



Bayerisches Landesamt für Umwelt

LU:BW

Technische
Universität
München



Regulierung von *Senecio aquaticus* (Wasser-Kreuzkraut) in naturschutz-fachlich wertvollem Grünland

Abschlussbericht



Auftraggeber:



Bayerisches Landesamt für Umwelt

Bayerisches Landesamt für Umwelt – Bayerisches Artenschutzzentrum

Marcel Ruff

Bürgermeister-Ulrich-Str. 160
86179 Augsburg



Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg

Astrid Oppelt
Natascha Lepp

Griesbachstr. 1
76185 Karlsruhe

Auftragnehmer:



Technische Universität München
Lehrstuhl für Renaturierungsökologie

PD Dr. Harald Albrecht
Prof. Dr. Johannes Kollmann

Emil-Ramann-Str. 6
85354 Freising-Weihenstephan

Bearbeitung:

Marie-Therese Krieger, M.Sc.

In Kooperation mit:

Robert Bauer (LEV Ravensburg)
Holger Bayer (Baindt)
Susanne Dangel (Stadt Kempten)
Gerhard Gehring (Landratsamt Oberallgäu)
Dr. Kerstin Grant (LAZBW)
Alexander Martin (Seeg)

Simone Reyländer & Dr. Ulrich Weiland (Moorallianz Allgäu)
Andreas Stauss & Thomas Süß (Landratsamt Ostallgäu)

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	9
1.1	Problemstellung	9
1.2	Zielsetzung	11
2	Feldversuch auf den Untersuchungsflächen im Allgäu	12
2.1	Flächenübersicht und Versuchsanlage	12
2.2	Management und Datenerhebung	17
2.3	Ergebnisse des Feldversuchs	18
2.3.1	Populationsentwicklung von <i>J. aquatica</i>	18
2.3.2	Entwicklung generativer Pflanzen	23
2.3.3	Veränderungen in der Pflanzengemeinschaft	27
2.3.3.1	Veränderungen in der Artenzahl	27
2.3.3.2	Veränderungen in der funktionalen Diversität	29
2.3.3.3	Blütenangebot	32
2.3.4	Entwicklung nach Anpassung der Bewirtschaftung	34
2.4	Diskussion der Auswirkungen der Behandlungsvarianten	37
3	Samenbankanalyse	38
3.1	Methodik	38
3.2	Ergebnisse und Diskussion zur Samenbank)	38
4	Beschattungsexperiment	41
4.1	Zielsetzung	41
4.2	Aufbau und Durchführung	41
4.2.1	Gewächshausversuch	41
4.2.2	Feldversuch	42
4.3	Ergebnisse zur Entwicklung unter Beschattung	43
4.3.1	Gewächshausversuch	43
4.3.2	Feldversuch	45
4.4	Diskussion	49
5	Weitere Versuche	50
5.1	<i>Ex-situ</i> -Versuch zum Schnittregime	50
5.1.1	Aufbau und Durchführung	50

5.1.2	Ergebnisse und Diskussion des Versuchs zum Schnittregime	53
6	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	56
7	Danksagung	58
8	Literaturverzeichnis	59
9	Anhang	62

Abstract

Im Voralpenraum Süddeutschlands wurde in den letzten Jahren eine starke Zunahme des Wasser-Greiskrauts (*Jacobaea aquatica*) beobachtet. Da Greiskraut-Arten in allen Pflanzenteilen giftige Pyrrolizidinalkaloide enthalten, gefährdet die Ausbreitung von *J. aquatica* die Grünlandnutzung und -verwertung in den betroffenen Regionen. Managementstrategien für extensive Feuchtwiesen mit Naturschutzaufgaben fehlen bisher. Ziel dieses Projektes ist es daher, effiziente Methoden zur nachhaltigen Reduktion von *J. aquatica* zu entwickeln. Darüber hinaus sollen die Methoden einen möglichst geringen negativen Einfluss auf die Biodiversität des Feuchtgrünlands haben.

Der im Projekt verfolgte Ansatz basiert auf einer Unterdrückung des lichtbedürftigen Wasser-Greiskrauts durch seltene bzw. späte Mahd. Die angestrebte Ausdunkelung durch Reduktion der Mahd führte zu einem signifikanten Rückgang von *J. aquatica*. Eine Rückkehr zu einer zweischürigen Mahd ergab jedoch einen erneuten Anstieg der Populationen. Eine Wiederaufnahme der Nutzung als reiner Herbstschnitt Anfang September förderte mittelfristig ebenfalls die Keimung neuer Individuen. Versuche zum Wachstum unter verschiedenen Beschattungen und Schnittregimen zeigten, dass eine Reduktion der Lichtverfügbarkeit (ebenso wie hohe Konkurrenz) das Wachstum und Überleben von *J. aquatica* negativ beeinflusst. Eine hohe Schnitffrequenz kann zwar die Bildung von Samenköpfen verhindern, führte aber im Feld zu einem erhöhten Vorkommen. Die Managementmaßnahmen zeigten nur geringe negative Auswirkungen auf den Artbestand der einzelnen Flächen. Zwar gab es eine deutliche Verschiebung der Deckungsanteile mit ausgeprägter Dominanz von Grasartigen und geringerem Blütenangebot insektenbestäubter Arten, es gingen jedoch kaum Arten verloren.

Insgesamt erwies sich der Ansatz der Ausdunkelung als zielführend, um das Vorkommen von Greiskraut-Pflanzen in naturschutzfachlich wertvollem Feuchtgrünland zu reduzieren. Eine Brachlegung der Flächen, sowie eine Umstellung auf eine jährliche Mahd im Herbst waren dabei am effektivsten. Je nach Stärke des Befalls sollte die Managementintensität entsprechend reduziert und die Bekämpfung über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden. Bei einer Wiederaufnahme der Nutzung muss unbedingt darauf geachtet werden, dass die Bestände möglichst geschlossen bleiben und offene Bodenstellen vermieden werden. Die Reproduktion von *J. aquatica* soll durch Mahd und Ausstechen verhindert werden. Eine Verschiebung des ersten Schnittzeitpunktes oder eine generelle Umstellung der Bewirtschaftung auf eine einschürige Nutzung kann hierbei die erzielte Reduktion nachhaltig unterstützen. Auf mittelproduktiven Flächen kann die forcierte Folgenutzung je nach Effektivität der Reduktion mit einer regulären zweischürigen Nutzung jeweils im Wechsel durchgeführt werden.

Zusammenfassung

Problem und Zielsetzung

Anlass des Projekts war die starke Zunahme des Wasser-Greiskrauts (*Jacobaea aquatica*) im Voralpenraum Süddeutschlands während der letzten Jahre. Diese Zunahme betrifft neben intensiv genutztem Wirtschaftsgrünland vor allem extensiv bewirtschaftete Feuchtwiesen und Naturschutz-grünland. Da Greiskraut-Arten in allen Pflanzenteilen giftige Pyrrolizidinalkaloide enthalten, gefährdet die Ausbreitung von *J. aquatica* die Grünlandnutzung in den betroffenen Regionen. Während für konventionell und ökologisch bewirtschaftetes Grünland mittlerweile forschungsbasierte Managementempfehlungen vorliegen, fehlen entsprechende Studien für extensiv bewirtschaftete Feuchtwiesen mit naturschutzfachlicher Schutzkulisse.

Ziel dieses Projektes war es, effiziente Methoden zur nachhaltigen Reduktion von *J. aquatica* auf extensiv genutzten, naturschutzfachlich relevanten Flächen zu entwickeln. Darüber hinaus sollen die entwickelten Methoden einen möglichst geringen negativen Einfluss auf die Biodiversität des Feuchtgünlands haben. Einer der im vorliegenden Projekt verfolgten Ansätze zur Reduktion basiert auf der sogenannten Ausdunkelung, bei der durch seltene bzw. späte Mahd ein dichter und konkurrenzkräftiger Pflanzenbestand entsteht, der zur Unterdrückung des lichtbedürftigen Wasser-Greiskrauts führt. Grundlage hierbei war ein die Beschattung förderndes Schnittregime zur Reduktion der Biomasse- und Samenproduktion von *J. aquatica*. Dieser Ansatz wurde an sechs Standorten mit vergleichsweise geringer Produktivität im bayerischen und württembergischen Allgäu verfolgt. An sieben anderen, etwas produktiveren Versuchsstandorten wurde ein zweiter Ansatz verfolgt, bei dem neben dieser Ausdunkelung auch ein Schnittregime getestet wurde, das durch Schnitt zur Blütezeit die Reproduktion von *J. aquatica* minimieren sollte.

Um die Reaktion von *J. aquatica* auf die im Feldversuch angewandten Maßnahmen besser zu verstehen, wurde in *Ex-situ*-Versuchen außerdem die Wirkung von Einzelfaktoren untersucht. Hierzu wurden unter standardisierten Bedingungen im Gewächshaus Untersuchungen zur Reaktion auf Beschattung und zur Entwicklung unter verschiedenen Schnittintervallen, Schnitthöhen und Konkurrenzstufen durchgeführt. Die Ergebnisse wurden mit Daten aus dem Feldversuch (Beschattung) beziehungsweise Daten aus einem Freilandversuch in Pulling bei Freising (Schnitthäufigkeit und -höhe) verglichen.

Ergebnisse

Bereits am Ende der ersten Projektphase (Phase 1, 2018–2019 ‚Schwerpunkt Ausdunkelung durch Mahdreduktion‘) zeigte sich eine deutliche Reduktion des Befalls mit *J. aquatica* in den Ausdunkelungsvarianten beider Standorttypen, während in der zweiten Projektphase (Phase 2, 2020–2021 ‚Wiederaufnahme der Mahd und teilweise Rückkehr zu regulärer Bewirtschaftung‘) gemischte Ergebnisse erzielt wurden. Auf den geringproduktiven Standorten (bis 4 dt ha⁻¹ a⁻¹ Ertrag, Mahd ab Anfang Juli) erfolgte die größte Reduktion der Individuenzahl in den Varianten ‚Brache 3 Jahre‘ sowie ‚Spätmahd August mit Festmist‘. Als Folgenutzung ist ein einschüriger Schnitt Anfang Juli, gegebenenfalls mit einer zusätzlichen geringen Festmisdüngung empfehlenswert. Dabei ist aber zu beachten, dass bei einem einschürigen Schnitt kurz vor der Blüte die überlebenden Individuen durch die erhöhte Lichtverfügbarkeit gefördert werden, was zu einer Erhöhung des Samenvorrats im Boden führen kann, da die Samenbildung nicht verhindert wird. Eine Wiederaufnahme der Nutzung als reiner Herbstschnitt Anfang September förderte mittelfristig die Keimung neuer Individuen.

Auf den produktiveren Standorten (6–8 dt ha⁻¹ a⁻¹ Ertrag, Mahd ab Mitte Juni) erfolgte die größte Reduktion in den Varianten ‚Spätmahd Oktober‘ sowie ‚Mahd Juni‘. In diesen Varianten kam es zu einer deutlichen Reduktion der Gesamtpopulation sowie zu einer Abnahme blühender Individuen während der ersten Projektphase. Die Samenbank im Boden verringerte sich ebenfalls im Laufe der Ausdunkelung. Diese Effekte wurden jedoch durch die erneute zweischürige Mahd in Phase 2 aufgehoben, es kam in den meisten Varianten zu einem erneuten Anstieg der *J. aquatica*-Population. Auch die Brachlegung erwies sich in diesem Flächentyp als wenig erfolgversprechend, da hier ein Wiedereinsetzen der Nutzung einen erneuten Anstieg der Populationen von *J. aquatica* zur Folge hatte. Dies lässt sich wahrscheinlich auf den in diesen Varianten starken Rückgang an krautigen Pflanzen und die dadurch entstehenden Lücken im Bestand zurückführen, die dann für offene Bodenstellen nach dem ersten Schnitt und dadurch günstige Verhältnisse für die Etablierung von *J. aquatica* sorgen. Auch eine Erhöhung der Schnittfrequenz mit Mahd zur Hauptblütezeit ist für diesen Flächentyp nicht empfehlenswert.

Die Ergebnisse der Versuche zur Lichtverfügbarkeit zeigen, dass der im Projekt verfolgte Ansatz der Ausdunkelung deutliche Auswirkungen auf das Überleben der Individuen sowie auf deren Reproduktion hat. Ausdunkelung bietet also die Möglichkeit, die Populationsentwicklung von *J. aquatica* zu regulieren, auch wenn auf den hier untersuchten Flächentypen die Reduktion der Lichtverfügbarkeit geringer ausfiel als in den *Ex-Situ*-Versuchen. Eine reduzierte Mahd fördert hierbei einen dichten, hohen und somit konkurrenzkräftigen Pflanzenbestand, der zu einer Unterdrückung von *J. aquatica* führt. Allerdings zeigten die unter standardisierten Bedingungen im Gewächshaus durchgeführten Versuche zum Wachstum unter Beschattung, dass das auf die Rosette fallende Licht um mehr als 80 % reduziert werden muss, um eine entsprechende Beeinträchtigung des Wasser-Greiskrauts zu erreichen. Die vorliegenden Bestandsmessungen belegen, dass solche Werte auf den Grünlandschlägen nur selten erreicht werden. Eine Anpassung des Schnittregimes an die Blühphasen war im Feldversuch nicht zielführend und auch im Versuch unter standardisierten Bedingungen zeigte sich die hohe Schnitttoleranz von *J. aquatica*. Ein Zeitfenster von sechs Wochen reicht offenbar aus, dass die Pflanzen sich von der Rosettenphase bis zur Samenreife entwickeln können. Unter starker Konkurrenz verringert sich jedoch sowohl die Reproduktion der Pflanzen als auch die Lebensspanne deutlich, was ebenfalls für eine Förderung des umstehenden Bestandes durch reduzierte Mahdhäufigkeit und folglich Ausdunkelung spricht.

Ein weiterer Aspekt des Projektes ist die Auswirkung der unterschiedlichen Managementmaßnahmen auf die pflanzliche Diversität. Die Managementmaßnahmen zeigten nur geringe negative Auswirkungen auf den Artbestand der einzelnen Flächen. Zwar gab es in allen Varianten eine deutliche Verschiebung der Deckungsanteile hin zu einer ausgeprägten Dominanz von Grasartigen, es gingen jedoch kaum Arten verloren. Trotz dieser geringen Einflüsse auf die pflanzliche Artenvielfalt kann es zu Auswirkungen auf die gesamte Biodiversität durch eine Verringerung des Blütenangebots für Insekten kommen. Das erhobene Blütenangebot im dritten Projektjahr war generell sehr gering, der farbliche Blühaspekt war jedoch vor allem im Frühsommer sehr divers. Alles in allem sind die zu erwartenden Auswirkungen der Managementmaßnahmen auf die Biodiversität gering.

Bewertung und Empfehlungen

Das wohl wichtigste Ergebnis des vierjährigen Parzellenversuchs ist, dass die angestrebte Ausdunkelung durch Reduktion und Verschiebung der Mahd zu einem signifikanten Rückgang von *J. aquatica* führte. Möglicherweise hatte die vergleichsweise trockene Witterung der ersten Versuchsjahre diese Entwicklung unterstützt. Da sich die Behandlungsvarianten dennoch weiterhin von der Kontrolle mit zweischürigem Schnitt unterschieden, kann davon ausgegangen werden, dass die erhöhte Bestandsdichte und die dadurch bedingte Reduktion der Lichtverfügbarkeit großen Einfluss auf die Zielart hatte. Die reduzierte Bewirtschaftungsintensität während der ersten Projektphase hatte somit unabhängig vom Standorttyp einen negativen Einfluss auf das Vorkommen von *J. aquatica*. Eine Wiederaufnahme des ortsüblichen zweischürigen Mahdregimes führte zu einem erneuten Anstieg in der Populationsdichte von *J. aquatica*. Dies zeigt, dass nicht nur eine konsequente Umsetzung der Bekämpfung wichtig ist, sondern ebenso eine langfristige ‚Nachsorge‘ in Form einer dauerhaft angepassten Nutzungsintensität in Verbindung mit der Vermeidung offener Bodenstellen und einer Verhinderung der Reproduktion von *J. aquatica* durch gezielte Mahd und Ausstechen.

Insgesamt erwies sich der Ansatz der Ausdunkelung als zielführend, um das Vorkommen von Greiskraut-Pflanzen in naturschutzfachlich wertvollem Feuchtgrünland zu reduzieren. Eine Brachlegung der Flächen sowie eine Umstellung auf eine jährliche Mahd im Herbst waren dabei am effektivsten. Je nach Stärke des Befalls sollte die Managementintensität entsprechend vermindert und die Bekämpfung über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden. Von einer langfristigen Brachlegung ist abzu-sehen, da diese die Diversität der Feuchtwiesen beeinträchtigt und die spezifische Artenkombination der Sumpfdotterblumenwiesen (*Calthion*) damit verloren geht. Eine Verschiebung des Schnittzeitpunktes oder eine kurzzeitige Brachlegung zeigte nur geringe Auswirkungen auf die Biodiversität. Zusätzlich zur konsequenten Umsetzung der jeweiligen Managementstrategie ist vor allem eine Vermeidung von offenen Bodenstellen und die Förderung einer dichten Vegetation wichtig, um vorhandene Greiskraut-Pflanzen zu schwächen und die Wiederansiedelung aus der Samenbank zu verhindern.

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Etwa ein Drittel der in Bayern landwirtschaftlich genutzten Fläche wird dem Grünland zugerechnet. Extensiv genutztes Grünland leistet einen wichtigen Beitrag zum Erhalt der Biodiversität in der heutigen Agrarlandschaft (DENGLER et al. 2014; HEINZ et al. 2015), weshalb der Fortbestand artenreicher Flächen durch angepasste Nutzung gesichert werden muss (TISCHEW et al. 2018). Veränderungen in der Vegetationsstruktur können einerseits zu einem Rückgang der Artenvielfalt, zusätzlich aber auch zu einem vermehrten Auftreten unerwünschter Arten führen (JUNG 2014; KOLLMANN & BRÄUCHLER 2016). Solche unerwünschten Beikräuter mindern den Futterwert des Aufwuchses, da sie oft schwer verdaulich sind, schlecht schmecken (sogenannte Platz- und Nährstoffräuber) oder als Giftpflanzen eine schädigende Wirkung auf den tierischen Organismus haben (ELSÄSSER et al. 2010). Eine dieser giftigen Arten ist *Jacobaea aquatica* (ehem. *Senecio aquaticus*, Wasser-Kreuzkraut jetzt Wasser-Greiskraut), eine im Feuchtgrünland Deutschlands heimische Art. Pflanzensoziologisch lässt sich das Vorkommen von *J. aquatica* größtenteils dem Verband der Sumpfdotterblumenwiesen (*Calthion*) zuordnen (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Die Verbreitungsschwerpunkte der Art lagen bisher im Feuchtgrünland Nordwest- und Süddeutschlands (Abb. 1). In den letzten Jahren wurde aus Norddeutschland ein deutlicher Rückgang der Art vermeldet (DIEKMANN et al. 2019), der dazu führte, dass die Art inzwischen regional als bedroht eingestuft wird (Rote Liste Schleswig-Holstein: Kategorie 2 – stark gefährdet). Dem entgegen steht die Beobachtung einer starken Zunahme im deutschsprachigen Alpenraum (Österreich, Südbayern, Oberschwaben und Schweiz) bis hin zu Meldungen über die Bildung von lokalen Dominanzbeständen (BOSSHARD et al. 2003; SUTER & LÜSCHER 2008; SUTTNER et al. 2016). In regulär bewirtschaftetem Feuchtgrünland zeigt sich keine deutliche Abhängigkeit der Art von der Nutzungsintensität (Untersuchung auf konventionell sowie ökologisch bewirtschafteten Flächen mit 1–6 Schnitten: KUHN et al. 2022), besondere Einschränkungen bei der Regulierung gibt es jedoch in extensiv bewirtschaftetem Naturschutz-Grünland.

Ähnlich wie andere Greiskraut-Arten enthält auch *J. aquatica* Pyrrolizidin-Alkaloide (PA), welche die gesamte Pflanze (insbesondere während der Blüte) giftig für Säugetiere machen (CHIZZOLA et al. 2010; LEISS 2011). Die verschiedenen PAs (u.a. Erucifolin, Senecionin und Seneciphyllin) sind akut lebertoxisch und haben kanzerogene Wirkung (GOTTSCHALK et al. 2018). Darüber hinaus werden die Giftstoffe in der Leber angereichert. Eine stetige Aufnahme von mit Greiskraut versetztem Futter kann dementsprechend zum Tod des Tieres führen. Untersuchungen haben gezeigt, dass die Giftstoffe überaus stabil und auch noch in Heu und Silage feststellbar sind (CHIZZOLA et al. 2018). Weiter besteht die Gefahr einer Toxin-Übertragung in Milch und Honig (HOOGENBOOM et al. 2011; KEMPF et al. 2010). Die zunehmende Ausbreitung von *J. aquatica* stellt damit die Futterverwertung des Grünlandaufwuchses im Voralpenraum (GEHRING et al. 2021) in Frage und gefährdet die weitere Bewirtschaftung der betroffenen Flächen. Zusätzlich stellt die umweltgerechte Entsorgung des kontaminierten Mahdguts ein erhebliches Problem dar.

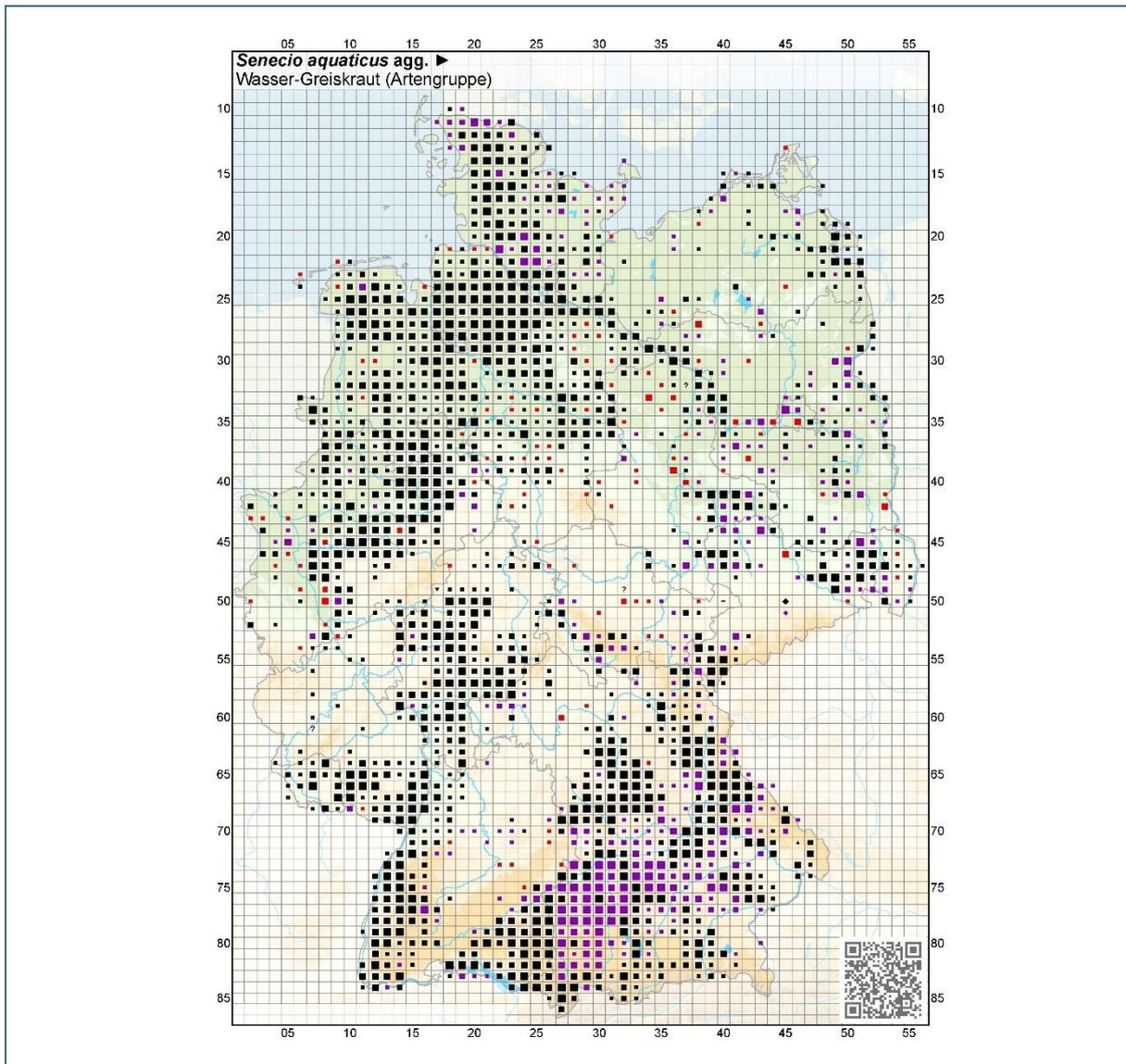


Abb. 1: Verbreitung von Wasser-Greiskraut (*Jacobaea aquatica* (Hill) G. Gaertn., B. Mey. & Scerb.) in Deutschland (Karte: Netzwerk Phytodiversität Deutschland und Bundesamt für Naturschutz, 2013). Die Größe der Quadrate gibt die Häufigkeit des Vorkommens in der Rasterkartierung an, die Farben beziehen sich auf den Nachweiszeitraum (rot: vor 1950, lila: zwischen 1950 und 1980, schwarz: nach 1980).

1.2 Zielsetzung

Bisherige Untersuchungen auf (konventionell) intensiv bewirtschafteten Grünlandbeständen beinhalteten vor allem Dünge- und Herbizidmaßnahmen als Bekämpfungsstrategien (GEHRING et al. 2021; GEHRING & THYSSEN 2015; SUTER et al. 2012). Diese Ansätze sind aufgrund von Umweltauflagen für ökologisch wirtschaftende Betriebe und extensiv genutzte (Naturschutz-)Flächen nicht zulässig. Entsprechende Maßnahmen zur Regulierung von *J. aquatica* auf naturschutzfachlich relevanten Flächen wurden jedoch bislang nur ansatzweise untersucht (BASSLER et al. 2016). Das vorliegende Projekt diene deshalb dazu, Managementkonzepte zu entwickeln, bei denen vor allem durch die Konkurrenz des Pflanzenbestandes und ein angepasstes Schnittregime eine Reduktion des Besatzes mit *J. aquatica* erreicht wird.

Einer der im vorliegenden Projekt verfolgten Ansätze zur Reduktion basiert auf der sogenannten **Ausdunkelung**, bei der durch seltene bzw. späte Mahd ein hoher und konkurrenzkräftiger Pflanzenbestand entsteht, der zur Unterdrückung des lichtbedürftigen Wasser-Greiskrauts führt. Grundlage hierbei ist die **Förderung der Beschattung** und die **Optimierung des Schnittregimes** zur Reduktion der Biomasse- und Samenproduktion von *J. aquatica*. Dieser Ansatz wurde an sechs Standorten mit vergleichsweise geringer Produktivität (bis 4 dt ha⁻¹ a⁻¹ Ertrag) im bayerischen und württembergischen Allgäu verfolgt. An sieben weiteren, etwas produktiveren Versuchsstandorten (6–8 dt ha⁻¹ a⁻¹ Ertrag) wurde ein zweiter Ansatz verfolgt, bei dem neben der Ausdunkelung auch ein Mahdregime getestet wurde, das durch Schnitt zur Blüte die Reproduktion von *J. aquatica* minimieren soll.

Ziel dieses Projektes ‚Regulierung von *Senecio aquaticus* (Wasser-Kreuzkraut) in naturschutzfachlich wertvollem Grünland‘ war es, **effiziente Methoden zur nachhaltigen Reduktion von *J. aquatica*** auf extensiv genutzten, naturschutzfachlich relevanten Flächen zu entwickeln. Darüber hinaus sollten die entwickelten Methoden einen **möglichst geringen negativen Einfluss auf die pflanzliche Diversität** des Feuchtgrünlands haben.

Um die Reaktion von *J. aquatica* auf die im Freiland angewandten Maßnahmen einschätzen und verstehen zu können, wurde außerdem in *Ex-situ*-Versuchen die **Wirkung von Einzelfaktoren** untersucht. Hierzu wurden unter standardisierten Bedingungen im Gewächshaus Untersuchungen zur Reaktion auf Beschattung, Schnitthäufigkeit und Schnitthöhe sowie zur Regeneration aus der Wurzel durchgeführt. Die Ergebnisse wurden mit Daten aus dem Feldversuch (Beschattung) beziehungsweise Daten aus einem Freilandversuch in Pulling bei Freising (Schnitthäufigkeit und -höhe) verglichen.

2 Feldversuch auf den Untersuchungsflächen im Allgäu

2.1 Flächenübersicht und Versuchsanlage

Am 25. April 2018 wurden mit den Projektpartnerinnen und Projektpartnern der Allgäuer Moorallianz (in Zusammenhang mit dem dortigen durch den Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) finanzierten Projekt ‚Innovativer Klima- und Moorschutz im Ostallgäu‘), des Landschaftserhaltungsverbandes (LEV) Ravensburg, des Landwirtschaftlichen Zentrums Baden-Württemberg (LAZBW) und der Stadt Kempten geeignete Versuchsflächen im bayerischen und württembergischen Allgäu begutachtet. Auf insgesamt 13 Versuchsflächen war der Besatz an *J. aquatica* hoch genug (min. 2 Pflanzen m^{-2}) und über eine für den Versuch ausreichend große Fläche verteilt. Eine weitere begutachtete Fläche wurde nicht in das Projekt aufgenommen, da durch vorherige Nutzungsaufgabe kaum *J. aquatica*-Rosetten unter dem Aufwuchs zu finden waren. Anhand der bisherigen Nutzung (u.a. Schnittzeitpunkt und -frequenz) und des geschätzten Ertrags wurden die Untersuchungsflächen in zwei Standorttypen aufgeteilt: Typ A – sechs extensiv genutzte Flächen mit geringer Produktivität bis $4 \text{ dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Ertrag und erstem Schnitt ab Anfang Juli; und Typ B – sieben mittelproduktive Flächen mit $6\text{--}8 \text{ dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Ertrag und erstem Schnitt ab Mitte Juni (Abb. 2).

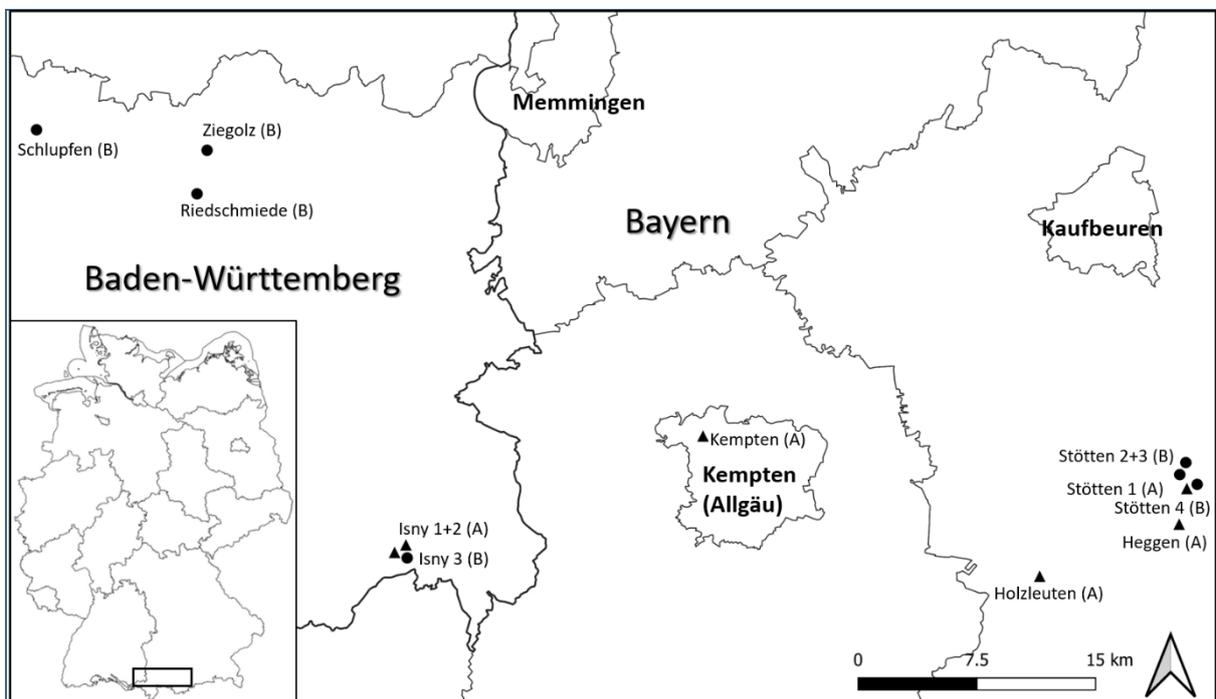


Abb. 2: Übersichtskarte der 13 Versuchsflächen zur Bekämpfung von *Jacobaea aquatica* auf naturschutzfachlich wertvollem Grünland im Allgäu. (Typ A – extensive Flächen mit geringer Produktivität; Typ B – mittelproduktive Flächen).

Eine im ersten Versuchsjahr durchgeführte Bodenanalyse zeigte, dass die Versuchsflächen überwiegend auf anmoorigen bis moorigen, mäßig sauren Böden lagen, die auch zu Wasserstau neigten (Pseudogleye, Gleye oder Hoch- bzw. Niedermoor; Tab. 1). Alle Flächen wurden durch die Jahresniederschläge zwischen 974 und 1448 mm (Median 2018-2021) gut mit Wasser versorgt. Eine Auswertung der Daten des Deutschen Wetterdienstes zeigte aber, dass im Zeitraum 2018–2021 die für die Entwicklung von *J. aquatica* optimalen Sommerniederschläge (Juni–Aug) von über 380 mm nur in den Jahren 2020 und 2021 auf allen Flächen erreicht wurden (DWD – DEUTSCHER WETTERDIENST; GEHRING et al. 2021; Tab. 2). In den ersten beiden Versuchsjahren lagen sie mit durchschnittlich 261 mm (2018) deutlich und mit 346 mm (2019) immer noch knapp darunter.

Mit einer Ost–West-Ausdehnung von über 76 km erstrecken sich die räumlich teilweise geklumpten Versuchsflächen über einen weiten Teil der Voralpenregion Süddeutschlands. Dies ermöglicht, gemeinsam mit der Anzahl der Versuchsflächen, eine repräsentative Auswertung der Wirksamkeit der getesteten Maßnahmen für die gesamte Region. Je nach Standorttyp wurde ein Parzellenversuch mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensitäten eingerichtet. Die Anlage der Parzellenblöcke auf den Versuchsflächen erfolgte nach Abstimmung mit den Flächeneigentümern. Für den Standorttyp A wurden fünf und für den Standorttyp B acht Regulierungsvarianten angelegt (Tab. 3). Auf den Versuchsflächen ‚Schlupfen‘ (B-Fläche) und ‚Isny-Nord‘ (A-Fläche) wurden die Varianten in jeweils drei Wiederholungen angelegt.

Die 3,7 m × 6,0 m großen Versuchspartellen wurden in einer Reihe errichtet und mit farbigen Holzpfosten markiert (Abb. 3, 4). Um mögliche Verwechslungen bei der Pflege der Partellen zu vermeiden, wurden diese auf allen Versuchsflächen in der gleichen Reihenfolge angeordnet. Um die Pflege der Partellen zu vereinfachen und unerwünschten Samenproduktion in den Zwischenräumen zu vermeiden, wurden keine Abstandsstreifen zwischen den Partellen angelegt. Zusätzlich wurde auf jeder Versuchsfläche außerhalb des Partellenblocks eine regulär vom Flächennutzer bewirtschaftete Referenzpartelle ausgemessen, die zur Kontrolle der Entwicklung des Bestandes dient. In jeder Partelle wurden je drei 1 m × 1 m große Zählquadrate festgelegt, von denen jeweils zwei Ecken eingemessen und mit im Boden vergrabenen Dauermagneten markiert wurden. Da für die Bewertung der Maßnahmen entscheidend war, dass die Abundanz von *J. aquatica* sowohl zu- als auch abnehmen konnte, wurden bei der Auswahl der Zählquadrate darauf geachtet, dass zu Beginn mindestens eine *J. aquatica*-Pflanze pro Quadrat vorhanden war. Die detaillierten Partellenpläne mit der jeweiligen Bewirtschaftung für die zwei Standorttypen A (‚geringe Produktivität‘) und B (‚mittlere Produktivität‘) sowie eine Übersicht der einzelnen Mahdtermine befinden sich im Anhang (Abb. 33–35).

Im Zuge der Verlängerung des Projekts im Untersuchungsjahr 2021 wurde eine Anpassung der Behandlungen beschlossen. Da sich durch die Ausweitung des Untersuchungszeitraums die Möglichkeit ergab, die Effekte einer dreijährigen Brache zu untersuchen, wurde die für 2020 vorgesehene Mahd der Variante 1c der geringproduktiven Flächen (A-Flächen) gestrichen. Damit sind in dieser Variante Aussagen darüber möglich, wie sich ein dreijähriger Mahdverzicht auf die Populationen von *J. aquatica* auswirkt. Die Behandlungen der anderen Varianten wurde beibehalten und die entsprechende Folgenutzung um ein Jahr verlängert (Tab. 3). Die vier Untersuchungsjahre 2018 bis 2021 zeigen somit die kurzfristigen Auswirkungen der einzelnen Behandlungsvarianten auf die Abundanz von *J. aquatica* sowie deren mittelfristige Entwicklung unter Wiederaufnahme eines (angepassten) Mahdregimes.

Tab. 1: Übersicht über die Versuchsfelder des Parzellenversuchs auf den Standorten mit geringer (Typ A) und mittlerer Produktivität (Typ B). Gegeben sind Höhe über NN, Jahresmitteltemperatur und mittlerer Jahresniederschlag (www.climate-data.org), Bodentyp (Bodenübersichtskarte) und Bodenparameter aus Bodenanalyse (Agrolab).

Fläche und Standorttyp	Höhe [m]	Temp. [°C]	Niederschlag [mm]	Bodentyp	pH	Org.S (%)	N _{ges} (%)	C/N-Verh.
Heggen (Typ A)	730	8,6	1033	Hochmoor	5,9	22,1	0,84	15
Holzleuten (Typ A)	843	7,8	1448	Gley	5,1	24,9	1,05	14
Isny 1 (Nord) (Typ A)	681	8,4	1140	Niedermoor	5,4	39,3	1,81	13
Isny 2 (Süd) (Typ A)	684	8,4	1140	Niedermoor	5,2	30,0	1,31	13
Kempton (Typ A)	708	8,7	1218	Niedermoor	4,3	54,4	1,40	23
Stötten 1 (Süd) (Typ A)	729	8,6	1033	Niedermoor	5,2	32,5	1,26	15
Isny 3 (Süd) (Typ B)	684	8,4	1140	Niedermoor	5,3	27,7	1,22	13
Riedschmiede (Typ B)	649	8,4	1140	Podsol	5,0	11,9	0,51	14
Schlupfen (Typ B)	576	9,9	974	Podsol	5,7	43,4	1,74	15
Stötten 2 (West_2) (Typ B)	726	8,6	1033	Hochmoor	5,3	36,1	1,45	14
Stötten 3 (West_1) (Typ B)	728	8,6	1033	Hochmoor	4,7	39,2	1,40	16
Stötten 4 (Süd) (Typ B)	733	8,6	1033	Braunerde-Pseudogley	6,3	28,6	1,15	14
Ziegelz (Typ B)	650	8,4	1140	Niedermoor	5,5	16,5	0,72	13

Tab. 2: Sommerniederschläge (Medianwerte der Monate Juni bis August in mm) während der Untersuchungs-jahre 2018 bis 2021 an fünf den Versuchsfeldern nächstgelegenen Klimamessstationen (DWD).

Messstation	2018	2019	2020	2021	Median
Kaufbeuren-Oberbeuren	248,9	344,5	548,6	562,3	446,6
Oy-Mittelberg	349,0	523,5	625,9	654,9	574,7
Kempton	261,3	297,2	561,2	589,1	429,2
Leutkirch-Herlazhofen	274,9	366,3	580,5	521,1	443,7
Weingarten Kr. Ravensburg	201,4	346,0	408,1	514,2	377,1
<i>Durchschnitt Juni–August</i>	<i>261,3</i>	<i>346,0</i>	<i>561,2</i>	<i>562,3</i>	<i>443,7</i>

Tab. 3: Überblick über die einzelnen Behandlungsvarianten des Parzellenversuchs auf den Flächen mit geringer (A) und mittlerer Produktivität (B). Gegeben sind Name und Abkürzung der Variante sowie die Bewirtschaftung in den Projektphasen 1 – Ausdunkelung und 2 – Wiederaufnahme der Mahd. Die Varianten 1a und 1b der mittelproduktiven Flächen (Flächentyp B) konnten aufgrund eines Managementfehlers 2019 jeweils nur auf einem Teil der Versuchsflächen durchgeführt werden.

Flächentyp	Abkürzung	Name	Projektphase 1 (2018–2019)	Projektphase 2 (2020–2021)
A	1a	Brache (1J), Mahd Juli	Brache (1 Jahr), Mahd 01.07	Mahd 01.07
A	1b	Brache (1J), Mahd Sept	Brache (1 Jahr), Mahd 01.09	Mahd 01.09
A	1c	Brache (3J)	Brache	Brache (1 Jahr), Mahd 01.07
A	2	Spätmahd Aug + Festmist	Spätmahd August + Festmist	Mahd 01.07 + Festmist
A	ref	Ref ‚Allgäu‘ Juli/Sept	Mahd 01.07 und 01.09	Mahd 01.07 und 01.09
B	1a	Brache (1J), Mahd Sept	Brache (1 Jahr), Mahd 01.09	Mahd 01.07 + 01.09
B	1b	Brache (2J)	Brache	Mahd 01.07 + 01.09
B	2	Spätmahd Aug	Spätmahd August	Mahd 01.07 + 01.09
B	3a	Spätmahd Okt (2J)	Spätmahd Oktober	Mahd 01.07 + 01.09
B	3b	Spätmahd Okt (3J)	Spätmahd Oktober	Spätmahd Oktober (1 Jahr), Mahd 01.07 + 01.09
B	4a	Mahd Juni, F2	Mahd Juni	Mahd 01.07 + 01.09
B	4b	Mahd Juni, Fref	Mahd Juni	Mahd 15.06 + 15.08
B	5	Mahd Juni/Juli/Sept	Mahd 15.06 + 15.07 + 01.09	Mahd 15.06 + 15.07 + 01.09
B	ref	Referenz Allgäu	Mahd 15.06 und 15.08	Mahd 15.06 und 15.08



Abb. 3: Parzellenaufbau auf der Versuchsfläche bei Holzleuten. Auf dem Standorttyp mit geringer Produktivität wurden insgesamt fünf Bewirtschaftungsvarianten getestet.



Abb. 4:
Parzellenaufbau auf der Versuchsfläche Stötten-Süd. Auf dem Standorttyp mit mittlerer Produktivität wurden insgesamt acht Bewirtschaftungsvarianten getestet.

Im Jahr 2022 wurden die Versuchsparzellen wieder in die Gesamtfläche integriert. Um die langfristige Wirkung der Maßnahmen zu überprüfen, wurden Anfang 2022 neue Bewirtschaftungsvereinbarungen für die entsprechenden Flächenbereiche getroffen. Auf Grundlage der zuvor gewonnenen Erkenntnisse wurden pro Standorttyp zwei Varianten entwickelt, die in den folgenden Jahren (2022–2024) selbstständig von den Bewirtschaftendem umgesetzt werden sollen. Dabei wurde darauf geachtet, die Maßnahmen so zu wählen, dass diese nicht zu einem vollständigen Ertragsverlust führen. Folglich wurde auf den geringproduktiven A-Flächen eine starke Ausdünnung angestrebt, aber auf eine Stilllegung verzichtet (Tab. 4). Auch auf den mittelproduktiven B-Flächen wurde eine Kombination aus Management zur Reduktion und regulärer Nutzung gewählt (Tab. 4). Die einzelnen Untersuchungsflächen wurden jeweils zufällig einer der beiden Maßnahmen zugewiesen, wobei auf den Flächen mit dreifacher Wiederholung die Fläche halbiert und beide Varianten umgesetzt werden sollten.

Die Umsetzung der Maßnahmen wird weiterhin durch die TU München wissenschaftlich begleitet. Dazu wurden die Flächen im April 2022 bei einer Begehung noch einmal eingemessen und jeweils ein detaillierter Managementplan mit den vereinbarten Maßnahmenempfehlungen je Produktivitätstyp an die die Fläche bewirtschaftende Person übergeben. Im Juni und August 2022 erfolgten weitere Aufnahmen, um die Bestandsveränderungen zu dokumentieren. Dazu wurde erneut eine Vegetationserhebung vor dem ersten Schnitt durchgeführt, die durch Aufnahmen der Anzahl an Greiskraut-Individuen in den Zählquadraten jeweils im Juni und August ergänzt wurde. Die Aufnahmen sollen im Jahr 2024 wiederholt werden.

Tab. 4: Übersicht über die auf den jeweiligen Standorttypen durchzuführenden Maßnahmen im Zeitraum 2022–2024.

Standorttyp	Variante	Bewirtschaftung 2022	Bewirtschaftung 2023	Bewirtschaftung 2024
Typ A	1A	Mahd September	Mahd September	Mahd September
Typ A	2A	Mahd Juli	Mahd September	Mahd Juli
Typ B	1B	Mahd Juni	zweischürige Mahd ab Juni	Mahd Juni
Typ B	2B	Mahd September	zweischürige Mahd ab Juni	Mahd September

2.2 Management und Datenerhebung

Zu Beginn des Projekts wurden drei den Schnittphasen angepasste Erhebungstermine festgelegt (Juni 15.06., August 15.08. und Oktober 15.10., jeweils 1–2 Wochen vor der Mahd), an denen die Bestandsentwicklung von *J. aquatica* erfasst werden sollte. In diesen Zeiträumen wurde in den Zählquadraten die Anzahl der *J. aquatica*-Individuen (vegetativ/generativ) bestimmt sowie an je drei (sofern vorhandenen) zufällig ausgewählten Individuen der Kategorien ‚vegetativ‘, ‚knospend‘ und ‚blühend‘ die Höhe, Rosettendurchmesser und Blüten- bzw. Samenköpfe pro Pflanze aufgenommen. Zudem wurde zu Beginn jedes Versuchsjahres, vor dem ersten Mahdtermin (15.06.), in jeder Parzelle (22 m²) eine Vegetationsaufnahme mit Erfassung der Arten sowie deren prozentualem Deckungsanteil durchgeführt. Vervollständigt wurden diese Aufnahmen durch Schätzung der Anteile an Vegetation, offenem Boden, Moos und Streu. In den vier Versuchsjahren 2018–2021 wurden die Mahdtermine mit möglichst geringen arbeits- und witterungsbedingten zeitlichen Abweichungen durchgeführt. Zu den einzelnen Zeitpunkten wurde die Gesamtbiomasse der jeweiligen gemähten Parzellen (Frischgewicht), die Menge an *J. aquatica* auf einem Quadratmeter sowie die Gesamtbiomasse in Frisch- und Trockengewicht auf den Quadratmetern bestimmt. Über diese Trockensubstanzbestimmung wurden dann die Trockensubstanz und der Ertrag (kg m⁻²) für die gesamte Parzelle hochgerechnet.

Um die Bodensamenbank zu analysieren, wurden zu Versuchsbeginn bei der Einrichtung der Flächen Bodenproben genommen und in das Gewächshauslaborzentrum Dürnast gebracht, wo über ein Jahr hinweg regelmäßig die Anzahl gekeimter *J. aquatica*-Pflanzen erfasst wurde. Anhand der gekeimten Individuen wurde die Anzahl an Samen pro Quadratmeter im Boden errechnet. Um die Auswirkungen der Behandlungen auf die Bodensamenbank zu dokumentieren, wurden im April 2020 und 2021 erneut Proben genommen. Zusätzlich wurde im Oktober 2018 zur Verifizierung der Zuordnung der Untersuchungsflächen zu den Standorttypen eine Boden-Mischprobe pro Versuchsfläche entnommen und zur Untersuchung ins Labor geschickt.

In den Jahren 2019 und 2020 wurde zusätzlich an allen drei Terminen eine Lichtmessung durchgeführt, um die Beschattungseffekte der einzelnen Behandlungen aufzuschlüsseln (siehe Kapitel 4.2.2). 2020 und 2021 erfolgten zusätzliche Aufnahmen zum Blütenangebot in den einzelnen Parzellen, die zusammen mit den Vegetationsaufnahmen den Einfluss der Managementmaßnahmen auf die Biodiversität der Flächen erfassen sollten. Hierzu wurde bei der Erhebung der Individuenzahl im Juni 2020 pro Zählquadrat ein Viertelquadratmeter bestimmt, in dem alle blühenden, insektenbestäubten Gefäßpflanzenarten verzeichnet wurden. Pro Art wurde die Anzahl an blühenden Trieben gezählt. An drei zufällig gewählten Trieben wurde außerdem die Anzahl der Blüten bestimmt. Von drei Blüten wiederum wurden der Durchmesser (radiäre Blüten) bzw. die Höhe und Breite (asymmetrische Blüten) gemessen. Da das Blütenangebot im Juni sehr gering war und gleichwohl auch um ein größeres Artenspektrum zu erfassen, wurden die Aufnahmen im August wiederholt. Hierbei wurde darauf geachtet, dieselben Teilflächen zu verwenden. Falls in einem der Zählquadrate im Juni kein Blütenangebot vorhanden gewesen war, wurde die zu erfassende Teilfläche anhand des Blütenangebots im August bestimmt. Die Daten beider Aufnahmen wurden getrennt erfasst, um einen Vergleich des Blütenangebots mit den Aufnahmen im Jahr 2021 zu ermöglichen. Die Daten wurden hinsichtlich der Artenzusammensetzung, Artenzahl und vorherrschenden Farbgebung unter den einzelnen Managementstrategien vergleichend ausgewertet. Dies sollte Aufschluss über die Anzahl und relative Häufigkeit insektenbestäubter Arten unter den einzelnen Strategien geben und Rückschlüsse auf die Auswirkungen der verschiedenen Mahdzeitpunkte hinsichtlich des Blütenangebots zulassen.

Alle Daten wurden mit Hilfe des Statistikprogramms R Studio Version 4.2.0 (R CORE TEAM 2022) ausgewertet. Es wurden zumeist generalisierte gemischte lineare Modelle (GLMM mit Gaußscher Fehlverteilung) unter der Verwendung des Template Model Builders (R-Paket *glmmTMB*: BROOKS et al. 2017) verwendet. Die Daten der einzelnen Zählquadrate wurden pro Parzelle gemittelt und vor

der Modellberechnung jeweils auf Normalverteilung geprüft und – wenn notwendig – transformiert. Falls keine Normalverteilung erzielt werden konnte, wurden die Modelle anhand der Daten der einzelnen Zählquadrate über die Zero-inflated Poisson-Funktion nach ZUUR et al. (2009) berechnet. Nachfolgende post-hoc-Tests wurden mit dem R-Paket *emmeans* (LENTH 2022) durchgeführt.

Die Daten zur Populationsentwicklung von *J. aquatica* wurden zusätzlich mittels eines mehrfaktoriellen Friedman-Tests ausgewertet, um Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten an den einzelnen Erhebungsterminen und zwischen den Jahren zu prüfen. Unterschiede zwischen den Zeitpunkten ‚Start‘ (Juni 2018), ‚Ende Ausdunkelung‘ (Oktober 2019) und ‚Ende Parzellenversuch‘ (Oktober 2021) wurden mittels des paarweisen *Wilcoxon*-Tests ausgewertet. Unterschiede in der Artenzahl und Deckung von Gräsern sowie Kräutern wurden je nach Verteilung mittels t-Tests oder *Wilcoxon*-Tests ausgewertet. Diese Verfahren wurden auch für die Analyse der Bodensamenbank verwendet. Um die Verschiebung der Artenabundanzen abzubilden, wurde mit Hilfe des R-Pakets *vegan* (OKSANEN et al. 2022) eine nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS) gerechnet. Die Abbildungen wurden vorwiegend mit dem Paket *ggplot2* (WICKHAM 2016) erstellt. Um einen Vergleich der Bewirtschaftungsintensität der einzelnen Behandlungsvarianten zu geben, wurden über alle Versuchsjahre (2018–2021) die Schnitzzahl gewichtet nach den Schnittzeitpunkten summiert. Schnitte, die früher in der Vegetationsperiode erfolgten, erhielten dabei eine höhere Gewichtung, da sie die Entwicklung des Pflanzenbestandes stärker beeinflussen. Die Reihenfolge der Behandlungsvarianten in den Abbildungen entspricht diesem Intensitätsindex.

2.3 Ergebnisse des Feldversuchs

2.3.1 Populationsentwicklung von *J. aquatica*

Vor Beginn der Behandlungsmaßnahmen, zum Zeitpunkt der ersten Zählung, waren im Mittel $14,7 \pm 11,2$ *J. aquatica*-Pflanzen pro Quadratmeter vorhanden. Die Anzahl an Individuen schwankte dabei stark zwischen den einzelnen Untersuchungsorten (Abb. 36). Die Orte mit den meisten Individuen pro Quadratmeter waren Stötten-Süd_A, Isny-Süd_A und Schlupfen_B, die wenigsten Individuen waren auf den Flächen in Holzleuten_A und Reisachmühle_A (Kempten) zu finden. Vergleicht man die mittlere Anzahl an *J. aquatica*-Pflanzen in den Behandlungsvarianten, zeigt sich deutlich die Effektivität der Mahdreduktion, sowohl in den geringproduktiven A-Flächen als auch in den mittelproduktiven B-Flächen (Abb. 5a; Abb. 6a). Innerhalb der geringproduktiven Flächen kam es in allen Behandlungsvarianten zu einer deutlichen Reduktion der Individuenzahl im Vergleich zur Kontrolle ‚Referenz Allgäu Juli/Sept‘ (GLMM: $\chi^2 = 81,4$; $df = 4$; $p \leq 0,001$). Die Reduktion von *J. aquatica* war dabei in der dreijährigen Brache (Variante A-1c) am effektivsten. Eine ähnlich effektive Reduktion auf eine mittlere Individuenzahl von unter zehn Greiskraut-Pflanzen pro Quadratmeter erreichten auch die Varianten ‚Spätmahd Okt (3J)‘ (Variante B-3b), ‚Brache (2J)‘ (Variante B-1b) und ‚Mahd Juni‘ (Varianten B-4a/ B-4b) der mittelproduktiven Flächen. Auch auf diesen Flächen verringerte eine reduzierte Mahd das Vorkommen von *J. aquatica* im Gegensatz zur Kontrolle mit zweischüriger Mahd und der dreischürigen Variante ‚Mahd Juni/Juli/Sept‘ (GLMM: $\chi^2 = 146,5$; $df = 8$; $p \leq 0,001$). Die anfänglichen beschriebenen Unterschiede zwischen den Standorten blieben weitgehend bestehen; die Flächen mit anfangs hohem Greiskraut-Befall zeigten trotz Reduktion auch eine höhere Gesamtanzahl über die Versuchsjahre hinweg (A-Flächen: $\chi^2 = 169,8$; $df = 5$; $p \leq 0,001$; B-Flächen: $\chi^2 = 739,4$; $df = 6$; $p \leq 0,001$; Abb. 5b; Abb. 6b).

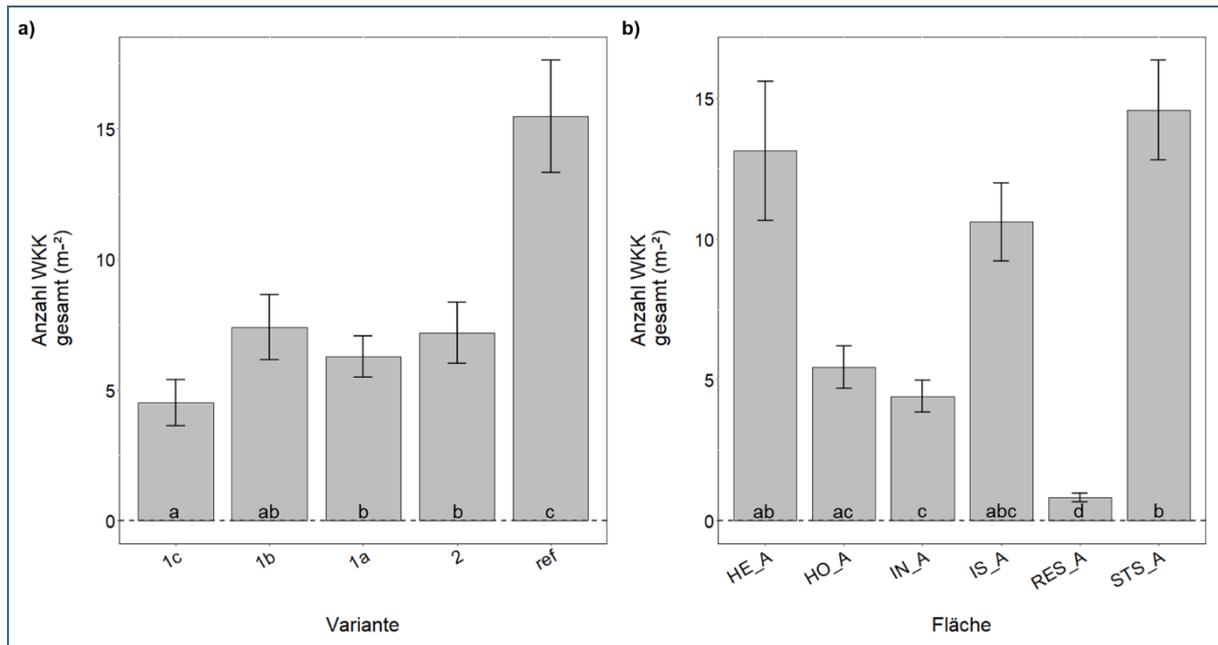


Abb. 5: Mittlere Anzahl an *Jacobaea aquatica*-Individuen (MW ± SE, 2018–2021) in (a) den Behandlungsvarianten und (b) den Versuchsflächen der geringproduktiven Standorte (A-Flächen). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede nach post-hoc Analyse. Varianten: 1c: Brache (3J); 1b: Brache (1J), Mahd Sept; 1a: Brache (1J), Mahd Juli; 2: Spätmahd Aug + Festmist; ref: Ref ‚Allgäu‘ Juli/Sept (vgl. Tab. 3).

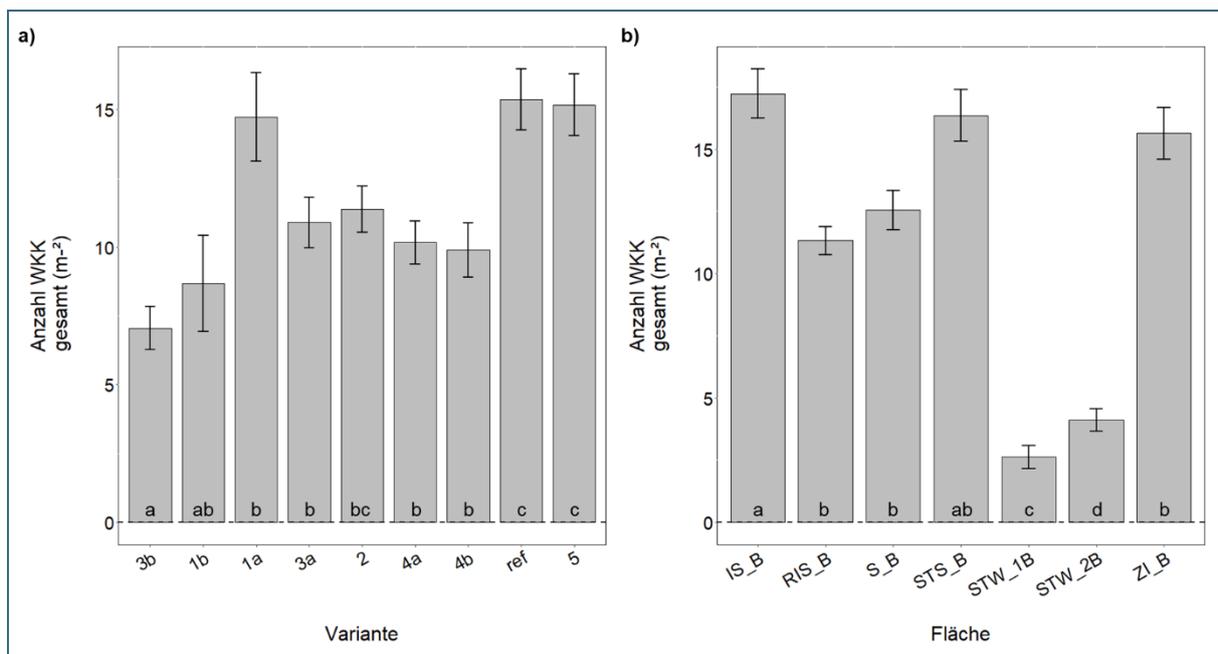


Abb. 6: Mittlere Anzahl an *Jacobaea aquatica*-Individuen (MW ± SE, 2018–2021) in (a) den Behandlungsvarianten und (b) den Versuchsflächen der mittelproduktiven Standorte (B-Flächen). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede nach post-hoc Analyse. Varianten: 3b: Spätmahd Okt (3J); 1b: Brache (2J); 1a: Brache (1J), Mahd Sept; 3a: Spätmahd Okt (2J); 2: Spätmahd Aug; 4a: Mahd Juni, F2; 4b: Mahd Juni Fref; ref: Ref ‚Allgäu‘ Juli/Sept; 5: Mahd Juni/Juli/Sept (vgl. Tab. 3).

Betrachtet man die Entwicklung zwischen den Versuchsjahren, so muss zwischen zwei unterschiedlichen Phasen unterschieden werden¹. In den Jahren 2018 und 2019 (Projektphase 1) lag der Fokus der Varianten auf der Ausdunkelung; die Bewirtschaftung wurde reduziert (Spätmahd-Varianten und Varianten mit Schnitt nur im Juni) oder ausgesetzt (Brache-Varianten). Im Verlauf des Versuchs wurde dann die Nutzung wiederaufgenommen (Projektphase 2), weshalb die folgenden Versuchsjahre nicht nur im Vergleich zum bereits dokumentierten **Rückgang der Individuenzahl**, sondern auch im Hinblick der **Nachhaltigkeit der Reduktion** unter Wiederaufnahme oder Verschiebung der Mahdzeitpunkte betrachtet werden müssen. Ein Teil der Behandlungen wurde dabei in extensiver Weise bewirtschaftet, bei einigen der Behandlungen erfolgte eine Rückkehr zur allgäutypischen Nutzung (siehe vollständiger Managementplan Abb. 35). Separat dazu kann die Populationsentwicklung in den Referenzflächen sowie in der Variante mit drei Schnitten (Variante 5 der mittelproduktiven Flächen) betrachtet werden, da dort eine einheitliche Bewirtschaftung erfolgte. Diese Varianten zeigten zwar Schwankungen zwischen den einzelnen Erhebungszeitpunkten und Jahren, generell erhöhte sich aber die Individuenzahl von *J. aquatica* über den Zeitraum 2018–2021 (Abb. 7; Abb. 8).

Die Ausdunkelungsphase (Projektphase 1) führte in allen Behandlungsvarianten der **A-Standorte** zu einer starken Abnahme der Individuenzahl von *J. aquatica* (*Wilcoxon*-Test, Juni 2018 – Oktober 2019: $p < 0,001$; **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Zwar kam es nach der Wiederaufnahme der Mahd in den Parzellen mit einjähriger Brache zu einer erneuten Zunahme von *J. aquatica*, allerdings verblieb die Individuenzahl auf einem deutlich niedrigeren Niveau als zu Beginn des Versuchs (*Wilcoxon*-Test, Juni 2018 – Oktober 2021: $p < 0,001$). In der Variante ‚Spätmahd August mit Festmist‘, sowie der Variante ‚Brache 3J.‘ fanden sich nur vereinzelt Individuen. Zum Ende des Jahres 2020 kam es zu einem Einbruch der Populationsdichte in den Referenzflächen ‚Ref Allgäu Juli/Sept‘, der aber schon im darauffolgenden Jahr durch das erneute Keimen von *Jacobaea*-Individuen verschwand. In den Behandlungsflächen mit extensiver Folgenutzung wurde das Auflaufen von *J. aquatica* in Projektphase 2 hingegen verhindert. Durch den Wiederanstieg und die hohe Varianz in der Individuenzahl unterschieden sich die einzelnen Behandlungen zum Ende der Untersuchungsperiode statistisch nur wenig ($p < 0,1$). Visuell zeigte sich aber die **anhaltende Reduktion** in den Varianten mit Management zur Unterdrückung von *J. aquatica* (Abb. 7). Auch die Versuchsjahre an sich unterschieden sich signifikant voneinander ($p < 0,05$); die einzelnen Wiederholungen auf der Fläche Isny-Nord_A waren kaum verschieden (Abb. 37).

¹ Zugunsten der Übersichtlichkeit werden die Veränderungen in der Folgephase 2022 (geänderte Variantenzuweisung) in Kapitel 2.3.4 gesondert erläutert.

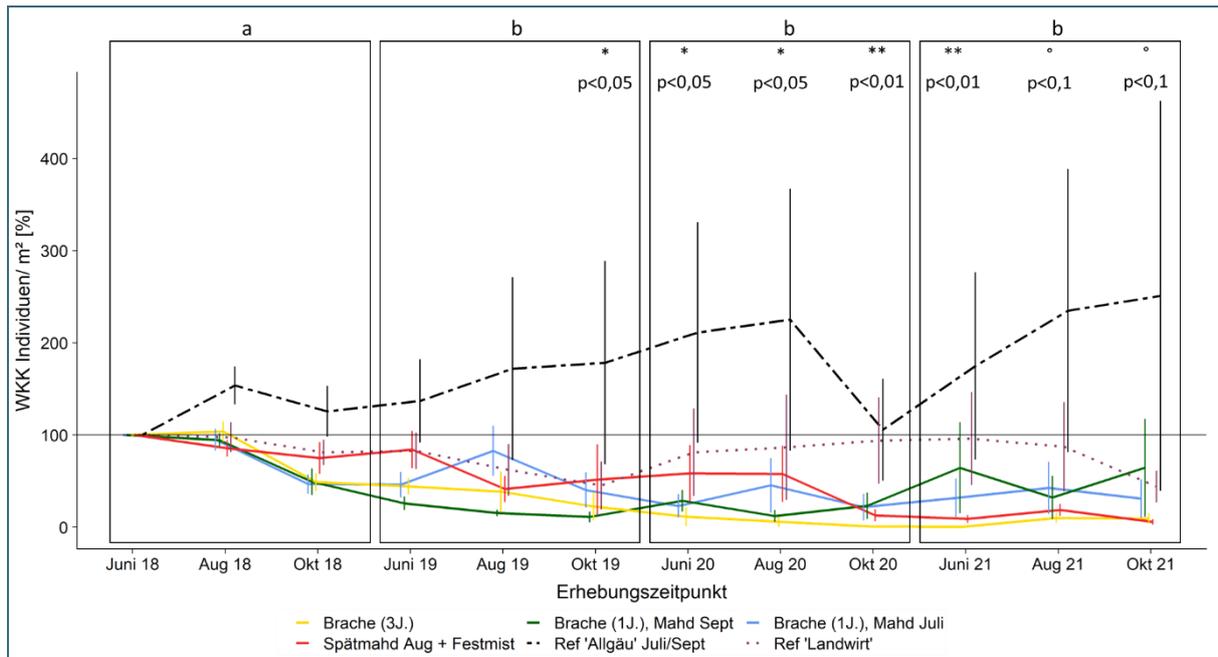


Abb. 7: Prozentuale Veränderung der Individuendichte von *Jacobaea aquatica* (WKK) in den fünf Behandlungsvarianten der geringproduktiven Standorte (A-Flächen) für den Erhebungszeitraum 2018–2021 ($MW \pm SE$). Signifikante Unterschiede (Friedman-Test) zwischen den Behandlungen zu einzelnen Zeitpunkten sind durch * gekennzeichnet; Unterschiede zwischen den Jahren kennzeichnen verschiedene Buchstaben. Eine genaue Erläuterung der Varianten findet sich in Tab. 3.

Auf den produktiveren **B-Standorten** unterschieden sich die einzelnen Varianten ab dem zweiten Versuchsjahr ebenfalls signifikant (*Wilcoxon*-Test, Projektphase 1: Juni 2018–Oktober 2019: $p < 0,001$). Im Oktober 2021 verloren sich die Unterschiede allerdings durch die erneut hohe Varianz der Individuenzahl (*Wilcoxon*-Test, Juni 2018–Oktober 2021: $p = 0,9$). Auch die Anzahl an Individuen zwischen den einzelnen Versuchsjahren unterschied sich signifikant ($p \leq 0,001$). Mit der Wiederaufnahme einer **zweischürigen Nutzung stieg die Individuenzahl** in allen Varianten deutlich an und befand sich zum Ende der Projektphase 2 wieder auf oder sogar über dem Ausgangsniveau (Abb. 8a, b). Die geringste Anzahl an *J. aquatica* wiesen dabei weiterhin die Behandlungen mit Spätmahd Mitte Oktober (Varianten 3a, 3b) auf. Die Wiederholungsfläche Schlupfen_B zeigte ein heterogenes Bild mit deutlichem Unterschied zwischen der ersten und den folgenden Wiederholungen (Abb. 38). Jedoch waren in allen drei Wiederholungen die gleichen Entwicklungen festzustellen.

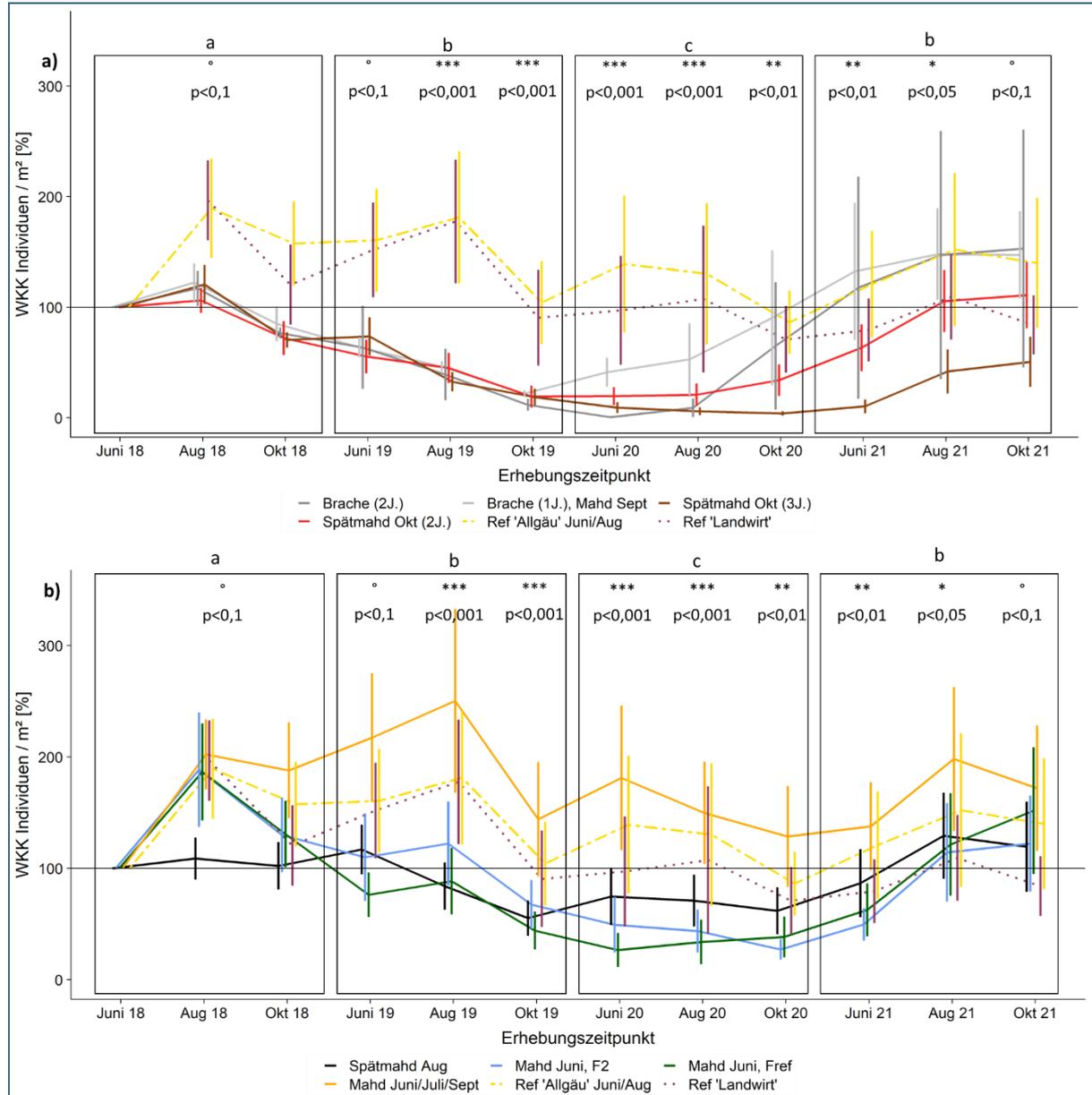


Abb. 8: Prozentuale Veränderung der Individuendichte von *Jacobaea aquatica* (WKK) in den acht Behandlungen der mittelproduktiven Standorte (B-Flächen) für den Erhebungszeitraum 2018–2021 (MW ± SE). Zur besseren Lesbarkeit wurden die Behandlungen aufgeteilt in (a) extensive und (b) intensive Behandlungen, als Referenz werden in beiden Abbildungen die beiden Referenzbehandlungen ‚Allgäu‘ und ‚Landwirt‘ dargestellt. Signifikante Unterschiede (Friedman-Test) zwischen den Behandlungen zu einzelnen Zeitpunkten sind durch * gekennzeichnet; Unterschiede zwischen den Jahren kennzeichnen verschiedene Buchstaben. Eine genaue Erläuterung der Varianten findet sich in Tab. 3.

2.3.2 Entwicklung generativer Pflanzen

Um die Auswirkungen der Behandlungen auf die **Reproduktion von *J. aquatica*** zu erfassen, ist die Aufnahme im August, also zur Hauptblütezeit, entscheidend. Zu den Aufnahmezeitpunkten Juni und Oktober kamen nur vereinzelt blühende Individuen vor. In der Auswertung der Gesamtreduktion blühender Individuen unterschieden sich alle Behandlungsvarianten der geringproduktiven (A-Flächen) und mittelproduktiven Standorte (B-Flächen) signifikant von der jeweiligen Kontrolle (GLMM; A-Flächen: $\chi^2 = 39,3$; $df = 4$; $p \leq 0,001$; B-Flächen: $\chi^2 = 181,8$; $df = 8$; $p \leq 0,001$). Die Anzahl blühender Greiskraut-Pflanzen pro Quadratmeter konnte in allen Behandlungen auf unter zwei Individuen gedrückt werden (Abb. 9a; Abb. 10a). Beim Vergleich der einzelnen Standorte zeigte sich jedoch, dass gerade die Standorte mit hoher Gesamtindividuenzahl auch deutlich mehr blühende Individuen aufwiesen (GLMM; A-Flächen: $\chi^2 = 569,7$; $df = 4$; $p \leq 0,001$; B-Flächen: $\chi^2 = 341,7$; $df = 8$; $p \leq 0,001$). Nur an den Standorten Stötten-Süd_B, Heggen_A und Isny-Süd_A war die höhere Gesamtzahl vor allem durch das Auflaufen vieler neuer Pflanzen geprägt, weswegen hier kein Einfluss auf die Anzahl generativer Individuen sichtbar ist (Abb. 9b; Abb. 10b).

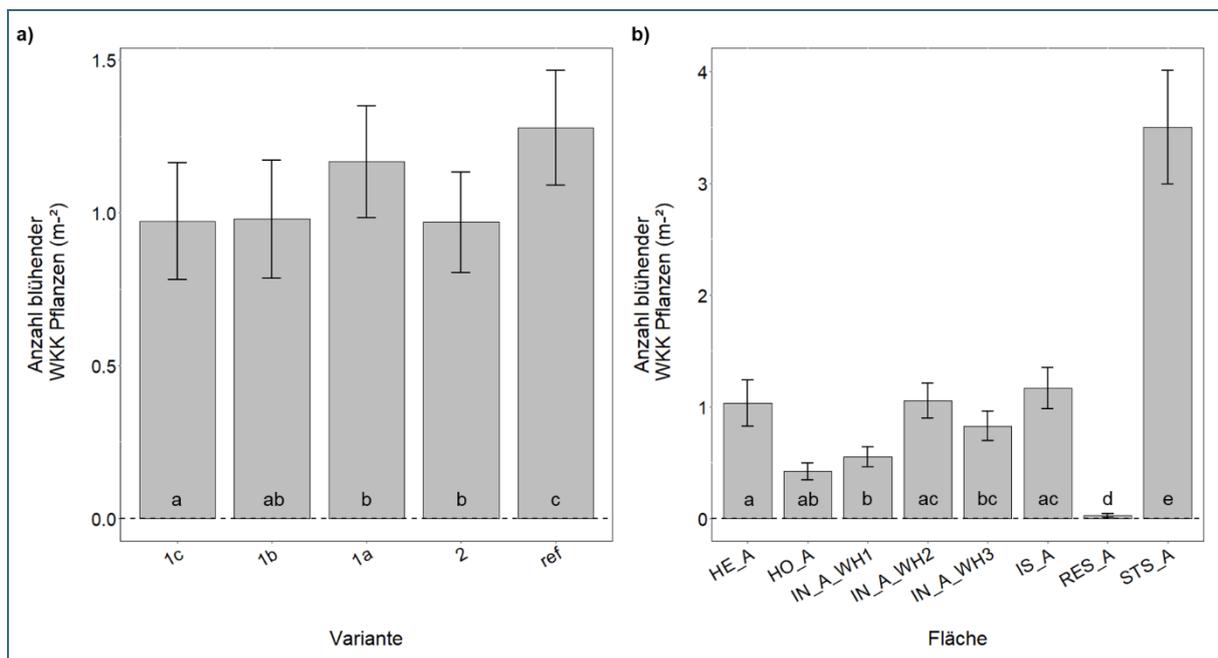


Abb. 9: Mittlere Anzahl blühender *Jacobaea aquatica*-Individuen (MW ± SE 2018–2021) in (a) den Behandlungsvarianten und (b) den Versuchsflächen der geringproduktiven Standorte (A-Flächen). Durch die geringe Anzahl blühender Individuen wurde die Analyse für die Teilflächen durchgeführt; die Werte der Dreifachwiederholung sind deswegen einzeln dargestellt. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede nach post-hoc Analyse. Varianten 1c: Brache (3J); 1b: Brache (1J), Mahd Sept; 1a: Brache (1J), Mahd Juli; 2: Spätmahd Aug + Festmist; ref: Ref ‚Allgäu‘ Juli/Sept (vgl. Tab. 3).

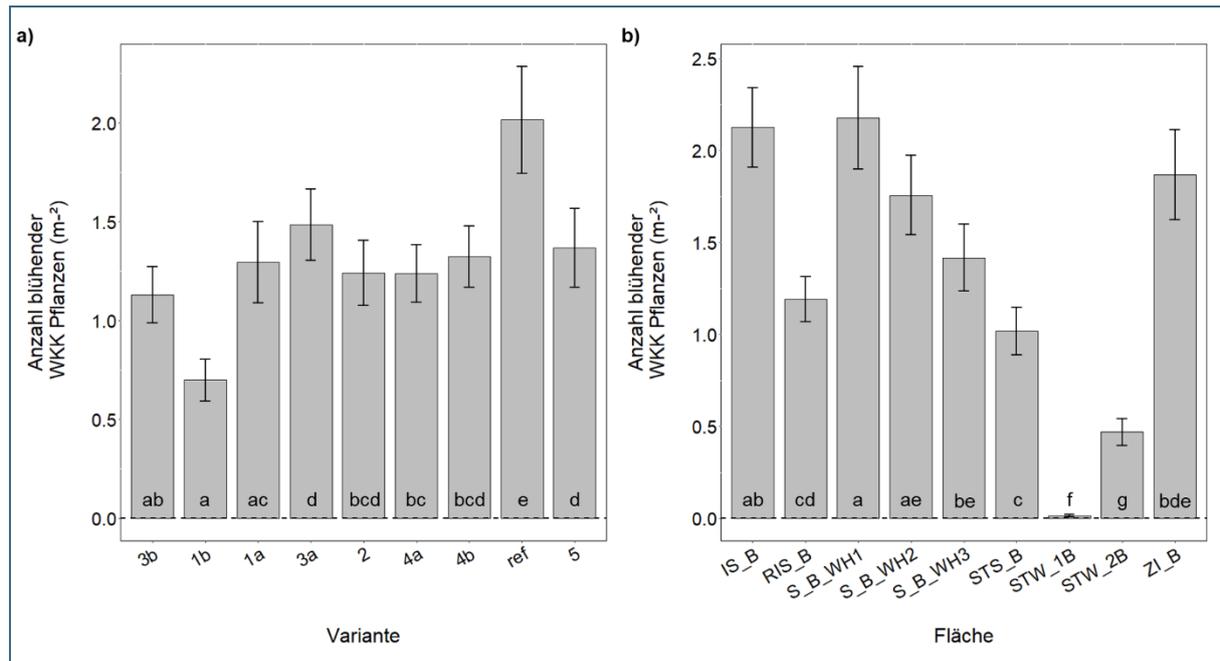


Abb. 10: Mittlere Anzahl blühender *Jacobaea aquatica*-Individuen (MW \pm SE 2018–2021) in (a) den Behandlungsvarianten und (b) den Versuchsflächen der mittelproduktiven Standorte (B-Flächen). Durch die geringe Anzahl blühender Individuen wurde die Analyse für die Teilflächen durchgeführt; die Werte der Dreifachwiederholung sind deswegen einzeln dargestellt. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede nach post-hoc Analyse. Varianten 3b: Spätmahd Okt (3J); 1b: Brache (2J); 1a: Brache (1J), Mahd Sept; 3a: Spätmahd Okt (2J); 2: Spätmahd Aug; 4a: Mahd Juni, F2; 4b: Mahd Juni Fref; ref: Ref ‚Allgäu‘ Juli/Sept; 5: Mahd Juni/Juli/Sept (vgl. Tab. 3).

Bei der Betrachtung der einzelnen Versuchsjahre zeigte sich, dass die Anzahl blühender Individuen über die Jahre hinweg insgesamt abnahm und in den letzten zwei Versuchsjahren des Parzellenversuchs (Projektphase 2) in allen Behandlungen der **geringproduktiven Standorte** (A-Flächen) sowie in den **extensiven Behandlungen der mittelproduktiven Standorte** (B-Flächen) keine oder **kaum noch blühende Individuen** auftraten (0–2 Individuen m⁻²; Abb. 11, Abb. 12a). Ausnahme bildet hier die einjährige Brache der B-Standorte, bei der sich eine Zunahme blühender Individuen abzeichnete. In den Behandlungen ‚Mahd August‘, ‚Mahd Juni‘, ‚Mahd Juni/Juli/September‘ der mittelproduktiven Standorte kamen ebenfalls nur noch wenige blühende Individuen vor (Abb. 12b). Die Auswirkungen der Ausdunkelung auf die Reproduktion von *J. aquatica* (Projektphase 1) waren auch im Feld deutlich zu erkennen (Abb. 13). In der Referenz ‚Allgäu‘ und der von den Landwirten bewirtschafteten Variante zeigte sich, dass die hohe Anzahl blühender Individuen im ersten (geringproduktive Flächen) bzw. zweiten Versuchsjahr (mittelproduktive Flächen) einen Ausreißer darstellte und die Anzahl blühenden Greiskrauts während des Projektzeitraums wieder zurückging (Vergleich zwischen den Jahren für beide Standorttypen $p \leq 0,001$).

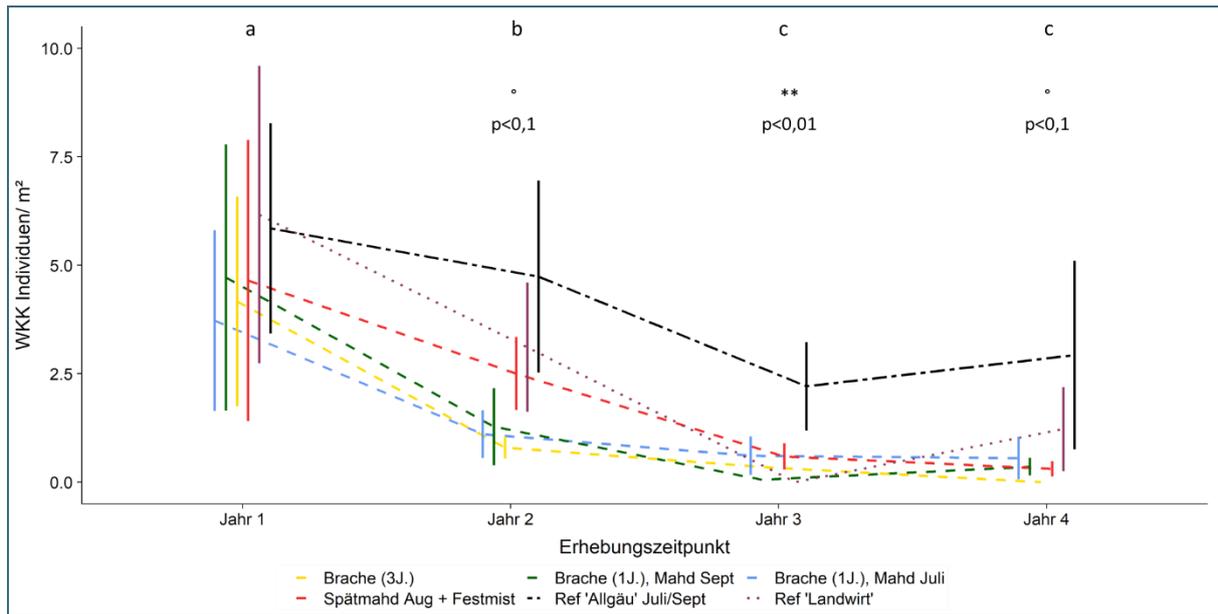


Abb. 11: Veränderung der Anzahl blühender Individuen von *Jacobaea aquatica* in den fünf Behandlungsvarianten der geringproduktiven Standorte (A-Flächen) für den Erhebungszeitraum 2018–2021 (MW \pm SE). Signifikante Unterschiede (Friedman-Test) zwischen den Behandlungen zu einzelnen Zeitpunkten sind durch * gekennzeichnet; Unterschiede zwischen den Jahren kennzeichnen verschiedene Buchstaben. Eine genaue Erläuterung der Varianten findet sich in Tab. 3.

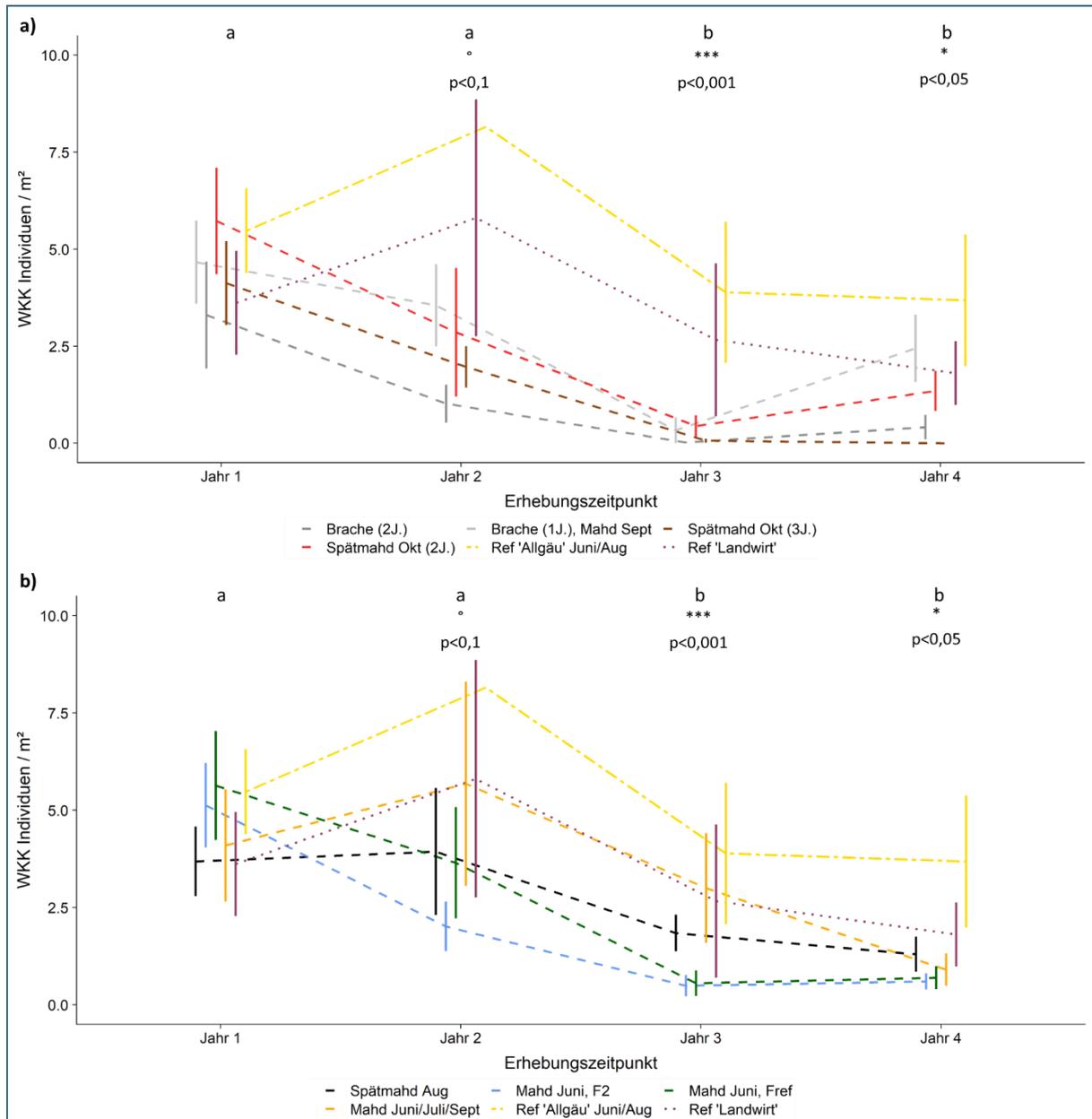


Abb. 12: Veränderung der Anzahl blühender Individuen von *Jacobaea aquatica* in den acht Behandlungen der mittelproduktiven Standorte (B-Flächen) für den Erhebungszeitraum 2018–2021 (MW ± SE). Zur besseren Lesbarkeit wurden die Behandlungen aufgeteilt in (a) extensive und (b) intensive Behandlungen, als Referenz werden in beiden Abbildungen die beiden Referenzbehandlungen „Allgäu“ und „Landwirt“ dargestellt. Signifikante Unterschiede (Friedman-Test) zwischen den Behandlungen zu einzelnen Zeitpunkten sind durch * gekennzeichnet; Unterschiede zwischen den Jahren kennzeichnen verschiedene Buchstaben. Eine genaue Erläuterung der Varianten findet sich in Tab. 3.



Abb. 13: Unterschiede in der Anzahl blühender *Jacobaea aquatica*-Individuen in den unterschiedlichen Behandlungen (von links nach rechts) ‚Mahd Juni‘ (blau auf gelb), ‚Referenz Allgäu‘ (gelb auf rot), ‚Spätmahd Oktober‘ (rot auf grün) und ‚Mahd Juni‘ (grün auf schwarz). Fotografiert im August 2020 an der Versuchsfläche Ziegelz. Die Variante ‚Referenz Allgäu‘ zeigt im Gegensatz zu den anderen Varianten keinen Rückgang an blühenden Individuen.

2.3.3 Veränderungen in der Pflanzengemeinschaft

2.3.3.1 Veränderungen in der Artenzahl

Bei den **Vegetationserhebungen** 2018–2021 zeigte die Anzahl der an den Versuchsflächen vorkommenden Arten über die Jahre meist nur eine geringfügige Fluktuation (Tab. 11). An den Flächen Holzleuten, Kempten-Reisachmühle (A-Flächen), Isny-Süd und Stötten-West_1 (B-Flächen) nahm die Artenzahl jedoch signifikant ab (paired *Wilcoxon*-Test: $p \leq 0,05$), wohingegen die Anzahl der Arten auf den Flächen Riedschmiede und Stötten-Süd (B-Flächen) anstieg ($p \leq 0,05$). Es handelte sich jedoch jeweils um Schwankungen von Arten mit geringen Deckungswerten. Auf den Flächen Holzleuten, Isny-Nord, Reisachmühle (A) und Stötten-West_1 (B) waren im Versuchsjahr 2021 nur noch vereinzelt *J. aquatica*-Individuen zu finden (durchschnittlich <1 Pflanze pro Quadratmeter; für die Betrachtung nach Managementregime siehe Ergebnisse zur Populationsentwicklung, Kapitel 2.3).

Auch die Artenzahlen innerhalb der einzelnen Behandlungsvarianten variierten über die Jahre nur leicht. Zum Ende der Projektphase 1 (Aufnahme im Frühjahr 2020) wurde ein tendenzieller Artenrückgang in allen Behandlungsvarianten der geringproduktiven Standorte (A-Flächen), in der zweijährigen Brache der mittelproduktiven Standorte (B-Flächen), sowie in den Varianten mit Schnitt im Juni (Var. 4a, 4b der B-Flächen) festgestellt (Tab. 12, Tab. 13). Dieser verstärkte sich unter dem Einfluss des dritten Brachejahres in Behandlung A_1c weiter, blieb jedoch insignifikant (‚Brache 3J.‘; mittlerer Rückgang der Arten von 21 ± 2 auf 14 ± 2 ; paired *Wilcoxon*-Test: $p = 0,06$). Hingegen erreichte die Artenzahl in den Behandlungen der mittelproduktiven Standorte durch die Wiederaufnahme des regulären Mahdregimes (Projektphase 2) zumeist wieder ihr Anfangsniveau. Eine vollständige Artenliste befindet sich im Anhang (Tab. 14).

Eine weitere Auswertung der Vegetationsdaten zu Beginn (2018) und Ende (2021) des Projektes im Rahmen einer wissenschaftlichen Publikation in der Zeitschrift *Applied Vegetation Science* bestätigt

die dargestellten Ergebnisse (KRIEGER et al. 2022a). Im Rahmen der Publikation wurde *J. aquatica* aus den Vegetationsdaten ausgenommen, um die Auswirkungen der Maßnahmen auf den Restbestand zu veranschaulichen. Außerdem wurde die Variante ‚Brache 3J.‘ der Fläche Isny-Süd (A-Fläche) als starke Abweichung aus dem Datensatz entfernt. Die entsprechende Parzelle war 2021 von *Filipendula ulmaria* dominiert, das aus einem nahegelegenen Graben eingewandert war. Anschließend wurde die Managementintensität der einzelnen Behandlungen bestimmt und ein Intensitätsgradient erstellt. Untersucht wurde die Veränderung in der Artenzahl anhand eines Reaktions-Quotienten, der standardisierte Werte zwischen -1 und 1 ausgibt (KRIEGER et al. 2022a). Die Werte der einzelnen Behandlungsvarianten wurden dann mit den Veränderungen in der Kontrollvariante (Referenz ‚Allgäu‘) verglichen, um die Effekte einer reduzierten Mahd herauszuarbeiten. Der Artenrückgang zwischen den Behandlungsvarianten der geringproduktiven Standorte (A-Flächen) war unter dieser Berechnung signifikant unterschiedlich (GLMM: $\chi^2 = 16,0$, $df = 4$, $p < 0,01$, $R^2 = 0,5$), vor allem unterschied sich aber die Variante ‚Brache 3J.‘ von der Kontrollvariante (12 ± 1 Arten; -39 % gegenüber 18 ± 3 Arten und einem Rückgang von -4 %; *post-hoc* Tukey-Test: $p < 0,05$). Auf den mittelproduktiven Standorten (B-Flächen) war die Veränderung nicht signifikant ($\chi^2 = 10,8$, $df = 8$, $p = 0,2$, $R^2 = 0,22$). Die Geringfügigkeit der Änderungen zeigte auch die Auswertung mittels einer nichtmetrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS). Während hier bei der reinen Präsenz-Absenz-Analyse eine deutliche Überlappung zwischen den Jahren besteht, verschob sich die Artenzusammensetzung in der Abundanz-Analyse vor allem auf den mittelproduktiven Standorten (B-Flächen) (Abb. 14).

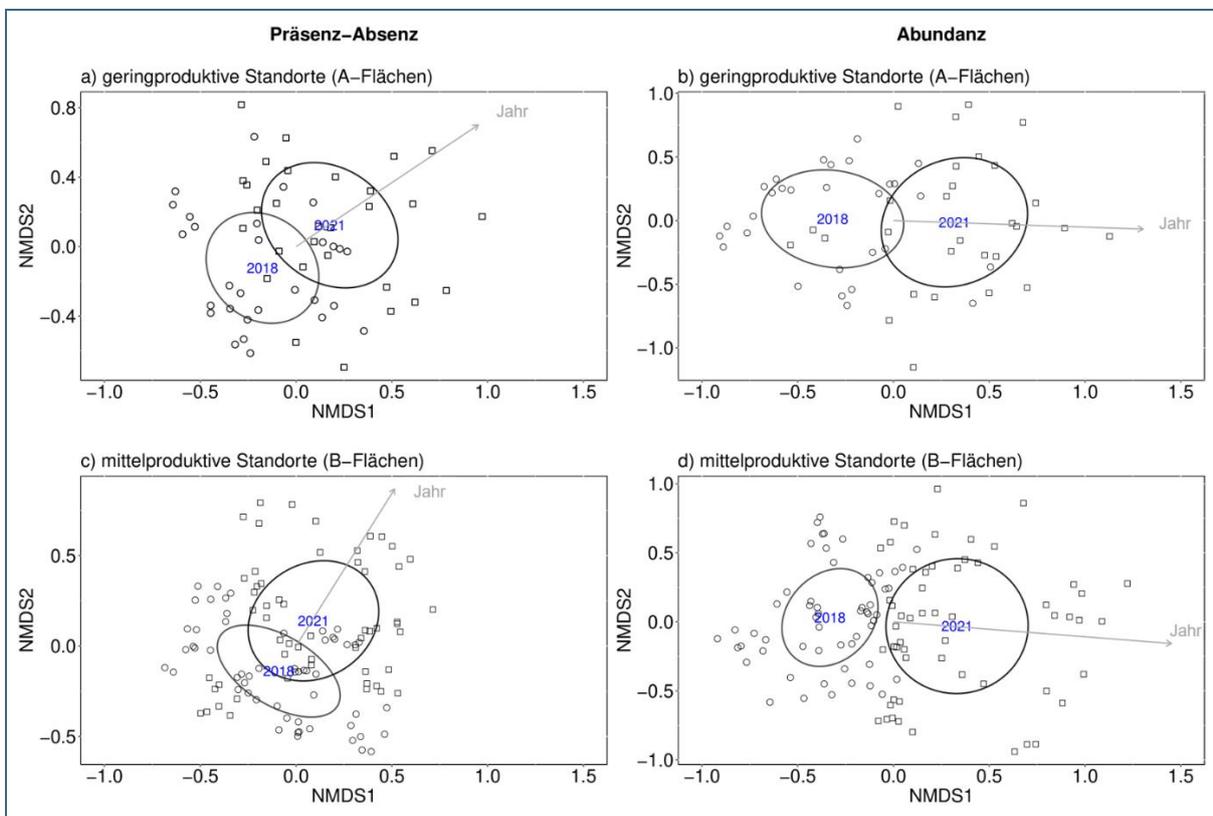


Abb. 14: Nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS) unter Verwendung von Präsenz-/Absenzdaten im Vergleich zur Berechnung von Abundanzdaten auf den jeweiligen Standorttypen. Die 2D-Spannungswerte betragen 0,242 und 0,252 (Präsenz/Absenz) bzw. 0,242 und 0,226 (Abundanz). Die automatische PCA-Drehung wurde verwendet, um die Ladungen entlang der Achse 1 zu maximieren; die Ellipsen, die die Proben umgeben, zeigen die 95%-KI des ersten und des letzten Jahres der Probenahme an. Abbildung verändert nach KRIEGER et al. (2022).

2.3.3.2 Veränderungen in der funktionalen Diversität

Hauptbestandsbildner der monokotylen Arten („Gräser“) waren *Anthoxanthum odoratum*, *Holcus lanatus* und *Poa pratensis*, sowie die Seggen *Carex nigra* und *Carex leporina* und die Binse *Juncus effusus*. Bei den dikotylen Arten („Kräuter“) kamen *Plantago lanceolata*, *Ranunculus acris*, *Ranunculus repens* und *Ajuga reptans* neben *Jacobaea aquatica* am häufigsten vor. Die Hauptbestandsbildner blieben über die Jahre weitgehend gleich, ab 2020 verstärkte sich jedoch das Vorkommen von *Deschampsia caespitosa*, welches in den Fläche Stötten-West_2B zwischenzeitlich den Bestand dominierte. In allen Behandlungsvarianten zeigte sich eine Verschiebung der Deckungsanteile von den Kräutern hin zu den Gräsern (Tab. 5; Tab. 6). Besonders deutlich war diese Verschiebung zum Zeitpunkt der Erhebungen im Jahr 2020 (Ende der Projektphase 1 ‚Ausdunkelung‘) in den Brache-Varianten der geringproduktiven Standorte (A-Flächen) sowie den Brache- und Spätmahd-Behandlungen der mittelproduktiven Standorte (B-Fläche). Zwar reduzierte sich der Deckungsanteil der Gräser nach der Wiederaufnahme der Mahd in Projektphase 2 auf den geringproduktiven Standorten wieder leicht, jedoch lag er weiterhin über den anfangs geschätzten Werten. In den Behandlungsvarianten der mittelproduktiven Standorte blieb der signifikant deutlich höhere Anteil an Grasartigen trotz der wieder aufgenommenen regelmäßigen Mahd erhalten (paired t-test: $p < 0,1$; Tab. 6).

Tab. 5: Deckungsanteil von Gräsern (Mittelwerte \pm SE) in den Behandlungsvarianten der geringproduktiven Standorte (A-Flächen) für die Versuchsjahre 2018–2021. Der Anteil an Gräsern nahm vor allem in Projektphase 1 (2018–2019) zu. Eine genaue Erläuterung der Varianten findet sich in Tab. 3.

Behandlungsvarianten	2018	2019	2020	2021
Brache (3 Jahre)	77,5 \pm 5.1	86,7 \pm 2.5	90,8 \pm 2.9	86,4 \pm 10.0
Brache (1 Jahr), Mahd September	77,5 \pm 6.0	88,3 \pm 1.1	93,3 \pm 1.1	86,2 \pm 2.9
Brache (1 Jahr), Mahd Juli	75,0 \pm 5.5	80,8 \pm 2.7	89,7 \pm 2.3	86,0 \pm 4.2
Spätmahd August + Festmist	80,0 \pm 5.5	82,5 \pm 2.1	92,5 \pm 1.9	89,2 \pm 3.8
Referenz ‚Allgäu‘	78,3 \pm 5.9	82,5 \pm 2.8	89,7 \pm 4.1	83,7 \pm 4.2
Referenz ‚Landwirt‘	82,5 \pm 4.3	79,2 \pm 3.0	82,5 \pm 5.7	78,0 \pm 5.9

Tab. 6: Deckungsanteil von Gräsern (Mittelwerte \pm SE) in den Behandlungsvarianten der mittelproduktiven Standorte (B-Flächen) für die Versuchsjahre 2018–2021. Der Anteil an Gräsern nahm vor allem in Projektphase 1 (2018–2019) zu. Signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Jahren 2018 und 2021 sind mit * gekennzeichnet. Eine genaue Erläuterung der Varianten findet sich in Tab. 3.

Behandlungsvarianten	2018	2019	2020	2021
Spätmahd Oktober (3 Jahre) *	61,4 \pm 5.3	75,0 \pm 4.9	89,7 \pm 3.5	90,1 \pm 2.0
Brache (2 Jahre) *	68,8 \pm 9.7	86,3 \pm 1.3	95,5 \pm 0.5	91,1 \pm 3.4
Brache (1 Jahr), Mahd September *	66,7 \pm 1.7	78,3 \pm 1.7	86,7 \pm 6.0	89,3 \pm 2.3
Spätmahd Oktober (2 Jahre) *	65,7 \pm 3.5	75,7 \pm 4.4	83,1 \pm 4.1	82,4 \pm 3.7
Spätmahd August *	62,9 \pm 6.0	72,1 \pm 6.6	82,4 \pm 5.2	85,6 \pm 3.8
Mahd Juni, F2 *	69,3 \pm 2.8	70,7 \pm 6.1	82,1 \pm 4.9	85,0 \pm 3.7
Mahd Juni, Fref *	63,6 \pm 4.0	73,6 \pm 4.7	87,8 \pm 3.9	87,9 \pm 3.1
Referenz ‚Allgäu‘	64,3 \pm 4.3	68,6 \pm 5.5	77,1 \pm 4.9	79,9 \pm 4.9
Schnitt Juni/Juli/September	63,6 \pm 5.2	70,0 \pm 7.3	76,3 \pm 4.8	77,1 \pm 4.7
Referenz ‚Landwirt‘	66,0 \pm 6.6	67,1 \pm 6.5	77,8 \pm 7.9	74,4 \pm 7.5

Die Veränderungen in den Deckungswerten der funktionellen Gruppen ‚Gräser‘ (alle monokotylen Gefäßpflanzen) und ‚Kräuter‘ (Dikotyle) wurden – genau wie die Änderungen in der Artenzahl – ebenfalls weiter untersucht (KRIEGER et al. 2022a). Zusätzlich wurde die funktionelle Diversität hinsichtlich der Änderungen in den Indizes *functional dispersion* (funktionale Streuung) und *functional redundancy* (funktionale Redundanz) untersucht. Analysiert und dargestellt sind wieder die Unterschiede zwischen den Anfangs- (2018) und Endwerten (2021); *J. aquatica* wurde ebenso wie der Ausreißer nicht mit einbezogen. Eine Reduktion der Bewirtschaftungsintensität führte auch hier zu signifikanten Unterschieden zwischen den Behandlungs- und den Kontrollvarianten der einzelnen Standorttypen. Während die Behandlungen auf den geringproduktiven Flächen (Typ A) signifikante Unterschiede in der Veränderung der Abundanz der Kräuter aufwiesen ($\chi^2 = 14,3$, $df = 4$, $p < 0,01$, $R^2 = 0,23$), unterschieden sich die Behandlungen der mittelproduktiven Flächen (Typ B) vor allem in der Abundanz der Gräser ($\chi^2 = 18,5$, $df = 8$, $p < 0,05$, $R^2 = 0,11$; Abb. 15). Vor allem die Variante ‚Brache 3J.‘ (Var. 1c, A-Flächen) führte zu einem starken Rückgang an Kräutern im Gegensatz zur Kontrollvariante (relative Deckung Brache 3J.: 19,8 \pm 4,7 % reduziert auf 3,7 \pm 2,1 %, Referenz ‚Allgäu‘: 16,5 \pm 4,3 % reduziert auf 12,3 \pm 2,7 %; $p < 0,01$). Die Auswirkungen auf die Indizes der funktionellen Diversität waren gering und die Veränderungen zeigten eine hohe Varianz in den einzelnen Behandlungen. Generell zeigte sich jedoch eine Verringerung der funktionalen Streuung und eine gegenläufige Zunahme in der funktionalen Redundanz. Dieser Effekt war unabhängig von der Managementintensität, aber ausgeprägter in Behandlungen mit stark reduziertem Schnitt.

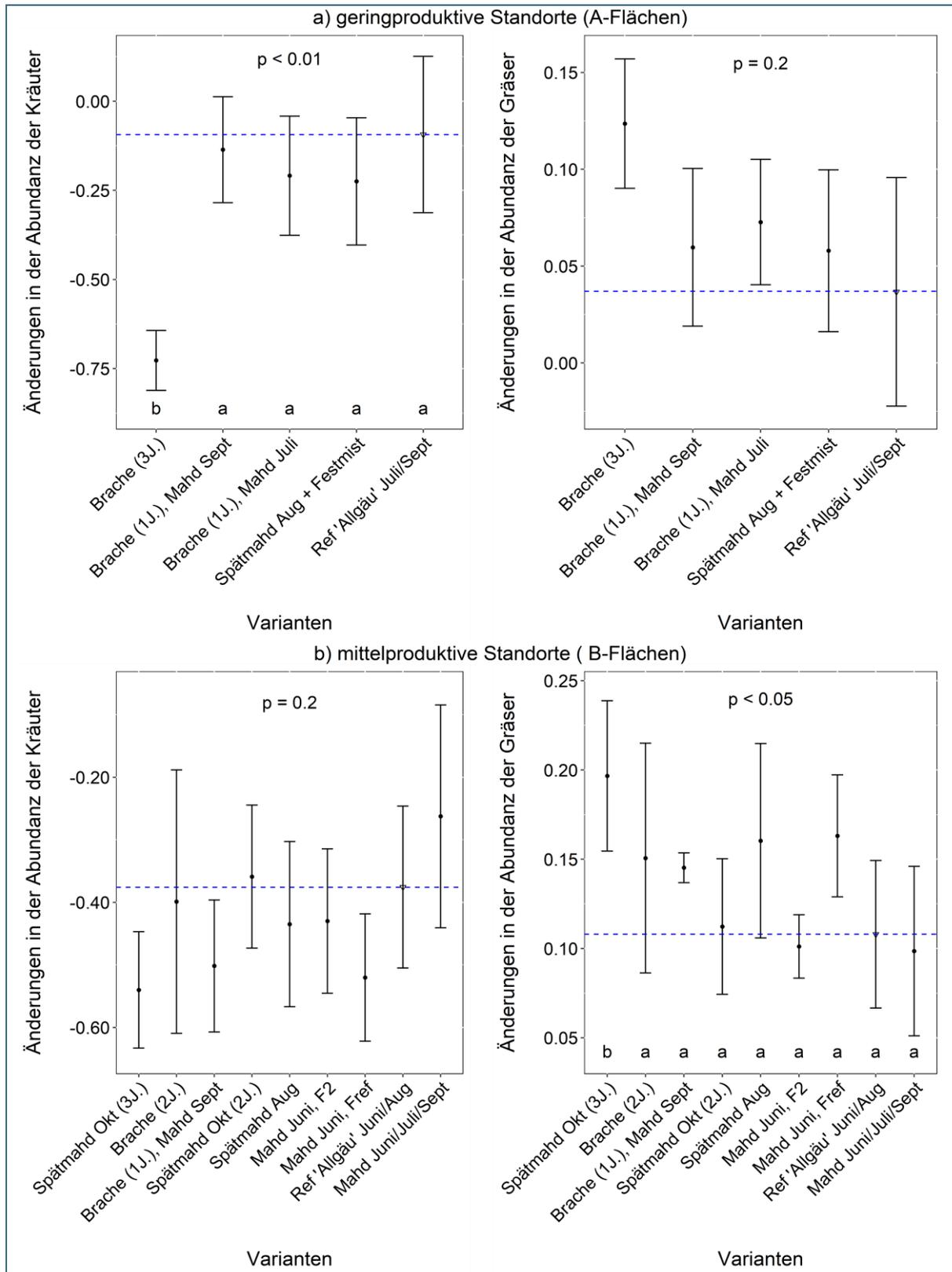


Abb. 15: Auswirkungen der Managementintensität auf die Abundanz von Gräsern (rechts) und Kräutern (links) auf den (a) gering- und (b) mittelproduktiven Standorten. Veränderungen in der Abundanz von 2018 zu 2021 wurden als standardisierte Reaktionswerte berechnet; die Werte zeigen die relativen Veränderungen (Mittelwert \pm SE) in den Deckungswerten der funktionellen Gruppen. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten und der Kontrolle (Referenz ‚Allgäu‘) nach post-hoc Test. Die blaue Linie kennzeichnet den Mittelwert der Kontrollvariante. Abbildung verändert nach KRIEGER et al. (2022). Eine genaue Erläuterung der Varianten findet sich in Tab. 3.

2.3.3.3 Blütenangebot

Die Betrachtung des **Blütenangebots** in den Jahren 2020 und 2021 bestätigt die geringe Stetigkeit der vorkommenden krautigen Arten. In beiden Jahren lag die Hauptblütezeit im Zeitraum der Aufnahmen im Juni. In diesem Zeitraum wurden über alle Flächen hinweg 21 blühende, insektenbestäubte Gefäßpflanzenarten aufgenommen, von denen teilweise jedoch nur einzelne Individuen an wenigen Versuchsstandorten vorkamen. Im Vergleich dazu wurden im Aufnahmezeitraum August noch 13 (2020), beziehungsweise sieben blühende Arten (2021) verzeichnet. Pro Versuchsfläche kamen zum Aufnahmezeitpunkt im Juni durchschnittlich fünf blühende Arten vor, zum Aufnahmezeitpunkt August durchschnittlich noch zwei Arten; pro Aufnahmefläche (0,25 m² Teilfläche) wurden meist ein oder zwei blühende Arten notiert. Die artenreichste Versuchsfläche war die Fläche an der Riedschmiede (B-Fläche), auf der neun (Juni 2020) beziehungsweise zehn (Juni 2021) blühende Arten vorkamen. Auf der Versuchsfläche Stötten-West_1 (B-Fläche) wurden in den entsprechenden Aufnahmeflächen (0,25 m²) sowohl zur Aufnahme im August 2020 als auch zu den Aufnahmen Juni und August 2021 keine blühenden Arten vorgefunden.

Die zum Aufnahmezeitpunkt Juni am häufigsten vorkommenden Arten waren *Ranunculus acris*, *Myosotis scorpioides* und *Silene flos-cuculi* (2020) beziehungsweise *Trifolium pratense* (2021). Die häufigste blühende Art zum Zeitpunkt August war *J. aquatica*, alle weiteren Arten kamen jeweils nur auf wenigen (1 bis max. 4) Versuchsflächen vor. Betrachtet man das Farbspektrum der einzelnen Aufnahmen, so zeigt sich in beiden Jahren eine deutliche Dominanz gelb blühender Arten, die im Frühjahr von blauen und weißen Arten begleitet wurde; dieser Blühaspekt änderte sich im Verlauf des Jahres dann zu rot-violett (Tab. 7). Die unterschiedlichen Blühschwerpunkte wurden vor allem im Juni 2021 ersichtlich, als wegen einer Wachtelbrut die Aufnahme an der Fläche Isny-Süd (A) erst zwei Wochen später erfolgen konnte. Zu diesem Zeitpunkt waren dort bereits einige frühe Arten schon verblüht, während Arten wie *J. aquatica*, deren Blütezeit später im Jahr beginnt, bereits blühten (Tab. 7).

Tab. 7: Bei den Erhebungen des Blühangebotes aufgenommene Arten aufgeschlüsselt nach Farbe und Aufnahmezeitpunkt. (*) Arten haben in Fläche IS_A geblüht, in der die Aufnahme ‚Juni 2021‘ aufgrund einer Wachtelbrut erst zum 01.07.21 durchgeführt werden konnte.

Artnamen ²	Blütenfarbe	Erhebung Juni 2020	Erhebung August 2020	Erhebung Juni 2021	Erhebung August 2021
<i>Angelica sylvestris</i>	weiß		x		
<i>Cerastium holosteoides</i>	weiß	x		x	
<i>Filipendula ulmaria</i>	weiß			x*	
<i>Galium mollugo</i> agg.	weiß	x	x		
<i>Galium palustre</i>	weiß	x	x	x	
<i>Galium uliginosum</i>	weiß	x			
<i>Trifolium repens</i>	weiß			x*	
<i>Bellis perennis</i>	weiß-gelb	x		x	
<i>Cardamine pratensis</i>	weiß-rosa	x			
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	rosa	x		x	
<i>Persicaria bistorta</i>	rosa	x	x		
<i>Epilobium alsinifolium</i>	lila		x		
<i>Epilobium palustre</i>	lila		x		x
<i>Glechoma hederacea</i>	lila	x		x	
<i>Geum rivale</i>	rot	x		x	
<i>Trifolium pratense</i>	rot	x	x	x	x
<i>Ajuga reptans</i>	blau	x		x	
<i>Myosotis scorpioides</i>	blau	x	x	x	
<i>Veronica chamaedrys</i>	blau	x		x	
<i>Caltha palustris</i>	gelb			x	
<i>Jacobaea aquatica</i>	gelb		x	x*	x
<i>Lathyrus pratensis</i>	gelb				x
<i>Lotus pedunculatus</i>	gelb		x		
<i>Potentilla erecta</i>	gelb	x	x		x
<i>Ranunculus acris</i>	gelb	x	x	x	x
<i>Ranunculus flammula</i>	gelb			x	
<i>Ranunculus repens</i>	gelb	x		x	
<i>Rhinanthus minor</i>	gelb	x		x	
<i>Scorzoneroides autumnalis</i>	gelb	x	x	x*	x
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	gelb	x			
<i>Trifolium dubium</i>	gelb	x		x	
<i>Alchemilla vulgaris</i>	grün-gelb			x	

² Nomenklatur erfolgte nach World Flora Online, besucht am 12.05.2020

2.3.4 Entwicklung nach Anpassung der Bewirtschaftung

Die im Jahr 2022 erhobenen Daten dienen einerseits der Evaluierung der bisherigen Ergebnisse des Parzellenversuchs (Erhebungszeitpunkt Juni 2022, vor dem ersten Schnitt), andererseits zeigen sie auch die erste Entwicklung innerhalb der für die Landbewirtschaftenden entwickelten ‚Best-of-‘-Varianten. Während bei der Erhebung im Juni 2022 noch Unterschiede in der Anzahl an *J. aquatica*-Individuen zwischen den einzelnen Behandlungsvarianten der geringproduktiven Standorte (A-Flächen) zu beobachten waren (Friedman-Test: $p < 0,01$; Abb. 39), war die Anzahl an Greiskraut-Pflanzen in allen Varianten der mittelproduktiven Standorte (B-Flächen) ähnlich hoch, meist sogar höher als zu Beginn des Parzellenversuchs im Juni 2018 (Abb. 41). Dies bestätigt die nachhaltige Wirkung der Maßnahmen unter Fortführung einer angepassten Folgenutzung auf den geringproduktiven Standorten, während die Rückkehr zur ortsüblichen zweischürigen Mahd auf den mittelproduktiven Standorten einen erneuten Anstieg der Individuenzahl zur Folge hatte. Ähnlich verhielt es sich mit der Anzahl blühender Greiskraut-Individuen, die auf den geringproduktiven Standorten insgesamt weiterhin niedrig blieb (<4 blühende Individuen pro Quadratmeter; Abb. 40), während sie auf den mittelproduktiven Standorten in allen Behandlungsvarianten außer der ‚Spätmahd Oktober 3J.‘ deutlich anstieg (von durchschnittlich drei auf sechs Pflanzen pro Quadratmeter; Abb. 42). Zu beiden Erhebungszeitpunkten fanden sich keine Unterschiede in der Anzahl an Greiskraut-Pflanzen zwischen den neu geschaffenen Varianten (Wilcoxon-test: $p > 0,2$; Abb. 16; Tab. 8).

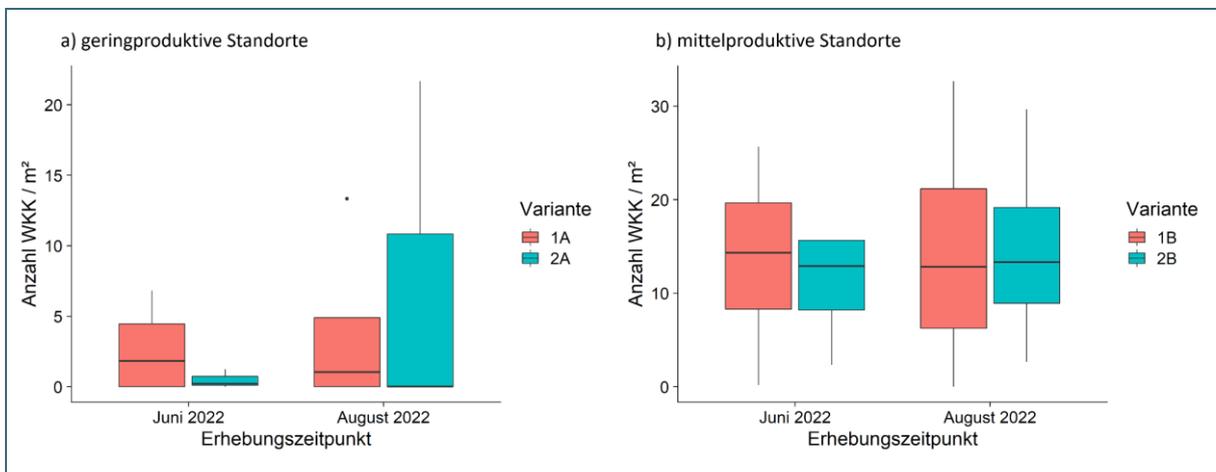


Abb. 16: Boxplots mit der Anzahl an *Jacobaea aquatica*-Individuen (WKK: Median \pm SE) zu den Erhebungszeiten Juni und August 2022 auf den (a) gering- und (b) mittelproduktiven Standorten. Gezeigt ist die Gesamtzahl gezählter Individuen pro Quadratmeter aufgeteilt nach den neu geschaffenen Bewirtschaftungsvarianten. Eine genaue Erläuterung der Varianten findet sich in Tab. 4.

Tab. 8: Anzahl an *Jacobaea aquatica*-Pflanzen (Median \pm SE) auf den einzelnen Versuchsflächen im Versuchsjahr 2022. Die Versuchsflächen wurden je einer der neu entwickelten Behandlungsvarianten zugewiesen, die Flächen mit dreifacher Wiederholung wurden mittig geteilt. Geringproduktive Flächen: Variante 1A: einschürige Spätmahd September; Variante 2A: jährlich abwechselnde einschürige Mahd Juli und September; mittelproduktive Flächen: 1B: abwechselnd einschürige Mahd Juni und zweischürige Mahd; 2B: abwechselnd einschürige Spätmahd September und zweischürige Mahd; (*) Die Fläche Riedschmiede musste kurzfristig in der Variante umgestellt werden.

Versuchsfläche	Zugewiesene Variante	Anzahl Greiskraut Juni 2022	Anzahl Greiskraut August 2022
Heggen_A	1A	4 \pm 8	2 \pm 13
Holzleuten_A	2A	0 \pm 0	0 \pm 0
Isny-Nord_A 1	1A	0 \pm 0	0 \pm 0
Isny-Nord_A 2	2A	0 \pm 0	0 \pm 0
Isny-Süd_A	2A	1 \pm 7	22 \pm 8
Reisachmühle_A (Kempten)	1A	0 \pm 0	0 \pm 0
Stötten-Süd_A	1A	7 \pm 2	13 \pm 3
Isny-Süd_B	1B	11 \pm 2	8 \pm 1
Riedschmiede_B*	1B	16 \pm 2	16 \pm 2
Schlupfen_B 1	1B	18 \pm 3	17 \pm 3
Schlupfen_B 2	2B	10 \pm 2	11 \pm 2
Stötten-Süd_B	2B	16 \pm 2	30 \pm 3
Stötten-West_1B	1B	0 \pm 0	0 \pm 0
Stötten-West_2B	2B	2 \pm 1	3 \pm 1
Ziegelz_B	1B	26 \pm 2	33 \pm 3

Die Vegetationsaufnahmen wurden im Frühjahr 2022 ebenfalls ein weiteres Mal durchgeführt. Auch in dieser Aufnahme lag die Artenzahl der vorkommenden Gefäßpflanzen auf den Flächen Holzleuten, Reisachmühle (A-Flächen), Isny-Süd und Stötten-West_1 (B-Flächen) erneut signifikant unter den Werten zu Beginn der Untersuchungen (paired t-test: $p \leq 0,05$; Tab. 12; Tab. 13). Die Anzahl der Arten auf den Flächen Riedschmiede und Stötten-Süd (B-Flächen) verblieb weiterhin über dem Durchschnitt der Vorjahre, und auch die Artenzahl auf der Fläche Schlupfen (B-Fläche) stieg an (paired t-test: $p \leq 0,01$; Tab. 13). Der bisher festgestellte, signifikante Artenrückgang unter Einfluss der langjährigen Brache (Behandlung A 1c – Brache 3J.) blieb ebenfalls bestehen; jedoch konnte – wie bereits zuvor in anderen Behandlungsvarianten – ein erneuter Anstieg der Artenzahl durch die Wiederaufnahme der Mahd verzeichnet werden (von 13 ± 1 Arten 2021 auf 16 ± 2 Arten 2022; paired t-test

2018–2022: $p < 0.05$; Tab. 12). Der Deckungsanteil der Gräser blieb in allen Behandlungen weiterhin hoch (Tab. 9; Tab. 10).

Tab. 9: Deckungsanteil von Gräsern (Mittelwerte \pm SE) in den Behandlungen der geringproduktiven Standorte (A-Flächen) für die Versuchsjahre 2018, 2021 und 2022. Eine genaue Erläuterung der Varianten findet sich in Tab. 3.

Behandlung	2018	2021	2022
Brache (3 Jahre)	77,5 \pm 5.1	86,4 \pm 10.0	89,0 \pm 6.5
Brache (1 Jahr), Mahd September	77,5 \pm 6.0	86,2 \pm 2.9	81,0 \pm 6.1
Brache (1 Jahr), Mahd Juli	75,0 \pm 5.5	86,0 \pm 4.2	90,2 \pm 5.3
Spätmahd August + Festmist	80,0 \pm 5.5	89,2 \pm 3.8	90,0 \pm 4.5
Referenz ‚Allgäu‘	78,3 \pm 5.9	83,7 \pm 4.2	84,5 \pm 7.1
Referenz ‚Landwirt‘	82,5 \pm 4.3	78,0 \pm 5.9	86,5 \pm 6.1

Tab. 10: Deckungsanteil von Gräsern (Mittelwerte \pm SE) in den Behandlungen der mittelproduktiven Standorte (B-Flächen) für die Versuchsjahre 2018, 2021 und 2022. Eine genaue Erläuterung der Varianten findet sich in Tab. 3.

Behandlung	2018	2021	2022
Spätmahd Oktober (3 Jahre)	61,4 \pm 5.3	90,1 \pm 2.0	85,1 \pm 4.3
Brache (2 Jahre)	68,8 \pm 9.7	91,1 \pm 3.4	86,5 \pm 6.0
Brache (1 Jahr), Mahd September	66,7 \pm 1.7	89,3 \pm 2.3	80,0 \pm 10.4
Spätmahd Oktober (2 Jahre)	65,7 \pm 3.5	82,4 \pm 3.7	79,4 \pm 5.5
Spätmahd August	62,9 \pm 6.0	85,6 \pm 3.8	79,1 \pm 5.7
Mahd Juni, F2	69,3 \pm 2.8	85,0 \pm 3.7	82,1 \pm 4.5
Mahd Juni, Fref	63,6 \pm 4.0	87,9 \pm 3.1	83,6 \pm 3.7
Referenz ‚Allgäu‘	64,3 \pm 4.3	79,9 \pm 4.9	80,5 \pm 6.3
Schnitt Juni/Juli/September	63,6 \pm 5.2	77,1 \pm 4.7	80,0 \pm 5.5
Referenz ‚Landwirt‘	66,0 \pm 6.6	74,4 \pm 7.5	78,3 \pm 6.2

2.4 Diskussion der Auswirkungen der Behandlungsvarianten

Das wohl wichtigste Ergebnis des vierjährigen Parzellenversuchs ist, dass die angestrebte Ausdunkelung durch Reduktion der Mahd zu einem **signifikanten Rückgang** von *J. aquatica* führte. Möglicherweise hatte die etwas trockenere Witterung der ersten Versuchsjahre diese Entwicklung begünstigt. Da sich die Behandlungsvarianten allerdings von der Kontrollvariante ‚Referenz Allgäu‘ (ortsübliches Mahdregime: zweischürige Mahd ab Mitte Juni bzw. Anfang Juli) weiter unterscheiden, kann davon ausgegangen werden, dass vor allem die höhere Bestandsdichte und dadurch erfolgte Reduktion der Lichtverfügbarkeit einen Einfluss hatten. Die **Bewirtschaftungsintensität** in der Ausdunkelungsphase hatte somit unabhängig vom Standorttyp einen signifikant negativen Einfluss ($p < 0,01$). Eine Wiederaufnahme des ortsüblichen Mahdregimes führte zu einem erneuten Anstieg in der Populationsdichte von *J. aquatica*. Dies zeigt, dass nicht nur eine **konsequente Umsetzung** der Bekämpfung wichtig ist, sondern ebenso eine entsprechend angepasste ‚Nachsorge‘. So sollte bei einer Wiederaufnahme der Nutzung unbedingt darauf geachtet werden, dass die Bestände möglichst geschlossen bleiben, offene Bodenstellen vermieden werden und die Reproduktion von *J. aquatica* durch Mahd und Ausstechen verhindert wird. Eine Verschiebung des ersten Schnittzeitpunktes (siehe Seite 18) und eine generelle Umstellung der Bewirtschaftung auf eine einschürige Nutzung kann hierbei die erzielte Reduktion nachhaltig unterstützen.

Der stärkste Rückgang von *J. aquatica* wurde in den mehrjährigen Brachen (beide Standorttypen) sowie in der Variante mit langfristiger Verschiebung des Schnittzeitpunktes in den Oktober (Standorttyp B – mittelproduktive Flächen) festgestellt. Diese Behandlungsvarianten führten jedoch auch zu einem starken Rückgang in der Abundanz krautiger Arten und zu einer Verringerung der Artenzahl während der Ausdunkelungsphase. Da diese Varianten außerdem zu starken Ertragsverlusten führen können, kann deshalb möglicherweise die Akzeptanz in der Maßnahmenumsetzung durch den oder die Landbewirtschaftende gemindert sein. So sollten auch die anderen Behandlungsvarianten mit mäßigerem Erfolg zur Bekämpfung von *J. aquatica* nicht ausgeschlossen werden. Einen Kompromiss stellen die auf Grundlage der genannten Ergebnisse entwickelten neuen Varianten für den Zeitraum 2022–2024 dar. Hier liegt der Fokus weiterhin auf möglichst langen, schnittfreien Intervallen, um eine wirksame Ausdunkelung zu erzielen. Gleichzeitig wurde aber darauf geachtet, dass es vor allem auf den mittelproduktiven Standorten zu keinem kompletten Ertragsausfall kommt, indem Ausdunkelungsphasen mit regulären Nutzungsphasen abgewechselt wurden.

3 Samenbankanalyse

3.1 Methodik

Da sich die zwei- bis mehrjährige Art *J. aquatica* regelmäßig aus der Samenbank des Bodens regenerieren muss, ist die Reduktion dieser Samenvorräte ebenfalls von großer Bedeutung. Vorrangiges Ziel war es, einen dichten, kräftigen und somit konkurrenzfähigen Pflanzenbestand zu fördern, der ein Auflaufen von Greiskraut-Samen auf offenen Bodenstellen innerhalb des Bestandes verhinderte. In der Variante ‚Mahd Juni/Juli/Sept‘ (Var. 5 der mittelproduktiven Standorte) wurde eine Verhinderung der Reproduktion durch angepassten Schnitt angestrebt.

Um die Bodensamenbank der Versuchsfelder und ihre Entwicklung unter den einzelnen Behandlungsvarianten zu prüfen, wurden zu Versuchsbeginn 2018 sowie nach Beendigung der Projektphase 1 (Frühjahr 2020) und im Versuchsjahr 2021 Bodenproben für Samenbankanalysen genommen. Zu diesem Zweck wurden pro Parzelle mit einem Erdbohrer 20 Bohrkern mit einem Durchmesser von 2,7 cm auf 10,0 cm Tiefe entnommen. Anschließend wurden die gewonnenen Bodenproben im Gewächshauslaborzentrum Dürnast auf mit Gipsvlies ausgelegten Pflanzschalen ausgebreitet und der darin erhaltene Samenvorrat zur Keimung gebracht. Die auflaufenden *J. aquatica* Keimlinge wurden über ein Jahr hinweg in regelmäßigen Abständen erfasst und gemeinsam mit der gesamten oberirdischen Biomasse der Pflanzschalen abgeerntet. Daraufhin wurden die Proben gewendet, um tieferliegende Samen zur Keimung anzuregen. Dieses Vorgehen wurde über zwölf Monate hinweg mehrmals wiederholt. Anhand der gekeimten Individuen wurde die Anzahl an Samen pro Quadratmeter im Boden geschätzt.

3.2 Ergebnisse und Diskussion zur Samenbank

Während den drei Versuchsjahren kam es auf beiden Standorttypen zu signifikanten Veränderungen der mittleren Samenzahl pro Quadratmeter (Medianwerte \pm SE der Erhebungsrounden: (1) 716 ± 136 ; (2) 385 ± 141 ; (3) 826 ± 208 ; Friedman-Test, geringproduktive Standorte: $\chi^2 = 16,4$, $df = 2$, $p < 0,001$; mittelproduktive Standorte: $\chi^2 = 7,3$, $df = 2$, $p < 0,05$). Der post-hoc Vergleich der Jahre zeigte allerdings, dass signifikante Unterschiede vor allem zwischen dem zweiten und dritten Versuchsjahr auftraten.

Bei der Betrachtung der einzelnen Behandlungen fiel vor allem die Zunahme in den Brache-Behandlungen der geringproduktiven Standorte (A-Flächen) auf (Abb. 17a; Tab. 15), die der signifikanten Abnahme der Anzahl blühender Pflanzen im Bestand widersprechen (Abb. 11). Es ist jedoch denkbar, dass vor allem im ersten Jahr, vor Abnahme der Anzahl blühender Pflanzen, einige Individuen zum Aussamen gekommen sind, was sich im Samenvorrat des Bodens möglicherweise stärker manifestierte als im Bestand. Der Samenvorrat im Boden innerhalb der ‚Referenz Allgäu‘ unterlag zwar deutlich kleineren Änderungen, doch zeigte sich auch hier ein Anstieg. Innerhalb der Varianten auf den mittelproduktiven Versuchsfeldern (B-Standorte) änderte sich die Bodensamenbank vor allem im dritten Erhebungsjahr stark (Abb. 17b; Tab. 16). Vor allem in den intensiver bewirtschafteten Varianten sowie den Referenzflächen stieg das Samenpotenzial deutlich an; Ausnahme war hier nur die Variante ‚Mahd Juni/Juli/September‘.

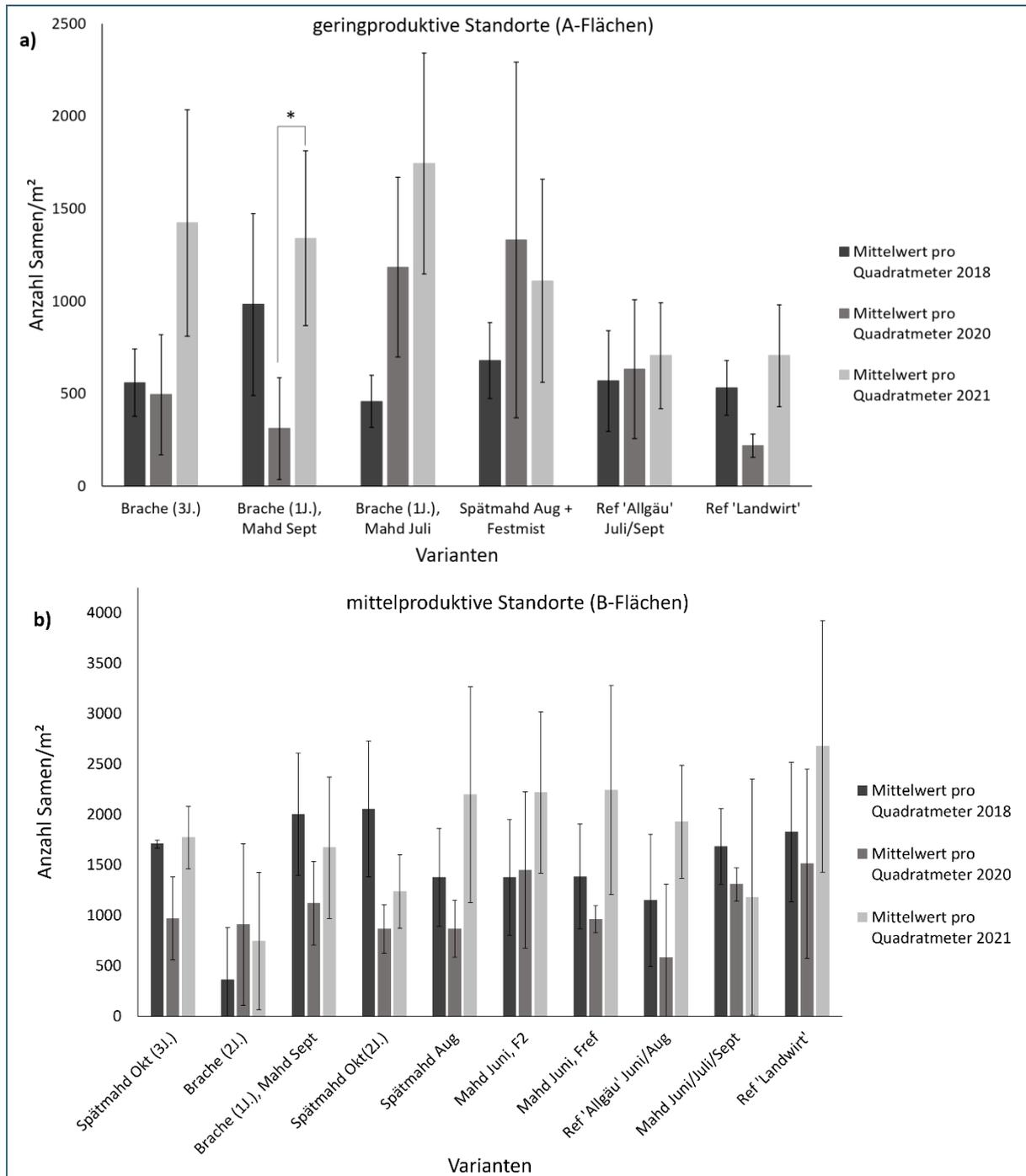


Abb. 17: Über die Bodensamenbankproben ermittelte Anzahl an *Jacobaea aquatica*-Samen pro Quadratmeter (MW \pm SE) der (a) gering- und (b) mittelproduktiven Standorte. Der Samenvorrat im Boden wurde zu Beginn des Projekts (2018), am Ende der ersten Projektphase (2020) und innerhalb der zweiten Projektphase (2021) ermittelt. Statistisch signifikante Unterschiede innerhalb einer Behandlung sind mit * gekennzeichnet ($p < 0.05$). Eine genaue Erläuterung der Varianten findet sich in Tab. 3.

Generell wird der Bodensamenvorrat bei kurzlebigen Arten stark von der Bewirtschaftung beeinflusst. Viele Samen sterben regelmäßig durch fatale Keimung, Mortalität oder Prädation ab, nur wenigen gelingt die erfolgreiche Keimung (BASKIN & BASKIN 2014). Um längere Phasen ohne Reproduktion zu überleben, ist bei *J. aquatica* wie bei vielen andere Arten mit ähnlichem Populationszyklus ein Teil der gebildeten Samen persistent und kann lange Zeit im Boden überdauern ohne zu keimen

(THOMPSON et al. 1997). Die Entwicklungstendenzen im Bodensamenvorrat lassen sich dahingehend interpretieren, dass die meisten Behandlungsvarianten in den ersten beiden Jahren zu einem mehr oder minder deutlichen Rückgang der Samenvorräte geführt haben, dass aber bei der Wiederaufnahme der häufigeren Schnittnutzung im dritten Versuchsjahr überlebende Samen wieder erfolgreich keimen konnten und sich die daraus gebildeten Pflanzen entsprechend reproduzieren konnten. Dass die Samenvorräte der Referenzflächen bei unveränderter Bewirtschaftung während der ersten Phase eine rückläufige Tendenz zeigten und dann wieder zunahm, könnte auf die anfänglich eher ungünstigen und 2021 dann sehr guten Keimbedingungen für *J. aquatica* zurückzuführen sein.

4 Beschattungsexperiment

4.1 Zielsetzung

Wie bereits beschrieben, basiert der Ansatz des Projektes auf dem Prinzip der **Ausdunkelung**. Ziel des Ansatzes ist es, durch eine Reduktion der Mahd eine **Verdichtung des Bestandes** und somit einen **höheren Konkurrenzdruck** hervorzurufen (HAUTIER et al. 2018). Dabei geht es vorwiegend um eine **Verringerung des Lichtangebots** im Bestand und damit einhergehend einer negativen Beeinflussung des Wachstums von *J. aquatica* (VALLADARES & NIINEMETS 2008). Um die bereits im Gewächshausversuch von LfL und TUM erzielten Ergebnisse der Unterdrückung durch Beschattung zu verifizieren (GEHRING et al. 2021; LINDERL 2018), wurde der Versuch im Jahr 2021 im Rahmen einer Projektarbeit wiederholt.

4.2 Aufbau und Durchführung

4.2.1 Gewächshausversuch

Für die Wiederholung des **Gewächshausversuchs zur Lichtverfügbarkeit** wurden im April 2021 in Größe und Habitus möglichst homogene *J. aquatica*-Rosettenpflanzen im Feld entnommen und für zwei Wochen im Gewächshaus akklimatisiert. Etwa 100 Pflanzen wurden auf den Flächen Stötten-Süd sowie Isny-Süd (Standorttyp B) (jeweils 50 Stück) in der Umgebung der eingerichteten Versuchspartellen mit einem Unkrautstecher ausgestochen, anschließend erfolgte eine Nachsaat um Lückenbildung zu vermeiden (zertifizierte Nachsaatmischung von LfL, Eigenmischung für Feuchtwiesen bestehend aus *Festuca pratensis* 41,7 %, *Lolium perenne* 31,3 %, *Trifolium repens* 6,9 %, *Festuca rubra* 6,3 %, *Alopecurus pratensis* 5,6 %, *Phleum pratense* 4,2 % und *Trifolium hybridum* 4,2 %). Die Entnahme von zwei unterschiedlichen Standorten diente dazu, mögliche standörtliche Unterschiede in der phänotypischen Anpassung aufzudecken.

Zu Beginn des Versuchs wurden 84 der Pflanzen willkürlich auf eine der sieben Varianten aufgeteilt (zwölf Pflanzen pro Variante). Die Varianten entsprachen den fünf bereits untersuchten Beschattungsstufen 0 % (Kontrolle), 40 %, 60 %, 85 % und 100 % Beschattung, sowie zwei Varianten, bei denen lediglich vegetative Pflanzenteile zu 40 % oder 85 % beschattet wurden. Hierzu wurde jede Rosettenpflanze nochmals in einen 3 Liter Rundtopf (VCH 19, PÖPPELMANN, Lohne, Deutschland) umgetopft und alle mit identischen Gitterkörben (Stützgitter STG 19 R, PÖPPELMANN, Lohne, Deutschland) zur Befestigung der Schattiernetze versehen (Abb. 18). Die Beschattung wurde mit Netzen unterschiedlicher Gewebestärke (Schattiernetz, HAGA-Welt, Nordstemmen, Deutschland) realisiert; die gewählten Beschattungsstufen entsprachen dabei den Herstellerangaben zur Beschattungskapazität der Netze. Die vollständige Beschattung (100 %) wurde mittels doppellagigem 85 %-Netz realisiert. Die zwei neuen Varianten mit Beschattung der vegetativen Pflanzenteile sollten die Lichtbedingungen im Bestand erfassen, unter denen *J. aquatica* im Höhenwachstum einer Beschattung entkommen kann. Hierzu wurden im Laufe des Versuchs die gebildeten Triebe durch passgenaue Öffnungen im Netz nach außen geführt. Die Versuchspflanzen wurden in einem vollständig randomisierten Design auf zwei Versuchstischen des Freilandgewächshauses Dürnast der TU München verteilt (Abb. 18). Die Tische selbst hatten dabei die gleiche Ausrichtung sowie ein identisches Bewässerungsregime.

Im Versuchszeitraum Mai bis August 2021 wurden jede Woche das vegetative und generative Wachstum erfasst. Dazu wurden wie im Feld der Rosettendurchmesser, die Höhe der Pflanzen und die Anzahl der Blüten erhoben, zusätzlich wurde die Anzahl der Knospen gezählt. Zur Überprüfung der Herstellerangaben der Schattiernetze bezüglich der Beschattungseffektivität und zur Erfassung der tatsächlichen Beschattung der Varianten fanden monatliche Lichtmessungen mit dem Li-Cor Photometer

(Li-1400 Datalogger, LI-COR, Lincoln, USA) statt. Die erfassten Messpunkte ober- und unterhalb der Netze wurden gemittelt und dazu genutzt, die Lichtreduktion in Prozent herzuleiten.



Abb. 18: Aufbau des Gewächshausversuchs zur Entwicklung unter Beschattung. Die *Jacobaea aquatica*-Pflanzen wurden in Gittertöpfe gesetzt (oben), die dann randomisiert einer Beschattungsvariante (0 %, 40 %, 60 %, 85 % oder 100 % Beschattung, 40 % und 85 % jeweils voll oder nur Rosette beschattet) zugewiesen wurden (sieben Varianten mit zwölf Wiederholungen, n = 84).

4.2.2 Feldversuch

Um die tatsächliche Lichtreduktion in den unterschiedlichen Behandlungsvarianten des Feldversuchs zu ermitteln, wurden im Jahr 2019 und 2020 an allen drei Erhebungsterminen zusätzliche Lichtmessungen durchgeführt. Dazu wurde pro Zählquadrat an einer zufällig ausgewählten Greiskraut-Rosette sowie an der gleichen Stelle oberhalb des Bestandes die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) gemessen (Abb. 19). Pro Messung (15–20 s) wurden drei Werte notiert und gemittelt, um Schwankungen auszugleichen. Genau wie im Gewächshausversuch wurden die Werte dazu genutzt, die prozentuale Lichtreduktion auszurechnen. Neben der PAR-Messung wurde auch die durchschnittliche Bestandshöhe und Vegetationsdeckung vermerkt.



Abb. 19: Lichtmessung in der Vegetation auf Rosettenhöhe von *Jacobaea aquatica*.

4.3 Ergebnisse zur Entwicklung unter Beschattung

4.3.1 Gewächshausversuch

Die Auswertung der Lichtmessungen zeigte, dass die Verfügbarkeit von Licht einen signifikanten Einfluss auf die Vitalität und Reproduktion der *J. aquatica*-Pflanzen hatte. Der Standort, an dem die Pflanze entnommen worden war, hatte dabei keinen Einfluss auf die Entwicklung. Zwar variierte die prozentuale Lichtabschwächung unter den Schattiernetzen von den Angaben der Hersteller, jedoch ergaben die Schattierungsstufen klar voneinander abgegrenzte Behandlungsvarianten (Abb. 43). Mit zunehmender Beschattung verringerte sich der Rosettendurchmesser von *J. aquatica*, wobei die Pflanzen der Varianten mit vollständiger Beschattung (100 %) bereits nach zwei Wochen zu sterben begannen. Zu diesem Zeitpunkt erreichten sämtliche Pflanzen aller Beschattungsstufen ihre größten Rosettendurchmesser. Signifikante Unterschiede zwischen der Kontrollvariante und den 40 % bzw. 60 % ($24,0 \pm 2,8$ cm bzw. $22,5 \pm 3,8$ cm) beschatteten Pflanzen ergaben sich insbesondere durch den Maximalwert des Rosettendurchmessers unter Volllicht (max. 40,0 cm; $28,4 \pm 4,0$ cm; Abb. 20). Der mittlere Rosettendurchmesser der 85 % und 100 % beschatteten Pflanzen war nochmals deutlich reduziert ($16,3 \pm 5,4$ cm bzw. $6,8 \pm 5,4$ cm; $F_{4,654} = 147,40$, $p < 0,05$). Der direkte Vergleich zwischen vollständiger Beschattung und Beschattung mit freiliegenden Trieben zwischen Varianten mit gleicher Lichtreduktion zeigte keine Unterschiede (Abb. 44).

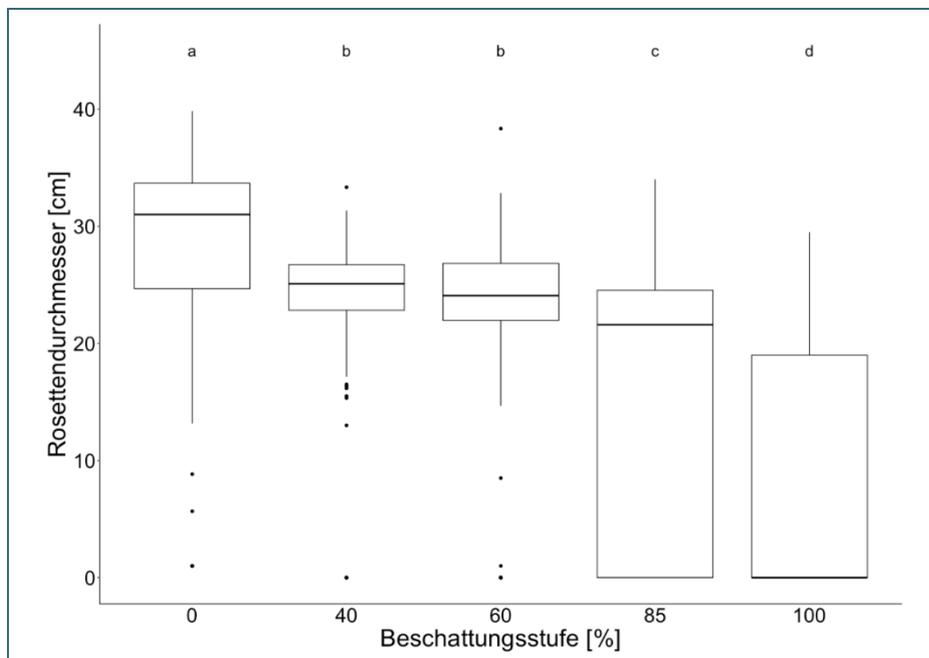


Abb. 20: Mittlerer Rosettendurchmesser von *Jacobaea aquatica* bei verschiedenen Beschattungsstufen unter Gewächshausbedingungen. Die verschiedenen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) des Rosettendurchmessers über den gesamten Versuchszeitraum im *post-hoc* Tukey Test nach signifikanter ANOVA.

Bereits ab der zweiten Woche des Experiments (ab 07.06.2021) bildeten durchweg alle Pflanzen jeder Beschattungsvariante die ersten Knospen. Die Knospenzahl nahm jedoch mit stärkerer Beschattung signifikant ab ($F_{4,511} = 30,1$; $p < 0,05$) und nicht alle gebildeten Knospen entwickelten sich zu Blüten. Bei den Pflanzen mit 100 %-iger Beschattung kam es trotz vorhandener Knospen zu keiner Blütenbildung. Die Kontrolle erreichte mit einer maximalen Blütenzahl von 279 in der sechsten Woche des Versuchs (07.07.2021) und einem Mittelwert von 68 ± 35 Blüten das signifikant höchste Ergebnis (Abb. 21). Die Pflanzen der 40 %-igen Beschattung unterschieden sich mit 25 ± 18 Blüten nicht von der 60 %-igen Beschattung mit 17 ± 12 Blüten; 85 %-ig beschattete Pflanzen bildeten durchschnittlich 3 ± 3 Blüten und damit signifikant weniger als Pflanzen der anderen Varianten ($F_{4,511} = 46,2$; $p < 0,05$).

Der direkte Vergleich zwischen vollständiger Beschattung und Beschattung mit freiliegenden Trieben zwischen Varianten mit gleicher Lichtreduktion zeigte erneut keine Unterschiede (Abb. 45). In den Varianten 85 % und 100 % Beschattung zeigten sich deutlich die Effekte der stärkeren Beschattung, die zu einer Reduktion des Durchmessers, geringerer Knospen- und Blütenbildung und einem frühzeitigen Absterben der Pflanzen führten (Abb. 22). Auch in den Varianten mit 60 % und 40 % Vollbeschattung starben zum Ende des Versuchszeitraums einzelne Individuen.

Insgesamt ergaben sich bereits unter geringer Beschattung Veränderungen in der Rosettengröße sowie in der Anzahl an Blüten. Eine deutliche Reduktion der Anzahl überlebender Pflanzen wurde jedoch erst bei einer Beschattung über 85 % festgestellt. Ähnliche Ergebnisse konnten bereits im Versuch der Studentin Luise Linderl festgestellt werden (GEHRING et al. 2021; LINDERL 2018). Der Wert von 85 %-iger Beschattung (entspricht 15 % Lichtverfügbarkeit) kann somit als **kritischer Schwellenwert** gesehen werden. Ab dieser Beschattungsintensität kam es zu einer **deutlichen Veränderung der Reproduktion und Lebensdauer** von *J. aquatica*.

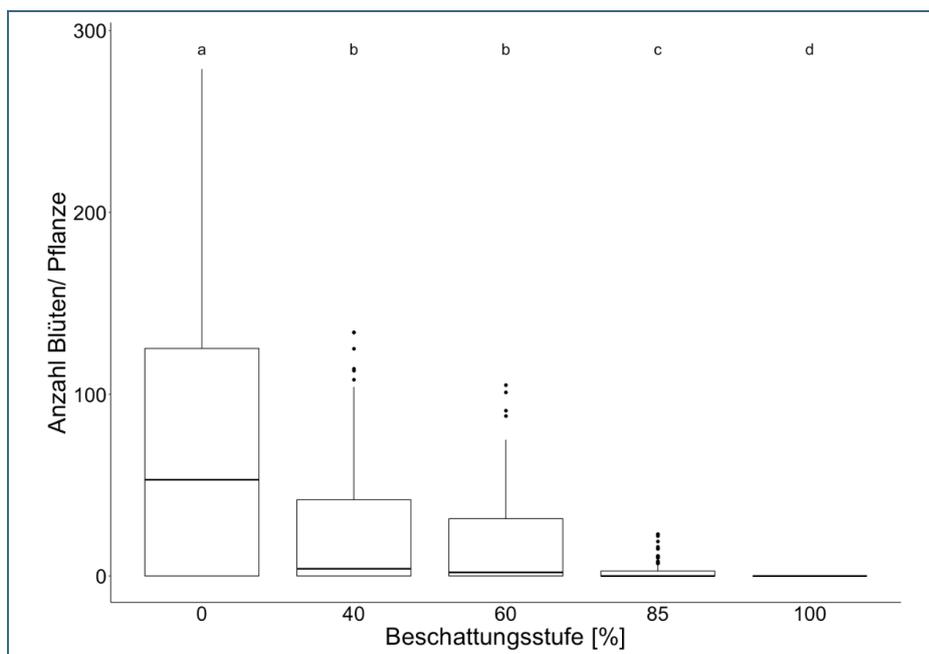


Abb. 21: Mittlere Anzahl an Blüten von *Jacobaea aquatica* bei verschiedenen Beschattungsstufen unter Gewächshausbedingungen. Die verschiedenen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) der Blütenanzahl über den gesamten Versuchszeitraum im *post-hoc* Holm Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.

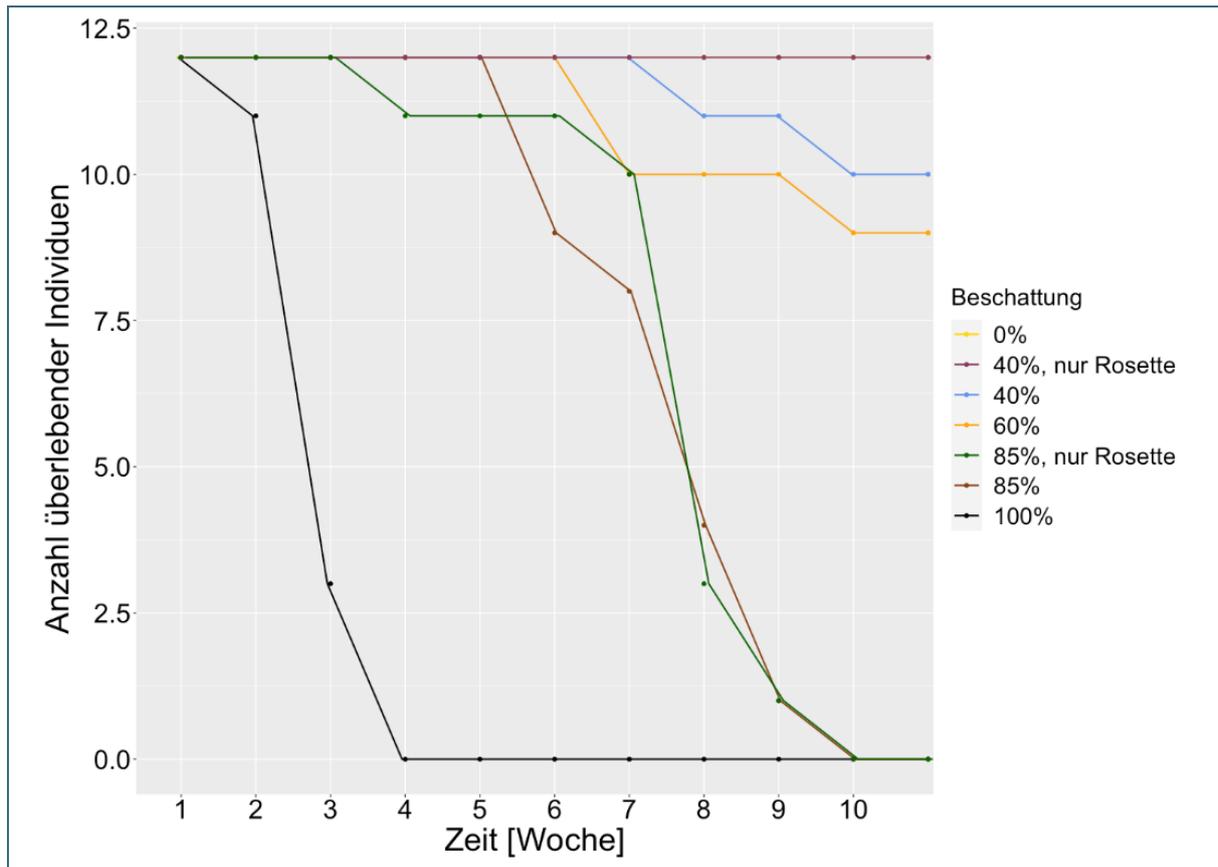


Abb. 22: Anzahl an überlebenden Individuen von *Jacobaea aquatica* bei verschiedenen Beschattungsstufen unter Gewächshausbedingungen. Individuen unter nahezu vollständiger Beschattung (100 % sowie 85 %) wiesen eine hohe Sterblichkeitsrate auf.

4.3.2 Feldversuch

Eine erste Auswertung der Lichtmessungen im Jahr 2019 zeigt, dass die Lichtverfügbarkeit in den extensiveren Behandlungen deutlich geringer war (Abb. 23). Zum Zeitpunkt der Aufnahmen im August 2019 lag die Lichtverfügbarkeit innerhalb der zuvor noch nicht gemähten Brache-Varianten der geringproduktiven Standorte (,Brache 2J.' und ,Brache 1J.', Schnitt Sept', in Abb. 23a zusammengefasst) sowie in der Variante ,Spätmahd August + Festmist' unter dem in den Gewächshausversuchen ermittelten kritischen Schwellenwert von 15 % (erzielte mittlere Beschattung über 85 %). Die Brache- und Spätmahd-Varianten der mittelproduktiven Standorte zeigten ebenfalls eine deutlich erhöhte Beschattung (Abb. 23b). Generell kam es hier aber zu einer größeren Streuung, was durch die größere Heterogenität zwischen den Flächen erklärt werden kann.

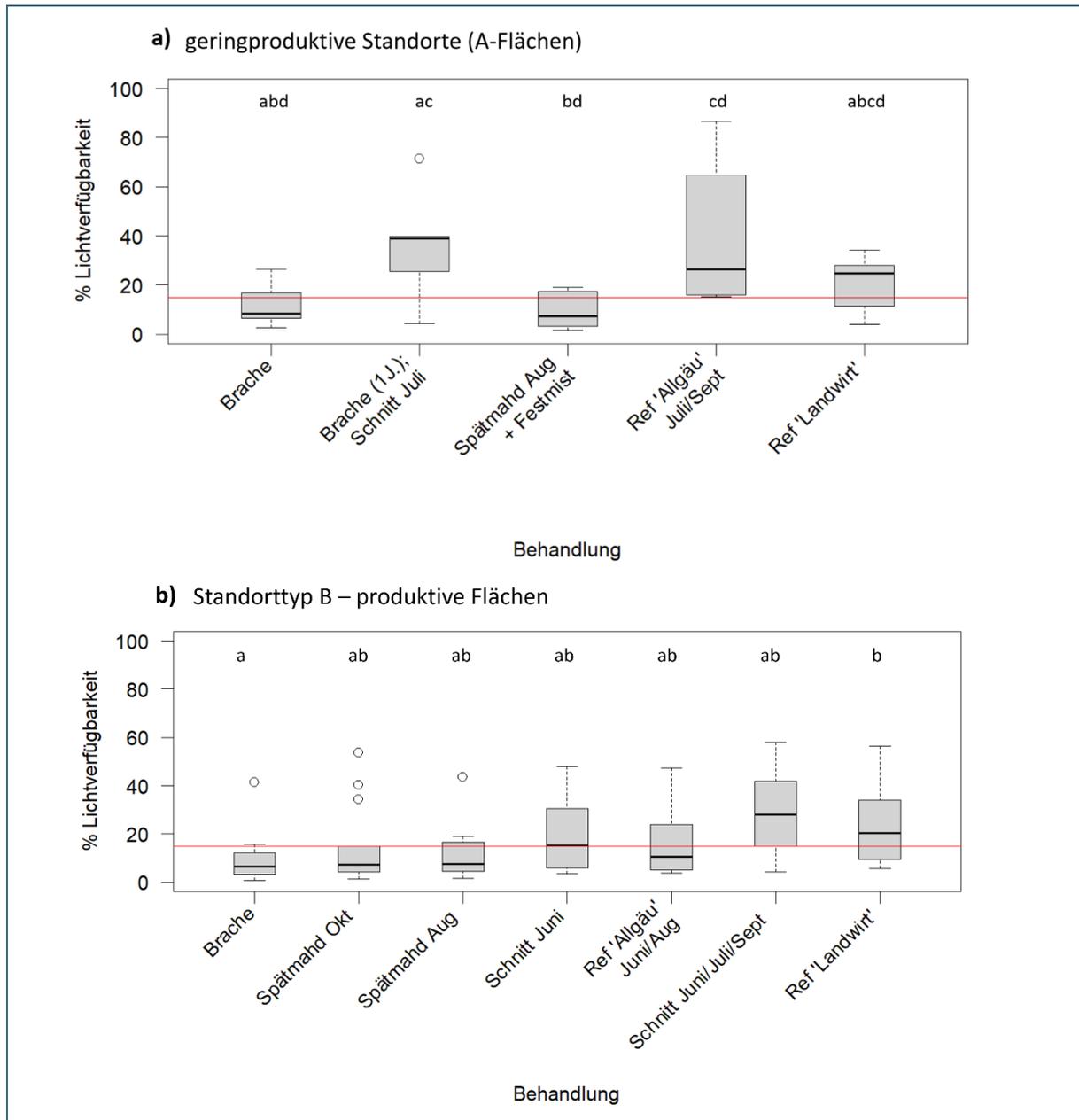


Abb. 23: Messung der Lichtverfügbarkeit auf Rosettenhöhe zum Zeitpunkt der Erhebungen im August 2019 in den Behandlungsvarianten der (a) gering- (A-Flächen) und (b) mittelproduktiven Standorte (B-Flächen). Eine genaue Erläuterung der Varianten findet sich in Tab. 3; gleiche Behandlungen zum Zeitpunkt der Erhebung wurden zusammengefasst. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (Friedman-Test); die rote Linie gibt den kritischen Schwellenwert von 15 % an (85 % Beschattung).

Eine eingehende Auswertung der Lichtmessungen im Juni und August 2019 und 2020 und ein ausführlicher Vergleich mit den im ersten Gewächshausversuch erhobenen Daten fand im Rahmen der wissenschaftlichen Veröffentlichung des Projektes in der Zeitschrift *Ecological Engineering* statt (siehe auch KRIEGER et al. (2022b)). Dazu wurden neben den im Feldversuch des vorliegenden Projekts erhobenen Daten auch Daten aus dem Feldversuch eines weiteren Greiskraut-Projektes (LfL-Projekt) einbezogen, um eine größere Datengrundlage zu erhalten.

Es zeigte sich insgesamt eine Beeinträchtigung der Reproduktion vor allem der generativen *J. aquatica*-Pflanzen im Gewächshaus und eine signifikant verringerte Anzahl an vegetativen Pflanzen im Freiland. Im Gewächshaus hatten die Pflanzen unter höherer Beschattung deutlich weniger Blütenköpfe (Abb. 24a). Die Anzahl an Blütenköpfen pro Pflanze im Feld war zwar generell geringer (Mittelwert \pm SE: 4 ± 0 anstatt 10 ± 2), es zeigten sich jedoch keine Unterschiede aufgrund unterschiedlicher Beschattung (Abb. 24b). Obwohl die gesamte Abundanz von *J. aquatica* im dargestellten Untersuchungszeitraum zurückging (um 20 ± 9 % von Juni 2019 auf Juni 2020, und um 23 ± 6 % von August 2019 auf August 2020), war nur der Rückgang an vegetativen Individuen statistisch signifikant (GLMM: $\chi^2 = 16,7$, $df = 1$, $p < 0,001$; Abb. 25). Begleitet wurden die Auswirkungen der Beschattung auf die Abundanz des Greiskrauts von negativen Effekten des Humiditäts-Index (Niederschlag der letzten drei Monate geteilt durch deren Temperatur), der Produktivität des Grünlands (dargestellt durch die Grünlandzahl) und dem Störungsfaktor ‚Zeit seit letzter Mahd‘.

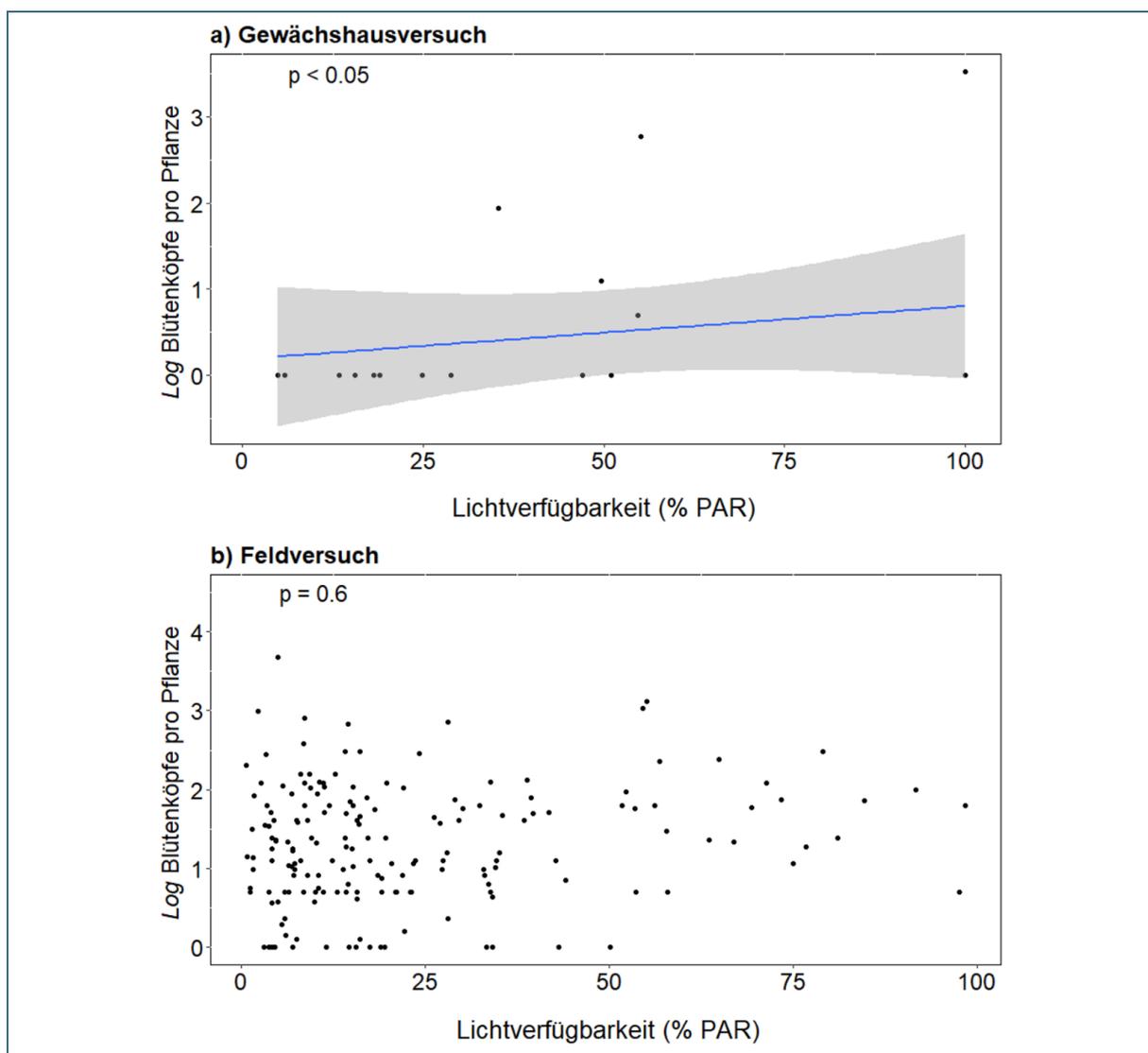


Abb. 24: Auswirkungen von Beschattung auf die Anzahl an Blütenköpfen von *Jacobaea aquatica*. Eine Reduktion der verfügbaren photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) beeinflusste die Blütenbildung im Gewächshaus negativ (N = 20 Pflanzen; $\chi^2 = 4,74$, $df = 1$, $p < 0,05$; Abb. a). Der Effekt konnte mit den Felddaten nicht bestätigt werden ($\chi^2 = 0,27$, $df = 1$, $p = 0,603$; Abb. b). Die Regressionslinie (blau) zeigt den generellen Trend innerhalb des 95 % Konfidenzintervalls (grau). Abbildung verändert nach KRIEGER et al. (2022b).

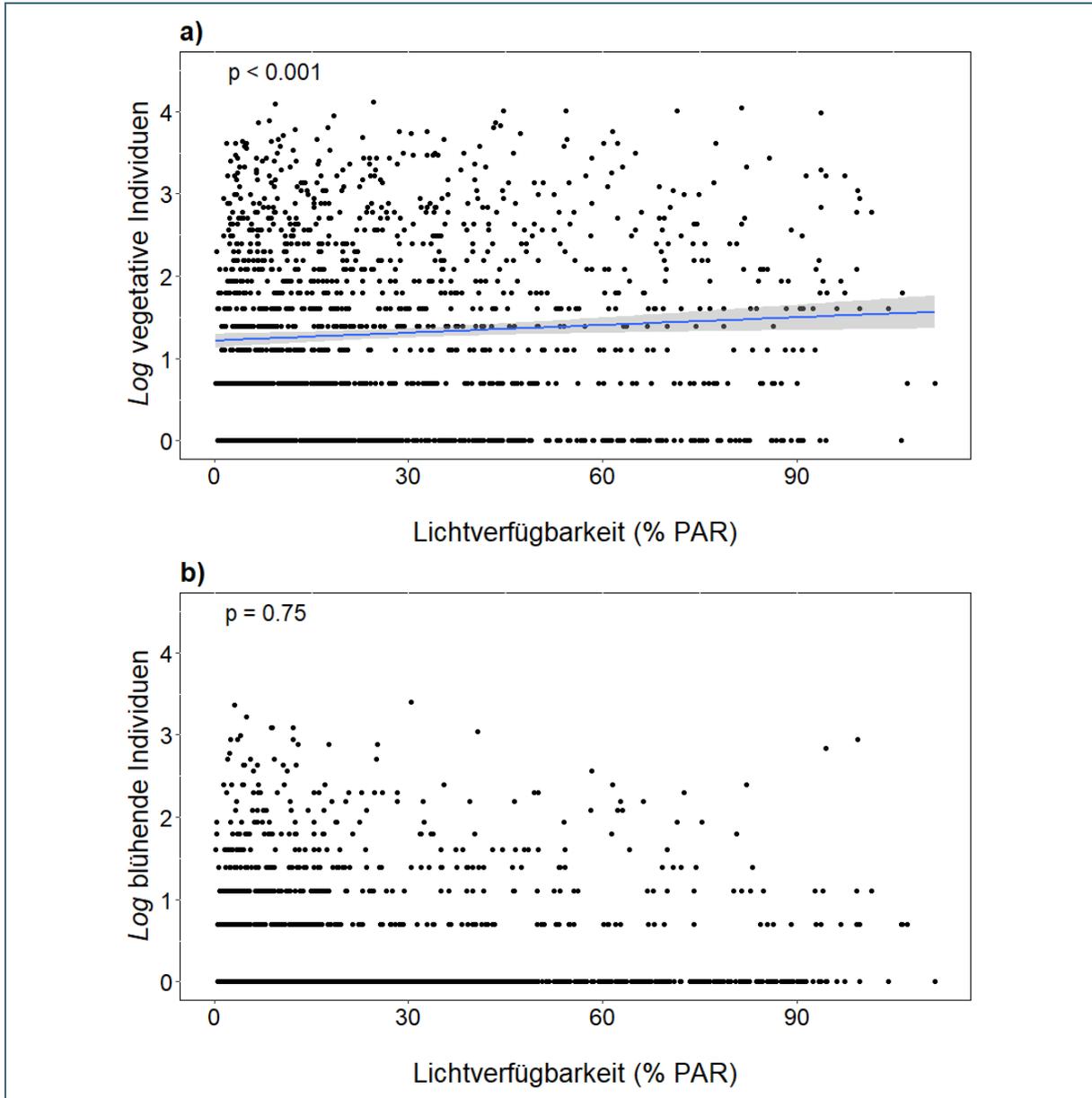


Abb. 25: Abundanz von a) vegetativen und b) generativen *Jacobaea aquatica*-Individuen pro Teilfläche in Abhängigkeit der verfügbaren photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR). Die Anzahl an vegetativen Pflanzen stieg mit Zunahme der verfügbaren PAR ($\chi^2 = 16,7$, $df = 1$, $p < 0,001$), während die Anzahl an generativen Pflanzen gleichblieb ($\chi^2 = 0,17$, $df = 1$, $p = 0,751$). Die Regressionslinie (blau) zeigt den generellen Trend innerhalb des 95 % Konfidenzintervalls (grau). Abbildung verändert nach KRIEGER et al. (2022b).

4.4 Diskussion

Die Ergebnisse des wiederholten Versuchs zur Lichtverfügbarkeit bestätigen, dass der im Projekt verfolgte Ansatz der Förderung der Beschattung deutliche Auswirkungen auf das Überleben der Individuen von *J. aquatica* sowie auf deren Reproduktion hat. Allerdings zeigten die Versuche, dass die Reduktion des Lichtes 85 % oder mehr betragen muss, um eine entsprechende Beeinträchtigung des Wasser-Greiskrautes zu erreichen. Bei einer entsprechend hohen Lichtreduktion der Rosette kann auch keine Kompensation über die freiliegenden Triebe erfolgen. Zwar konnte in der entsprechenden Auswertung keine statistisch signifikante Verringerung der Reproduktion im Feldversuch nachgewiesen werden, jedoch reduzierte sich das Vorkommen von Wasser-Greiskraut deutlich. Der Erfolg der Maßnahmen hing hierbei auch davon ab, wie lange die Mahd ausgesetzt wurde und wie produktiv der Bestand war. Insgesamt bietet die Methode der Ausdunkelung die Möglichkeit, die Populationsentwicklung von *J. aquatica* zu regulieren, auch wenn auf dem hier untersuchten Standorttypen die Reduktion der Lichtverfügbarkeit geringer ausfiel als in den durchgeführten *Ex-Situ*-Versuchen.

5 Weitere Versuche

Im zweiten und dritten Projektjahr wurden die Freilanduntersuchungen durch Versuche im Gewächshaus ergänzt, um weitere Erkenntnisse über die Biologie der Art zu gewinnen. Diese sind wichtig, um die Reaktion der Art auf bestimmte Managementmaßnahmen zu verstehen, und diese zur Entwicklung angepasster Managementstrategien zu nutzen. So bestimmt das Mahdregime interspezifische Wechselwirkungen um das Lichtangebot, vegetative Ausbreitung und räumliche Verteilung der ober- und unterirdischen Biomasse (FAN & HARRIS 1996). Neben der im Freiland getesteten Praxis der Stärkung der Konkurrenzeffekte („Ausdunkelung“), besteht auch die Möglichkeit die Pflanze durch eine Anpassung der Schnitthöhe und -frequenz ‚auszuhungern‘ und die Ressourcenverteilung in der Pflanze („Allokation“) so zu ändern, dass deren Vitalität entscheidend abnimmt (AERTS et al. 1991; JUNG 2014). Zusätzliches Ziel ist es dabei, die Blütenbildung (und damit die Samenbildung) zu reduzieren oder gar zu verhindern (BASSLER et al. 2016). Um die Auswirkungen der Anpassung von Schnitthöhe und -frequenz auf die Allokation zu testen, wurde 2019 ein kombinierter Versuch auf einer Freifläche in Pulling bei Freising sowie im TUM Gewächshauszentrum Dürnast angelegt, bei dem der Einfluss von Schnitt und Konkurrenz auf die Biomasseproduktion und auf weitere physiologische Größen über zwei Vegetationsperioden hin untersucht wurde.

Einige Pflanzen besitzen die Fähigkeit zum Wiederaustrieb aus unterirdischen Organen. Diese Fähigkeit dient zur Regeneration nach Verlust der gesamten oberirdischen Biomasse und ist u. U. entscheidend für das Fortbestehen der Population (BARTUŠKOVÁ et al. 2017; KLIMEŠOVÁ et al. 2017; PAUSAS & KEELEY 2014). Da das Ausstechen und Ausreißen von Greiskräutern derzeit gängige Praxis ist, die vor allem bei geringem Befall empfohlen wird (BEDENIK 2014; GEHRING & THYSSEN 2016), ist es wichtig zu wissen, inwieweit sich *J. aquatica* aus der Wurzel regenerieren kann und welche Wurzelteile dazu fähig sind. In den geplanten Versuchen sollte der Wiederaustrieb von verschiedenen Resten der Wurzelrübe unter Konkurrenz untersucht werden. Da bei allen Versuchen jedoch nur eine sehr geringe Anzahl an Individuen wieder austrieb (4 von 60), war eine statistische Auswertung nicht sinnvoll und der Versuch wurde eingestellt.

5.1 Ex-situ-Versuch zum Schnittregime

5.1.1 Aufbau und Durchführung

Für den Versuch zur Allokation unter Schnitt wurden in einem doppelten Versuchsansatz je zehn Wiederholungen in der Vegetationshalle des Gewächshauszentrums (Gewächshaus mit zwei offenen Gitterseiten) sowie auf einer Freifläche in Pulling bei Freising angelegt. Im April 2019 wurden hierfür *J. aquatica*-Samen von drei verschiedenen Versuchsflächen (Isny-Süd_B, Schlupfen_B, Stötten-Süd_B) in Anzuchttopfen ausgesät. Zusätzlich wurden Samen von drei Grasarten frischer bis feuchter Wiesen (*Agrostis capillaris*, *Festuca rubra*, *Alopecurus pratensis*) ausgesät, die später als Konkurrenz dienen sollten. Da von der Versuchsfläche Isny-Süd_B nicht genügend Samen keimten (Keimrate <30 %), erfolgte das Pikieren der vorgezogenen Keimlinge in die Versuchsflächen und in die Probetöpfe nur mit Pflanzen der verbliebenen zwei Standorte. Jeweils die Hälfte der Wiederholungen enthielt *J. aquatica*-Pflanzen eines Ursprungs, wobei die Zuweisung innerhalb der Wiederholungen zur Vermeidung von Standorteffekten möglichst randomisiert wurde.

Die Versuchsanlage erfolgte Anfang Mai 2019; die Erhebungen liefen über zwei Jahre bis September 2020. Die Varianten wurden in Form eines einfachen lateinischen Quadrates auf die zur Verfügung stehende Fläche verteilt. Die Varianten unterschieden sich in der Schnitthöhe (5 cm bzw. 10 cm Höhe), Schnitthöhe (alle vier bzw. sechs Wochen) und Konkurrenzstufe (keine, niedrige bzw. hohe Konkurrenz; Abb. 26). Hieraus ergaben sich jeweils zwölf Varianten à zehn Wiederholungen, also ins-

gesamt 120 Versuchsflächen im Freiland und 120 Probetöpfe im Gewächshaus. Für den Versuchsan-satz im Gewächshaus wurde für die niedrige Konkurrenzstufe eine *J. aquatica*-Pflanze mit je einem Individuum der drei Grasarten gemeinsam eingetopft, für die hohe Konkurrenz wurden von jeder Gras-art zwei Individuen – insgesamt sechs Konkurrenzpflanzen – mit in den Topf gesetzt. Für den Versuch wurden Rundtöpfe mit 19 cm Durchmesser verwendet. Da die Versuchsflächen im Freiland größer waren, wurde die Anzahl der Pflanzen entsprechend erhöht, so dass jedem Individuum im Mittel ge-nau so viel Platz zur Verfügung stand wie im Topf (siehe Anhang Abb. 46). In die Ränder der Freiland-flächen wurde eine anteilig gleiche Mischung aus den drei Grasarten eingesät.

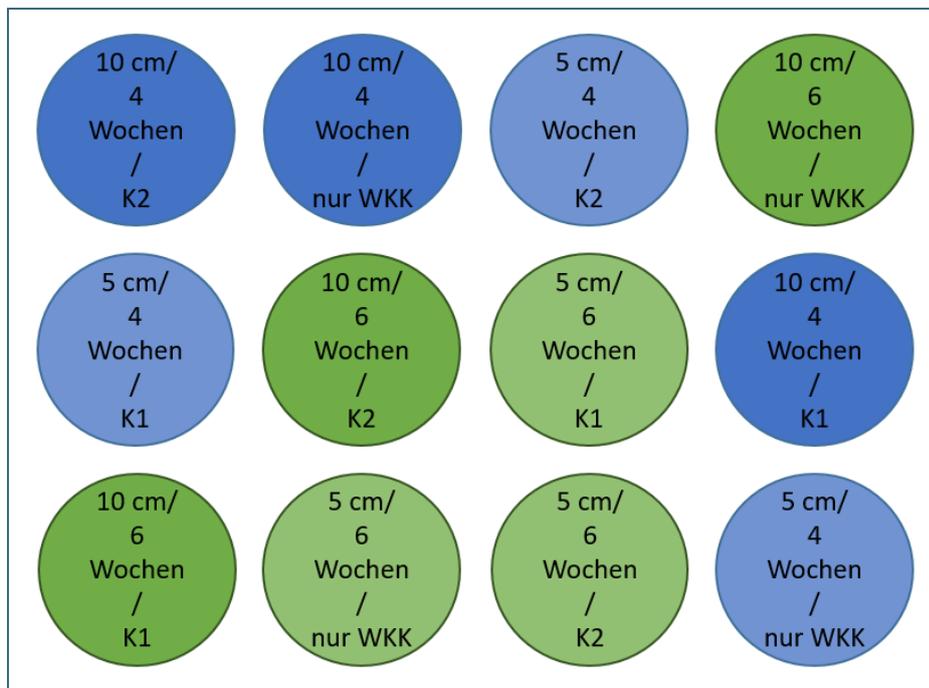


Abb. 26:
Schematische Darstellung der Varianten im Versuch 'Entwicklung unter Schnitt'. Farbco-diert sind Schnitthäufig-keit (blau: alle vier Wo-chen; grün: alle sechs Wochen) und Schnitt-höhe (hell: 5 cm Höhe; dunkel: Ton 10 cm Höhe). Die Konkur-renzstufen entsprechen keiner Konkurrenz (nur WKK), niedriger Konkur-renz (K2) und hoher Konkurrenz (K1).

Der erste Schnitt aller Varianten erfolgte Ende Juni, als bereits die ersten *J. aquatica*-Pflanzen Blüten bildeten. Die weiteren Schnitte erfolgten dann je nach Variante im Vier- bzw. Sechs-Wochen-Rhyth-mus (Abb. 27; Abb. 28); der letzte und fünfte Schnitt im September erfasste wieder alle Varianten. So-mit ergaben sich für die Vier-Wochen-Varianten eine Gesamtzahl von vier Schnittterminen im Jahr, für die Varianten, die alle sechs Wochen geschnitten wurden, insgesamt drei Termine im Jahr. Vor jedem Schnitt wurden in allen Varianten folgende Größen bei *J. aquatica* erhoben: Rosettendurchmesser auf drei Achsen, Höhe der Pflanze, Anzahl der Haupttriebe, der Blüten- und Samenköpfe. Der phänologi-sche Stand (vegetativ/knospend/blühend) sowie der generelle Zustand wurden ebenfalls notiert. Letz-teres erfolgte als Notiz vor allem im Gewächshaus, da die Pflanzen dort ab Beginn des ersten Schnit-tes von Mehltau und Botrytis betroffen waren. Die entfernte Biomasse wurde nach *J. aquatica* und Gräser sortiert und zur Erfassung der jeweils anteiligen Trockenmasse verwendet. Zu den Erhebungs-zeitpunkten wurde in den Flächen des Freilandversuchs jeglicher anderweitig auftkommende Auf-wuchs entfernt, um eine Beeinträchtigung der Konkurrenzsituation zu vermeiden. Um die Behandlun-gen mit Fungizid zu erleichtern, wurde im Gewächshaus zusätzlich einmal im August und im Novem-ber die abgestorbene Biomasse der *J. aquatica*-Individuen entfernt. Des Weiteren mussten auch zwis-chen den Schnittterminen regelmäßig die Blüten- und Samenköpfe gezählt und entfernt werden, um eine Kontamination benachbarter Versuche zu vermeiden.

Anfang November 2019 wurde der Versuch von der Vegetationshalle zur Überwinterung in ein Kalt-
haus gebracht und im Juni 2020 erneut in die Vegetationshalle umgesiedelt. Töpfe, in denen die Ver-
suchspflanzen aufgrund der vorjährigen Behandlung oder aufgrund des Befalls von Botrytis und Mehl-
tau im letzten Jahr über den Winter abgestorben waren, wurden registriert und nicht weiter beprobt.
Dies geschah auch, wenn bei den Messungen im Jahresverlauf Pflanzen vorgefunden wurden, die
keine lebende Biomasse mehr besaßen. Der erste Schnitt wurde wieder einheitlich Ende Juni 2020
durchgeführt. Die weiteren Schnitte erfolgten dann je nach Variante im Vier- oder Sechs-Wochen-
Rhythmus; der letzte Schnitt im September 2020 umfasste wieder alle Varianten. Hier wurde nach der
letzten Messung die gesamte oberirdische Biomasse geerntet und der Versuch beendet. Die zusätzli-
che Entfernung abgestorbener Biomasse im Gewächshaus sowie die Ernte der Blütenköpfe zwischen
den Terminen entfiel, da keine Behandlung mit Fungizid mehr erfolgte und sich die meisten der über-
lebenden Pflanzen nur noch in vegetativen Zustand befanden.



Abb. 27: Versuch zur ‚Entwicklung unter Schnitt‘ in der Vegetationshalle im August 2019. *Jacobaea aquatica* wurde unter unterschiedlichen Konkurrenzbedingungen eingetopft und die Entwicklung unter verschiedenen Schnitthöhen (5 cm bzw. 10 cm) und -intervallen (4 bzw. 6 Wochen) untersucht. Die unterschiedlichen Schnitt- und Konkurrenzbedingungen sind deutlich erkennbar; das Schnittintervall ist zusätzlich gekennzeichnet durch die Etikettenfarbe.



Abb. 28:
Versuchspartellen des Versuchs ‚Entwicklung unter Schnitt‘ im September 2019. *Juncobaea aquatica* wurde unter unterschiedlichen Konkurrenzbedingungen eingepflanzt und die Entwicklung unter verschiedenen Schnitthöhen (5 cm bzw. 10 cm) und -intervallen (4 bzw. 6 Wochen) untersucht. Die unterschiedlichen Schnitt- und Konkurrenzbedingungen sind deutlich erkennbar.

5.1.2 Ergebnisse und Diskussion des Versuchs zum Schnittregime

Die Auswertung der beiden Versuchsansätze erfolgte separat, um einen Vergleich zwischen den unterschiedlichen Rahmenbedingungen zu ermöglichen. In beiden Ansätzen hatte die Schnitthöhe keinen Einfluss auf die Entwicklung und Lebensdauer von *J. aquatica* (Abb. 47; Abb. 48). Im *Ex-situ*-Versuch im Gewächshaus hatte vor allem die Konkurrenzstufe einen signifikanten Einfluss auf die Entwicklung (GLMMs, Unterschied nach *post-hoc*-Test emmeans: $p \leq 0,05$; Abb. 29). Die Variante mit hoher Konkurrenz hatte jeweils einen signifikant kleineren Rosettendurchmesser, geringere Höhe, sowie eine reduzierte Anzahl an Trieben, Blüten- und Samenköpfen. Die niedrige Konkurrenzstufe hatte einen signifikant negativen Einfluss auf den Rosettendurchmesser, die Anzahl an Trieben und die Zahl der gebildeten Blüten- und Samenköpfe. Die Höhe der Pflanzen sowie die Anzahl an Samenköpfen wurde auch durch die Länge des Schnittintervalls beeinflusst ($p < 0,05$; Abb. 30). Im Versuchsansatz auf der Freifläche in Pulling hatte das Konkurrenzlevel keinen Einfluss auf die Entwicklung der Pflanzen. Dies lag vor allem an der Trockenheit in der Versuchsperiode 2019, die das Wachstum der Konkurrenzpflanzen deutlich hemmte. Im zweiten Versuchsjahr verstärkten sich die Konkurrenzeffekte und führten dadurch zu einer signifikant kürzeren Lebensdauer ($p < 0,001$; Abb. 31). In diesem Versuchsansatz beeinflusste die Länge des Schnittintervalls zusätzlich zur Höhe der Pflanzen und der Anzahl an Samenköpfen auch die Höhe der Pflanzen ($p < 0,05$; Abb. 32).

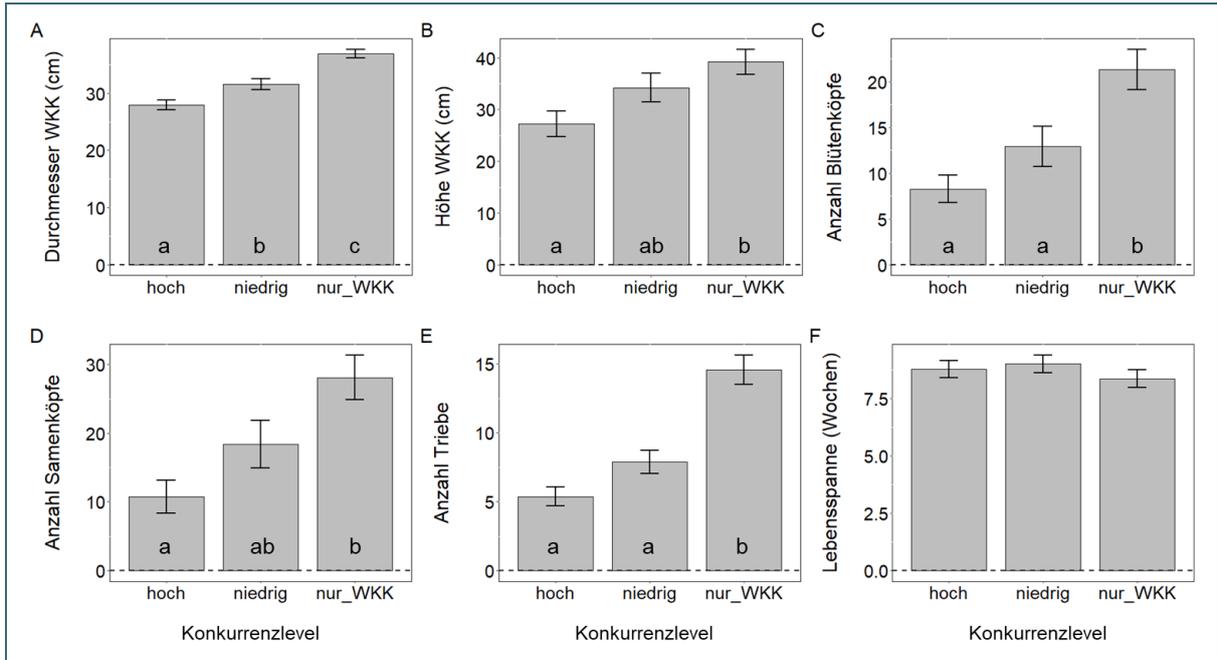


Abb. 29: *Ex-situ*-Versuch zur Allokation unter Schnitt; Versuchsansatz im Gewächshaus. Einfluss des Konkurrenzlevels auf *Jacobaea aquatica*-Rosettendurchmesser (A), die Pflanzenhöhe (B), die Anzahl der Blüten- (C) und Samenköpfe pro Pflanze (D), die Anzahl gebildeter Triebe aus der Wurzel (E) sowie die Lebensspanne der Tage in Wochen (Mittelwerte \pm SE). Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (*emmeans*, $p < 0,05$).

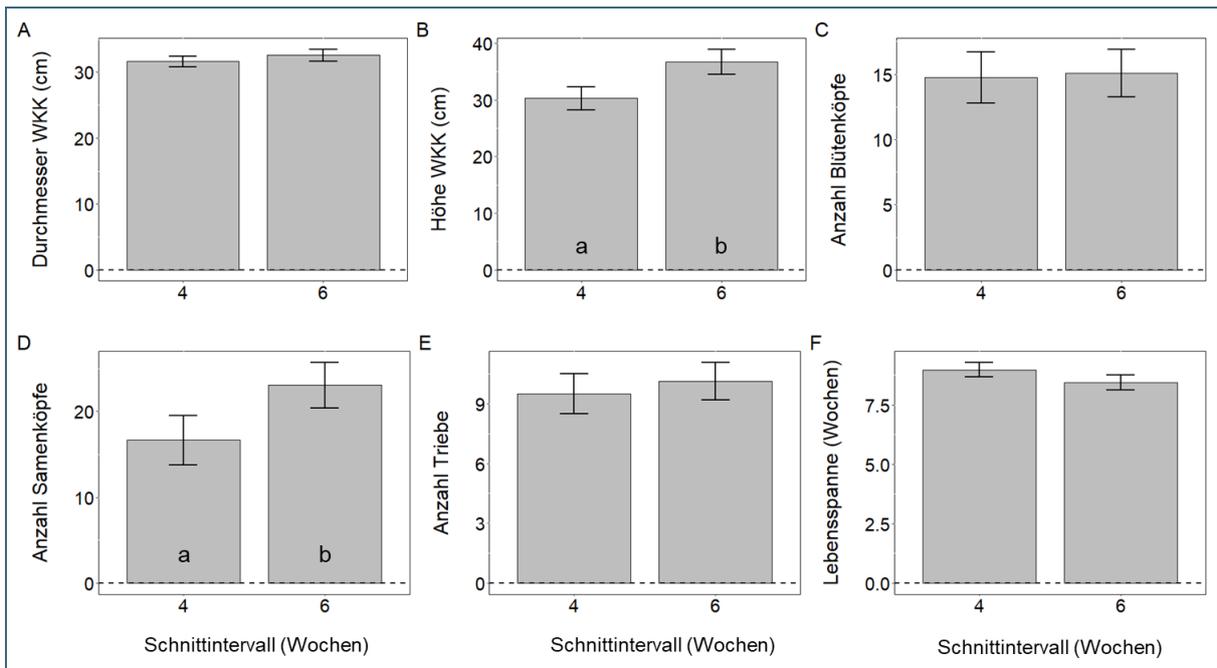


Abb. 30: *Ex-situ*-Versuch zur Allokation unter Schnitt; Versuchsansatz im Gewächshaus. Einfluss des Schnittintervalls auf *Jacobaea aquatica*-Rosettendurchmesser (A), die Pflanzenhöhe (B), die Anzahl der Blüten- (C) und Samenköpfe pro Pflanze (D), die Anzahl gebildeter Triebe aus der Wurzel (E) sowie die Lebensspanne der Tage in Wochen (Mittelwerte \pm SE). Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (*emmeans*, $p < 0,05$).

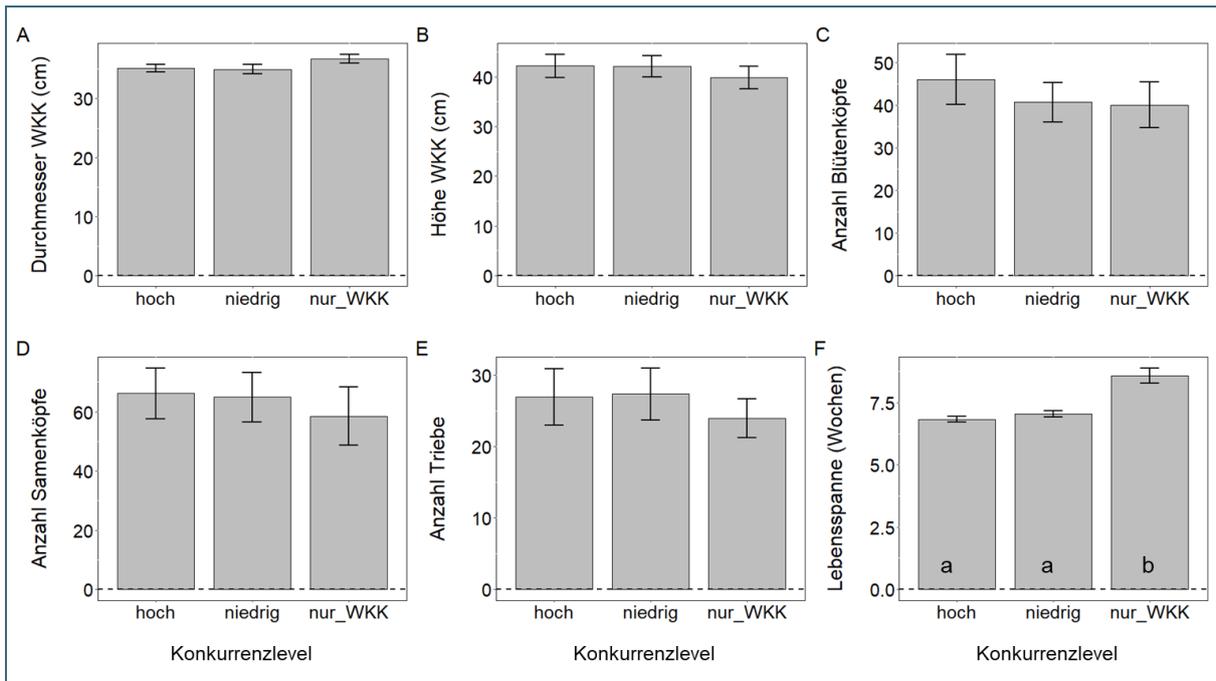


Abb. 31: *Ex-situ*-Versuch zur Allokation unter Schnitt; Versuchsansatz im Freiland. Einfluss des Konkurrenzlevels auf *Jacobaea aquatica*-Rosettendurchmesser (A), die Pflanzenhöhe (B), die Anzahl der Blüten- (C) und Samenköpfe pro Pflanze (D), die Anzahl gebildeter Triebe aus der Wurzel (E) sowie die Lebensspanne der Tage in Wochen (Mittelwerte \pm SE). Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (*emmeans*, $p < 0,05$).

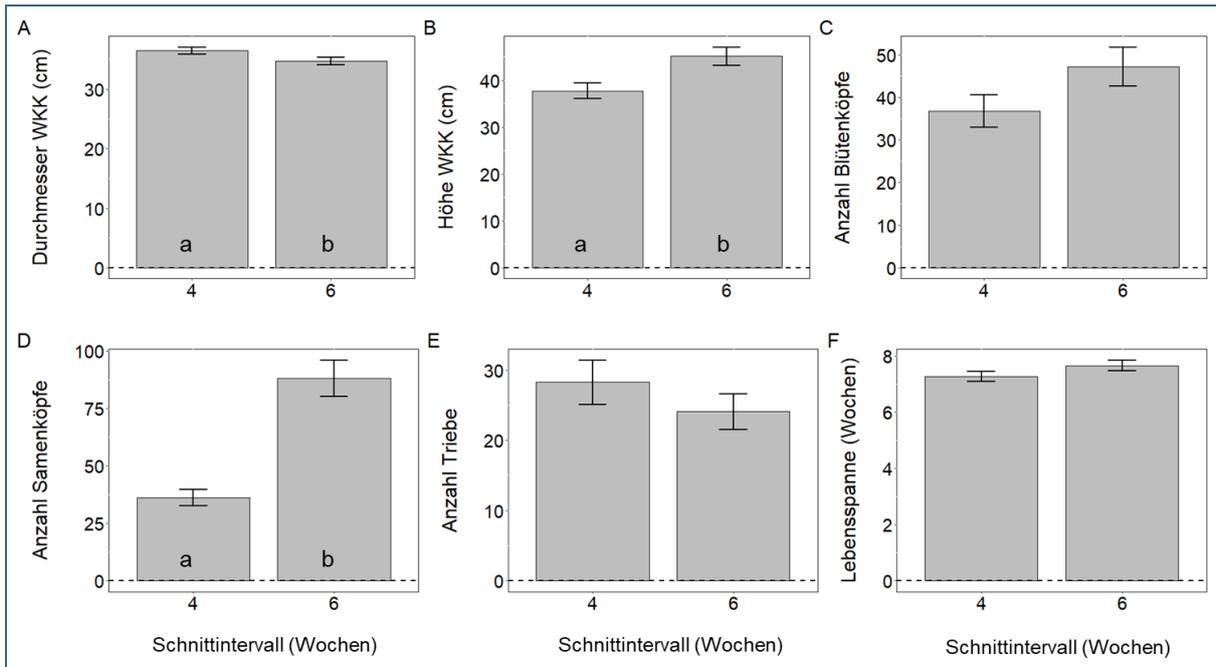


Abb. 32: *Ex-situ*-Versuch zur Allokation unter Schnitt; Versuchsansatz im Freiland. Einfluss des Schnittintervalls auf *Jacobaea aquatica*-Rosettendurchmesser (A), die Pflanzenhöhe (B), die Anzahl der Blüten- (C) und Samenköpfe pro Pflanze (D), die Anzahl gebildeter Triebe aus der Wurzel (E) sowie die Lebensspanne der Tage in Wochen (Mittelwerte \pm SE). Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (*emmeans*, $p < 0,05$).

6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Bereits am Ende des zweiten Projektjahres zeigte sich eine deutliche Reduktion der *J. aquatica*-Populationen in den Ausdunkelungsvarianten beider Standorttypen. Auf den geringproduktiven Standorten (bis 4 dt ha⁻¹ a⁻¹ Ertrag, erster Schnitt ab Anfang Juli; Typ A) erfolgte die stärkste Reduktion der Individuenzahl in den Varianten ‚Brache 3 Jahre‘ sowie ‚Spätmahd August mit Festmist‘. Doch auch eine einjährige Brache konnte die Individuenzahl deutlich reduzieren. Als Folgenutzung ist ein einschüriger Schnitt Anfang Juli, gegebenenfalls mit einer zusätzlichen geringen Festmistdüngung (siehe Folgenutzung Variante ‚Spätmahd August mit Festmist‘) empfehlenswert. Dabei ist aber zu beachten, dass bei einem einschürigen Schnitt kurz vor der Blüte die überlebenden Individuen durch die erhöhte Lichtverfügbarkeit gefördert werden, was zu einer deutlichen Erhöhung des Samenvorrats im Boden führen kann, da die Samenbildung nicht verhindert wird. Eine Wiederaufnahme der Nutzung als reiner Herbstschnitt förderte mittelfristig ebenfalls die Keimung neuer Individuen und sollte nicht als Managementvariante forciert werden. Gleichwohl ist auch eine zweischürige Mahd auf diesem Flächentyp nicht empfehlenswert, da dabei keine Unterdrückung des Greiskrauts erfolgte.

Auf den mittelproduktiven Standorten (6–8 dt ha⁻¹ a⁻¹ Ertrag, erster Schnitt ab Mitte Juni; Typ B) erfolgte die stärkste Reduktion in den Varianten ‚Spätmahd Oktober‘ sowie ‚Mahd Juni‘. In diesen Varianten kam es während der ersten Projektphase zu einer deutlichen Reduktion der Gesamtpopulation und durch die Unterdrückung der blühenden Individuen auch zu einer erfolgreichen Verhinderung der Reproduktion. Der Bodensamenvorrat verringerte sich ebenfalls im Laufe der Ausdunkelungsphase. Diese Effekte wurden jedoch durch die erneute zweischürige Mahd in den Jahren 2020 und 2021 aufgehoben, und es kam in beiden Varianten zu einem erneuten Anstieg der *J. aquatica*-Population. Auch eine mehrjährige Nutzungsaufgabe, die in den Versuchen zu einem deutlichen Rückgang von *J. aquatica* geführt hatte, bringt kaum Langzeiteffekte, wenn bei Wiedereinsetzen der Nutzung ein erneuter Anstieg der Populationen nicht verhindert wird. Dies lässt sich wahrscheinlich auf den in diesen Varianten starken Rückgang an krautigen Pflanzen und die dadurch entstehenden Lücken im Bestand zurückführen, die dann für offene Bodenstellen nach dem ersten Schnitt und dadurch günstige Verhältnisse für das Aufkeimen von *J. aquatica* sorgen. Auch die Variante ‚Mahd Juni/Juli/September‘, die den Empfehlungen von BASSLER et al. (2016) folgend etabliert wurde, ist für Flächen mit geringem bis mittlerem Ertragspotential nicht empfehlenswert. Die mittleren Erträge dieser Parzellen waren so gering, dass sich die Bergung des ohne Düngung gewonnenen dritten Schnittes für die Landwirte und Landwirtinnen nicht rentierte und gleichwohl *J. aquatica* auch nicht effektiv unterdrückt wurde. Insgesamt ist auf den mittelproduktiven Standorten ebenfalls eine Umstellung auf eine einschürige Mahd, entweder mit Verschiebung des ersten Schnittes auf einen späten Zeitpunkt (vgl. oben) oder mit einer Aufgabe des zweiten Schnittes empfehlenswert. Je nach Stärke des Befalls und Effektivität der vorangegangenen Reduktion kann die jeweilige gewählte Maßnahme mit einer regulären zweischürigen Nutzung im Wechsel auf der jeweiligen Fläche durchgeführt werden.

Auf beiden Standorttypen konnte gezeigt werden, dass eine Reduktion der Mahd zu einer Abnahme in der Individuendichte führte. Damit bestätigt sich die Wirksamkeit des im Projekt verfolgten Ansatz der Ausdunkelung auf das Vorkommen von *J. aquatica*. Vergleicht man die gewonnenen Ergebnisse mit der Literatur, so zeigt sich, dass eine Reduktion der Mahd Standorttyp-übergreifend angewandt werden kann. Zum einen berichten sowohl BASSLER et al. (2016), als auch SUTER & LÜSCHER (2011), dass eine einschürige Mahd im Herbst die Anzahl an Greiskraut reduzieren oder im Vergleich zur Kontrolle niedrig halten kann. Zum anderen zeigte ein ähnlich aufgebautes Experiment auf ökologisch bewirtschafteten vierschürigen Feuchtwiesen, dass eine Reduktion der Schnitzzahl neben einem konsequenten Ausstechen die Anzahl an *J. aquatica*-Pflanzen halbieren kann (GEHRING et al. 2021). In allen Fällen wird die erhöhte Konkurrenz um Licht als Faktor angeführt, der eine Reproduktion von *J. aquatica* verhindert und zu einem Absterben der Rosetten führt.

Die Ergebnisse der Versuche zur Lichtverfügbarkeit zeigen in der Tat, dass der im Projekt verfolgte Ansatz der Förderung der Beschattung deutliche Auswirkungen auf das Überleben der Individuen sowie auf deren Reproduktion hat. Ausdunkelung bietet also die Möglichkeit, die Populationsentwicklung von *J. aquatica* zu regulieren, auch wenn auf dem hier untersuchten Flächentypen die Reduktion der Lichtverfügbarkeit geringer ausfiel als in den *Ex-Situ*-Versuchen. Eine reduzierte Mahd fördert hierbei einen hohen und konkurrenzkräftigen Pflanzenbestand, der zu einer Unterdrückung von *J. aquatica* führen kann. Allerdings zeigten sowohl die Versuche von LINDERL (2018), als auch der in diesem Projekt durchgeführte Versuch, dass die Reduktion des auf die Rosette fallenden Lichtes 85 % oder mehr betragen muss, um eine entsprechende Beeinträchtigung des Wasser-Greiskrauts zu erreichen. Die vorliegenden Bestandsmessungen zeigen, dass solche Werte in Praxisflächen nur selten erreicht werden. Eine Anpassung des Schnittregimes an die Blühphasen war im Feldversuch nicht zielführend und auch im Versuch unter standardisierten Bedingungen zeigte sich die hohe Schnitttoleranz von *J. aquatica*. Sechs Wochen reichen offenbar dafür aus, dass die Pflanzen reife Samen bilden können. Unter entsprechenden Konkurrenzbedingungen verringert sich jedoch sowohl die Reproduktion der Pflanzen als auch die Lebensspanne stark, was ebenfalls für eine Förderung des umstehenden Bestandes durch reduzierte Mahdhäufigkeit spricht.

Ein weiterer Aspekt des Projektes ist die Auswirkung der unterschiedlichen Managementmaßnahmen auf die Biodiversität. Die Managementmaßnahmen zeigten nur geringe negative Auswirkungen auf den Artbestand der einzelnen Flächen. Zwar gab es bei den Ausdunkelungsvarianten eine deutliche Verschiebung der Deckungsanteile hin zu einer Dominanz der Grasartigen, es gingen jedoch kaum Arten verloren. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit BASSLER et al. (2016), die ebenfalls keine Änderungen der Artenzahl und nur eine Zunahme der Grasartigen in den Spätmahd-Varianten ihres Versuchs beobachten konnten. Eine ähnliche Entwicklung zeigte sich auch bei einer Umstellung der Mahd von vier auf zwei Schnitte (GEHRING et al. 2021). Trotz dieser moderaten Einflüsse auf die Artenvielfalt der Pflanzen, kann es zu einer Auswirkung auf die gesamte Biodiversität durch eine Verringerung des Blütenangebots für Insekten kommen. Das erhobene Blütenangebot im dritten Projektjahr war generell sehr gering, der farbliche Blühaspekt jedoch vor allem im Frühsommer sehr divers.

Insgesamt erwies sich der in den ersten Projektjahren praktizierte Ansatz der Ausdunkelung als wirkungsvoll, um das Vorkommen von Greiskraut-Pflanzen in naturschutzfachlich wertvollem Feuchtgrünland zu reduzieren. Eine Brachlegung der Flächen, sowie eine Umstellung auf eine jährliche Mahd im Herbst waren dabei am effektivsten. Ein besonderes Risiko, dass die Erfolge dieser Maßnahmen wieder verloren gehen, besteht darin, dass durch die Ausdunkelung Bestandslücken am Boden entstehen, die bei Erhöhung des Schnittregimes dazu führen können, dass sich die Art durch zugeflogene oder bodenbürtige Samen rasch wieder erholt. Deshalb muss nach Wiederaufnahme der Nutzung unbedingt darauf geachtet werden, dass die Bestände möglichst geschlossen bleiben, offene Bodenstellen vermieden werden und die Reproduktion von *J. aquatica* durch Mahd und Ausstechen verhindert wird. Von einer langfristigen Brachlegung ist abzusehen, da diese die Diversität der Pflanzen beeinträchtigt. Eine Verschiebung des Schnittzeitpunktes oder eine kurzzeitige Brachlegung zeigte, wie bereits oben diskutiert, nur geringe Auswirkungen auf die Biodiversität.

7 Danksagung

Am Zustandekommen des Projektes und an den zahlreichen Untersuchungen hatten neben den Autoren viele weitere Personen und Institutionen einen großen Anteil. Deshalb danken wir folgenden hier genannten Beteiligten sehr herzlich für ihre Unterstützung:

Projektträgerschaft und Kooperation bei der Projektentwicklung:

Bayerisches Landesamt für Umwelt mit *Dr. Andreas Zehm*; nachfolgend *Marcel Ruff* vom LfU – Bayerisches Artenschutzzentrum, sowie Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg mit *Astrid Oppelt* und *Anna Haußmann* sowie der Nachfolgerin *Natascha Lepp*.

Kooperation bei der Projektentwicklung und Auswahl von Untersuchungsflächen und Betrieben:

Peter Strohwasser (Landratsamt Garmisch-Partenkirchen); *Robert Bauer* (LEV Ravensburg), *Simone Reyländer* und *Dr. Ulrich Weiland* (Moorallianz Allgäu), *Andreas Stauss* und *Sarah Sagemann* (Landratsamt Ostallgäu), *Gerhard Gehring* (Landratsamt Oberallgäu), *Kerstin Grant* und *Prof. Dr. Martin Elsässer* (LAZBW) sowie *Susanne Dangel* (Stadt Kempten).

Wissenschaftliche Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter, technisches Personal und wissenschaftliche Hilfskräfte der TUM: *Claudia Buchhart*, *Julia Ditton*, *Franz Härtl*, *Franziska Hirt*, *Kerstin Josten*, *Kathrin Möhrle*, *Holger Paetsch*, *Anne-Katharina Rückel* und *Alina Twerski* (alle Lehrstuhl Renaturierungsökologie) sowie *Robert Hansel* und *Petra Scheurer* (Gewächshauszentrum Dürnast). Ein herzlicher Dank geht an *Dr. Leonardo H. Teixeira*, der die statistische Auswertung wesentlich unterstützt hat.

Besonderer Dank gilt auch den beteiligten Landschaftspflegekräften *Andreas Stauss*, *Holger Bayer* und *Alexander Martin* sowie den vielen beteiligten Landwirten, Landwirtinnen und Versuchsbetrieben, die aus Datenschutzgründen hier nicht namentlich genannt werden.

8 Literaturverzeichnis

- AERTS, R., BOOT, R. G. A. & VAN DER AART, P. J. M. (1991): The relation between above- and belowground biomass allocation patterns and competitive ability. *Oecologia* 87. S. 551–559.
- BARTUŠKOVÁ, A., MALÍKOVÁ, L. & KLIMEŠOVÁ, J. (2017): Checklist of root-sprouters in the Czech flora: mapping the gaps in our knowledge. *Folia Geobotanica* 52. S. 337–343.
- BASKIN, C. & BASKIN, J. M. (2014): *Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. San Diego. S. 150–162
- BASSLER, G., KARRER, G. & KRIECHBAUM, M. (2016): The impact of different cutting regimes on population density of *Jacobaea aquatica* (Hill) G. Gaertn., B. Mey. & Scherb. and grassland vegetation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 226. S. 18–24.
- BEDENIK, H. (2014): Tast- und Demonstrationsversuch zur Zurückdrängung von Wasserkreuzkraut (*Senecio aquaticus*) im Allgäu Ergebnisse des Jahres 2014 und Zusammenfassungen über den Zeitraum 2011-2014. o. O.
- BOSSHARD, A., JOSHI, J., LÜSCHER, A. & SCHAFFNER, U. (2003): Jakobs- und andere Kreuzkraut-Arten: eine Standortbestimmung. *AGRARForschung* 10. S. 231–235.
- BROOKS, M. E., KRISTENSEN, K., VAN BENTHEM, KOEN, J., MAGNUSSON, A., BERG, CASPER, W., NIELSEN, A., SKAUG, HANS, J., MÄCHLER, M. & BOLKER, BENJAMIN, M. (2017): glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal* 9.
- CHIZZOLA, R., BASSLER-BINDER, G., KARRER, G. & KRIECHBAUM, M. (2018): Pyrrolizidine alkaloid production of *Jacobaea aquatica* and contamination of forage in meadows of Northern Austria. *Grass and Forage Science*. S. 1–10.
- CHIZZOLA, R., ECKL, D., BASSLER, G. & KRIECHBAUM, M. (2010): Pyrrolizidine alkaloids in *Senecio* species from the urban area of Vienna (Austria). *Planta Medica* 76.
- DENGLER, J., JANIŠOVÁ, M., TÖRÖK, P. & WELLSTEIN, C. (2014): Biodiversity of Palaearctic grasslands: A synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182. S. 1–14.
- DIEKMANN, M., ANDRES, C., BECKER, T., BENNIE, J., BLÜML, V., BULLOCK, J. M., CULMSEE, H., FANIGLIULO, M., HAHN, A., HEINKEN, T., LEUSCHNER, C., LUKA, S., MEISSNER, J., MÜLLER, J., NEWTON, A., PEPPLER-LISBACH, C., ROSENTHAL, G., VAN DEN BERG, L. J. L., VERGEER, P. & WESCHE, K. (2019): Patterns of long-term vegetation change vary between different types of semi-natural grasslands in Western and Central Europe. *Journal of Vegetation Science* 30. S. 187–202.
- DIERSCHKE, H. & BRIEMLE, G. (2002): *Kulturgrasland*. Stuttgart.
- DWD - DEUTSCHER WETTERDIENST (o. J.): CDC - Climate Data Center. <https://cdc.dwd.de/portal/202007291339/index.html> (12.05.2020)
- ELSÄSSER, M., ENGEL, S. & ROSSBERG, R. (2010): Problem-Unkräuter im Grünland Beschreibung und integrierte Bekämpfungsmaßnahmen. o. O.
- FAN, J. & HARRIS, W. (1996): Effects of soil fertility level and cutting frequency on interference among *Hieracium pilosella*, *H. praealtum*, *Rumex acetosella*, and *Festuca novae-zelandiae*. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 39. S. 1–32.
- GEHRING, K., ALBRECHT, H., KOLLMANN, J., KUHN, G., DITTON, J., GOTTSCHALK, C., LAUMER, M., LINDERL, L., MAYER, F., TEIXEIRA, L. H. & WAGNER, T. (2021): Effektives Management von Wasser-Kreuzkraut in bayerischem Grünland. Freising.
- GEHRING, K. & THYSSEN, S. (2015): Kreuzkraut - eine große Gefahr für die Gesundheit von Pferden und Rindern. <https://www.lfl.bayern.de/ips/unkraut/032238/index.php> (06.12.2018)

- GEHRING, K. & THYSSEN, S. (2016): Regulierungsmöglichkeiten von Wasser-Kreuzkraut (*Senecio aquaticus*) im Dauergrünland. o. O. S. 145–153.
- GOTTSCHALK, C., OSTERTAG, J., MEYER, K., GEHRING, K., THYSSEN, S. & GAREIS, M. (2018): Influence of grass pellet production on pyrrolizidine alkaloids occurring in *Senecio aquaticus*-infested grassland. Food Additives and Contaminants - Part A 35. S. 750–759.
- HAUTIER, Y., ISBELL, F., BORER, E. T., SEABLOOM, E. W., HARPOLE, W. S., LIND, E. M., MACDOUGALL, A. S., STEVENS, C. J., ADLER, P. B., ALBERTI, J., BAKKER, J. D., BRUDVIG, L. A., BUCKLEY, Y. M., CADOTTE, M., CALDEIRA, M. C., CHANETON, E. J., CHU, C., DALEO, P., DICKMAN, C. R., DWYER, J. M., ESKELINEN, A., FAY, P. A., FIRN, J., HAGENAH, N., HILLEBRAND, H., IRIBARNE, O., KIRKMAN, K. P., KNOPS, J. M. H., LA PIERRE, K. J., MCCULLEY, R. L., MORGAN, J. W., PÄRTEL, M., PASCUAL, J., PRICE, J. N., PROBER, S. M., RISCH, A. C., SANKARAN, M., SCHUETZ, M., STANDISH, R. J., VIRTANEN, R., WARDLE, G. M., YAHDJIAN, L. & HECTOR, A. (2018): Local loss and spatial homogenization of plant diversity reduce ecosystem multi-functionality. Nature Ecology & Evolution 2. S. 50–56.
- HEINZ, S., MAYER, F. & KUHN, G. (2015): Grünlandmonitoring Bayern Evaluierung von Agrarumweltmaßnahmen. o. O.
- HOOGENBOOM, L. A. P., MULDER, P. P. J., ZEILMAKER, M. J., VAN DEN TOP, H. J., REMMELINK, G. J., BRANDON, E. F. A., KLIJNSTRAN, M., MEIJER, G. A. L., SCHOTHORST, R. & VAN EGMOND, H. P. (2011): Carry-over of pyrrolizidine alkaloids from feed to milk in dairy cows. Food Additives & Contaminants: Part A 28. S. 359–372.
- JUNG, L. (2014): Regulation of meadow saffron (*Colchicum autumnale* L.) in extensively managed grasslands. Dissertation, Justus-Liebig-University Giessen.
- KEMPF, M., SCHREIER, P., REINHARD, A. & BEUERLE, T. (2010): Pyrrolizidinalkaloide in Honig und Pollen. Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit 5. S. 393–406.
- KLIMEŠOVÁ, J., HERBEN, T. & MARTÍNKOVÁ, J. (2017): Disturbance is an important factor in the evolution and distribution of root-sprouting species. Evolutionary Ecology 31. S. 387–399.
- KOLLMANN, J. & BRÄUCHLER, C. (2016): Gewinner und Verlierer in der bayerischen Flora und Fauna in den letzten 50 Jahren: Höhere Pflanzen. Rundgespräche der Kommission für Ökologie. 44. Aufl. S. 31–41.
- KRIEGER, M.-T., DITTON, J., ALBRECHT, H., BAAIJ, B. M., KOLLMANN, J. & TEIXEIRA, L. H. (2022a): Controlling the abundance of a native invasive plant does not affect species richness or functional diversity of wet grasslands. Applied Vegetation Science 25.
- KRIEGER, M.-T., DITTON, J., ALBRECHT, H., LINDERL, L., KOLLMANN, J. & TEIXEIRA, L. H. (2022b): Effects of shading and site conditions on vegetative and generative growth of a native grassland invader. Ecological Engineering 178.
- KUHN, G., MAYER, F., WAGNER, T., KRIEGER, M.-T., LAUMER, M., DITTON, J., ALBRECHT, H., KOLLMANN, J. & GEHRING, K. (2022): Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Wasser-Greiskraut (*Jacobaea aquatica*) und landschaftlichen sowie landwirtschaftlichen Faktoren in Bayern. LfL, Freising.
- LEISS, K. A. (2011): Management practices for control of ragwort species. Phytochemistry Reviews 10. S. 153–163.
- LENTH, R. V. (2022): emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means.
- LINDERL, L. (2018): Der Einfluss von Beschattung auf die Keimung und Entwicklung einjähriger *Senecio aquaticus* Pflanzen. Masterarbeit, Technische Universität München - Wissenschaftszentrum Weihenstephan.
- OKSANEN, J., SIMPSON, G., BLANCHET, F., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P., O'HARA,

- R., SOLYMOS, P., STEVENS, M., SZOECs, E., WAGNER, H., BARBOUR, M., BEDWARD, M., BOLKER, B., BORCARD, D., CARVALHO, G., CHIRICO, M., DE CACERES, M., DURAND, S., EVANGELISTA, H., FITZJOHN, R., FRIENDLY, M., FURNEAUX, B., HANNIGAN, G., HILL, M., LAHTI, L., MCGLINN, D., OUELLETTE, M., RIBEIRO CUNHA, E., SMITH, T., STIER, A., TER BRAAK, C. & WEEDON, J. (2022): *vegan*: Community Ecology Package.
- PAUSAS, J. G. & KEELEY, J. E. (2014): Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist* 204. S. 55–65.
- R CORE TEAM (2022): *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation, Vienna.
- SUTER, M. & LÜSCHER, A. (2008): Occurrence of *Senecio aquaticus* in relation to grassland management. *Applied Vegetation Science* 11. S. 317–324.
- SUTER, M. & LÜSCHER, A. (2011): Measures for the control of *Senecio aquaticus* in managed grassland. *Weed Research* 51. S. 601–611.
- SUTER, M., STUTZ, C. J., GAGO, R. & LÜSCHER, A. (2012): Lässt sich Wasser-Kreuzkraut in landwirtschaftlichem Grasland kontrollieren? *Agrarforschung Schweiz* 3. S. 306–313.
- SUTTNER, G., WEISSER, W. W. & KOLLMANN, J. (2016): Hat die Problemart *Senecio aquaticus* (Wasser-Greiskraut) im Grünland zugenommen? *Natur und Landschaft* 91. S. 544–552.
- THOMPSON, K., BAKKER, J. P. & BEKKER, R. M. (1997): *The soil seed banks of North West Europe*. Cambridge.
- TISCHEW, S., DIERSCHKE, H., SCHWABE, A., GARVE, E., HEINKEN, T., HÖLZEL, N., BERGMEIER, E., REMY, D. & HÄRDITZLE, W. (2018): Pflanzengesellschaft des Jahres 2019: Die Glatthaferwiese. *Tuexenia: Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft* 38. S. 287–295.
- VALLADARES, F. & NIINEMETS, Ü. (2008): Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39. S. 237–257.
- WICKHAM, H. (2016): *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*.
- ZUUR, A., IENO, E. N., WALKER, N., SAVELIEV, A. A. & SMITH, G. M. (2009): *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. o. O.

9 Anhang

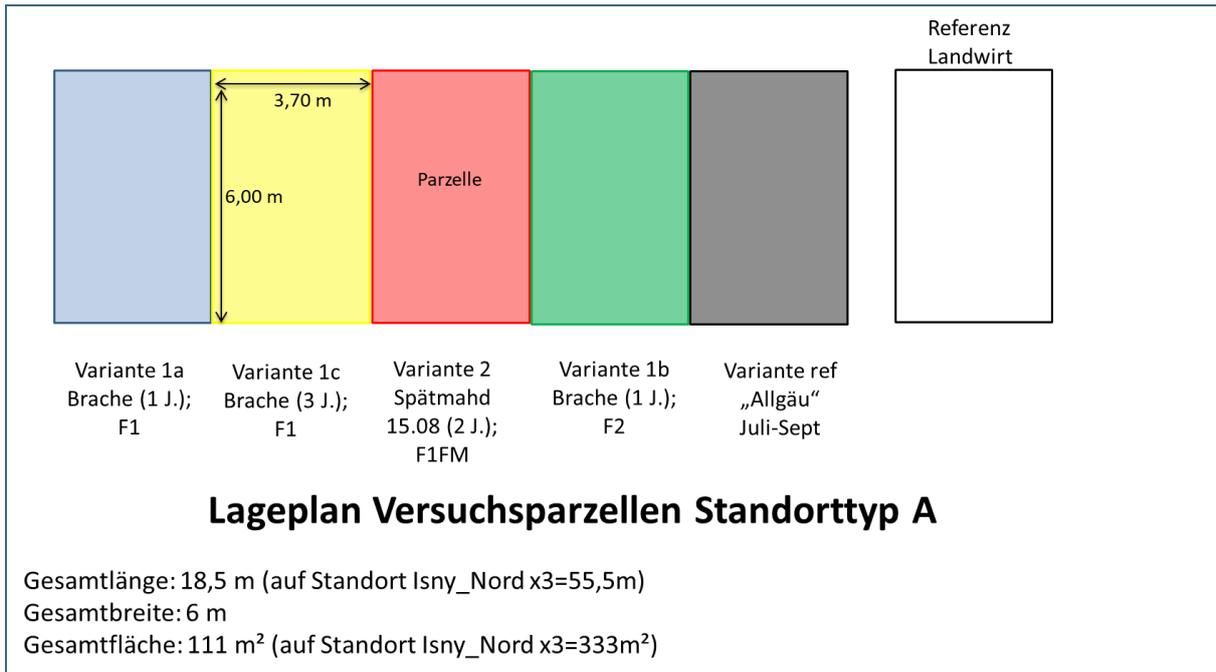


Abb. 33: Übersicht des Parzellenversuchs auf den geringproduktiven Standorten (A-Flächen) mit Beschreibung der einzelnen Managementumsetzungen. Abkürzungen: FM = Ausbringung von 100 dt/ha Festmist; F1 = Folgenutzung 1 - Mahd zum 01.07.; F2 = Folgenutzung 2 – Mahd zum 01.09.

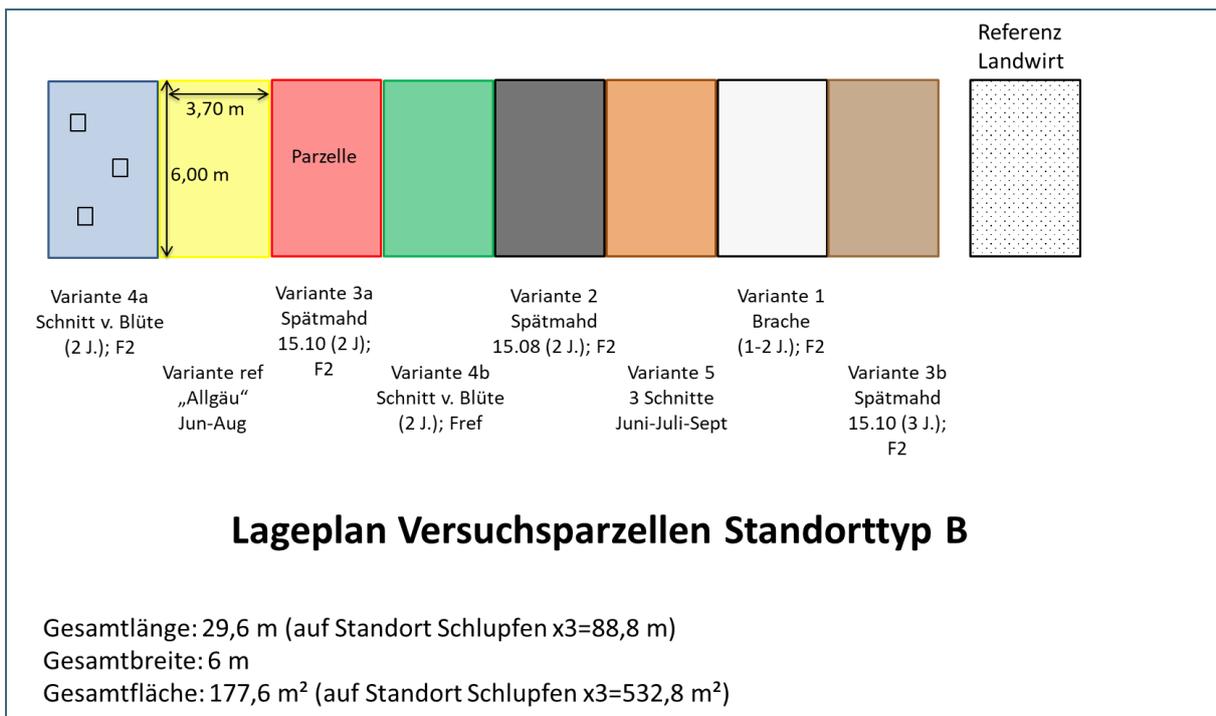


Abb. 34: Übersicht des Parzellenversuchs auf den mittelproduktiven Standorten (B-Flächen) mit Beschreibung der einzelnen Managementumsetzungen. Abkürzungen: Fref = Folgenutzung wie Referenz – Mahd zum 15.06 und 15.08; F2 = Folgenutzung 2 – Mahd zum 01.07. und 01.09.

Typ	Variante Mahd + Abfuhr	2018					
		15.6.	1.7.	15.7.	15.8.	1.9.	15.10.
A	1a	-	-	-	-	-	-
A	1b	-	-	-	-	-	-
A	1c	-	-	-	-	-	-
A	2	-	-	-	+(FM 100dt/ha)	-	-
A	ref Allgäu	-	+ **	-	-	(+)**	-
A	ref Landwirt	-	+	-	-	+	-
B	1a	-	-	-	-	-	-
B	1b	-	-	-	-	-	-
B	2	-	-	-	+	-	-
B	3a	-	-	-	-	-	+
B	3b	-	-	-	-	-	+
B	4a	+	-	-	-	-	-
B	4b	+	-	-	-	-	-
B	5***	+	-	+	-	+	-
B	ref Allgäu	+ **	-	-	+ **	-	-
B	ref Landwirt	+	-	-	+	-	-

Typ	Variante Mahd + Abfuhr	2019					
		15.6.	1.7.	15.7.	15.8.	1.9.	15.10.
A	1a	-	+	-	-	-	-
A	1b	-	-	-	-	+	-
A	1c	-	-	-	-	-	-
A	2	-	-	-	+(FM 100dt/ha)	-	-
A	ref Allgäu	-	+ **	-	-	(+)**	-
A	ref Landwirt	-	+	-	-	+	-
B	1a	-	-	-	-	+	-
B	1b	-	-	-	-	-	-
B	2	-	-	-	+	-	-
B	3a	-	-	-	-	-	+
B	3b	-	-	-	-	-	+
B	4a	+	-	-	-	-	-
B	4b	+	-	-	-	-	-
B	5***	+	-	+	-	+	-
B	ref Allgäu	+ **	-	-	+ **	-	-
B	ref Landwirt	+	-	-	+	-	-

Typ	Variante Mahd + Abfuhr	2020					
		15.6.	1.7.	15.7.	15.8.	1.9.	15.10.
A	1a	-	+	-	-	-	-
A	1b	-	-	-	-	+	-
A	1c	-	-	-	-	-	-
A	2	-	+(FM100dt/ha)	-	-	-	-
A	ref Allgäu	-	+ **	-	-	+ **	-
A	ref Landwirt	-	+	-	-	+	-
B	1a	-	+	-	-	+	-
B	1b	-	+	-	-	+	-
B	2	-	+	-	-	+	-
B	3a	-	+	-	-	+	-
B	3b	-	-	-	-	-	+
B	4a	-	+	-	-	+	-
B	4b	+ **	-	-	+ **	-	-
B	5***	+	-	+	-	+	-
B	ref Allgäu	+ **	-	-	+ **	-	-
B	ref Landwirt	+	-	-	+	-	-

Typ	Variante Mahd + Abfuhr	2021					
		15.6.	1.7.	15.7.	15.8.	1.9.	15.10.
A	1a	-	+	-	-	-	-
A	1b	-	-	-	-	+	-
A	1c	-	+	-	-	-	-
A	2	-	+(FM100dt/ha)	-	-	-	-
A	ref Allgäu	-	+ **	-	-	+ **	-
A	ref Landwirt	-	+	-	-	+	-
B	1a	-	+	-	-	+	-
B	1b	-	+	-	-	+	-
B	2	-	+	-	-	+	-
B	3a	-	+	-	-	+	-
B	3b	-	+	-	-	+	-
B	4a	-	+	-	-	+	-
B	4b	+ **	-	-	+ **	-	-
B	5***	+	-	+	-	+	-
B	ref Allgäu	+ **	-	-	+ **	-	-
B	ref Landwirt	+	-	-	+	-	-

Abb. 35: Bewirtschaftungsplan der vier Versuchsjahre. Die Farben entsprechen den Markierungen im Feld; ,ref' bezeichnet die jeweiligen Referenzparzellen innerhalb und außerhalb der Parzellenanlage; FM bezieht sich auf die Düngung mit Festmist; ** kennzeichnet Parzellen die regionaltypisch bewirtschaftet werden; *** diese Variante wurde an BASSLER et al. (2016) angelehnt.

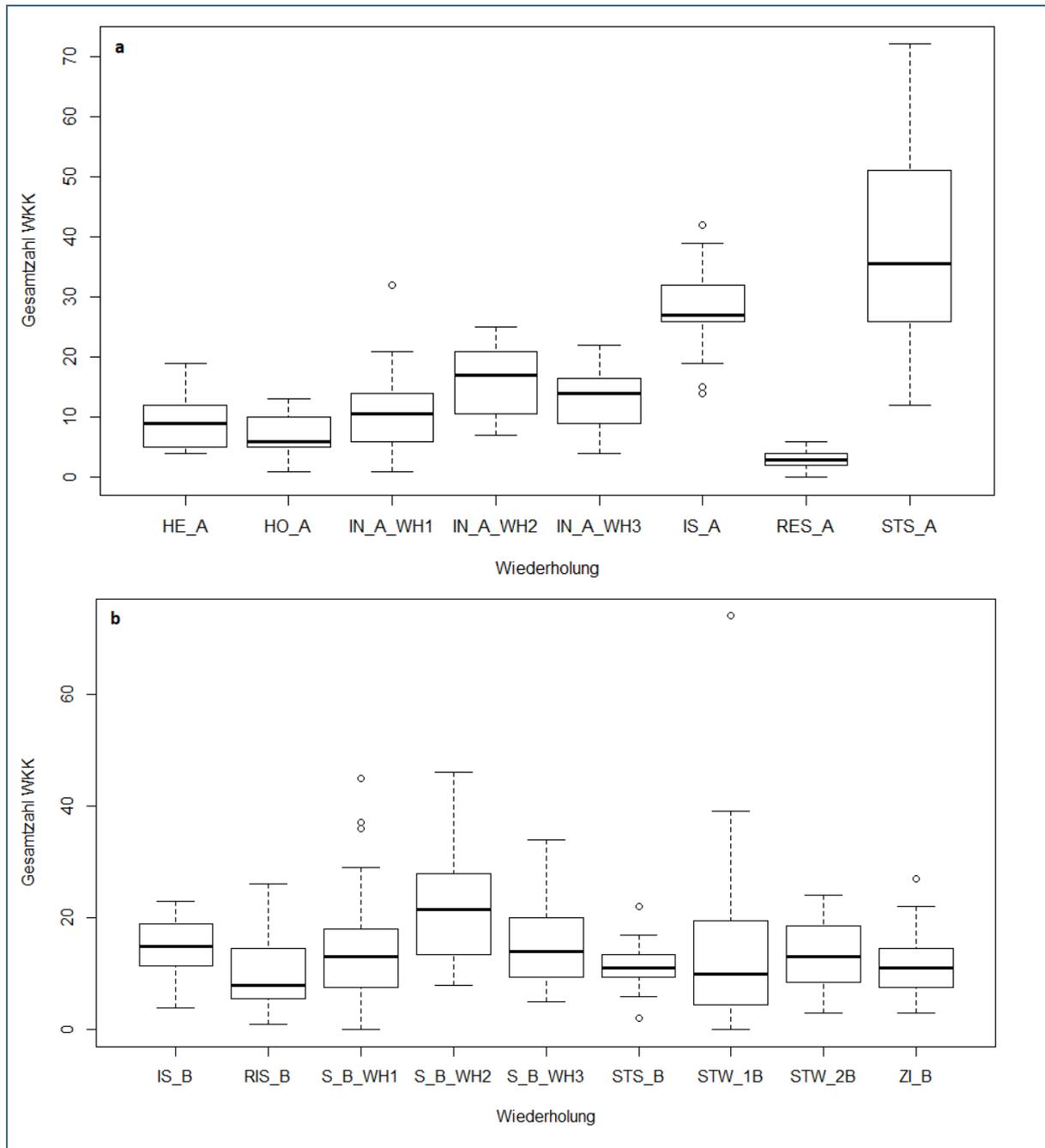


Abb. 36: Anzahl von *Jacobaea aquatica*-Individuen pro Untersuchungsort und Wiederholung zu Beginn des Projekts aufgeteilt nach (a) gering- und (b) mittelproduktiven Standorten.

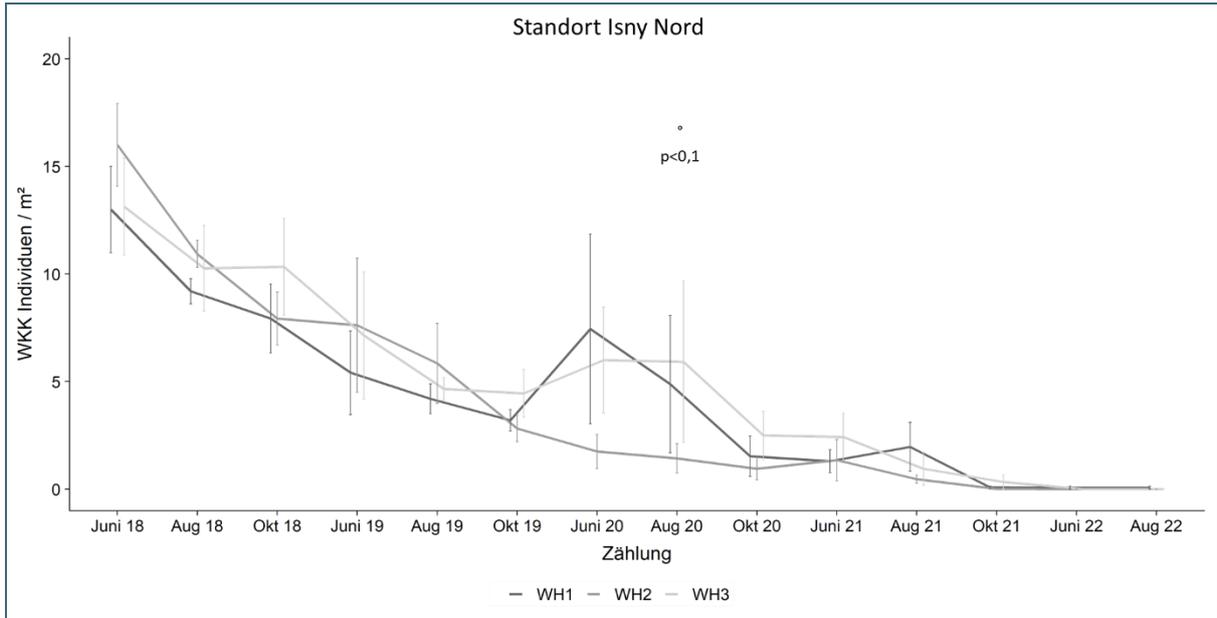


Abb. 37: Mittlere Gesamtanzahl von *Jacobaea aquatica* pro Wiederholung auf der Fläche Isny-Nord_A dargestellt für den Erhebungszeitraum 2018–2022. Signifikante Unterschiede (Friedman-Test) zwischen den Behandlungen zu einzelnen Zeitpunkten werden durch * angegeben.

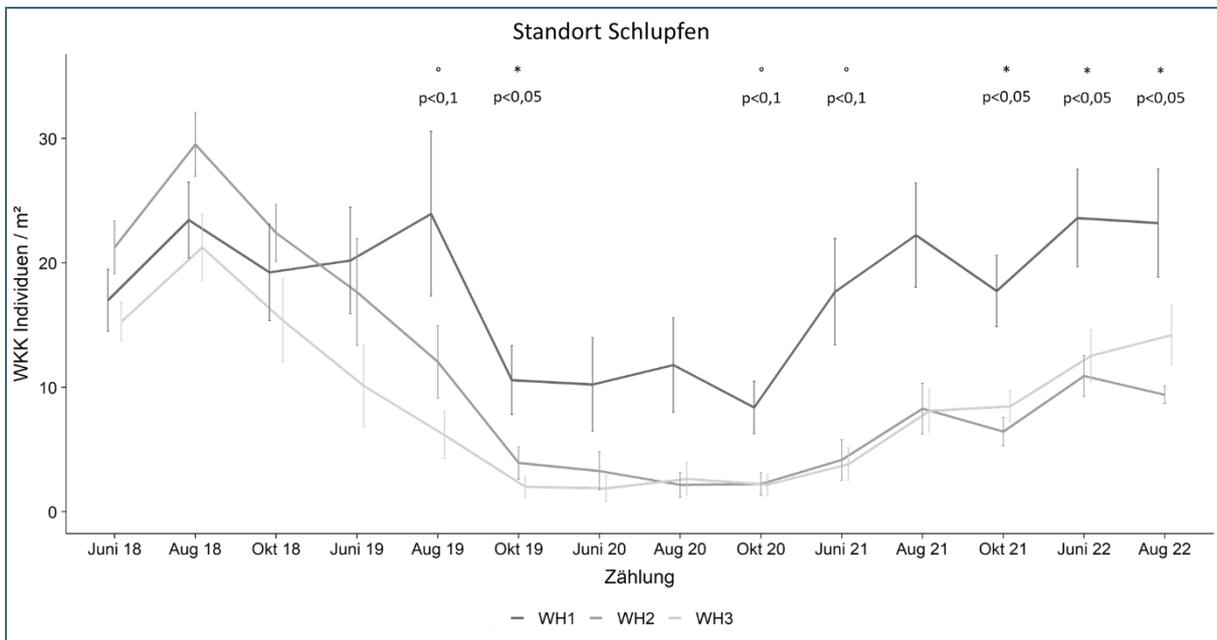


Abb. 38: Mittlere Gesamtanzahl von *Jacobaea aquatica* pro Wiederholung auf der Fläche Schlupfen_B dargestellt für den Erhebungszeitraum 2018–2022. Signifikante Unterschiede (Friedman-Test) zwischen den Behandlungen zu einzelnen Zeitpunkten werden durch * angegeben.

Tab. 11: Artenzahlen (Mittelwert \pm SE) der einzelnen Versuchsflächen für die fünf Versuchsjahre 2018–2022 gemittelt über alle Varianten. Wiederholungsflächen innerhalb einer Versuchsfläche wurden ausgenommen.

Versuchsfläche	Artenzahl 2018	Artenzahl 2019	Artenzahl 2020	Artenzahl 2021	Artenzahl 2022
Heggen_A	26 \pm 2	29 \pm 2	24 \pm 2	24 \pm 3	27 \pm 2
Holzleuten_A	24 \pm 1	22 \pm 1	20 \pm 2	14 \pm 1	16 \pm 1
Isny-Nord_A	19 \pm 1	17 \pm 1	18 \pm 1	16 \pm 1	14 \pm 1
Isny-Süd_A	19 \pm 1	20 \pm 1	20 \pm 1	21 \pm 1	18 \pm 1
Reisachmühle_A (Kempten)	19 \pm 1	18 \pm 1	14 \pm 1	15 \pm 1	13 \pm 1
Stötten-Süd_A	19 \pm 1	21 \pm 1	16 \pm 1	20 \pm 1	20 \pm 1
Isny-Süd_B	20	19	19 \pm 1	18 \pm 1	14 \pm 1
Riedschmiede_B	19 \pm 1	21 \pm 1	22 \pm 1	23 \pm 1	23 \pm 1
Schlupfen_B	17 \pm 1	19 \pm 1	17 \pm 1	17 \pm 1	20 \pm 1
Stötten-Süd_B	20 \pm 1	27 \pm 1	20 \pm 1	24 \pm 1	26 \pm 1
Stötten-West_1B	21 \pm 1	20 \pm 1	16 \pm 2	14 \pm 1	15 \pm 1
Stötten-West_2B	18 \pm 1	15 \pm 1	12 \pm 1	19 \pm 1	20 \pm 1
Ziegelz_B	20 \pm 1	20 \pm 1	21 \pm 1	21 \pm 1	22

Tab. 12: Mittlere Artenzahlen (MW \pm SE) der Behandlungsvarianten auf den geringproduktiven Standorten (A-Flächen) für die Versuchsjahre 2018–2022.

Behandlung	Artenzahl 2018	Artenzahl 2019	Artenzahl 2020	Artenzahl 2021	Artenzahl 2022
Brache (3 Jahre)	21 \pm 2	22 \pm 3	16 \pm 2	14 \pm 2	16 \pm 2
Brache (1 Jahr), Mahd September	21 \pm 1	19 \pm 2	18 \pm 1	19 \pm 1	20 \pm 3
Brache (1 Jahr), Mahd Juli	24 \pm 2	23 \pm 2	19 \pm 2	19 \pm 3	19 \pm 3
Spätmahd Au- gust + Festmist	21 \pm 2	21 \pm 2	18 \pm 1	18 \pm 1	17 \pm 2
Referenz ‚All- gäu‘	20 \pm 2	21 \pm 2	19 \pm 3	19 \pm 3	20 \pm 2
Referenz ‚Land- wirt‘	20 \pm 1	20 \pm 2	22 \pm 3	20 \pm 1	17 \pm 2

Tab. 13: Mittlere Artenzahlen (MW ± SE) der Behandlungsvarianten auf den mittelproduktiven Standorten (B-Flächen) für die Versuchsjahre 2018–2022.

Behandlung	Artenzahl 2018	Artenzahl 2019	Artenzahl 2020	Artenzahl 2021	Artenzahl 2022
Spätmahd Oktober (3 Jahre)	18 ± 1	19 ± 2	16 ± 2	17 ± 1	18 ± 2
Brache (2 Jahre)	19 ± 2	19 ± 2	13 ± 1	16 ± 3	20 ± 3
Brache (1 Jahr), Mahd September	21 ± 1	18 ± 1	20 ± 2	21 ± 1	20 ± 4
Spätmahd Oktober (2 Jahre)	18 ± 1	20 ± 2	17 ± 1	19 ± 1	20 ± 1
Spätmahd August	19 ± 1	22 ± 1	19 ± 2	20 ± 1	19 ± 2
Mahd Juni, F2	21 ± 1	21 ± 1	19 ± 1	21 ± 1	22 ± 1
Mahd Juni, Fref	18 ± 1	20 ± 2	15 ± 2	18 ± 1	18 ± 1
Referenz ‚Allgäu‘	19 ± 1	21 ± 2	20 ± 1	20 ± 2	21 ± 2
Schnitt Juni/Juli/September	19 ± 1	20 ± 2	19 ± 2	19 ± 2	22 ± 2
Referenz ‚Landwirt‘	20	22 ± 1	21 ± 2	21 ± 1	19 ± 1

Tab. 14: Liste aller vorkommenden Arten.

<i>Achillea millefolium</i> L.	<i>Hypericum perforatum</i> L.
<i>Agrostis capillaris</i> L.	<i>Hypochaeris radicata</i> L.
<i>Agrostis gigantea</i> Roth	<i>Jacobaea aquatica</i> (Hill) G.Gaertn., B.Mey. & Scherb.
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	<i>Juncus articulatus</i> L.
<i>Ajuga reptans</i> L.	<i>Juncus effusus</i> L.
<i>Alchemilla vulgaris</i> L.	<i>Juncus filiformis</i> L.
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	<i>Juncus inflexus</i> L.
<i>Angelica sylvestris</i> L.	<i>Lathyrus pratensis</i> L.
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	<i>Leucanthemum vulgare</i> (Vaill.) Lam.
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl.	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.
<i>Bellis perennis</i> L.	<i>Lolium perenne</i> L.
<i>Briza media</i> L.	<i>Lotus corniculatus</i> L.
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.
<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth	<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.
<i>Caltha palustris</i> L.	<i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej.
<i>Cardamine pratensis</i> L.	<i>Lysimachia nummularia</i> L.
<i>Carex diandra</i> Schrank	<i>Lythrum salicaria</i> L.
<i>Carex echinata</i> Murray	<i>Mentha arvensis</i> L.
<i>Carex flacca</i> Schreb.	<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench
<i>Carex flava</i> L. s. str.	<i>Myosotis scorpioides</i> L.
<i>Carex hirta</i> L.	<i>Nardus stricta</i> L.

<i>Carex leporina</i> L.	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre
<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard	<i>Persicaria bistorta</i> (L.) Samp.
<i>Carex pallescens</i> L.	<i>Phleum pratense</i> L.
<i>Carex panicea</i> L.	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.
<i>Carex rostrata</i> Stokes	<i>Pilosella aurantiaca</i> (L.) F.W.Schultz & Sch.Bip.
<i>Carex vesicaria</i> L.	<i>Plantago lanceolata</i> L.
<i>Carex viridula</i> Michx.	<i>Plantago major</i> L.
<i>Carum carvi</i> L.	<i>Poa pratensis</i> L.
<i>Centaurea jacea</i> L. s. str.	<i>Poa trivialis</i> L.
<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	<i>Polygala amarella</i> Crantz
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Raeusch.
<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	<i>Potentilla reptans</i> L.
<i>Cirsium rivulare</i> (Jacq.) All.	<i>Prunella vulgaris</i> L.
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	<i>Ranunculus acris</i> L.
<i>Colchicum autumnale</i> L.	<i>Ranunculus flammula</i> L.
<i>Crepis biennis</i> L.	<i>Ranunculus repens</i> L.
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	<i>Rhinanthus minor</i> L.
<i>Dactylis glomerata</i> L.	<i>Rubus fruticosus</i> Lour.
<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) Soó	<i>Rumex acetosa</i> L.
<i>Dactylorhiza majalis</i> (Rchb.) Hunt & Summerh. s. str.	<i>Rumex obtusifolius</i> L.
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P. Beauv.	<i>Sanguisorba officinalis</i> L.
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.
<i>Epilobium alsinifolium</i> Vill.	<i>Scorzoneroides autumnalis</i> (L.) Moench
<i>Epilobium palustre</i> L.	<i>Silene flos-cuculi</i> (L.) Greuter & Burdet
<i>Equisetum palustre</i> L.	<i>Taraxacum officinale</i> agg.
<i>Festuca ovina</i> L.	<i>Trifolium dubium</i> Sibth.
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	<i>Trifolium pratense</i> L.
<i>Festuca rubra</i> L.	<i>Trifolium repens</i> L.
<i>Ficaria verna</i> Huds.	<i>Veratrum album</i> L.
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	<i>Veronica beccabunga</i> L.
<i>Galium aparine</i> L.	<i>Veronica chamaedrys</i> L.
<i>Galium mollugo</i> agg.	<i>Veronica filiformis</i> Sm.
<i>Galium palustre</i> L.	<i>Veronica serpyllifolia</i> L.
<i>Galium uliginosum</i> L.	<i>Vicia cracca</i> L.
<i>Geum rivale</i> L.	
<i>Glechoma hederacea</i> L.	
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	
<i>Helictotrichon pubescens</i> (Huds.) Schult. & Schult. f.	Weiter wurden in manchen Jahren einzelne Individuen von <i>Melilotus</i> spec. und <i>Veronica</i> spec. in bereits von den Landwirtinnen und Landwirten gemähten Bereichen, sowie Keimlinge der Baumarten <i>Quercus</i> spec. und <i>Rhamnus</i> spec. aufgefunden.
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	
<i>Hieracium pilosella</i> L.	
<i>Holcus lanatus</i> L.	
<i>Hypericum maculatum</i> Crantz	

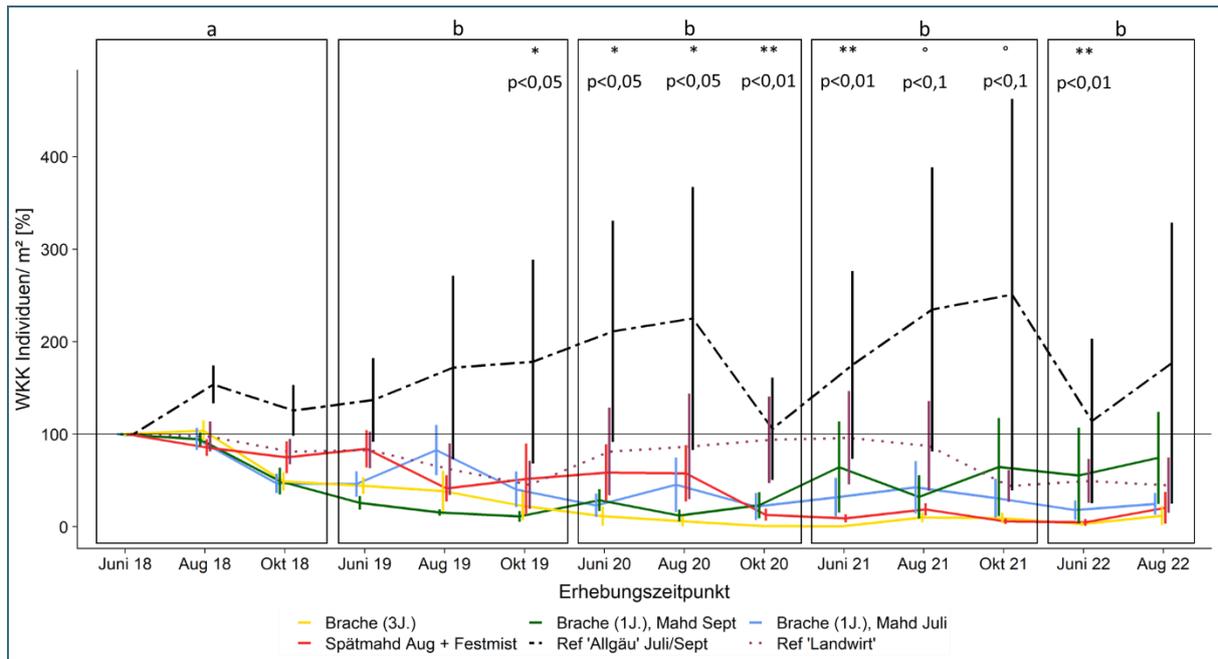


Abb. 39: Prozentuale Veränderung der Individuendichte von *Jacobaea aquatica* (WKK) in den fünf Behandlungsvarianten der geringproduktiven Standorte (A-Flächen) für den Erhebungszeitraum 2018–2022 (MW ± SE). Signifikante Unterschiede (Friedman-Test) zwischen den Behandlungen zu einzelnen Zeitpunkten sind durch * gekennzeichnet; Unterschiede zwischen den Jahren kennzeichnen verschiedene Buchstaben.

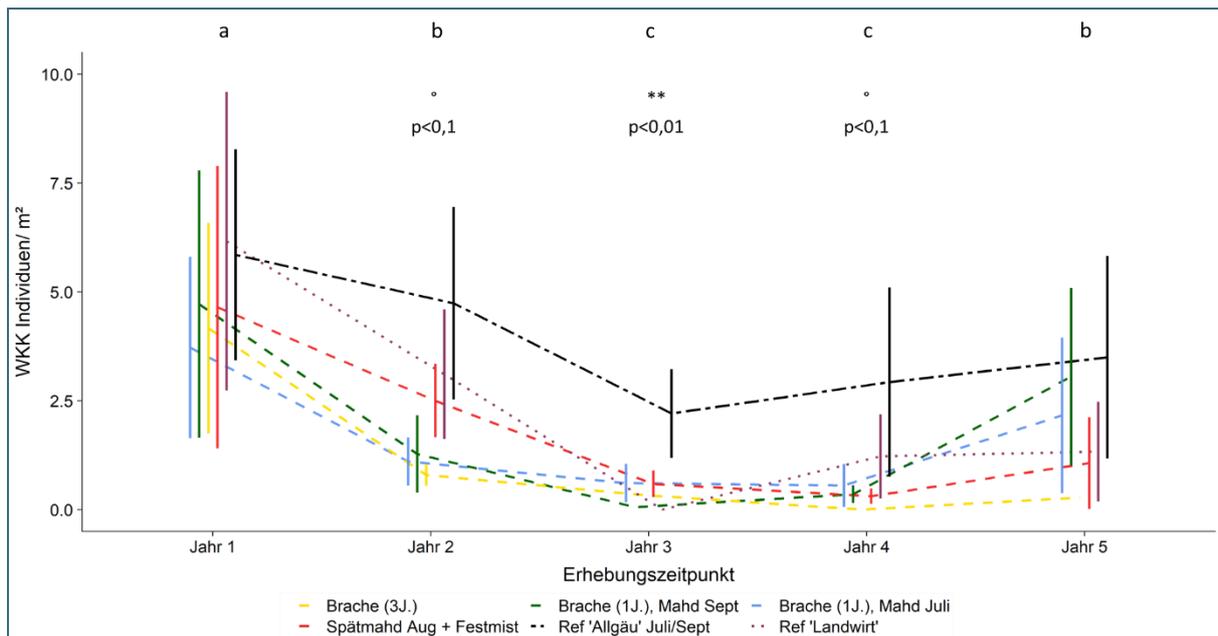


Abb. 40: Veränderung der Anzahl blühender Individuen von *Jacobaea aquatica* in den fünf Behandlungsvarianten der geringproduktiven Standorte (A-Flächen) für den Erhebungszeitraum 2018–2022 (MW ± SE). Signifikante Unterschiede (Friedman-Test) zwischen den Behandlungen zu einzelnen Zeitpunkten sind durch * gekennzeichnet; Unterschiede zwischen den Jahren kennzeichnen verschiedene Buchstaben.

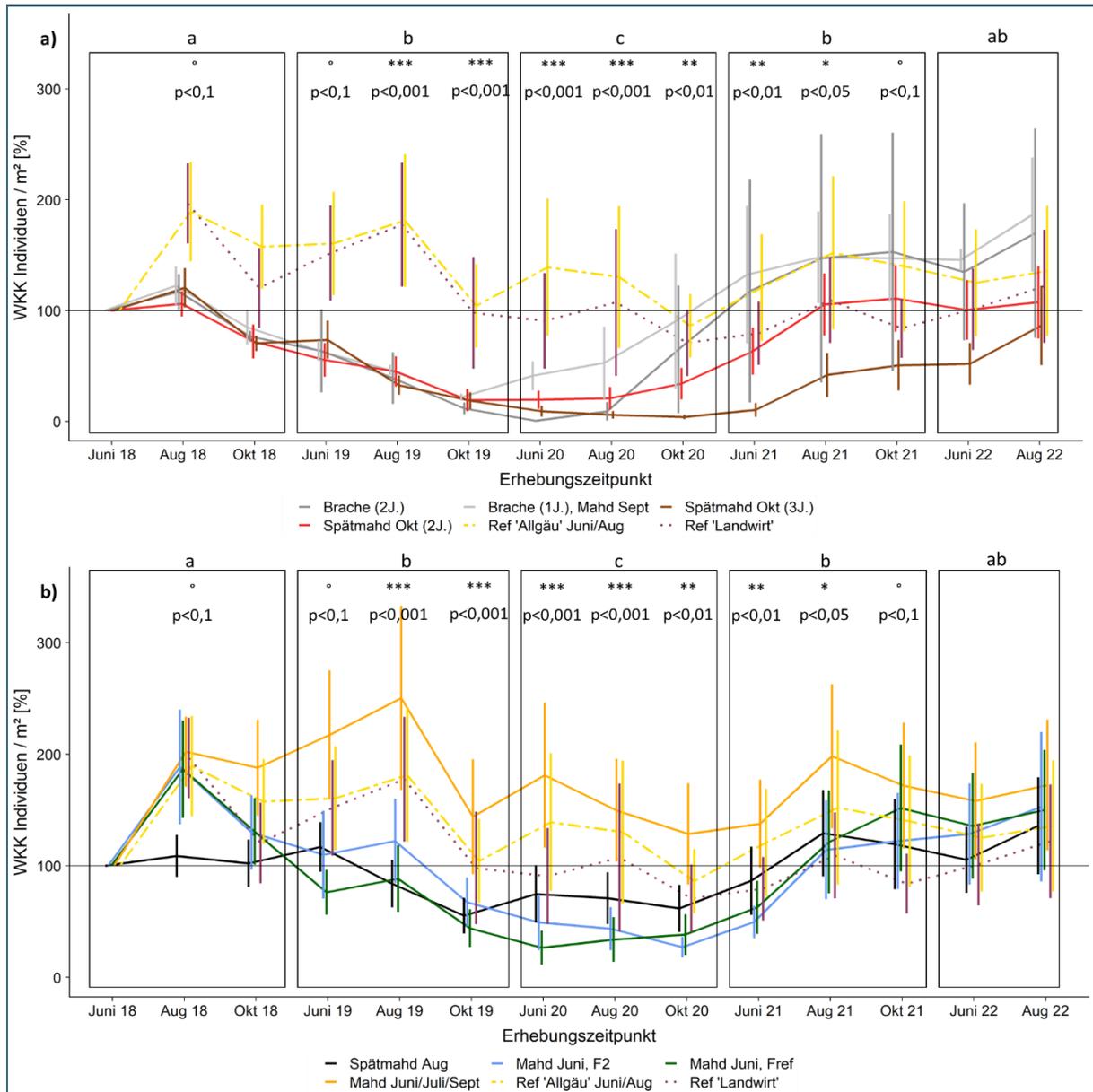


Abb. 41: Prozentuale Veränderung der Individuendichte von *Jacobaea aquatica* (WKK) in den acht Behandlungen der mittelproduktiven Standorte (B-Flächen) für den Erhebungszeitraum 2018–2022 (MW ± SE). Zur besseren Lesbarkeit wurden die Behandlungen aufgeteilt in (a) extensive und (b) intensive Behandlungen, als Referenz werden in beiden Abbildungen die beiden Referenzbehandlungen ‚Allgäu‘ und ‚Landwirt‘ dargestellt. Signifikante Unterschiede (Friedman-Test) zwischen den Behandlungen zu einzelnen Zeitpunkten sind durch * gekennzeichnet; Unterschiede zwischen den Jahren kennzeichnen verschiedene Buchstaben.

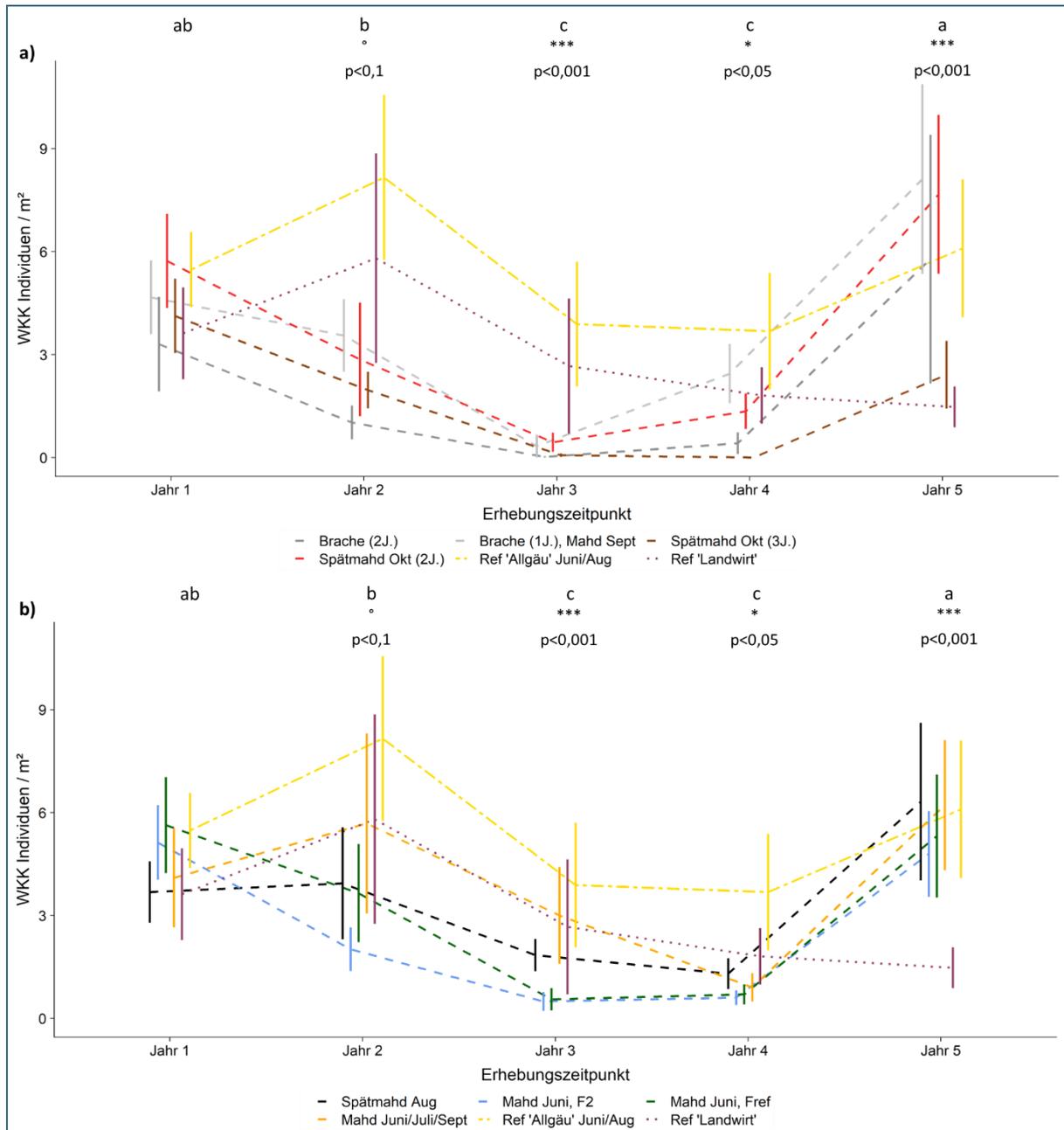


Abb. 42: Veränderung der Anzahl blühender Individuen von *Jacobaea aquatica* in den acht Behandlungen der mittelproduktiven Standorte (B-Flächen) für den Erhebungszeitraum 2018–2022 (MW ± SE). Zur besseren Lesbarkeit wurden die Behandlungen aufgeteilt in (a) extensive und (b) intensive Behandlungen, als Referenz werden in beiden Abbildungen die beiden Referenzbehandlungen ‚Allgäu‘ und ‚Landwirt‘ dargestellt. Signifikante Unterschiede (Friedman-Test) zwischen den Behandlungen zu einzelnen Zeitpunkten sind durch * gekennzeichnet; Unterschiede zwischen den Jahren kennzeichnen verschiedene Buchstaben.

Tab. 15: Mittlere Samenzahl pro Quadratmeter der Behandlungsvarianten auf den geringproduktiven Standorten (A-Flächen) für die drei Samenbankerhebungen zu Beginn des Projekts (2018); nach zwei bzw. nach drei Versuchsjahren (2020 bzw. 2021).

Behandlung	Mittelwerte 2018	Mittelwerte 2020	Mittelwerte 2021
Brache (3 Jahre)	505 ± 151	496 ± 325	1404 ± 598
Brache (1 Jahr), Mahd September	909 ± 436	312 ± 275	1331 ± 473
Brache (1 Jahr), Mahd Juli	349 ± 133	1184 ± 485	1716 ± 589
Spätmahd August + Festmist	624 ± 188	1322 ± 953	1101 ± 551
Referenz ‚Allgäu‘	505 ± 238	633 ± 375	697 ± 288
Referenz ‚Landwirt‘	404 ± 103	220 ± 64	679 ± 273

Tab. 16: Mittlere Samenzahl pro Quadratmeter der Behandlungsvarianten auf den mittelproduktiven Standorten (B-Flächen) für die drei Samenbankerhebungen zu Beginn des Projekts (2018); nach zwei bzw. nach drei Versuchsjahren (2020 bzw. 2021).

Behandlung	Mittelwerte 2018	Mittelwerte 2020	Mittelwerte 2021
Spätmahd Oktober (3 Jahre)	1385 ± 403	944 ± 393	1731 ± 689
Brache (2 Jahre)	330 ± 52	881 ± 391	730 ± 315
Brache (1 Jahr), Mahd September	1836 ± 479	1095 ± 757	1615 ± 638
Spätmahd Oktober (2 Jahre)	1613 ± 516	826 ± 236	1219 ± 355
Spätmahd August	1157 ± 389	818 ± 253	2171 ± 1068
Mahd Juni, F2	1172 ± 461	1400 ± 735	2148 ± 774
Mahd Juni, Fref	1180 ± 467	936 ± 128	2195 ± 1034
Referenz ‚Allgäu‘	968 ± 298	535 ± 153	1896 ± 1142
Schnitt Juni/Juli/September	1408 ± 537	1259 ± 689	1172 ± 561
Referenz ‚Landwirt‘	1534 ± 586	1471 ± 907	2604 ± 1201

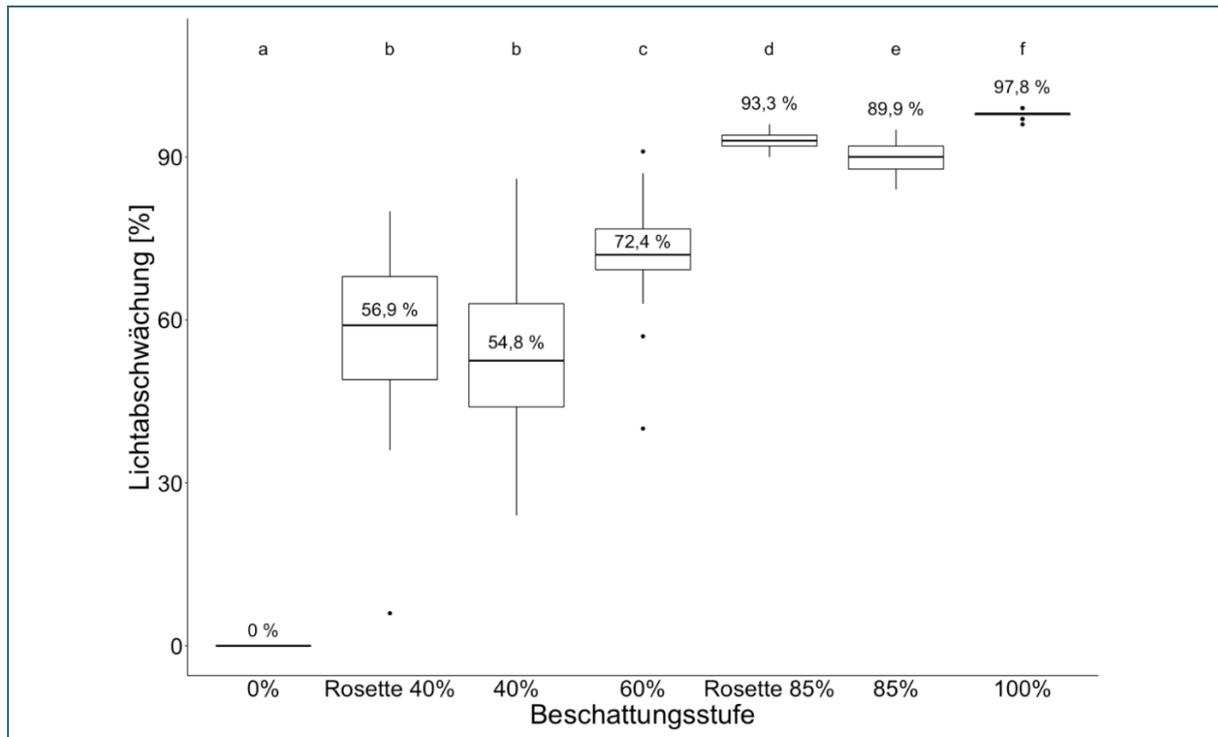


Abb. 43: Prozentuale Lichtabschwächung der verschiedenen Beschattungen während des Beschattungsexperiments im Freilandgewächshaus. Simulation der Beschattungsintensitäten von Volllicht (0 %) über 40 % der Rosette bzw. 40 % der Gesamtpflanze, 60 %, 85 % der Rosette bzw. 85 % der Gesamtpflanze Beschattung und nahezu vollständiger Ausdunkelung (100 %) mit Hilfe von Schattiernetzen. Die verschiedenen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) der tatsächlich gemessenen photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.

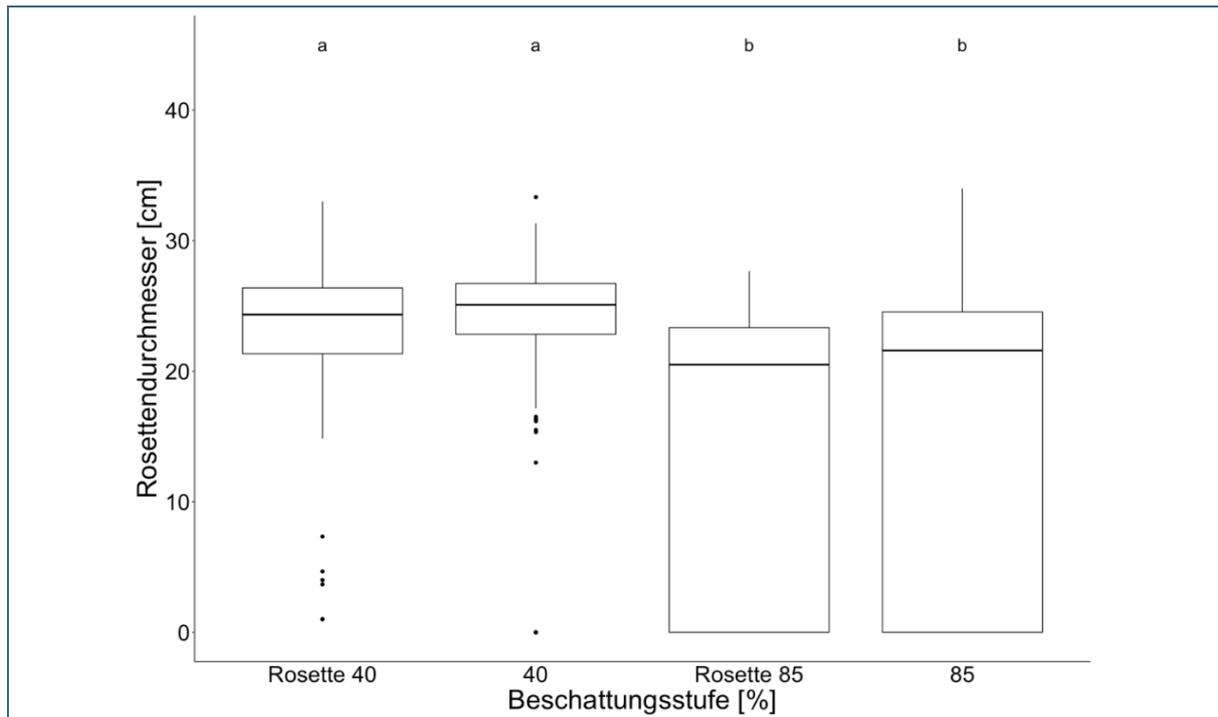


Abb. 44: Mittlerer Rosettendurchmesser von *Jacobaea aquatica* bei verschiedenen Beschattungen unter Gewächshausbedingungen. Simulation der Beschattungsintensitäten während des Versuchszeitraums von 31. Mai 2021 bis 12. August 2021 zwischen 40 % Beschattung der Rosette und 40 % Beschattung der Gesamtpflanze, sowie 85 % Beschattung der Rosette und 85 % Beschattung der Gesamtpflanze. Die verschiedenen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) des Rosettendurchmessers über den gesamten Versuchszeitraum im *post-hoc* Tukey Test nach signifikanter ANOVA.

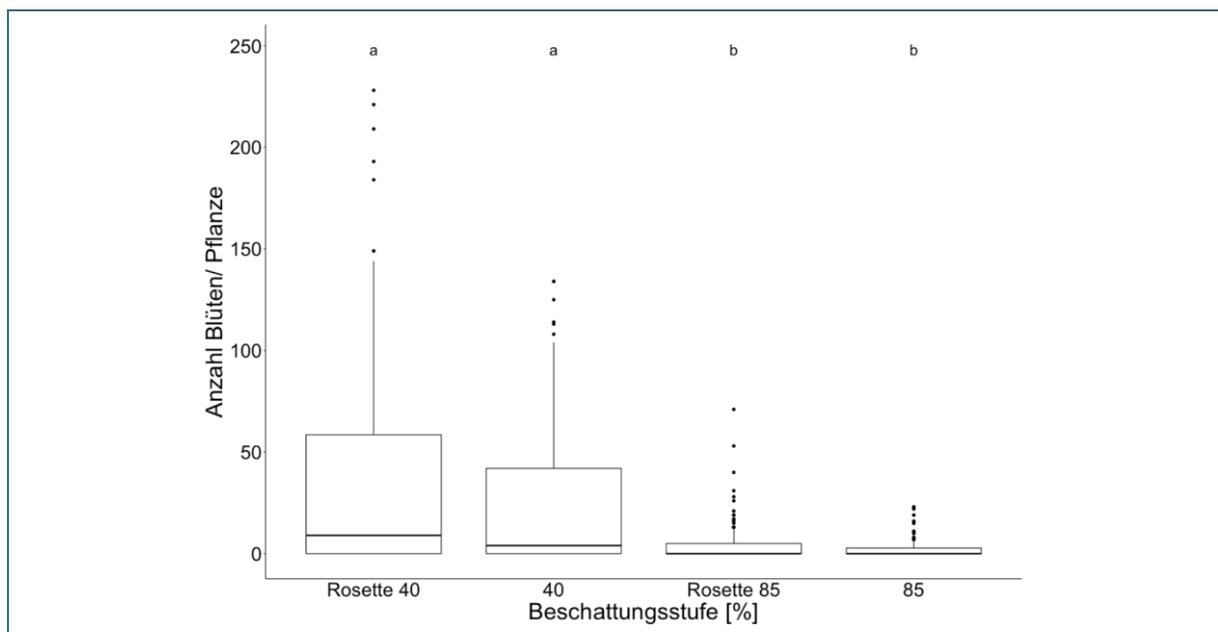


Abb. 45: Mittlere Anzahl an Blüten von *Jacobaea aquatica* bei verschiedenen Beschattungen unter Gewächshausbedingungen. Simulation der Beschattungsintensitäten während des Versuchszeitraums von 31. Mai 2021 bis 12. August 2021 zwischen 40 % Beschattung der Rosette und 40 % Beschattung der Gesamtpflanze, sowie 85 % Beschattung der Rosette und 85 % Beschattung der Gesamtpflanze. Die verschiedenen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) des Rosettendurchmessers über den gesamten Versuchszeitraum im *post-hoc* Tukey Test nach signifikanter ANOVA.

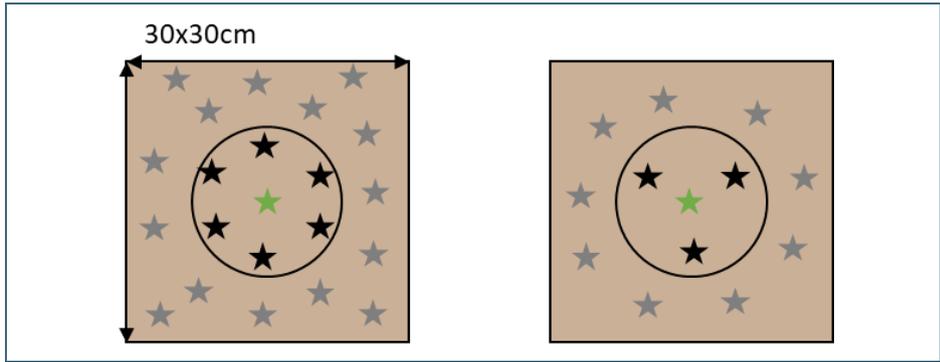


Abb. 46: Schematische Darstellung der Bepflanzung einer Freilandparzelle mit hoher (links) und niedriger Konkurrenz (rechts).

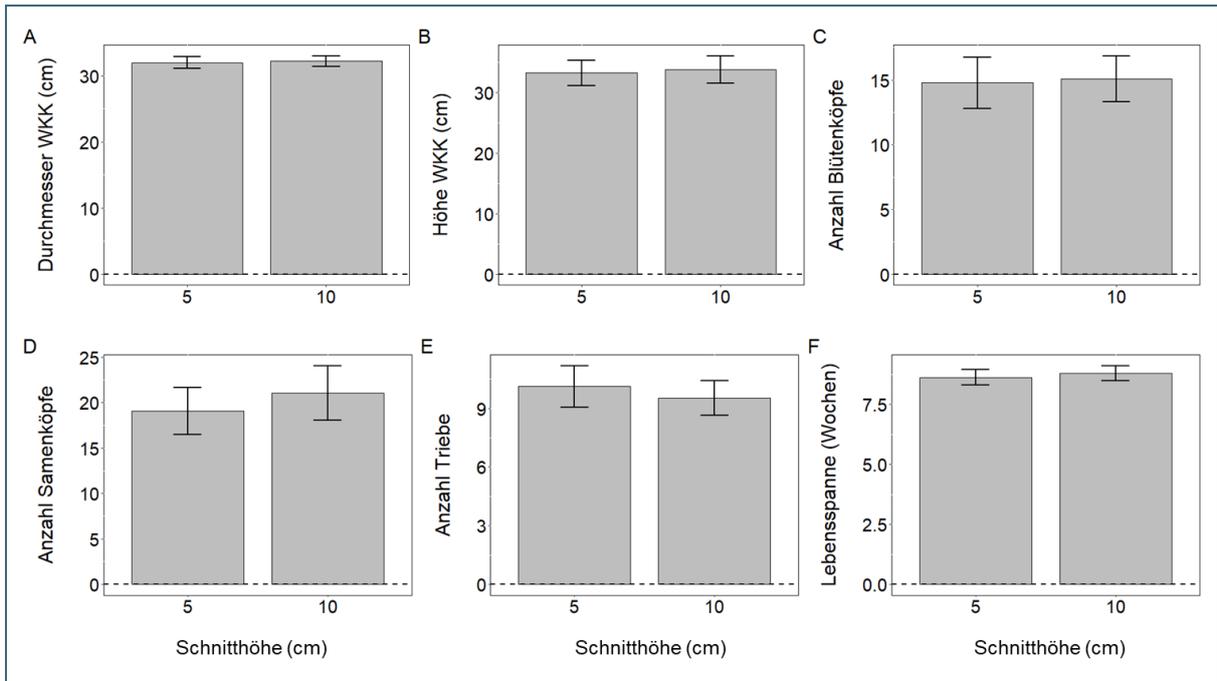


Abb. 47: *Ex-situ*-Versuchs zur Allokation unter Schnitt; Versuchsansatz im Gewächshaus. Einfluss der Schnitthöhe auf *Jacobaea aquatica*-Rosettendurchmesser (A), die Pflanzenhöhe (B), die Anzahl der Blüten- (C) und Samenköpfe pro Pflanze (D), die Anzahl gebildeter Triebe aus der Wurzel (E) sowie die Lebensspanne der Tage in Wochen (Mittelwerte \pm SE). Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (*emmeans*, $p < 0,05$).

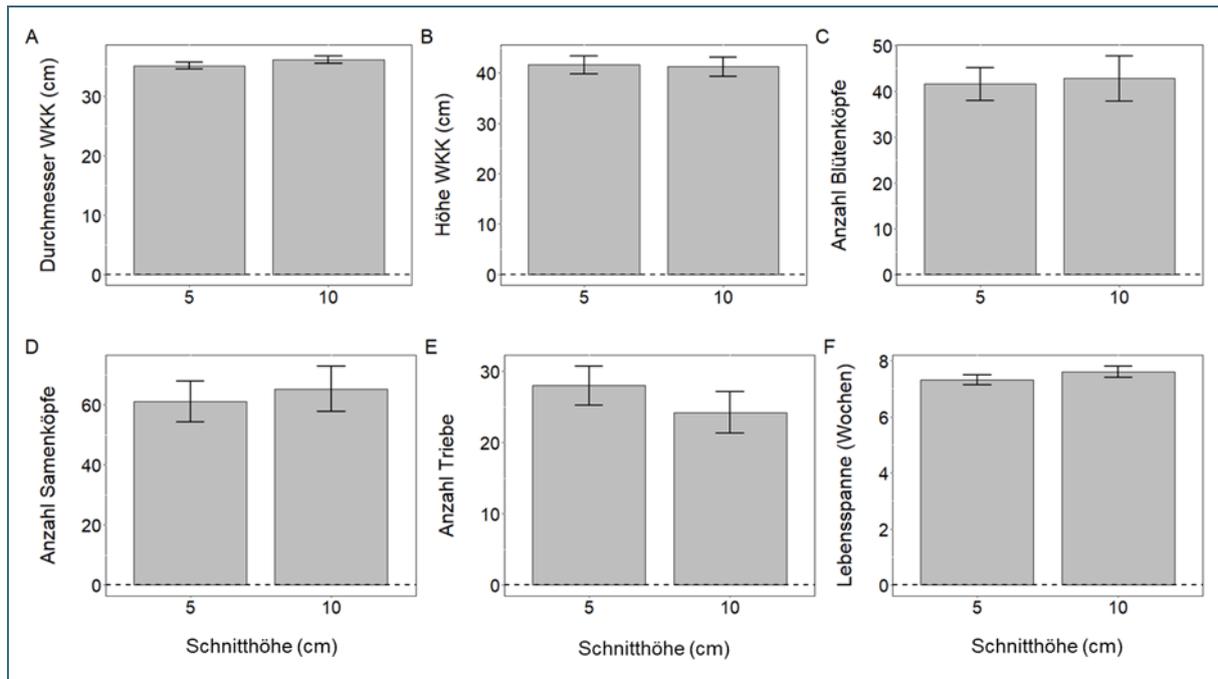


Abb. 48: Ex-situ-Versuch zur Allokation unter Schnitt; Versuchsansatz im Freiland. Einfluss der Schnitthöhe auf *Jacobaea aquatica*-Rosettendurchmesser (A), die Pflanzenhöhe (B), die Anzahl der Blüten- (C) und Samenköpfe pro Pflanze (D), die Anzahl gebildeter Triebe aus der Wurzel (E) sowie die Lebensspanne der Tage in Wochen (Mittelwerte \pm SE). Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (*emmeans*, $p < 0,05$).