. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa139>
- Genuer, R., Poggi, J.-M., Tuleau-Malot, C., 2019. VSURF: Variable Selection Using Random Forests [WWW Document]. URL <https://cran.r-project.org/package=VSURF>
- Greaves, H.E., Vierling, L.A., Eitel, J.U.H., Boelman, N.T., Magney, T.S., Prager, C.M., Griffin, K.L., 2015. Estimating aboveground biomass and leaf area of low-stature Arctic shrubs with terrestrial LiDAR. *Remote Sens. Environ.* 164, 26–35. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.02.023>
- H2O.ai, 2021. R Interface for H2O.
- Habel, K., Grasman, R., Gramacy, R.B., Stahel, A., Sterratt, D.C., 2015. geometry: Mesh Generation and Surface Tesselation. R package version 0.3-6.

- Hansen, W., Wollny, J., Otte, A., Eckstein, R.L., Ludewig, K., 2020. Invasive legume affects species and functional composition of mountain meadow plant communities. *Biol. Invasions* 23, 281–296. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02371-w>
- Haralick, R.M., Shanmugam, K., Dinstein, I., 1973. Textural Features for Image Classification. *IEEE Trans. Syst. Man. Cybern.* SMC-3, 610–621. <https://doi.org/10.1109/TSMC.1973.4309314>
- Heerd, G.N.J. Ter, Verwij, G.L., Bekker, R.M., Bakker, J.P., 1996. An Improved Method for Seed-Bank Analysis: Seedling Emergence After Removing the Soil by Sieving. *Funct. Ecol.* 10, 144–151.
- Hijmans, R.J., 2019. raster: Geographic Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 2.8-19.
- Howard, A.G., Zhu, M., Chen, B., Kalenichenko, D., Wang, W., Weyand, T., Andreetto, M., Adam, H., 2017. MobileNets: Efficient Convolutional Neural Networks for Mobile Vision Applications.
- Karunaratne, S., Thomson, A., Morse-McNabb, E., Wijesingha, J., Stayches, D., Copland, A., Jacobs, J., 2020. The fusion of spectral and structural datasets derived from an airborne multispectral sensor for estimation of pasture dry matter yield at paddock scale with time. *Remote Sens.* 12. <https://doi.org/10.3390/rs12122017>
- Kawamura, K., Watanabe, N., Sakanoue, S., Inoue, Y., 2008. Estimating forage biomass and quality in a mixed sown pasture based on partial least squares regression with waveband selection. *Grassl. Sci.* 54, 131–145. <https://doi.org/10.1111/j.1744-697X.2008.00116.x>
- Kemker, R., Salvaggio, C., Kanan, C., 2018. Algorithms for semantic segmentation of multispectral remote sensing imagery using deep learning. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 145, 60–77. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.04.014>
- Klimkowska, A., Van Diggelen, R., Bakker, J.P., Grootjans, A.P., 2007. Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biol. Conserv.* 140, 318–328. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.08.024>
- Klinger, Y., Eckstein, L., Hansen, W., Kleinebecker, T., Otte, A., Ludewig, K., 2021. Mowing machinery and migratory sheep herds are complementary dispersal vectors for grassland species. *Appl. Veg. Sci.* 24. <https://doi.org/10.1111/avsc.12579>
- Klinger, Y.P., Eckstein, R.L., Horlemann, D., Otte, A., Ludewig, K., 2020. Germination of the invasive legume *Lupinus polyphyllus* depends on cutting date and seed morphology. *NeoBiota* 60, 79–95. <https://doi.org/10.3897/neobiota.60.56117>
- Klinger, Y.P., Harvolk-Schöning, S., Eckstein, R.L., Hansen, W., Otte, A., Ludewig, K., 2019. Applying landscape structure analysis to assess the spatio-temporal distribution of an invasive legume in the Rhön UNESCO Biosphere Reserve. *Biol. Invasions* 21, 2735–2749. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02012-x>
- Kong, B., Yu, H., Du, R., Wang, Q., 2019. Rangeland Ecology & Management Quantitative Estimation of Biomass of Alpine Grasslands Using Hyperspectral Remote Sensing. *Rangel. Ecol. Manag.* 72, 336–346. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2018.10.005>
- Kuhn, M., 2008. Building Predictive Models in R Using the caret Package. *J. Stat. Softw.* 28, 1–26. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.18637/jss.v028.i05>
- Li, X., Luo, J., Jin, X., He, Q., Niu, Y., 2020. Improving Soil Thickness Estimations Based on Multiple Environmental Variables with Stacking Ensemble Methods. *Remote Sens.* 12, 3609. <https://doi.org/10.3390/rs12213609>
- Ludewig, K., Hansen, W., Klinger, Y.P., Eckstein, R.L., Otte, A., 2021. Seed bank offers potential for active restoration of mountain meadows. *Restor. Ecol.* 29, 1–9.

<https://doi.org/10.1111/rec.13311>

- Ludwig, G., Schnittler, M., 1996. Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands, Schriftenreihe für Vegetationskunde 28. Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg.
- Lussem, U., Gnyp, M.L., Bareth, G., Lussem, U., Bolten, A., Menne, J., Gnyp, M.L., Schellberg, J., Bareth, G., 2019. Estimating biomass in temperate grassland with high resolution canopy surface models from UAV- based RGB images and vegetation indices. Lussem, Ulrike, al. "Estimating biomass Temp. Grassl. with high Resolut. canopy Surf. Model. from UAV-based RGB images Veg. indices." *J. Appl. Remote Sens.* 13, 034525. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.13.034525>
- Meier, C.I., Reid, B.L., Sandoval, O., 2013. Effects of the invasive plant *Lupinus polyphyllus* on vertical accretion of fine sediment and nutrient availability in bars of the gravel-bed Paloma river. *Limnologica* 43, 381–387. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.05.004>
- Mersmann, O., 2015. microbenchmark: Accurate Timing Functions.
- Oberdorfer, E., Dierssen, K., 1977. Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Fischer, Stuttgart.
- Olsoy, P.J., Glenn, N.F., Clark, P.E., Derryberry, D.W.R., 2014. Aboveground total and green biomass of dryland shrub derived from terrestrial laser scanning. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 88, 166–173. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjrs.2013.12.006>
- Otte, A., Maul, P., 2005. Verbreitungsschwerpunkte und struk-turelle Einnischung der Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus* Lindl.) in Bergwiesen der Rhön. [Spatialdistribution and structural niches of the invasive gardenlupine (*Lupinus polyphyphyllus* Lindl.) in mountainmeadows of th. *Tuexenia* 25, 151–182.
- Pan, B., Shi, Z., Xu, X., Shi, T., Zhang, N., Zhu, X., 2019. CoinNet: Copy Initialization Network for Multispectral Imagery Semantic Segmentation. *IEEE Geosci. Remote Sens. Lett.* 16, 816–820. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2018.2880756>
- Peppler-Lisbach, C., Könitz, N., 2017. Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes (Hessen, Niedersachsen) nach 25 Jahren. *Tuexenia* 37, 201–228. <https://doi.org/10.14471/2017.37.001>
- Peppler-Lisbach, C., Petersen, J., 2001. Calluno-Ulicetea Teil 1: *Nardetalia strictae*. Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands 1, 1–117.
- Piepenschnieder, M., Bühle, L., Hensgen, F., Wachendorf, M., 2016. Energy recovery from grass of urban roadside verges by anaerobic digestion and combustion after pre-processing. *Biomass and Bioenergy* 85, 278–287. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.12.012>
- Pullanagari, R., Kereszturi, G., Yule, I., 2018a. Integrating Airborne Hyperspectral, Topographic, and Soil Data for Estimating Pasture Quality Using Recursive Feature Elimination with Random Forest Regression. *Remote Sens.* 10, 1117. <https://doi.org/10.3390/rs10071117>
- Pullanagari, R., Kereszturi, G., Yule, I., 2018b. Integrating Airborne Hyperspectral, Topographic, and Soil Data for Estimating Pasture Quality Using Recursive Feature Elimination with Random Forest Regression. *Remote Sens.* 10, 1117. <https://doi.org/10.3390/rs10071117>
- Ramula, S., 2020. Annual mowing has the potential to reduce the invasion of herbaceous *Lupinus polyphyllus*. *Biol. Invasions* 22, 3163–3173. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02316-3>
- Ranal, M.A., Santana, D.G. de, Ferreira, W.R., Mendes-Rodrigues, C., 2009. Calculating germination measurements and organizing spreadsheets. *Rev. Bras. Botânica* 32, 849–855. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042009000400022>

- Richter, F., Fricke, T., Wachendorf, M., 2011. Influence of sward maturity and pre-conditioning temperature on the energy production from grass silage through the integrated generation of solid fuel and biogas from biomass (IFBB): 2. Properties of energy carriers and energy yield. *Bioresour. Technol.* 102, 4866–4875. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.020>
- Richter, F., Fricke, T., Wachendorf, M., 2010. Utilization of semi-natural grassland through integrated generation of solid fuel and biogas from biomass. III. Effects of hydrothermal conditioning and mechanical dehydration on solid fuel properties and on energy and greenhouse gas balances. *Grass Forage Sci.* 65, 185–199. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00737.x>
- Römerman, C., Tackenberg, O., Poschlod, P., 2005. Dispersibility Traits: Buoyancy, LEDA Data Standards Section 3.6.3 [WWW Document]. URL https://uol.de/fileadmin/user_upload/biologie/ag/landeco/download/LEDA/Standards/Leda-S3-6_dispersability_traits.pdf
- Rouse, J.W., Haase, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W., 1974. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. *Proc. Third ERTS Symp. NASA SP-351*, 10–14 December 1973, Washington, DC (washingt. NASA Sci. Tech. Inf. Off. 309–317).
- Safari, H., Fricke, T., Wachendorf, M., 2016a. Determination of fibre and protein content in heterogeneous pastures using field spectroscopy and ultrasonic sward height measurements. *Comput. Electron. Agric.* 123, 256–263. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2016.03.002>
- Safari, H., Fricke, T., Wachendorf, M., 2016b. Determination of fibre and protein content in heterogeneous pastures using field spectroscopy and ultrasonic sward height measurements. *Comput. Electron. Agric.* 123, 256–263. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2016.03.002>
- Sandau, R., 2005. *Digitale Luftbildkamera - Einführung und Grundlagen*. pp. 1–342.
- Schulze-Brüninghoff, D., Hensgen, F., Wachendorf, M., Astor, T., 2019. Methods for LiDAR-based estimation of extensive grassland biomass. *Comput. Electron. Agric.* 156, 693–699. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.11.041>
- Schulze-Brüninghoff, D., Wachendorf, M., Astor, T., 2021. Potentials and Limitations of WorldView-3 Data for the Detection of Invasive *Lupinus polyphyllus* Lindl. in Semi-Natural Grasslands. *Remote Sens.* 13, 4333. <https://doi.org/10.3390/rs13214333>
- Schulze-Brüninghoff, D., Wachendorf, M., Astor, T., 2021. Remote sensing data fusion as a tool for biomass prediction in extensive grasslands invaded by *L. polyphyllus*. *Remote Sens. Ecol. Conserv.* 7, 198–213. <https://doi.org/10.1002/rse2.182>
- Silleos, G., Alexandridis, T., Gitas, I., Perakis, K., 2006. Vegetation Indices : Advances Made in Biomass Estimation and Vegetation Monitoring in the Last 30 Years. *Geocarto Int.* 21, 21–28.
- Singh, L., Mutanga, O., Mafongoya, P., Peerbhay, K., 2017a. Remote sensing of key grassland nutrients using hyperspectral techniques in KwaZulu-Natal, South Africa. *J. Appl. Remote Sens.* 11, 036005. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.11.036005>
- Singh, L., Mutanga, O., Mafongoya, P., Peerbhay, K., 2017b. Remote sensing of key grassland nutrients using hyperspectral techniques in KwaZulu-Natal, South Africa. *J. Appl. Remote Sens.* 11, 036005. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.11.036005>
- Sun, Y., Zhang, X., Xin, Q., Huang, J., 2018. Developing a multi-filter convolutional neural network for semantic segmentation using high-resolution aerial imagery and LiDAR data. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 143, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.06.005>
- Swatantran, A., Dubayah, R., Roberts, D., Hofton, M., Blair, J.B., 2011. Remote Sensing of

- Environment Mapping biomass and stress in the Sierra Nevada using lidar and hyperspectral data fusion. *Remote Sens. Environ.* 115, 2917–2930. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.08.027>
- Theato, T., 2020. Automatic Segmentation of *Lupinus polyphyllus* in high-resolution Aerial Imagery using Deep Learning. University of Kassel.
- van Diggelen, R., van den Burg, J., Dijkstra, J.-P., Veninga, J., 2004. Experimentele monitoring Midden Groningen.
- Vécrin, M.P., Muller, S., 2003. Top-soil translocation as a technique in the re-creation of species-rich meadows. *Appl. Veg. Sci.* 6, 271–278. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00588.x>
- Volz, H., 2003. Ursachen und Auswirkungen der Ausbreitung von *Lupinus polyphyllus* Lindl. im Bergwiesenökosystem der Rhön und Maßnahmen zu seiner Regulierung. Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Wachendorf, M., Richter, F., Fricke, T., Graß, R., Neff, R., 2009. Utilization of semi-natural grassland through integrated generation of solid fuel and biogas from biomass. I. Effects of hydrothermal conditioning and mechanical dehydration on mass flows of organic and mineral plant compounds, and nutrient balances. *Grass Forage Sci.* 64, 132–143. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2009.00677.x>
- Wallace, L., Hillman, S., Reinke, K., Hally, B., 2017. Non-destructive estimation of above-ground surface and near-surface biomass using 3D terrestrial remote sensing techniques. *Methods Ecol. Evol.* 8, 1607–1616. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12759>
- Wang, C., Nie, S., Xi, X., Luo, S., Sun, X., 2017. Estimating the Biomass of Maize with Hyperspectral and LiDAR Data 9, 1–12. <https://doi.org/10.3390/rs9010011>
- Wijesingha, J., Astor, T., Schulze-Brüninghoff, D., Wengert, M., Wachendorf, M., 2020. Predicting Forage Quality of Grasslands Using UAV-Borne Imaging Spectroscopy. *Remote Sens.* 12, 126. <https://doi.org/10.3390/rs12010126>
- Wisskirchen, R., Haeupler, H., 1998. Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- With, K.A., 2002. The landscape ecology of invasive spread. *Conserv. Biol.* 16, 1192–1203. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01064.x>
- Xue, J., Su, B., 2017. Significant Remote Sensing Vegetation Indices : A Review of Developments and Applications 2017, 1–17. <https://doi.org/https://doi.org/10.1155/2017/1353691>

Anhang



In der mitteleuropäischen Kulturlandschaft ist ein steter Rückgang des Artenreichtums zu verzeichnen. Wichtige Ursachen für diesen Artenrückgang sind die Intensivierung oder die Aufgabe traditioneller Nutzungsformen. Besonders im Grünland der Mittelgebirge führen die nach Nutzungsaufgabe oder -änderung einsetzende sekundäre Sukzession und sich ausbreitende invasive Neophyten zu Artenrückgängen und in der Folge zu einer Verschlechterung der Mahd- und Futterqualität. In der Rhön verursacht die invasive Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus* L.) dauerhafte Veränderungen von Ökosystemprozessen und -funktionen (z. B. durch Stickstoffeintrag und Veränderung der Vegetationsstruktur). *L. polyphyllus* fördert so den Verlust schützenswerter Lebensräume insbesondere betroffen sind Goldhaferwiesen und Borstgrasrasen. Neben dem hohen floristischen Artenreichtum sind diese durch große faunistische Diversität gekennzeichnet und stellen deshalb besondere Schutzgüter des Naturschutzes dar.

Im Rahmen des Projekts „Management der Stauden-Lupine in Berg-Wiesen-Ökosystemen“ (gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt) werden seit 2017 Untersuchungen zur invasiven Stauden-Lupine, deren Ver- und Ausbreitung sowie der Restituirung der von ihr befallenen Bergwiesen durchgeführt. Im Zuge einer Fachtagung sollen die Ergebnisse vorgestellt und durch Beiträge und Erfahrungen externer Experten in einen Gesamtkontext gestellt werden. Forscher, Praktiker und Interessierte sind eingeladen, über neue Erkenntnisse zu diskutieren und gemeinsam einen Ausblick auf die Zukunft von Bergwiesen-Ökosystemen zu werfen.

Tagungsort
Online: Weitere Informationen erhalten Sie nach Ihrer Anmeldung.

Anmeldung
Mit einer E-Mail an brrhoen@req-ufz.bayern.de können Sie sich für die Fachtagung anmelden.

Anmeldeschluss ist der **29.05.2022**

Tagungsgebühr
Es wird keine Tagungsgebühr erhoben.

Veranstalter:

UNIKASSEL
VERSITÄT

JUSTUS-LIEBIG-
UNIVERSITÄT
GIESSEN

Biosphärenreservat
Rhön

DBU
Deutsche
Bundesstiftung Umwelt



**Management invasiver Pflanzenarten
in Bergwiesen – Ökosystemen**
Fachtagung

02. 06. 2022 | Online

DBU
Biosphärenreservat
Rhön

JUSTUS-LIEBIG-
UNIVERSITÄT
GIESSEN

UNIKASSEL
VERSITÄT

Impressum
Justus-Liebig-Universität Gießen
Professur für Landschaftsökologie und
Landschaftsplanung
Prof. Dr. Annette Otte
Heinrich-Buff-Ring 26-32
35392 Gießen

Universität Kassel
Grünlandwissenschaft und
Nachwachsende Rohstoffe
Prof. Dr. Michael Wachendorf
Steinstraße 19
37213 Wilzenhausen

Foto: Annette Otte, Gießen
Foto: Michael Wachendorf

Programm

02.06.2022

13:00 Uhr
Michael Geier (UNESCO-Biosphärenreservat Rhön, Verwaltung Bayern): Begrüßung, Übersicht über das Programm

13:10 Uhr
Kristin Ludewig (Universität Gießen): Einführung in die Thematik – Ursachen und Auswirkungen der Lupine-Ausbreitung, bisherige Managementstrategien in der Rhön

13:35 Uhr
Yves P. Klinger & Wiebke Hansen (Universität Gießen): Ausbreitungswege von *Lupinus polyphyllus* und Ergebnisse der Restituirung invadierter Bergwiesen in der Rhön

14:00 Uhr
Damian Schulze-Brüninghoff (Universität Kassel): Potentiale der Fernerkundung zur Quantifizierung und Klassifizierung von *L. polyphyllus* in extensiven Grünlandbeständen in der Rhön

14:25 Uhr
Kathrin Stenchly & Korbinian Kätzl (Universität Kassel): Grünschnitt mit Lupine als potenzielle Energiequelle & aktuelle Forschungen auf dem Gebiet der Verwertung von Restbiomassen

14:50 Uhr
Tobias Donath (Universität Kiel): Regulierung von Massenvorkommen des Jakobs-Greiskrautes (*Senecio jacobaea* L.) - Ziel erreichbar?

15:15 Uhr
Pause

16:00 Uhr
Nils Stanik (Universität Kassel): Einflüsse des Klimawandels und der Nutzung auf Arnika und magere Bergwiesen in der Rhön?

16:25 Uhr
Sarah Harvolk-Schöning (Universität Gießen): Ziel erreicht? - Mahdgutübertragung in der Renaturierungspraxis

16:50 Uhr
Joachim Schrautner & Natascha Oppelt (Universität Kiel): Entwicklung eines innovativen Management-konzeptes für ein nachhaltiges Grünlandmanagement

17:15 Uhr
Wolfram Güthler (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz): Möglichkeiten der Finanzierung von Maßnahmen zur naturverträglichen Bewirtschaftung, Landschaftspflege und Biodiversitätsförderung von artenreichen Wiesen und Weiden

17:40 Uhr
Annette Otte & Kathrin Stenchly (Universität Gießen, Universität Kassel): **Diskussionsrunde und Schlusswort**

18:00 Uhr
Ende der Veranstaltung



Abbildung 66: Flyer der Bergwiesenfachtagung