



LfL

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

Effektives Management von
Wasser-Kreuzkraut in
bayerischem Grünland



Schriftenreihe

ISSN 1611-4159

Impressum

- Herausgeber: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
Vöttinger Straße 38, 85354 Freising-Weihenstephan
Internet: www.LfL.bayern.de
- Redaktion: Institut für Pflanzenschutz
Lange Point 10, 85354 Freising-Weihenstephan
E-Mail: Pflanzenschutz@LfL.bayern.de
Telefon: 08161 8640-5651
- Projektförderung: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF)
- Finanzierung: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF)
- Projektleitung: Klaus Gehring¹
- Projektpartner: PD Dr. Harald Albrecht², Prof. Dr. Johannes Kollmann² & Dr. Gisbert Kuhn³
- Projektbearbeitung: Julia Ditton², Dr. Leonardo Teixeira², Luise Linderl², Michael Laumer³, Dr. Franziska Mayer³, Dr. Thomas Wagner² & Dr. Christoph Gottschalk⁴
- Institutionen: (1) Institut für Pflanzenschutz (LfL)
(2) Lehrstuhl für Renaturierungsökologie (TUM)
(3) Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz (LfL)
(4) Lehrstuhl für Lebensmittelsicherheit (LMU)
- Laufzeit: 01.03.2017–28.02.2021
1. Auflage: Juli 2021
- Druck: Saxoprint GmbH, 01277 Dresden
- Schutzgebühr: 10,00 Euro
- © LfL



Effektives Management von Wasser- Kreuzkraut in bayerischem Grünland

Projektbericht

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1	Einleitung19
1.1	Problemstellung.....19
1.2	Zielsetzung20
1.3	Organisationsstruktur des Projektes22
2	Teilprojekt A: Pflanze.....23
2.1	Versuchsdurchführung23
2.1.1	Keimversuche.....23
2.1.2	Gewächshausversuch Beschattung.....25
2.1.3	Gewächshausversuch Schnittfrequenz, Schnitttechnik und Düngung27
2.2	Ergebnisse – Keimphase29
2.2.1	Beschattung29
2.2.2	Stratifikation.....30
2.2.3	3.2.3 Diskussion30
2.3	Ergebnisse - vegetative Phase31
2.3.1	Beschattung31
2.3.2	Schnittfrequenz, Schnitttechnik und Düngung.....32
2.3.3	Diskussion33
2.4	Ergebnisse – generative Phase33
2.4.1	Beschattung33
2.4.2	Schnitt.....34
2.4.3	Düngung37
2.4.4	Diskussion39
3	Teilprojekt B: Bestand.....42
3.1	Zielsetzung des Projektteils.....42
3.2	Parzellenversuch im Ökolandbau.....42
3.2.1	Aufbau und Durchführung der Versuche42
3.2.2	Vegetative und generative Pflanzen49
3.2.3	Vegetative Pflanzen.....49
3.2.4	Generative Pflanzen52
3.2.5	Pflanzenmorphologie54
3.2.6	Lichtverfügbarkeit in Grünlandbeständen.....55
3.2.7	Samenbankentwicklung56
3.2.8	Diskussion57

3.3	Case-Control-Versuche im konventionellen Landbau	60
3.3.1	Aufbau und Durchführung der Versuche	60
3.3.2	Befallsentwicklung auf den Kontrollflächen.....	63
3.3.3	Befallsentwicklung auf den Managementflächen	64
3.3.4	Diskussion	69
3.4	Einfluss auf Ertrag und Futterwert des Bestands, sowie Biomasse und PA/PANO-Kontamination.....	71
3.4.1	Managementmaßnahmen im Ökolandbau.....	71
3.4.2	Managementmaßnahmen der konventionellen Bewirtschaftung	75
3.4.3	Diskussion	79
3.5	Einfluss der Behandlungen auf die pflanzliche Artenvielfalt	82
3.5.1	Managementmaßnahmen im Ökolandbau.....	82
3.5.2	Managementmaßnahmen der konventionellen Bewirtschaftung	83
3.5.3	Diskussion	85
4	Teilprojekt C: Region	87
4.1	Methoden.....	87
4.1.1	Auswahl der Untersuchungsflächen.....	87
4.1.2	Geländeerhebungen	87
4.1.3	Betriebsbefragungen.....	89
4.1.4	Daten aus dem Grünlandmonitoring Bayern.....	91
4.1.5	Datenverarbeitung	91
4.2	Standortanalyse	92
4.2.1	Indikatorarten und Standort.....	92
4.2.2	Risikoanalyse auf der Basis von Klima- und Bodenmerkmalen.....	96
4.3	Wiesentypen	100
4.4	Bewirtschaftung	102
4.4.1	Integrierte Landnutzungsanalyse mit Random Forest Modell	102
4.4.2	Befall in Abhängigkeit von Wiesentypen und Nutzungsintensität	103
4.4.3	Einfluss von Lückigkeit und Störung.....	107
4.4.4	Einfluss weiterer Bewirtschaftungsmaßnahmen	107
4.4.5	Diskussion	109
5	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	110
6	Danksagung.....	120
	Literaturverzeichnis	121

Abb. 1: ...Verbreitung von Wasser-Greiskraut (<i>Jacobaea aquatica</i> (Hill) G. Gaertn., B. Mey. & Scherb.) in Deutschland (Karte: Netzwerk Phytodiversität Deutschland und Bundesamt für Naturschutz, 2013).....	19
Abb. 2: ...Organisationsstruktur des Forschungsprojektes auf drei verschiedenen Skalenebenen, den dort durchgeführten Untersuchungen, daraus gewonnenen Erkenntnissen, Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die praktische Umsetzung.....	22
Abb. 3: ...Mit Schattiernetzen bespannte Petri-Schalen des Keimversuches (Foto L. Linderl).....	24
Abb. 4: ...Gegenüberstellung der vom Hersteller angegebenen Beschattungskategorien gegen die tatsächlich im Keimschrank gemessenen Werte der Lichtabschwächung. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.	25
Abb. 5: ...Mit Schattiernetz beschattete Pflanzen von <i>Jacobaea aquatica</i> im Beschattungsversuch (Foto L. Linderl).....	26
Abb. 6: ...Gegenüberstellung der vom Hersteller angegebenen Beschattungskategorien gegen die tatsächlich im Gewächshaus gemessenen Werte. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.	27
Abb. 7: ...Messungen im Schnitt- und Düngungsversuch an einer blühenden Pflanze von <i>Jacobaea aquatica</i> (Foto J. Ditton).	28
Abb. 8: ...Keimung frisch geernteter Samen von <i>Jacobaea aquatica</i> unter den Beschattungs-stufen 0, 40, 60, 85 und 100 %. Verschiedene Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) der Keimrate im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.	29
Abb. 9: ...Keimung frisch geernteter Samen von <i>Jacobaea aquatica</i> mit und ohne vorhergehender Kältestratifikation. Verschiedene Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) der Keimrate im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.	30
Abb. 10: ...Entwicklung des Rosettendurchmessers von <i>Jacobaea aquatica</i> unter fünf Beschattungsstufen. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.	32
Abb. 11: ...Einfluss von Schnittfrequenz (A) und Schnitttechnik (B) auf den maximalen Rosettendurchmesser von <i>Jacobaea aquatica</i> bei unterschiedlicher Düngungsintensität. Die geprüften Varianten zeigten bei einer Permutations-ANOVA keine signifikanten Unterschiede ($p < 0,05$).	32
Abb. 12: ...Entwicklung des Höhenwachstums des Haupttriebes der <i>Jacobaea aquatica</i> -Pflanzen im Verlauf des Beschattungsversuches (A) und die Anzahl der blühenden Blütenköpfchen pro Pflanze unter den fünf Beschattungsstufen (B). Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.....	34
Abb. 13: Anzahl der unter Beschattung gebildeten Samen pro Blütenkopf von <i>Jacobaea aquatica</i> . Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) in der Anzahl an Samen pro Blütenkopf im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.	34

-
- Abb. 14.: Einfluss der Schnitthäufigkeit auf *Jacobaea aquatica* – Rosettendurchmesser (A), die Pflanzenhöhe (B), die Zahl der Blütenköpfe pro Pflanze (C), die Zahl der Blütenköpfe mit reifen Samen (D), die Anzahl der Samen pro Blütenkopf (E), die Dauer bis zur Blüte in Tagen (F), die Lebensdauer der Pflanzen in Tagen (G) sowie die produzierte Biomasse der Pflanzen (Mittelwerte \pm SE). Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (emmeans, $p < 0,05$).....36
- Abb. 15 Einfluss der Schnitttechnik auf *Jacobaea aquatica* – Rosettendurchmesser (A), die Pflanzenhöhe (B), die Zahl der Blütenköpfe (C), die Zahl der Blütenköpfe mit reifen Samen (D), die Anzahl der Samen pro Blütenkopf (E), die Dauer bis zur Blüte in Tagen (F), die Lebensdauer der Pflanzen in Tagen (G) sowie die produzierte Biomasse der Pflanzen (Mittelwerte \pm SE). Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (emmeans, $p < 0,05$).....37
- Abb. 16.: Einfluss der Düngemenge auf *Jacobaea aquatica* – Rosettendurchmesser (A), die Pflanzenhöhe (B), die Gesamtzahl der Blütenköpfe (C), die Anzahl Blütenköpfe mit reifen Samen (D), die Anzahl der Samen pro Blütenkopf (E), die Dauer bis zur Blüte in Tagen (F), die Lebensdauer der Pflanzen in Tages (G) sowie die produzierte Biomasse der Pflanzen (je Mittelwert \pm SE). Unterschiedliche Buchstaben in den Balken stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (emmeans, $p < 0,05$).....38
- Abb. 17.: Lage der sieben konventionell (K) und der sieben ökologisch (Ö) bewirtschafteten Parzellenversuche im Allgäu und im Landkreis Garmisch-Partenkirchen.....43
- Abb. 18.: Versuchspartellen zur Bekämpfung von Wasser-Greiskraut bei Buchloe (Foto H. Albrecht) und Blütenstände von *Jacobaea aquatica* (Foto J. Ditton). Erkennbar sind die sechs je 3,7 x 6,0 m² großen Parzellen mit den je 2,5 m breiten Abstandsstreifen.....44
- Abb. 19.: Übersicht über die Managementvarianten und die Anordnung der Versuchsplots auf den Parzellenversuchsflächen im ökologischen Landbau. Die Rindergülle wurde zu Beginn der Vegetationszeit im zeitigen Frühjahr und dann nach jedem Schnitt ausgebracht. Nach dem Herbstschnitt wurde nicht mehr gedüngt. Die Angaben zur Güllemenge sind pro Hektar und Jahr, in Klammern die saisonale Verteilung der Gaben. ‚Pufferflächen‘ sind die Streifen, die die Parzellen von dem durch die Landwirte bewirtschafteten Bestand abgrenzen (vgl. Abb. 18).
.....45
- Abb. 20.: Zur Versuchsbewirtschaftung eingesetzte Arbeitsgeräte: (A) Kubota Kleintraktor mit Kreiselmäherwerk; (B) selbstfahrender Mähroboter; (C) Gülleausbringung; und (D) Aufrühren des Gülledepots im Lagertank (Fotos J. Ditton).47
- Abb. 21.: Prozentuale Veränderung der Individuendichte vegetativer und generativer Pflanzen von *Jacobaea aquatica* über die vier Versuchsjahre (2017–2020) in den (A) intensiven (4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 mal gemulcht), 60 m³ Gülle; 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 mal gemulcht), 40 m³ Gülle); und (B) extensiven (3 Schnitte, 40 m³ Gülle; 2 Schnitte, 20 m³ Gülle) Behandlungsvarianten (Mittelwerte \pm SE). Die für die ökologische Grünlandbewirtschaftung im Allgäu als typisch angenommene Bewirtschaftung 4 Schnitte, 40 m³ Gülle ist in beiden Graphiken mit dargestellt, die Variante 4 Schnitte mit Ausstechen und 40 m³ Gülle ist nur in (B) zu finden.50

-
- Abb. 22.:Prozentuale Veränderung der Individuendichte von vegetativen *Jacobaea aquatica* Pflanzen über die vier Versuchsjahre (2017–2020) in den (A) intensiven (4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 mal gemulcht), 60 m² Gülle; 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 mal gemulcht), 40 m³ Gülle) und (B) extensiven (3 Schnitte, 40 m³ Gülle; 2 Schnitte, 20 m³ Gülle) Behandlungsvarianten (Mittelwerte ± SE). Die für die ökologische Grünlandbewirtschaftung im Allgäu als typisch angenommene Bewirtschaftung 4 Schnitte, 40 m³ Gülle ist in beiden Graphiken mit dargestellt, die Variante 4 Schnitte mit Ausstechen und 40 m³ Gülle ist nur in (B) zu finden.51
- Abb. 23.:Entwicklung von (A) Rosettendurchmesser und (B) Höhe der vegetativen *Jacobaea aquatica* unter den getesteten Bewirtschaftungsvarianten im Verlauf des Versuches von 2017 bis 2020 (Mittelwerte ± SE). Behandlung intensiv: 1 = 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 gemulcht), 60 m³ Gülle; 2 = 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 gemulcht), 40 m³ Gülle; standorttypisch Allgäu: 3 = 4 Schnitte, 40 m³ Gülle, 4 = 4 Schnitte, 40 m³ Gülle, Ausstechen; extensiv: 5 = 3 Schnitte, 40 m³ Gülle, 6 = 2 Schnitte, 20 m³ Gülle52
- Abb. 24.:Entwicklung der Individuendichte generativer Pflanzen von *Jacobaea aquatica* über die vier Versuchsjahre 2017–2020 in den (A) intensiven (4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 mal gemulcht), 60 m² Gülle; 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 mal gemulcht), 40 m³ Gülle); und (B) extensiven (3 Schnitte, 40 m³ Gülle; 2 Schnitte, 20 m³ Gülle) Behandlungsvarianten (Mittelwerte ± SE). Die für die ökologische Grünlandbewirtschaftung im Allgäu als typisch angenommene Bewirtschaftung 4 Schnitte, 40 m³ Gülle ist in beiden Graphiken mit dargestellt, die Variante 4 Schnitte mit Ausstechen und 40 m³ Gülle ist nur in (B) zu finden.53
- Abb. 25.:Entwicklung von (A) Rosettendurchmesser, (B) Höhe und (C) Anzahl von Blütenköpfen pro Pflanze unter den getesteten Bewirtschaftungsvarianten (Mittelwerte ± SE). Behandlung intensiv: 1 = 4 Schnitte, 60 m³ Gülle, Mulch; 2 = 4 Schnitte, 40 m³ Gülle, Mulch; standorttypisch: 3 = 4 Schnitte, 40 m³ Gülle; 4 = 4 Schnitte, 40 m³ Gülle, ausstechen; extensiv: 5 = 3 Schnitte, 40 m³ Gülle; 6 = 2 Schnitte, 20 m³ Gülle.54
- Abb. 26.:Korrelation von Lichtverfügbarkeit ((PAR auf der Rosette / PAR über Bestand) *100) und der Abundanz von vegetativen Individuen von *Jacobaea aquatica* auf den Versuchspartzellen.....55
- Abb. 27.:Korrelation von Lichtverfügbarkeit in ((PAR auf Rosettenebene / PAR über Bestand) *100) und der Abundanz von generativen Individuen von *Jacobaea aquatica* auf den Versuchspartzellen.55
- Abb. 28.:Entwicklung des Bodensamenvorrates von *Jacobaea aquatica* in den verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten vom Versuchsbeginn im Frühjahr 2017 bis Frühjahr 2020 (Mittelwerte ± SE). Vergleich mit dem zweiseitigen Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test für Paardifferenzen (*: 0,05 < p < 0,01). ...56
- Abb. 29.:Versuchsort Eschenlohe in der Case-Control-Studie im konventionellen Landbau (Foto: J. Ditton).60
- Abb. 30.:Abundanz von *Jacobaea aquatica* im Vergleich der unbehandelten Kontrollen und chemischen Regulierungsmaßnahmen in der Versuchsperiode 2018 bis 2020; Mittelwerte je Versuchsort und Erhebungsperiode, Box-Plot-Verteilungscharakteristik und statistische Absicherung Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with t Distribution, 95% t interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).....65

-
- Abb. 31.: Einfluss der chemischen Regulierung auf unterschiedliche Pflanzengruppen von *Jacobaea aquatica* in der Versuchsperiode 2018 bis 2020; Mittelwerte je Versuchsort und Erhebungsperiode, Box-Plot-Verteilungscharakteristik und statistische Absicherung Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with t Distribution, 95% t interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).....66
- Abb. 32.: Entwicklung der Abundanz von *Jacobaea aquatica* im Vergleich der unbehandelten Kontrollen und den Herbizidbehandlungen; Mittelwerte je Jahrgang und Erhebungsperiode mit statistischer Absicherung Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with t Distribution, 95% t interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).....66
- Abb. 33.: Entwicklung der Abundanz von *Jacobaea aquatica* durch Ausdunkeln im Vergleich zu den unbehandelten Kontrollen (-0) in der Versuchsperiode 2018 bis 2020; Mittelwerte je Versuchsort und die Versuchsperiode 2018 bis 2020 mit statistischer Absicherung Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with t Distribution, 95% t interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede). Bezeichnung der Versuchsorte vgl. Tab. 5.....67
- Abb. 34.: Entwicklung der Abundanz von *Jacobaea aquatica* durch Ausdunkeln im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle am Versuchsort Betzigau ‚hinten‘; Mittelwerte je Erhebungsperiode.68
- Abb. 35.: Einfluss der mechanischen Regulierung durch Ausstechen auf unterschiedliche Pflanzengruppen von *Jacobaea aquatica* in der Versuchsperiode 2018 bis 2020; Mittelwerte je Versuchsort und Erhebungsperiode, Box-Plot-Verteilungscharakteristik und statistische Absicherung Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with t Distribution, 95% t interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).....69
- Abb. 36.: Einfluss der Behandlungsvarianten auf die Futterwert-Kennzahlen Nettoenergie Laktation (NEL), Rohprotein und Rohfaser auf den Parzellenversuchsflächen im Ökolandbau. Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikant unterschiedliche Varianten beim Test der Wilcoxon-Paardifferenzen zwischen 2017 und 2020 (*: $0,05 < p < 0,01$)...... 73
- Abb. 37.: Entwicklung des Ertrages der Versuchspartien (aus dem Bestand abgefahrene Schnitte) und der oberirdischen Biomasse von *Jacobaea aquatica* im ersten (2017: A, C) und im letzten Versuchsjahr (2020) (B, D). Variante 1 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung und 2 mal gemulcht), 60 m³ Gülle; Variante 2 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung und 2 mal gemulcht), 40 m³ Gülle; Variante 3 Allgäu Standard: 4 Schnitte, 40 m³ Gülle; Variante 4 4 Schnitte mit Ausstechen, 40 m³ Gülle (aus methodischen Gründen nicht ausgewertet); Variante 5 3 Schnitte, 40 m³ Gülle; und Variante 6 2 Schnitte, 20 m³ Gülle. Die Signifikanzangaben im letzten Versuchsjahr bezeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten über die Versuchsjahre in einem GLMM und emmeans post-hoc-Test. 74
- Abb. 38.: Pyrrolizidinalkaloid (PA) und PA-N-Oxid (PANO)-Gehalte im Grünlandaufwuchs der Versuchsorte unter ökologischer Bewirtschaftung im Vergleich zum Beginn (2017) und am Ende (2020) der Versuchslaufzeit. Statistische Auswertung mit Rangvarianzanalyse Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with t Distribution, 95% t interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)..... 75

Abb. 39: Entwicklung der Qualitätsparameter Rohfaser (A), Rohprotein (B) und Energiegehalt (C) im Vergleich der Managementmaßnahmen Chemische Regulierung und Ausdunkelung gegenüber der Kontrolle. Statistische Absicherung nach Kruskal-Wallis One-Way ANOVA, Multiple Comparisons with t Distribution (95% t interval); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.	76
Abb. 40: Vergleich der PA/PANO-Gehalte im Grünlandaufwuchs der konventionell bewirtschafteten Versuchsorte in den Jahren 2017, 2018 und 2020. Statistische Absicherung nach Kruskal-Wallis One-Way ANOVA, Multiple Comparisons with t Distribution (95% t interval); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.	77
Abb. 41: Einfluss der Managementmaßnahmen auf die PA/PANO-Gehalte im Grünlandaufwuchs in Vergleich zur Kontrolle in den Jahrgängen 2017, 2018 und 2020. Statistische Absicherung nach Kruskal-Wallis One-Way ANOVA, Multiple Comparisons with t Distribution (95% t interval); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.	78
Abb. 42: Vergleich der PA/PANO-Gehalte zwischen den Kontrollen und den einzelnen Managementmaßnahmen ‚chemische Regulierung (Herbizid)‘, ‚Ausdunkeln‘ und ‚mechanische Einzelpflanzenbekämpfung bzw. Ausstechen‘. Statistische Absicherung nach Kruskal-Wallis One-Way ANOVA, Multiple Comparisons with t Distribution (95% t interval); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.	79
Abb. 43: Lage der 238 Untersuchungsflächen mit Geländeerhebungen in Grünland mit <i>Jacobaea aquatica</i> in Bayern.	88
Abb. 44: Das Ordinationsdiagramm (PCA) der Grünlandbeständen nach dem Vorkommen der Indikatorarten (Eigenvalue: Axis1 = 2,53 Axis2 = 1,71); gruppiert nach Entfernung zum nächsten Moor (Gruppenmittelpunkt als Kreuz in entsprechender Gruppenfarbe); dargestellt sind alle Variablen, deren Korrelationskoeffizient r mit Axis 1 oder Axis 2 $> 0,26$ ist; nach links nimmt der <i>Jacobaea aquatica</i> -Befall zu.	94
Abb. 45: Mittlere Entfernung von Grünlandbeständen (1) mit und (0) ohne <i>Jacobaea aquatica</i> zum nächsten Moor; $p < 0,05$	95
Abb. 46: Ordinationsdiagramm (PCA) der Grünlandbestände nach dem Vorkommen der Indikatorarten; gruppiert nach Bodenart (Gruppenmittelpunkt als Kreuz in entsprechender Gruppenfarbe); nach links nimmt der <i>Jacobaea aquatica</i> -Befall zu; weitere Erläuterungen s. Abb. 44.	95
Abb. 47: ROC-Kurve zur Vorhersage der Vorkommen von <i>Jacobaea aquatica</i> in Bayern in Abhängigkeit von Boden und Klima. AUC-Wert: 0,98.	97
Abb. 48: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>Jacobaea aquatica</i> in Bayern in Abhängigkeit vom Niederschlag in den Monaten Juni–August.	98
Abb. 49: Risikokarte für das Vorkommen von <i>Jacobaea aquatica</i> in Bayern basierend auf dem Habitat Suitability Model. Die Farbe des Meßtischblatt(MTB)-Quadranten zeigt den Anteil der Risikoflächen von weiß (< 10 % aller 50 x 50 m Rasterzellen des MTB weisen eine Vorkommenswahrscheinlichkeit > 60 % auf) bis rot (75–100 % der Rasterzellen haben hohes Kontaminationsrisiko).	99
Abb. 50: Ordinationsdiagramm (PCA) der Grünlandbestände mit <i>Jacobaea aquatica</i> nach dem Vorkommen der Indikatorarten; Gruppierung nach Vegetationstyp (Gruppenmittelpunkt als Kreuz in entsprechender Gruppenfarbe); nach links nimmt der <i>J. aquatica</i> -Befall zu; weitere Erläuterungen s. Abb. 40.	101

Abb. 51: Die Anteile der <i>Jacobaea aquatica</i> -Befallsstufen (vgl. Tab. 12) in den einzelnen Wiesentypen mit A = kein Individuen; B = 0–1 Individuen/100 m ² ; C = 1–10 Individuen/100 m ² ; D = 11–100 Individuen/100 m ² ; E = 100–1000 Individuen/100 m ² ; (Chi ² = 69,9, df = 24, p-value = 2,233e-06 Effektstärke CV = 0,21).	102
Abb. 52: ROC-Kurve zur Vorhersage der Vorkommen von <i>Jacobaea aquatica</i> in bayerischem Grünland in Abhängigkeit von der Nutzung. AUC-Wert: 0,47.	103
Abb. 53: Anteile der Nutzungshäufigkeiten in den Vegetationstypen mit <i>Jacobaea aquatica</i>	104
Abb. 54: Feuchtwiesen unterschiedlicher Nutzungshäufigkeiten und die Anteile der Befallsstufen von <i>Jacobaea aquatica</i> mit A = kein Individuen; B = 0–1 Individuen/100 m ² ; C = 1–10 Individuen/100 m ² ; D = 11–100 Individuen/100 m ² ; E = 100–1000 Individuen/100 m ² ; (Chi ² -Test: n.s.).	105
Abb. 55: Glatthaferwiesen (links) und Vielschnittwiesen (rechts) unterschiedlicher Nutzungshäufigkeiten und die Anteile der Befallsstufen von <i>Jacobaea aquatica</i> mit A = kein Individuen; B = 0–1 Individuen/100 m ² ; C = 1–10 Individuen/100 m ² ; D = 11–100 Individuen/100 m ² ; E = 100–1000 Individuen/100 m ² ; (Chi ² -Test: n.s.).	106
Abb. 56: Art der Störung und Anteile der <i>Jacobaea aquatica</i> -Befallsstufen (Chi ² -Test s. Tab. 20). Befallsstufen von <i>Jacobaea aquatica</i> mit A = kein Individuen; B = 0–1 Individuen/100 m ² ; C = 1–10 Individuen/100 m ² ; D = 11–100 Individuen/100 m ² ; E = 100–1000 Individuen/100 m ²	106
Abb. 57: Mittlere Distanz der Grünlandbestände mit <i>Jacobaea aquatica</i> verschiedener KuLaP-Gruppen (vgl. Tab. 15) zum nächsten Moor. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede im Kruskal-Wallis-Test bzw. in post-hoc-Analyse mit paarweisem Wilcoxon-Test und Bonferroni-Anpassung: p < 0,1; *p < 0,05).	108
Abb. 58: Empfehlung für die Vorgehensweise bei Befall oder Befallsrisiko mit <i>Jacobaea aquatica</i> (Wasser-Greiskraut) in Grünland.....	110
Abb. 59: Natürliches Auftreten von <i>Jacobaea aquatica</i> auf einer Feuchtwiese (Foto: K. Gehring).	111
Abb. 60: <i>Jacobaea aquatica</i> siedelt sich bevorzugt in Narbenlücken des Grünlands an (Foto: K. Gehring).....	112
Abb. 61: Wiesen-Pippau (links) wird oft mit Wasser- Greiskraut (rechts) verwechselt (Fotos: K. Gehring).	113
Abb. 62: Teilflächenspezifische Bewirtschaftung auf mit Wasser- Greiskraut (<i>J. aquatica</i>) befallenen Feldstücken	113
Abb. 63: Unkrautstecher, der mit einem Zangensystem den Wurzelstock packt und aushebelt (Foto: K. Gehring).....	114
Abb. 64: Herbizid-Wirkungssymptome bei <i>J. aquatica</i> (Foto: K. Gehring).	115
Abb. 65: Bodenschonende Mähtechnik ist auf typischen Feuchtwiesen notwendig (Foto: K. Gehring).....	117

Tab. 1: ...Ökologisch bewirtschaftete Versuchsflächen: Höhe über NN, Jahresmitteltemperatur und mittlerer Jahresniederschlag (www.climate-data.org), Bodentyp (Bodenübersichtskarte LfU) und Bodenparameter aus Bodenanalysen (Agrolab).....44

Tab. 2: ...Sommerniederschläge (Medianwerte der Monate Juni bis August in mm) während der Untersuchungsjahre 2017 bis 2020 an acht im Untersuchungsgebiet gelegenen Klimamessstationen (DWD).44

Tab. 3: ...Ergebnisse der Nährstoffanalyse der Gülle aus den Jahren 2017–2020, Mittelwerte \pm SD.46

Tab. 4: ...Charakterisierung der Versuchsorte in der Case-Control-Studie: Höhe über NN, Jahresmitteltemperatur und mittlerer jährlicher Niederschlag aus www.climate-data.org, Bodentyp aus Bodenübersichtskarte LfU..... 60

Tab. 5: ...Regulierungskonzepte der konventionellen Versuchsorte mit Erläuterung der durchgeführten Behandlungen.62

Tab. 6: ...Entwicklung der Abundanz von *Jacobaea aquatica* auf den Kontrollflächen; Mittelwerte (MW), Standardabweichung (SD) und statistische Absicherung (Stat.); Bezeichnung der Versuchsorte vgl. Tab. 5.63

Tab. 7: ...Artenzahlen von Gräsern und Kräutern in den Bewirtschaftungsvarianten des Ökolandbaus 2017–2020 (Mittelwerte \pm SD).82

Tab. 8: ...Deckungsanteil von Gräsern in den Bewirtschaftungsvarianten des Ökolandbaus 2017–2020 (Mittelwerte \pm SD).82

Tab. 9: ...Veränderung der Artenzahlen von Gräsern und Kräuter in der Versuchsperiode 2017–2020. Mittelwerte (MW), Standardabweichung (SD) und statistische Absicherung nach Kruskal-Wallis One-Way ANOVA, Multiple Comparisons with t Distribution (95% t interval); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.83

Tab. 10: .Veränderung der Deckung von Gräsern und Kräuter in der Versuchsperiode 2017–2020. Mittelwerte (MW), Standardabweichung (SD) und statistische Absicherung nach Kruskal-Wallis One-Way ANOVA, Multiple Comparisons with t Distribution (95% t interval); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.84

Tab. 11: .Vegetationstypen der untersuchten Grünlandbestände; zur jeweiligen Einstufung reichte eine der aufgeführten Arten.89

Tab. 12: .Schätzung des *Jacobaea aquatica*-Befalls in sechs Befallsklassen in Anlehnung an Berghofer (2017), verändert.89

Tab. 13: .Verteilung der Betriebe, Flächen und Untersuchungseinheiten in Bayern.90

Tab. 14: .Betriebliche Charakteristika der an der Befragung beteiligten Grünlandbetriebe.
90

Tab. 15: .Flächennutzung der an der Befragung beteiligten Grünlandbetriebe.....90

Tab. 16: .Logistisches Regressionsmodell für den Wert der aufgenommenen Arten als Indikator für das Vorkommen von *Jacobaea aquatica* (Generalized linear mixed model fit by maximum likelihood); zufällige Variable: Betrieb.....92

Tab. 17: .Logistisches Regressionsmodell für den Einfluss von Standortfaktoren auf das Vorkommen von *Jacobaea aquatica* (Generalized linear mixed model fit by maximum likelihood); zufällige Variable: Betrieb.93

Tab. 18: .Zuordnung der Grünlandbestände mit <i>Jacobaea aquatica</i> zu Wiesentypen nach Kennarten (vgl. Tab. 11).	100
Tab. 19: .Chi ² -Test: Nutzungsparameter und <i>Jacobaea aquatica</i> -Befall in bayerischem Grünland.....	107

Zusammenfassung

Problem und Zielsetzung

Anlass des Projektes war die starke Zunahme des Wasser-Greiskrauts (*Jacobaea aquatica*) im Wirtschaftsgrünland Bayerns während der letzten Jahre (Suttner et al. 2016). Diese Zunahme betrifft nicht nur extensiv bewirtschaftete Feuchtwiesen und Naturschutz-Grünland, sondern in zunehmenden Umfang auch intensiv genutztes Wirtschaftsgrünland (Gehring und Thyssen 2015). Dies ist sowohl für die landwirtschaftliche Nutzung als auch für die Umwelt kritisch zu sehen, da Greiskraut-Arten in allen Pflanzenteilen giftige Pyrrolizidinalkaloide (PA) enthalten, die zu Gesundheitsschäden von Nutztieren und Menschen führen können (Teuscher & Lindequist 2010). Eine zunehmende Ausbreitung von *J. aquatica* gefährdet somit die Grünlandnutzung und die Wirtschaftlichkeit der betroffenen Betriebe im Alpenvorland in erheblichem Maße. Auf der anderen Seite reichten der ökologische Wissenstand und die praktischen Erfahrungen aus den bisherigen Untersuchungen nicht aus, um das lokale Risiko einer Kontamination zu beurteilen und effiziente, faktenbasierte Managementstrategien zu empfehlen.

Im Forschungsvorhaben ‚*Effektives Management von Wasser-Kreuzkraut in bayerischem Grünland*‘ wurden deshalb in Gewächs- und in Freilandversuchen unter standardisierten Bedingungen verschiedenste, meist mehrjährige Behandlungs- und Bewirtschaftungsverfahren zur Reduktion der Zielart getestet. Ziel war es, für konventionell oder ökologisch bewirtschaftete Flächen geeignete Methoden und Strategien zu entwickeln, um die Greiskraut-Populationen nachhaltig zu reduzieren. Betriebsbefragungen in Verbindung mit Verbreitungsanalysen sollten zudem die regional unterschiedliche Kontaminationsgefahr aufzeigen und Risiken bestimmter Bewirtschaftungsmaßnahmen identifizieren.

Untersuchungen und Methoden

Das Projekt war in drei Teilprojekte auf drei verschiedenen Skalenebenen unterteilt:

Teilprojekt A – Pflanze: Einfluss von Beschattung, Düngung und Schnitt unter standardisierten Bedingungen im Gewächshaus

Teilprojekt B – Bestand: Vierjährige Freiland-Parzellenversuche (2017–2020) zur Regulierung von *J. aquatica* auf 14 Praxisflächen im Allgäu und im südwestlichen Oberbayern:

- **Case-Control Studie** auf sieben konventionell bewirtschafteten Flächen mit dem Ziel, im Herbst durch eine bestandsangepasste Kombination flächiger Herbizidbehandlung, Nachsaat, mechanischer Einzelpflanzenbekämpfung bzw. Ausstechen und Ausdunkelung bzw. Mulchen eine dauerhafte Reduktion des Besatzes zu erreichen.
- **Parzellenversuche** auf sieben Ökobetrieben im Allgäu mit je sechs Varianten zur Wirkung unterschiedlicher Schnitt- und Düngungsregime. Eine Variante entsprach der im allgäuer Ökolandbau üblichen Nutzung, in einer Variante wurde *J. aquatica* in Einzelpflanzenbehandlung zusätzlich ausgestochen.

In allen Behandlungsvarianten wurde auch der Trockenmasseertrag und der Gewichtsanteil an *J. aquatica* erfasst. Im zweiten Aufwuchs der Jahre 2017, 2018 und 2020 wurde der Gehalt an giftigen Pyrrolizidinalkaloiden (PA) bestimmt.

Teilprojekt C – Region: Im bayerischen Alpenvorland und in den ostbayerischen Mittelgebirgen wurden auf 238 Flächen von 114 Betrieben mit und ohne Besatz an *J. aquatica* Erhebungen zu Vegetation, Boden, Topographie und zur aktuellen Landnutzung durchgeführt. Auf 103 Betrieben wurden zudem Befragungen zur Bewirtschaftung und zur Bestandsentwicklung der Problemart durchgeführt.

Wichtigste Ergebnisse

- Unter kontrollierten Bedingungen im Gewächshaus durchgeführte Experimente zeigten, dass *J. aquatica* in der generativen Phase wesentlich sensibler auf die Bewirtschaftung reagiert als vegetative Pflanzen. Starke Beschattung und zunehmende Schnitthäufigkeit führten zu einer signifikanten Verringerung der Blüten- und Samenbildung, Lichtmangel verringerte zudem auch die Samenkeimung.
- In den Case-Control-Studien unter konventioneller Grünlandbewirtschaftung wurde vor allem in den beiden Jahren nach Herbizidbehandlung eine deutliche Reduktion erreicht. Der Ausdunkelungseffekt eines späten Mulchschnitts im Herbst war bei vegetativen und generativen Pflanzen zwar vorhanden, aber weniger effektiv wie die direkte chemische Regulierung. Bei beiden Behandlungen kam es im dritten Jahr nach der Behandlung wieder zur Zunahme, die auf den herbizidbehandelten Flächen jedoch schwächer ausfiel als auf den Mulch- bzw. Ausdunkelungspartellen. Als Folge der flächigen Herbizidbehandlung wurde eine deutliche Abnahme dikotyler Pflanzen im Grünlandbestand beobachtet.
- Auf den ökologisch bewirtschafteten Parzellenversuchen führte der dreimalige, genau vor der Blüte durchgeführte Schnitt und das regelmäßige Ausstechen im vierten Versuchsjahr zu einer über 80%igen Reduktion vegetativer und generativer Pflanzen von *J. aquatica*. Die Bodensamenvorräte gingen in beiden Parzellen um etwa die Hälfte zurück. Keine deutliche Verbesserung gegenüber der allgäutypischen, vierschürigen Bewirtschaftung brachten die weiteren Vierschnittvarianten. Auch zweimaliger Schnitt, bei dem der 2. Schnitt erst nach der Blüte von *J. aquatica* erfolgte, zeigte keine positive Wirkung.
- In einem hohen Probenanteil (88 % der Proben 2017, 86 % 2020) erfolgte ein Nachweis von für *J. aquatica* typischen Pyrrolizidinalkaloiden (PA) und deren N-Oxiden (PANO). Die nachgewiesenen Kontaminationen mit diesen akut toxisch und kanzerogen wirksamen Substanzen stellen grundsätzlich ein Risiko für die Tiergesundheit und für den Verbraucher infolge eines möglichen Übergangs der PA/PANO in Lebensmittel tierischen Ursprungs (insbesondere Milch) dar (Gottschalk et al. 2015; Petzinger 2011). Die durchgeführten Maßnahmen wirkten sich reduzierend auf die PA/PANO-Gehalte aus. Allerdings wurde durch die Untersuchungen deutlich, dass die inhomogene Verteilung der *J. aquatica*-Pflanzen im Wirtschaftsgrünland und hohe PA/PANO-Gehalte bestimmter Pflanzenteile einzelne Proben sehr stark beeinflussen können.
- Trotz der großen Zahl von 238 Probeflächen auf 114 Betrieben konnte aus den Bestandserhebungen und Betriebsbefragungen nur ein schwacher Zusammenhang zwischen betriebsspezifischen Bewirtschaftungsmaßnahmen (Schnitthäufigkeit, Düngung, ökologische oder konventionelle Bewirtschaftung) und dem Auftreten der

Problemart ermittelt werden. Der stärkere Befall von nassen Flächen mit Narbenschäden deutet darauf hin, dass eine unangepasste Bewirtschaftung, die offene Bodenstellen verursacht, das Vorkommen von Wasser-Greiskraut fördert.

- Ein Habitat-Eignungs-Modell mit Artnachweisen aus den Freilandhebungen der LfL und der Artenschutzkartierung des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) zeigte, dass bei den im Untersuchungsgebiet Allgäu und westliches Oberbayern gegebenen Klimabedingungen auf wasserbeeinflussten Böden ein deutlich höheres Risiko für das Vorkommen von *J. aquatica* besteht als in anderen Regionen Bayerns. Diese aus dem Zusammenhang zwischen Klima, Boden und Vorkommen erstellte Risikoanalyse bestätigt die Verbreitungsdaten der Biotopkartierung (Suttner et al. 2016) mit zahlreichen Vorkommen im südwestlichen Bayern.

Bewertung und Empfehlungen:

Durch flugfähige Samen kann sich *J. aquatica* sehr leicht ausbreiten. Landwirte, auf deren Flächen die Art bislang nicht vorkommt, sollten deshalb auf staunassen Böden in Risikogebieten Bestandslücken als Erstbesiedelungsflächen vermeiden. Erstmalig auftretende Einzelpflanzen müssen gezielt beseitigt werden, um eine flächige Etablierung zu verhindern. Eine vollständige Beseitigung bestehender Populationen erscheint nach den Erfahrungen aus dem Projekt kaum möglich, eine Reduktion der Befallsdichte ist auf der Grundlage der Projektergebnisse aber möglich und zielführend. Um die Nutzungsprobleme auf den befallenen Flächen einzudämmen, sollten deshalb die als effektiv festgestellten Regulierungsmaßnahmen im Rahmen einer standort- und betriebsspezifischen Managementstrategie konsequent und dauerhaft umgesetzt werden. Dem Ziel einer Greiskraut-Reduktion muss die Produktivität zeitweilig untergeordnet werden, um die langfristige Nutzbarkeit des Grünlands zu gewährleisten.

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Zielart des Projekts ‚Effektives Management von Wasser-Kreuzkraut in bayerischem Grünland‘ war die Problempflanze *Senecio aquaticus* Hill s. str. (Wasser-Kreuzkraut; Asteraceae). Auf der Basis aktueller molekulargenetischer Analysen wurde die Art inzwischen offiziell in *Jacobaea aquatica* (Hill) G. Gaertn., B. Mey. & Scherb. (Wasser-Greiskraut) umbenannt (Pelser et al. 2002). Sie wird in diesem Bericht deshalb mit dem aktuell gültigen Namen bezeichnet.

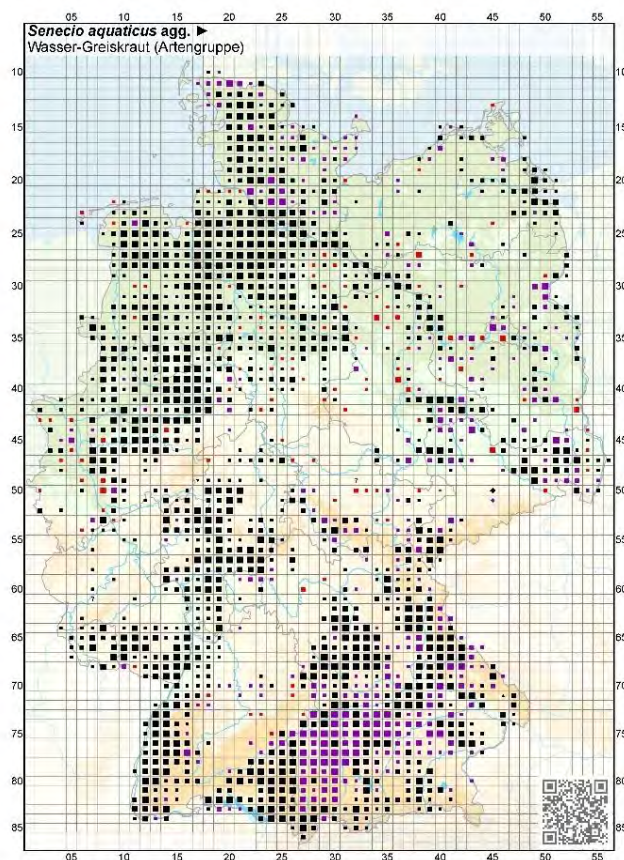


Abb. 1: Verbreitung von Wasser-Greiskraut (*Jacobaea aquatica* (Hill) G. Gaertn., B. Mey. & Scherb.) in Deutschland (Karte: Netzwerk Phytodiversität Deutschland und Bundesamt für Naturschutz, 2013).

In Deutschland liegt der Verbreitungsschwerpunkt der Art im Feuchtgrünland Nordwest- und Süddeutschlands (Abb. 1). Der größte Teil der Vorkommen lässt sich pflanzensoziologisch dem Verband der Sumpfdotterblumenwiesen (*Calthion*) zuordnen (Dierschke und Briemle 2002). Während die Art im Grünland des nördlichen und östlichen Bayern zwar verbreitet ist, dort aber nur geringe Deckungswerte erreicht, werden in Österreich, Südbayern, Oberschwaben und der Schweiz in den letzten Jahren lokale Zunahmen und die Bildung von Dominanzbeständen beobachtet (Bosshard et al. 2003, Liehl et al. 2012, Suttner et al. 2016). In Bayern konzentriert sich die Zunahme der Art auf das Allgäu und das westliche Oberbayern (Suttner et al. 2016), Einzelbeobachtungen gibt

es aber auch aus anderen Teilen Südbayerns. Die Ausbreitung und Zunahme der Besatzdichten von *J. aquatica* betrifft inzwischen nicht nur extensiv bewirtschaftete Feuchtwiesen und Naturschutz-Grünland, sondern in zunehmenden Umfang auch intensiv genutztes Wirtschaftsgrünland (Gehring & Thyssen 2015).

Bei den Greiskraut-Arten sind alle Entwicklungsstadien und Organe (insbesondere während der Blüte) durch Pyrrolizidinalkaloide (PA) giftig (Leiss 2011). In der Toxizitätsskala heimischer Futterpflanzen des Instituts für Veterinärpharmakologie und -toxikologie der Universität Zürich (2020) wird *J. aquatica* der höchstmöglichen Stufe ‚sehr stark giftig‘ zugeordnet. *J. aquatica* enthält über 20 akut lebertoxisch und kanzerogen wirksame PA (Leitsubstanzen: Erucifolin, Senecionin und Seneciphyllin), die eine hohe Stabilität aufweisen (Gottschalk et al. 2018). Dies stellt die Futterverwertung in Frage, verursacht Gesundheitsrisiken in der Tierhaltung und gefährdet die Futter- und Lebensmittelsicherheit infolge eines möglichen Übergangs der PA in Lebensmittel tierischen Ursprungs (Mulder et al. 2009, Gottschalk et al. 2015). Sekundärrisiken einer zunehmenden Ausbreitung von Greiskrautarten sind ein Toxintransfer über Pollen und Nektar in den Honig (Edgar et al. 2002) und eine potenzielle Gesundheitsbelastung wildlebender Pflanzenfresser. Zudem gilt ein horizontaler Transfer von PA zwischen PA-haltigen und nicht-PA-haltigen Pflanzen über den Boden sowie ein Übergang in Bodenwasser mittlerweile als gesichert (Selmar et al. 2019, Kisielius et al. 2020). Eine zunehmende Ausbreitung von *J. aquatica* gefährdet damit die Grünlandnutzung und Wirtschaftlichkeit der betroffenen Betriebe im Alpenvorland in erheblichem Maße. Vor Projektbeginn reichte der Wissenstand zur Ökologie und zu effizienten Regulierung der Art aber nicht aus, um faktenbasierte, effiziente Managementstrategien zu formulieren.

1.2 Zielsetzung

Hauptziel des Forschungsprojektes war die Entwicklung von effektiven Methoden für das Management des Wasser-Greiskrauts (*Jacobaea aquatica*). Dieses Ziel sollte durch Umsetzung folgender Teilziele erreicht werden:

1. Verständnis der Reaktion von *J. aquatica* auf Modifikation der Faktoren Licht, Schnitt und Düngung

Hierzu existieren bislang nur Studien aus dem Freiland, in denen sich verschiedene Umwelt- und Bewirtschaftungsbedingungen jedoch so überlagern, dass sich die Wirkung von Einzelfaktoren wie Störung und Konkurrenz kaum im Detail analysieren lässt. Deshalb wurden im Projekt Untersuchungen zu Schnitt, Düngung und Beschattung unter standardisierten Bedingungen im Gewächshaus durchgeführt.

2. Beurteilung der Effizienz verschiedener Regulierungsmethoden von *J. aquatica* unter Praxisbedingungen

Schon vor Projektbeginn lagen Untersuchungen zur Regulierung von *J. aquatica* unter Freilandbedingungen vor. Ein Defizit dieser Studien bestand allerdings darin, dass sie auf eine oder wenige Versuchsflächen beschränkt waren und somit nur einen kleinen Teil der regional vorhandenen standortökologischen, bewirtschaftungshistorischen und populationsbiologischen Bedingungen abdeckten. Um ein repräsentatives Bild der Wirkung unterschiedlicher Regulierungsstrategien zu bekommen, wurden in diesem Projekt die wichtigsten Behandlungsvarianten in Parzellenversuchen auf insgesamt 14

Praxisflächen im Allgäu und im südwestlichen Oberbayern vier Jahre lang untersucht. Auf den sieben ökologisch bewirtschafteten Flächen wurden Varianten mit unterschiedlichen Schnitt-, Düngungs- und Ausstechregimen verglichen, auf den sieben konventionell bewirtschafteten Flächen wurden auf Herbizidbehandlung, mechanischer Einzelpflanzenbekämpfung durch Ausstechen und Ausdunkelung durch einen späten Mulchschnitt basierende, speziell an die betrieblichen Gegebenheiten angepasste *Case-Control*-Behandlungen durchgeführt. Ziel beider Versuchsansätze war es, für verschiedene landwirtschaftliche Betriebstypen praxisnahe Strategien einer Reduktion von *J. aquatica* aufzuzeigen.

3. Auswirkungen der Regulierungsmethoden auf die Qualität des geernteten Grüngutes

Maßnahmen zur Regulierung von *J. aquatica* wie Mulchen oder Reduktion der Schnitthäufigkeit und Düngung können zu Unterschieden der Ertragsmenge und der Qualität des Erntegutes führen. Deshalb wurden bei den Freilandhebungen auch Analysen zur Bestimmung der Futterqualität durchgeführt.

4. Auswirkungen der Regulierungsmethoden auf die PA-Kontamination des Erntegutes

Für landwirtschaftliche Betriebe stellt sich die Frage, wie hoch der Gewichtsanteil von *J. aquatica* und damit letztlich die PA-Kontamination des Futters ist und ob sich diese Belastung durch die Wahl bestimmter Regulierungsmethoden verringern lässt. Deshalb wurden diese Kennzahlen auf den ökologisch oder konventionell wirtschaftenden Versuchsflächen zu Versuchsbeginn und nach vierjähriger Behandlung analysiert. Die PA-Belastung von Lebensmitteln tierischen Ursprungs infolge eines Transfers in Nutztieren wurde nicht untersucht.

5. Auswirkungen der Regulierungsmethoden auf die pflanzliche Biodiversität der Grünlandbestände

J. aquatica wächst zumeist in artenreichen, naturschutzfachlich hochwertigen Grünlandbeständen. Unterlassung der Schnittnutzung zur Ausdunkelung oder der Einsatz von Herbiziden kann hier zu einer deutlichen Verringerung der Artenvielfalt führen. Ein Ziel der Regulierungsmaßnahmen war es deshalb, die Artenvielfalt zu erhalten. Dieser Aspekt wurde in allen Bewirtschaftungsvarianten überprüft.

6. Ermittlung des lokalen Kontaminationsrisikos durch *J. aquatica* aufgrund der Flächenbewirtschaftung

Bergern bestimmte aktuelle oder historische Bewirtschaftungselemente wie die Schnittfrequenz, Düngung, Beweidung oder ökologische Bewirtschaftung ein erhöhtes Risiko für einen Befall mit *J. aquatica*? Dazu wurden 103 Betriebsbefragungen mit Bestandserhebungen auf 238 Flächen mit und ohne *J. aquatica* durchgeführt. Die Daten dienten als Grundlange für ein Modell, das nutzungsbedingte Risiken für einen Befall der Problemart aufzeigen sollte.

7. Ermittlung des regionalen Kontaminationsrisikos durch *J. aquatica* in Bayern je nach Klima und Boden

Bei welchen Boden- und Klimabedingungen und in welchen Regionen besteht für Grünlandbetriebe ein besonders hohes Risiko der Kontamination ihrer Flächen durch *J.*

aquatica? Eine Modellierung der Vorkommenswahrscheinlichkeit auf der Basis umfangreicher Boden- und Klimadaten sollte diese Risiken identifizieren und regionalisieren.

In der Zusammenführung der verschiedenen Teilziele soll eine differenzierte Handlungsempfehlung für das Management von *J. aquatica* für die Beratung und die landwirtschaftliche Praxis abgeleitet werden.

1.3 Organisationsstruktur des Projektes

In Anlehnung an die genannten Ziele war das Projekt in drei verschiedene Komplexitätsstufen strukturiert (Abb. 2): Die Wirkung von Regulierungsmaßnahmen auf die Populationen von *J. aquatica* wurde in *Teilprojekt A* untersucht; die Effizienz unterschiedlicher Regulierungsmethoden im Grünland in *Teilprojekt B*; und die Analyse und Modellierung des Kontaminationsrisikos aufgrund abiotischer Standortfaktoren und aufgrund der aktuellen und historischen Flächenbewirtschaftung in *Teilprojekt C*.

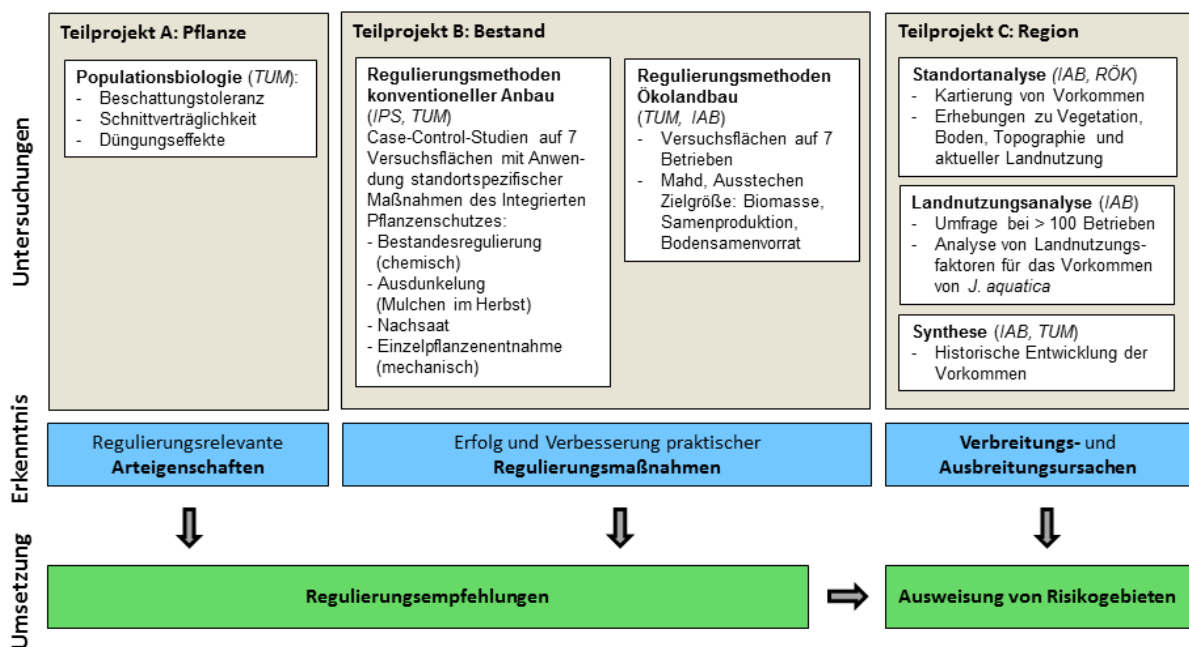


Abb. 2: Organisationsstruktur des Forschungsprojektes auf drei verschiedenen Skalenebenen, den dort durchgeführten Untersuchungen, daraus gewonnenen Erkenntnissen, Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die praktische Umsetzung.

2 Teilprojekt A: Pflanze

Jacobaea aquatica gilt als zweijährige Pflanzenart, die bei häufigem Schnitt und unterdrückter Blütenbildung mehrjährig werden kann (Suter und Lüscher 2008). Die Keimung erfolgt überwiegend im Herbst und Frühjahr, die folgende Vegetationsperiode verbringt die Pflanze im Rosettenstadium, in dem sie auch überwintert. Anfang Juni des Folgejahres beginnt die Blüte, die sich in der Regel bis August hinzieht. Die zunächst entwickelte Mittelachse und die später hinzukommen Seitenachsen produzieren gelbe Blütenköpfchen, die jeweils ca. 100 Samen hervorbringen (Bassler 2017). Werden die Triebe durch Mahd gekappt, treiben rasch neue Seitentriebe aus und beginnen erneut mit der Blütenbildung. Die Samenbildung erfolgt hauptsächlich von August bis September. Trotz Windausbreitung fallen die meisten Samen in der Nähe der Mutterpflanze zu Boden, wo sie in der Lage sind, rasch und zahlreich auszukeimen (Suter und Lüscher 2008). Unter ungünstigen Keimbedingungen können langlebige Samenbanken im Boden aufgebaut werden (Bassler 2017).

Während zur direkten Bekämpfung von *J. aquatica* schon einige Freilanduntersuchungen vorliegen, sind Kenntnisse über die regulierungsrelevanten Arteigenschaften lückenhaft. So zeigten Studien von Suter und Lüscher (2008), dass Flächen mit häufigem Schnitt und hoher Stickstoffdüngung weniger anfällig für ein massenhaftes Vorkommen der Art sind. Wie genau sich Stickstoffversorgung und Störung durch Schnitt auf die Fitness der Pflanzen auswirken, wurde bislang nicht untersucht. Eine weitere, in der Praxis häufig empfohlene Bekämpfungsstrategie ist das „Ausdunkeln“ der Bestände, entweder durch späten Schnitt im Herbst oder durch vollständigen Schnittverzicht (Bedenik 2017). Ziel dieser Maßnahme ist es, durch Reduktion des pflanzenverfügbaren Lichtes die Keimung zu verhindern und schon gekeimte Rosetten zum Absterben zu bringen (Conradi und Zehm 2011). Bisher existieren keine Untersuchungen dazu, ab welchem Lichtangebot die Fitness der Pflanzen eingeschränkt und die Keimung verhindert wird.

Solche unter standardisierten Bedingungen durchgeführten Studien sind wesentliche Voraussetzung dafür, die Wirkung verschiedener Regulierungsmaßnahmen auf *J. aquatica* besser zu verstehen und daraus effiziente und nachhaltige Bekämpfungsstrategien abzuleiten. Die Effekte einzelner Behandlungsfaktoren lassen sich im Gewächshaus präziser untersuchen als im Freiland, da Umwelteinflüsse hier weitgehend standardisiert sind. Im folgenden Kapitel werden Ergebnisse aus Gewächshausversuchen vorgestellt, die sich mit den Auswirkungen von Beschattung, Schnitt und Düngung auf die Keimung und auf die Fitness von vegetativen und generativen Pflanzen von *J. aquatica* beschäftigen.

2.1 Versuchsdurchführung

2.1.1 Keimversuche

Um den Einfluss von Beschattung und Kältestratifikation auf *J. aquatica* zu untersuchen, wurden frisch geerntete Samen genutzt. Sie stammten von Pflanzen, die Anfang April 2018 als Rosetten auf einer Feuchtwiese bei Waltenhofen mit einem Unkrautstecher (Telescopic Unkrautstecher W82, FISKARS; Helsinki, Finnland) ausgestochen und vor Ort in mit Erde

(Einheitserde Spezial, SP T Pearl) vorbereitete QuickPots (6 cm x 8 cm, Pöppelmann) eingesetzt und bewässert wurden. Ende April wurden die Pflanzen in Pflanztöpfe (3 l, Pöppelmann) pikiert und bis zur Blüte herangezogen. Die reifen Samen wurden am 13. Juni 2018 geerntet, von Blütenblättern und Pappus gereinigt und im Anschluss für den Keimversuch genutzt.



*Abb. 3: Mit Schattiernetzen bespannte Petri-Schalen des Keimversuches
(Foto L. Linderl)*

Insgesamt wurden 1200 frisch geerntete Samen ausgezählt und in Anlehnung an van de Voorde et al. (2011) zu je 20 Stück in Petrischalen (\varnothing 9 cm) mit zwei Lagen Filterpapier (Rotilabo®-Rundfilter, Typ 601A, \varnothing 9 cm, Roth, Karlsruhe, Deutschland) überführt, mit destilliertem Wasser befeuchtet und mit Parafilm (Parafilm M PM 996, Bemis, Wisconsin, USA) verschlossen. Die eine Hälfte der Samen wurde einer dreiwöchigen Kältestratifikation in einem Klimaschrank bei 5 °C und Dunkelheit (Figueroa et al. 2007, Ren und Abbott 1991) unterzogen, während bei der zweiten Hälfte direkt der sechswöchige Keimtest (s.u.) begann.

Für die Simulation der Beschattungsintensität wurden die Stufen 0, 40, 60, 85 und 100 % gewählt. Die Stufen 40, 60 und 85 % wurden mit Schattiernetzen (Schattiernetz, HaGa-Welt, Nordstemmen, Deutschland) umgesetzt, die 100%ige Beschattung wurde nach Kettenring et al. (2006) mit zwei Schichten Aluminiumfolie erzeugt (Abb. 3). Für jede Beschattungsstufe wurden sechs Wiederholungen angesetzt (2 Stufen Stratifikation x 5 Stufen Beschattung x 6 Wiederholungen = 30 Petrischalen). Zur Analyse der Keimfähigkeit wurden die Petrischalen sechs Wochen im Keimschrank 20 °C Licht (12 h) und 15 °C Dunkelheit (12 h) ausgesetzt. Innerhalb der Wiederholungen wurden sie zufällig platziert und wöchentlich umgestellt, um unterschiedliche Lichtverhältnisse im Keimschrank auszugleichen. Die Zählung der gekeimten Individuen erfolgte nach 1, 3 und 6 Wochen. Um die Keimung nach Lichtimpulsen bei der Keimkontrolle auszuschließen (Milberg et al. 2000), fanden Versuchsaufbau und Keimkontrolle in einem abgedunkeltem, fensterlosen Raum statt, dessen Deckenlampe mit zwei Lagen des 85%igen Schattiernetzes umwickelt wurde. Zudem wurde die 100%ige Beschattung nur bei der letzten Datenerhebung kontrolliert. Samen mit einem Hypocotyl länger als 3 mm oder mit Keimblättern wurden

als ‚gekeimt‘ bewertet und aus den Petrischalen entfernt (Benvenuti et al. 2017, Sweeney et al. 2008).

Die tatsächliche Beschattungsstärke der Schattiernetze wurde mittels eines Photometers (Li-1400, Li-Cor, Lincoln, Nebraska, USA) auf drei Höhen des Keimschranks mit je sechs Messungen pro Beschattungsstufe oberhalb und unterhalb der Schattiernetze gemessen. Pro Messung wurden drei Werte im Abstand von 10 s notiert und anschließend gemittelt. Um die Abschwächung zu erhalten, wurde von den Werten ober- und unterhalb der Netze die Differenz berechnet und in Prozent umgerechnet. Die in Abb. 4 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass vor allem die Netze der Beschattungsstufe 60 % mit einer effektiven Lichtabschwächung von 85 % deutlich über der vom Hersteller angegebenen Beschattung lagen. Im Ergebnisteil werden zur Bezeichnung der Beschattungsstufen dennoch die Herstellerangaben verwendet.

Die Auswertung der erhobenen Daten erfolgte mit R Version 3.5.1 (R Core Team 2018). Die Zielvariable Keimung wurde mittels des Shapiro-Wilk-Tests auf Normalverteilung sowie mittels des Levene-Tests auf Varianzhomogenität geprüft. Auf Grund der erklärenden faktoriellen Variablen (Beschattungsstufe, Stratifikation, Samenalter) wurde eine ein- bzw. zweifaktorielle Permutations-ANOVA durchgeführt (R-Paket RVAideMemiore, Version 09.-69-3; Hervé 2018). Bei den post-hoc durchgeführten und permutierten paarweisen t-Tests wurde zur Vermeidung des Alpha-Fehlers mit der Holm-Fehlerkorrektur gearbeitet.

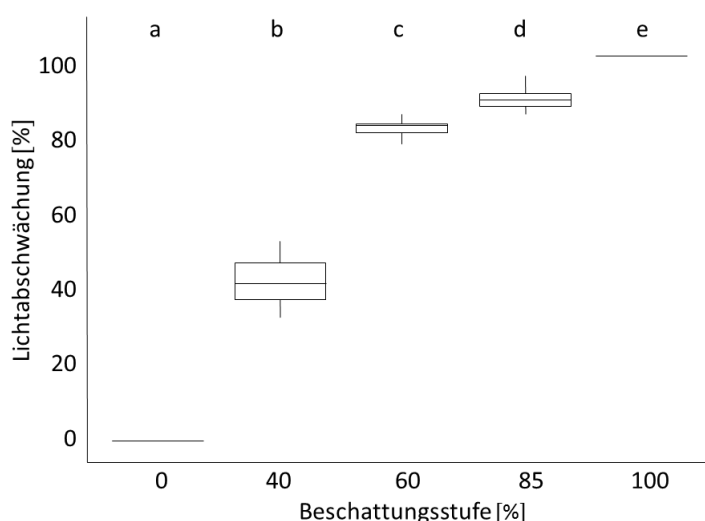


Abb. 4: Gegenüberstellung der vom Hersteller angegebenen Beschattungskategorien gegen die tatsächlich im Keimschrank gemessenen Werte der Lichtabschwächung. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.

2.1.2 Gewächshausversuch Beschattung

Am 26. April 2018 wurden zusätzlich zu den Pflanzen, die im Gewächshaus zur Samenproduktion dienten, 30 Individuen aus Waltenhofen in vorbereitete Pflanztöpfe

pikiert und der Versuchsaufbau zur Beschattung der Rosettenpflanzen vorgenommen. Vor Start des Versuches wurden die anfängliche Rosettendurchmesser bestimmt und ausgewertet, um Größenunterschiede zwischen den Pflanzen auszuschließen. Für die Beschattung der Pflanzen wurden wieder die fünf Beschattungsstufen der Keimversuche genutzt: 0, 40, 60, 85 und 100 %. Auch in diesem Versuch wurden gewächshausübliche Schattiernetze (Schattiernetz, HaGa-Welt, Nordstemmen, Deutschland; Abb. 5) verwendet, die 100%ige Beschattung wurde durch doppelagiges 85%-Schattiernetz umgesetzt. Die Netze (70 cm x 70 cm) wurden mit Stützgeräten an den Pflanztöpfen befestigt. Die Höhe der Stützgeräten und Länge der Netze wurde im Verlauf des Versuches angepasst, so dass die Pflanzen während des gesamten Versuches beschattet wurden. Jede Beschattungsstufe wurde sechs Mal wiederholt (5 Beschattungsstufen x 6 Wiederholungen = 30 Pflanzen).

Folgende Fitnessparameter wurden in wöchentlichem Abstand erhoben: Rosettendurchmesser, Wuchshöhe, Anzahl an Knospen und Blüten, Anzahl der Samen pro Blüte und Lebensdauer der Individuen. Zur Bestimmung des Rosettendurchmessers wurden drei zufällig gewählten Achsen der Rosetten gemessen und der Mittelwert berechnet. Für die Anzahl der Samen pro Blüte wurden zufällig zehn Blütenköpfe pro Pflanze gewählt, die Samen ausgezählt und der Mittelwert berechnet. Waren weniger als zehn Blütenköpfe an einer Pflanze vorhanden, wurden alle Blütenköpfe ausgezählt.



Abb. 5: Mit Schattiernetz beschattete Pflanzen von *Jacobaea aquatica* im Beschattungsversuch (Foto L. Linderl)

Auch in diesem Versuch wurde zur Bestimmung der tatsächlichen Lichtabschwächung der Schattiernetze die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) gemessen. Die Messungen wurden nach Möttus et al. (2012) bei diffusem Sonnenlicht zwischen 10 und 15 Uhr am 17. Mai, 27. Juni und 19. Juli 2018 durchgeführt. Bei jeder Pflanze wurden jeweils drei

Messungen ober- und unterhalb des Schattiernetzes durchgeführt. Auch hier lag die tatsächlich gemessene Lichtabschwächung über den nach Herstellerangaben erwarteten Werten: Sie betrug unter den 40%-Netzen 51 ± 3 %, bei den 60%-Netzen 80 ± 3 % und bei den 85%-Netzen 94 ± 2 % (Abb. 6). Im Ergebnisteil werden zur Bezeichnung der Beschattungsstufen die Herstellerangaben verwendet.

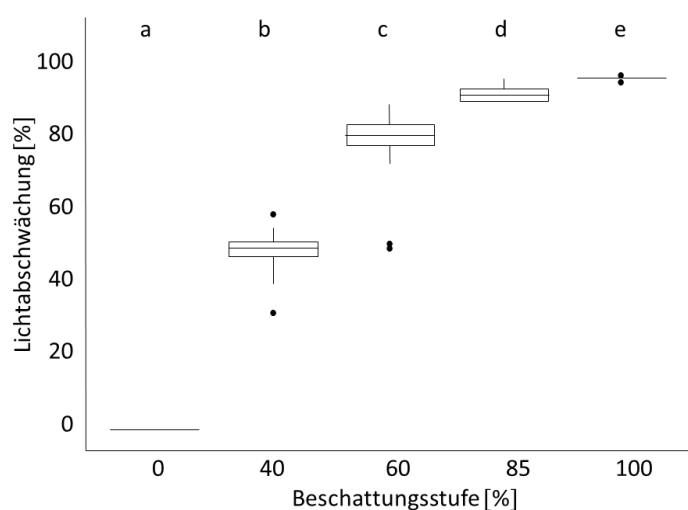


Abb. 6: Gegenüberstellung der vom Hersteller angegebenen Beschattungskategorien gegen die tatsächlich im Gewächshaus gemessenen Werte. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.

Die Auswertung der erhobenen Daten erfolgte mit R Version 3.5.1 (R Core Team 2018). Die Zielvariablen wurden mittels des Shapiro-Wilk-Tests auf Normalverteilung sowie mit Levene-Tests auf Varianzhomogenität geprüft. Auf Grund der erklärenden faktoriellen Variablen (Beschattungsstufe, Stratifikation) wurden ein- bzw. zweifaktorielle Permutations-ANOVA (R-Paket RVAideMemiore, Version 09.-69-3: Hervé 2018) durchgeführt. Bei Signifikanz der ANOVA wurden post-hoc paarweise permutierte t-Tests durchgeführt und der Alpha-Fehler mit der Holm-Funktion korrigiert. Mittelwertangaben im Text bezeichnen das arithmetische Mittel \pm Standardabweichung; sie divergieren von den Median- und Quartil-Werten in den Abbildungen.

2.1.3 Gewächshausversuch Schnittfrequenz, Schnitttechnik und Düngung

Die im Schnitt- und Düngungsversuch untersuchten *J. aquatica*-Rosetten stammten, wie bereits bei den vorherigen Versuchen beschrieben, von der Versuchsfläche in Waltenhofen. Sie wurden vor Versuchsbeginn in Dreilitertöpfe (\varnothing 19 cm, Pöppelmann) in Einheitserde Spezial, SP T Pearl gepflanzt. Der Versuch wurde am 26.04.2018 begonnen und am 29.09.2018 beendet (Abb. 7). Dabei wurden drei Faktoren, die auch in die Behandlungen des Parzellenversuches im ökologischen Landbau eingingen, untersucht: (1) Schnitthäufigkeit, d.h. ein später Schnitt, zwei Schnitte und vier Schnitte; (2) Schnitttechnik,

d.h. kein Schnitt (Brache), Schnitt mit Mähgutentfernung und Mulch-Schnitt ohne Mähgutentfernung; und (3) Düngung, d.h. keine, niedrige und hohe Düngergabe.

Die Vierschnittvariante wurde am 17.05., 27.06., 09.08. und zu Versuchende am 20.09.2018 auf 5 cm Höhe geschnitten, der Schnitt in der Zweischnittvariante erfolgte am 27.06. und 20.09., der Herbstschnitt wurde am 29.09. durchgeführt. In der Variante ‚Mulchen‘ wurde das gemähte Pflanzenmaterial zerkleinert und wieder auf den Töpfen verteilt.

Für die Düngebehandlungen wurde der Mehrnährstoffdünger Peter’s Professional Plant Finisher (9-9-36 + Spurenelemente) verwendet, der mit einem $N_{\min}:P_2O_5:K_2O$ -Verhältnis von 1:2,6:4, der eine ähnliche Zusammensetzung Hauptnährstoffe aufwies wie die Ökolandbau-Feldversuch ausgebrachte Gülle (1:2,25:3,6; vgl. Tab. 3). Die in den Pflanztöpfen simulierten umgesetzten Düngegraden entsprachen einer Stickstoffdüngung von 0, 39 und 159 kg N/ha. Die erste Düngegabe erfolgte am 30.04., dann wurde nach jedem Schnitt gedüngt. Jede Behandlung wurden mit sechs Wiederholungen durchgeführt: 5 Schnittvarianten x 3 Düngevarianten x 6 Wiederholungen = 90 Töpfe.



Abb. 7: Messungen im Schnitt- und Düngungsversuch an einer blühenden Pflanze von *Jacobaea aquatica* (Foto J. Ditton).

Zu Beginn des Versuches wurden Rosettendurchmesser und Höhe der Greiskrautpflanzen als Ausgangswert bestimmt. Im Versuchsverlauf wurden dann mehrfach die Rosettendurchmesser und Höhen der Pflanzen gemessen, vorhandene Blütenköpfe und Blütenköpfe mit Samen gezählt sowie von fünf Blüten je Pflanze die Anzahl Samen pro Blüte erfasst. Nach dem Schnitt wurde die Biomasse getrocknet und gewogen. Gegen Ende des Versuches wurden die Töpfe regelmäßig auf abgestorbene Wasser-Greiskraut-Individuen kontrolliert und so die Lebensdauer bestimmt.

Die Auswertung der Schnitt- und Düngungsvarianten erfolgte durch verallgemeinerte gemischte lineare Modelle (GLMM) unter Verwendung des Template Model Builders (R-Package glmmTMB: Brooks et al. 2017) in R (R Core Team 2020). Rechtsschief verteilte Daten wurden durch Logarithmieren in eine Normalverteilung überführt sowie die

entsprechenden Modelle an die Null-Inflation der Daten angepasst. Nachfolgende post-hoc-Tests wurden mit dem R-Paket emmeans (Lenth 2018) durchgeführt.

2.2 Ergebnisse – Keimphase

Die Samen von *J. aquatica* sind sofort nach dem Ausfallen keimfähig und weisen mit 56–93 % sehr hohe Keimraten auf (Bassler 2017), die auch nach zweijähriger Lagerung im Boden noch erreicht werden können (Suter und Lüscher 2012). Da *J. aquatica* ein Lichtkeimer ist, können Samen aus tieferen Bodenschichten erst keimen, wenn sie störungsbedingt einem Lichtreiz ausgesetzt wurden (Bassler 2017). Für die Regulierung von *J. aquatica* bietet dieser Lichtbedarf die Möglichkeit, durch eine hohe Vegetationsdeckung oder eine dichte Streuauflage die Keimung und Etablierung der Keimlinge zu beeinträchtigen. So können niedrig wachsende und kurzlebige Pflanzen schon nach kurzzeitigem Nutzungsverzicht durch Ausdunkelung aus der oberirdischen Vegetation verschwinden (Rosenthal 2010). Die in Keimversuchen betrachteten Auswirkungen von Lichtreduktion und Stratifikation auf die Keimfähigkeit von *J. aquatica* werden im Folgenden vorgestellt.

2.2.1 Beschattung

Die mit Schattiernetzen simulierten Beschattungsintensitäten in den Stufen 0, 40, 60, 85 und 100 % führte zu signifikanten Unterschieden ($F_{4,146} = 26,1$, $p < 0,05$) in der Keimung der *J. aquatica*-Samen. Unter günstigen Lichtbedingungen konnten ähnlich hohe Keimraten wie bei Bassler (2017) beobachtet werden. Bei 0 % Beschattung keimten im Mittel 67 % und bei 40 % Beschattung 69 % der getesteten Samen. Ab 85 % Beschattung kam es zu einem starken Rückgang der Keimung (56 ± 5 %). Auch bei einer vollständigen Beschattung wurde noch eine Keimung von 33 ± 3 % beobachtet (s. Abb. 8).

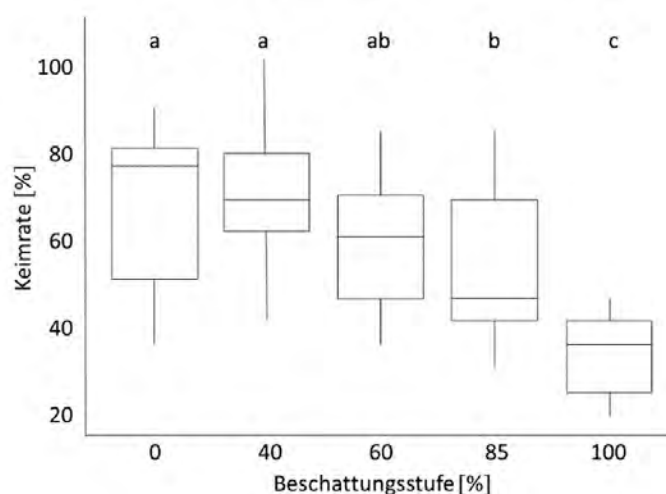


Abb. 8: Keimung frisch geernteter Samen von *Jacobaea aquatica* unter den Beschattungsstufen 0, 40, 60, 85 und 100 %. Verschiedene Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) der Keimrate im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.

2.2.2 Stratifikation

Auch Kältestratifikation beeinflusste die Keimrate von *J. aquatica* signifikant ($F_{1,146} = 65,5$; $p < 0,05$). Mit vorausgehender Stratifikation zeigte sich eine signifikant geringere Keimrate (50 %; Abb. 9) als ohne Stratifikation (65 %).

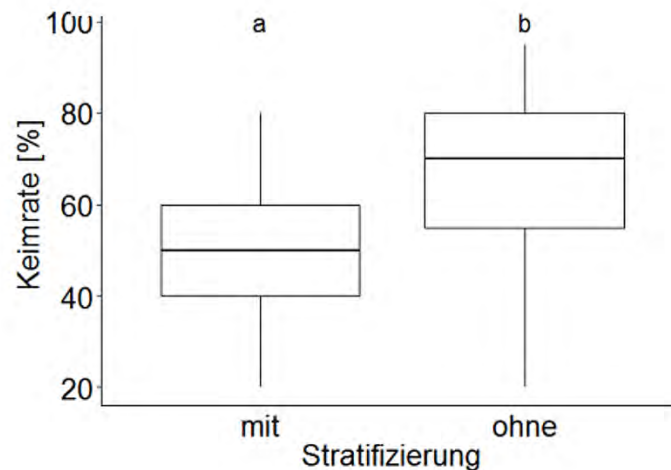


Abb. 9: Keimung frisch geernteter Samen von *Jacobaea aquatica* mit und ohne vorhergehender Kältestratifikation. Verschiedene Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) der Keimrate im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.

2.2.3 3.2.3 Diskussion

Sowohl Beschattung als auch Kältestratifikation hatten einen signifikanten Einfluss auf die Keimung von *J. aquatica*. Die besondere Bedeutung des Lichtangebotes für die Keimung zeigt sich im starken Rückgang der Keimrate ab 85 % Beschattung. Die im vorliegenden Beschattungsversuch erzielten Werte entsprechen den Ergebnissen von Suter und Lüscher (2008) und Bassler et al. (2012), die unter Licht Keimraten von 70 % bzw. 56–93 % beobachteten. Die Keimung in Dunkelheit lag mit 33 % etwas höher als bei Suter und Lüscher (2012), die eine Keimrate von 16 % bei Abdeckung mit mehrere Millimetern Boden ermittelten. In ebenfalls mit Alufolie umwickelten Petrischalen keimten bei Bassler et al. (2012) nur 3–13 % der getesteten Samen. Beskow und Harrington (2005) fanden, dass bei *Senecio*-Arten in natürlicher Dunkelheit keine Keimung stattfindet.

Die beobachtete schnelle und hohe Keimung im Licht kennzeichnet Arten, die offene Bereiche wie Bestandslücken und Störstellen bevorzugen (Suter und Lüscher 2012), da dort besonders günstige Bedingungen zur Ansiedelung gegeben sind (Lichtverfügbarkeit, Kleinklima; Silvertown und Smith 1989). Dunkelheit kann dagegen zu erzwungener Dormanz führen, die es den Samen ermöglicht, solche ungünstigen Phasen zu überdauern (Popay und Roberts 1970, Bentsink und Koornneef 2008, Suter und Lüscher 2012, Bassler 2017). Charakteristisch ist diese *bet-hedging*-Strategie für Arten, die zwar viele sofort keimfähige Samen bilden, bei denen aber – wie bei *J. aquatica* – ein Teil der Samen persistent ist (Grime 1981, Suter und Lüscher 2012). Risiken durch Jahre mit geringem

Reproduktionserfolg können so kompensiert und die Wahrscheinlichkeit für das lokale Aussterben der Art verringert werden, da die Keimung von Samen aus der Samenbank bei günstigeren Umweltbedingungen die Langzeitfitness einer Art erhöht (Rice und Dyer 2001).

Die verringerte Keimrate nach Kältestratifikation steht im Widerspruch zu Ergebnissen von Suter und Lüscher (2012), die einen deutlichen Nass-Kalt-Stratifizierungseffekt auf die Keimung von *J. aquatica* nachweisen konnten. Auch vorwiegend im Winterhalbjahr erfolgende Keimung (Bassler 2017) legt einen positiven Effekt von Kältestratifikation nahe. Die in unserem Versuch beobachtete höhere Keimrate ohne Kältestratifikation zeigt jedoch, dass Kältestimulation für eine erfolgreiche Keimung nicht unbedingt notwendig ist. Möglicherweise hat bei den frisch geernteten und keimbereiten Samen der eigenen Untersuchung die Stratifikation sogar zu einer teilweisen Dormanz geführt. Dagegen war bei den von Suter und Lüscher (2012) verwendeten Samen vermutlich eine vorhandene Dormanz durch lange Nass-Kalt-Lagerung gebrochen worden.

Unsere Ergebnisse stützen die Empfehlung von Bassler (2017), vor allem während der Keimphase auf eine dichte Deckung der Vegetation zu achten. So unterdrückt der Mangel an Licht sowohl die Keimung der im Sommer frisch produzierten, keimfreudigen Samen, als auch der älteren, nass-kalt-stratifizierten Samen aus der Bodensamenbank. Erzielt werden kann die nötige Beschattung des Bodens durch reduzierte Schnitffrequenz oder keine Mahd (Bedenik 2017), die Erhaltung und Förderung einer dichten Vegetationsdecke über den Winter (Bassler 2017) und das Vermeiden von Verletzungen bzw. Störungen der Grünlandnarbe (Suter und Lüscher 2008).

2.3 Ergebnisse - vegetative Phase

Da die adulten Pflanzen auch im Winter grüne Blätter besitzen, können sie im Frühjahr zeitig Ressourcen akkumulieren und reagieren weniger empfindlich auf Lichtentzug als Keimlinge (Bassler 2017). Werden die Pflanzen durch konkurrierende Vegetation an der Blüte gehindert, können sie bis zu fünf Jahre im Rosettenstadium überdauern, bevor sie aus dem Bestand verschwinden (Bassler 2017, Rosenthal 2010). Zudem werden durch die bodennahe Wuchsform auch große Rosettenblätter bei der Mahd nur wenig geschädigt, so dass eine erfolgreiche Bekämpfung des Rosettenstadiums durch Anpassung des Schnittregimes schwierig durchzuführen ist.

2.3.1 Beschattung

Unter Gewächshausbedingungen wurde der Rosettendurchmesser von *J. aquatica* signifikant ($F_{4,283} = 25,4$, $p < 0,05$) von der Lichtverfügbarkeit beeinflusst (Abb. 10). Die größten Durchmesser wurden bei guter Lichtverfügbarkeit erreicht. Ab einer Reduktion des Lichtes um 60 % wurden signifikant kleinere Rosetten ausgebildet, bei einer Reduktion des Lichtes um 85 % betrug der Unterschied zwischen den Rosetten durchschnittlich sogar 10 cm. Eine Beschattung von 100 % führte bereits nach zwei Versuchswochen zum Absterben der Pflanzen.

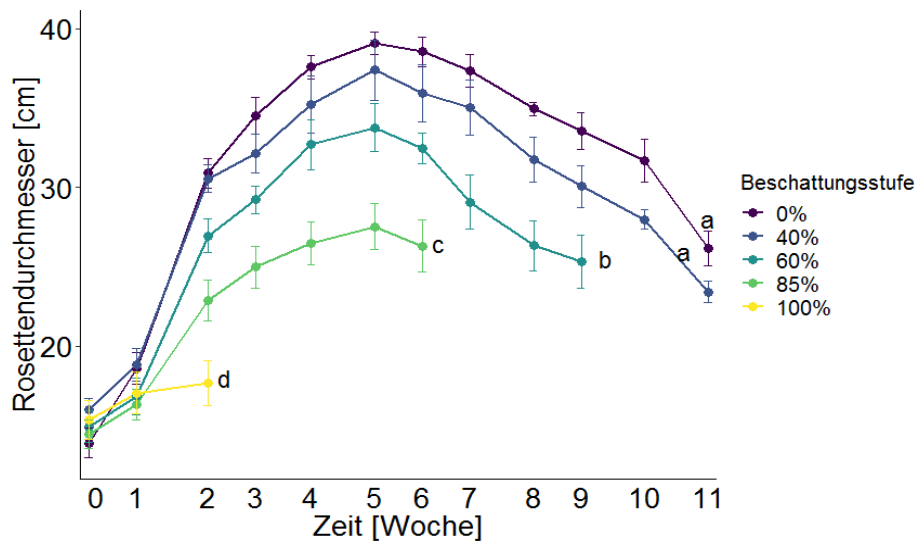


Abb. 10: Entwicklung des Rosettendurchmessers von *Jacobaea aquatica* unter fünf Beschattungsstufen. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.

2.3.2 Schnitffrequenz, Schnitttechnik und Düngung

Düngemenge und Schnitffrequenz oder -technik zeigten keinen signifikanten Einfluss auf die maximale Größe der unter Gewächshausbedingungen kultivierten Rosettenpflanzen (Abb. 11).

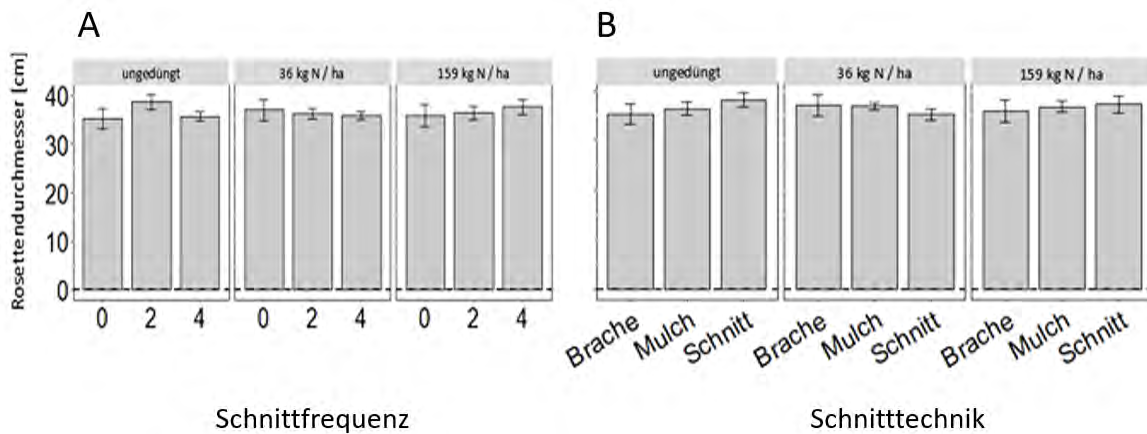


Abb. 11: Einfluss von Schnitffrequenz (A) und Schnitttechnik (B) auf den maximalen Rosettendurchmesser von *Jacobaea aquatica* bei unterschiedlicher Düngungsintensität. Die geprüften Varianten zeigten bei einer Permutations-ANOVA keine signifikanten Unterschiede ($p < 0,05$).

2.3.3 Diskussion

Der Rosettendurchmesser von *J. aquatica* war im Gewächshaus lediglich durch Beschattung beeinflusst. Während Arten wie *Arabidopsis thaliana* und *Erodium cicutarium* bei Beschattung größere Rosetten ausbilden (Callahan und Pigliucci 2002, Heger 2016), nahm der Rosettendurchmesser von *J. aquatica* mit zunehmender Beschattung ab und führte bei 85 % und 100 % Beschattung sogar zum Absterben der Pflanzen. Wenn im Freiland solche hohen Beschattungswerte tatsächlich erreicht werden, könnte eine Ausdunkelung also durchaus zur Reduktion vegetativer Pflanzen führen. Hier ist allerdings zu bedenken, dass unter dem 85%-Netz eine reale PAR-Reduktion von über 90 % erreicht wurde (Abb. 5), also Werte, die im Feldbestand nur schwer zu erreichen sind. Unter Freilandbedingungen fand Bassler (2017) bei Mahdverzicht, dass die Rosetten von *J. aquatica* eher mit einer verlängerten Lebensdauer als mit Absterben auf den Lichtmangel reagierten.

2.4 Ergebnisse – generative Phase

Im Gegensatz zu den schwer regulierbaren Rosetten, sind die Blütentriebe von *J. aquatica* durch Mahd oder Abreißen leicht zu entfernen (Bassler 2017). Allerdings treiben dann aus lateral angelegten Meristemen rasch Seitentriebe aus, die mechanische Störungen durch Beschädigung der Sprossachse schnell kompensieren und weiterhin Wachstum und Reproduktion ermöglichen (Lortie und Aarssen 2000, Fay und Throop 2005). Wenn bei tiefem Schnitt auch basale Sprosssteile verletzt werden, ist die Art sogar in der Lage, Tochterrosetten auszubilden (Bassler 2017). Der Einfluss von Düngung auf die Reproduktion von *J. aquatica* wurde bisher nicht genauer untersucht. Bei anderen Asteraceen durchgeführte Untersuchungen legen jedoch nahe, dass eine gute Nährstoffversorgung auch die Blüten- und Samenentwicklung positiv beeinflusst (Huang et al. 2020).

2.4.1 Beschattung

Licht hatte einen signifikanten Einfluss auf die Höhe der *J. aquatica*-Pflanzen ($p < 0,05$; Abb. 12A). Bei Volllicht erreichten die Pflanzen ab der 7. Woche maximale Höhen von 43 ± 3 cm, unter 40 % Beschattung 39 ± 5 cm und bei 60 % Beschattung 27 ± 4 cm. Bei 85%iger Beschattung trat das Höhenwachstum des Haupttriebes später ein und endete bereits bei 3 ± 2 cm. Auch die Zahl der Blütenköpfchen pro Pflanze (Abb. 12B) war stark von der Lichtverfügbarkeit beeinflusst ($p < 0,05$). Bis zur Bildung der ersten Blüten vergingen sechs Wochen unter den Beschattungsstufen 0, 40 und 60 %, wobei die maximale Anzahl der Blüten von 112 ± 30 ohne Beschattung in Woche acht erreicht wurde. Schon bei 60 % Beschattung war die Anzahl der gebildeten Blütenköpfe mit 12 ± 6 stark beeinträchtigt. Auch die Anzahl gut entwickelter Samen pro Blütenkopf (Abb. 13) wies signifikante Unterschiede zwischen den Beschattungsstufen auf ($p < 0,05$). Sie betrug unter Volllicht 148 ± 7 , bei 40 % 129 ± 4 , bei 60 % Beschattung 121 ± 3 Samen pro Blütenkopf. Bei 85%iger Beschattung wurde nur noch vereinzelt und bei voller Abdunkelung wurden keine Samen mehr gebildet (vgl. Abb. 13). Kombiniert man diese Messungen mit den Zählungen der Blütenköpfe, ergibt sich ohne Beschattung eine Samenproduktion >27.000 , bei 40 % Beschattung >11.000 und bei 60 % Beschattung >2.000 pro Pflanze. Auch die Lebensdauer von *J. aquatica* nahm mit zunehmender Beschattungsintensität ab ($F_{4,32} = 81.5$,

$p < 0,05$). Unter vollem Licht waren die meisten Pflanzen am Ende der 16 Versuchswochen noch am Leben, wohingegen bei 85%iger Beschattung die ersten Individuen bereits nach sechs Wochen starben und ohne Licht keine Versuchspflanze länger als drei Wochen überlebte.

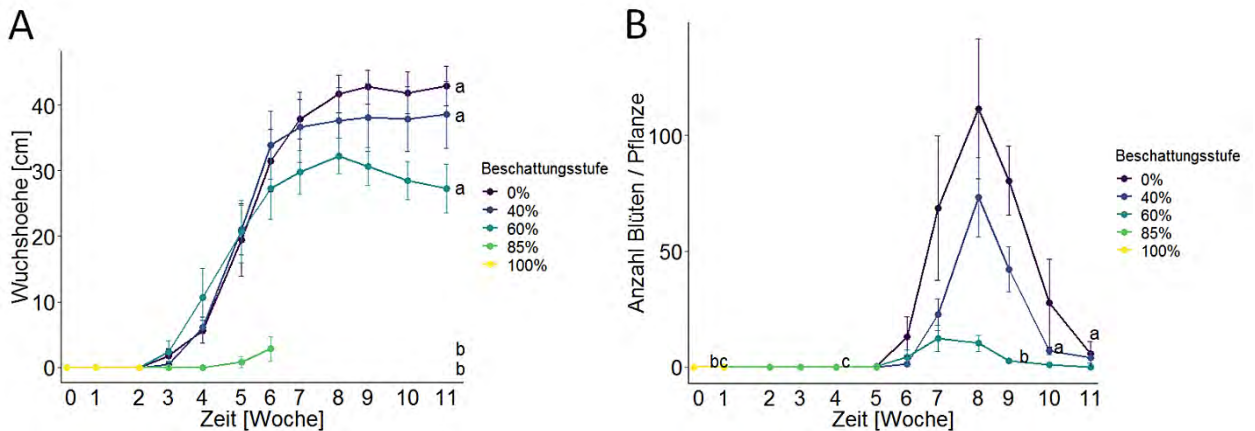


Abb. 12: Entwicklung des Höhenwachstums des Haupttriebes der *Jacobaea aquatica*-Pflanzen im Verlauf des Beschattungsversuches (A) und die Anzahl der blühenden Blütenköpfchen pro Pflanze unter den fünf Beschattungsstufen (B). Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.

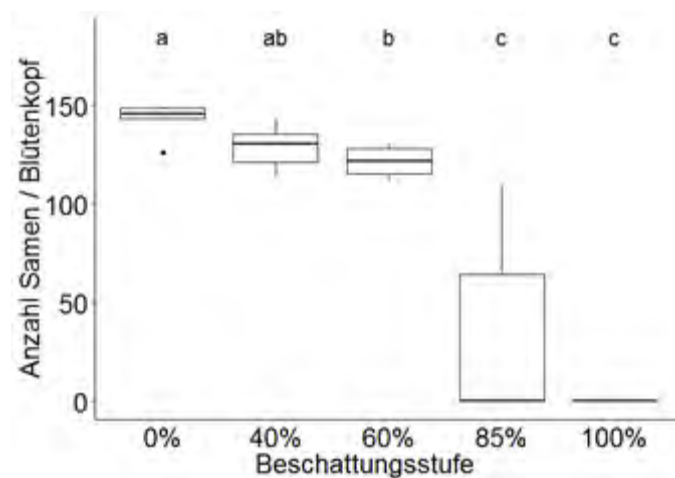


Abb. 13: Anzahl der unter Beschattung gebildeten Samen pro Blütenkopf von *Jacobaea aquatica*. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) in der Anzahl an Samen pro Blütenkopf im post-hoc Test nach signifikanter Permutations-ANOVA.

2.4.2 Schnitthäufigkeit und Schnitttechnik

Schnitthäufigkeit: Die Pflanzen, die im Gewächshausversuch nicht geschnitten wurden, erreichten nahezu die doppelte Höhe (36 ± 12 cm) der Pflanzen mit Schnittbehandlung (2 Schnitte: 19 ± 7 cm; 4 Schnitte 19 ± 6 cm; Abb. 14B). Auch die Anzahl gebildeter Blütenköpfe wurde von der Schnittbehandlung beeinflusst ($p < 0,001$): Pflanzen, die

viermal geschnitten wurden, bildeten signifikant weniger Blütenköpfe (57 ± 46 Blütenköpfe Pflanze⁻¹) als die nicht oder zweimal geschnittenen Pflanzen (2 Schnitte: 78 ± 45 ; ohne Schnitt: 104 ± 57 Blütenköpfe Pflanze⁻¹; Abb. 14C). Dementsprechend hatte die Schnitthäufigkeit auch auf die Anzahl an Blütenköpfen mit reifen Samen einen signifikanten Einfluss ($p < 0,001$): Ohne Schnitt wurden 48 ± 31 , bei zwei Schnitte 27 ± 20 und bei 4 Schnitte 18 ± 15 Blütenköpfe mit reifen Samen pro Pflanze gezählt (Abb. 14D). In Hinblick auf die gut entwickelten Samen pro Blütenkopf zeigten sich dagegen keine Unterschiede zwischen den Schnittfrequenzen (ohne Schnitt: 98 ± 17 ; 2 Schnitte: 101 ± 20 ; 4 Schnitte: 102 ± 24 ; Abb. 14E). Auch beim zeitlichen Verlauf der Blüte und bei der Lebensdauer gab es zwischen den verschiedenen Schnittfrequenzen signifikante Unterschiede ($p < 0,003$). So war die Dauer von Versuchsbeginn bzw. letztem Schnitt der jeweiligen Behandlungsvariante bis zur Produktion offener Blütenkörbchen bei der 4-Schnitt-Variante mit 39 ± 7 Tagen deutlich länger als bei der 2-Schnitt-Variante mit 35 ± 9 Tagen (Abb. 14F). Bei den nicht geschnittenen Pflanzen war die Lebensdauer mit 127 ± 21 Tagen signifikant länger als bei der 2- und 4-Schnittvariante (108 ± 22 bzw. 108 ± 15 Tage; Abb. 14G). Die meiste Biomasse ($p < 0,05$) wurde von den Pflanzen der 2-Schnittvariante produziert (15 ± 9 g), zwischen den Pflanzen ohne bzw. mit vier Schnitte konnte kein Unterschied festgestellt werden (ohne Schnitt: 9 ± 5 ; 4 Schnitte: 10 ± 6 ; Abb. 14H).

Der Vergleich der *Schnitttechniken* Brache (ohne Schnitt), Mulchschnitt (zweimaliger Schnitt mit Verbleib des Mähguts) und zweimaliger Schnitt mit Mähgutbergung erbrachte deutlich weniger Unterschiede als der Vergleich der Schnittfrequenzen. Auf die Wuchshöhe hatte nur die Brache signifikanten Einfluss, ob das Schnittgut entfernt wurde oder nicht, war nicht relevant (Abb. 15B). Auch bei der Zahl gebildeter Blüten und der Anzahl an Blütenköpfen mit reifen Samen unterschied sich wiederum nur die Brache von den beiden Schnittvarianten (Abb. 15C, D). In Hinblick auf die gut entwickelten Samen pro Blütenkopf zeigten sich keine Unterschiede zwischen den Behandlungen (Abb. 15E). Die Zeitspanne zwischen Versuchsbeginn bzw. letztem Schnitt der jeweiligen Behandlungsvariante bis zur Produktion offener Blütenkörbchen dauerte auf den Mulchparzellen deutlich länger als in den anderen Varianten ($p < 0,03$; Abb. 15F). Bei den nicht geschnittenen Pflanzen war auch die Lebensdauer mit $127,0 \pm 20,9$ Tagen signifikant länger als bei den beiden Schnittvarianten (Abb. 15G). Die zweimal geschnittenen Pflanzen bildeten wiederum mehr Biomasse als die der Brachevariante (Abb. 15H).

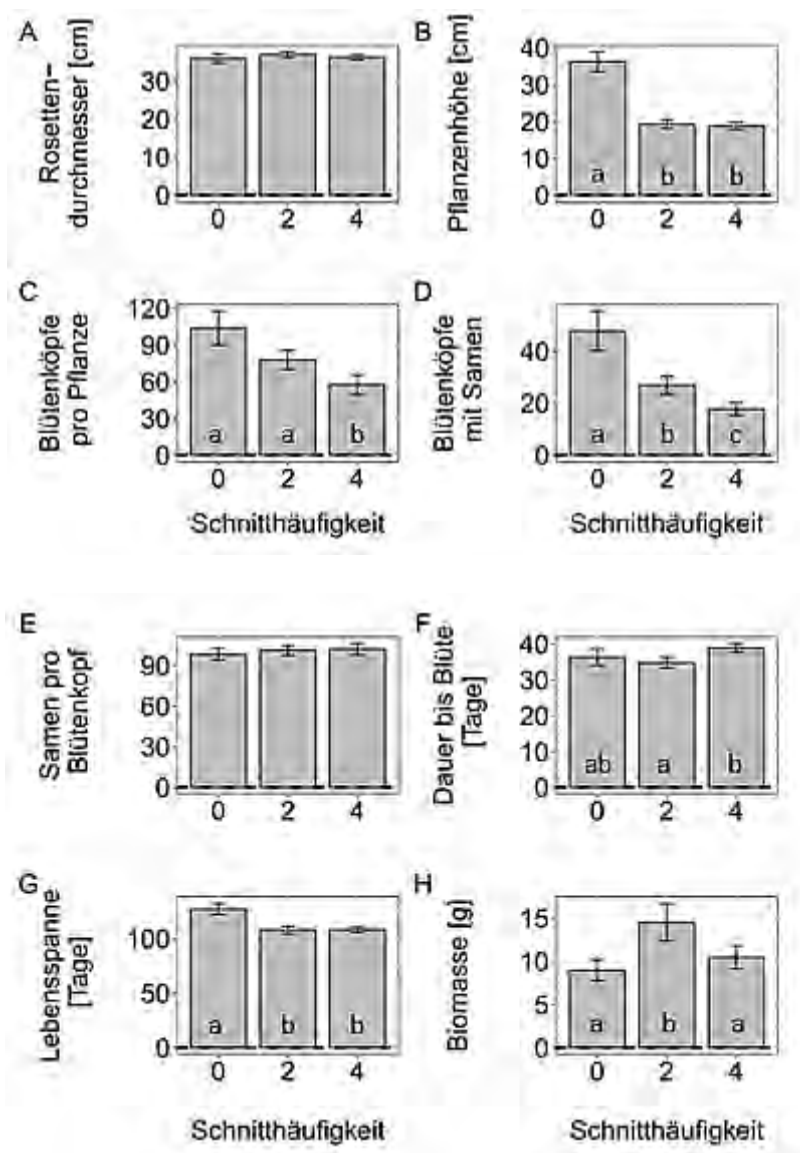


Abb. 14: Einfluss der Schnitthäufigkeit auf *Jacobaea aquatica* – Rosettendurchmesser (A), die Pflanzenhöhe (B), die Zahl der Blütenköpfe pro Pflanze (C), die Zahl der Blütenköpfe mit reifen Samen (D), die Anzahl der Samen pro Blütenkopf (E), die Dauer bis zur Blüte in Tagen (F), die Lebensdauer der Pflanzen in Tagen (G) sowie die produzierte Biomasse der Pflanzen (Mittelwerte \pm SE). Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (emmeans, $p < 0,05$).

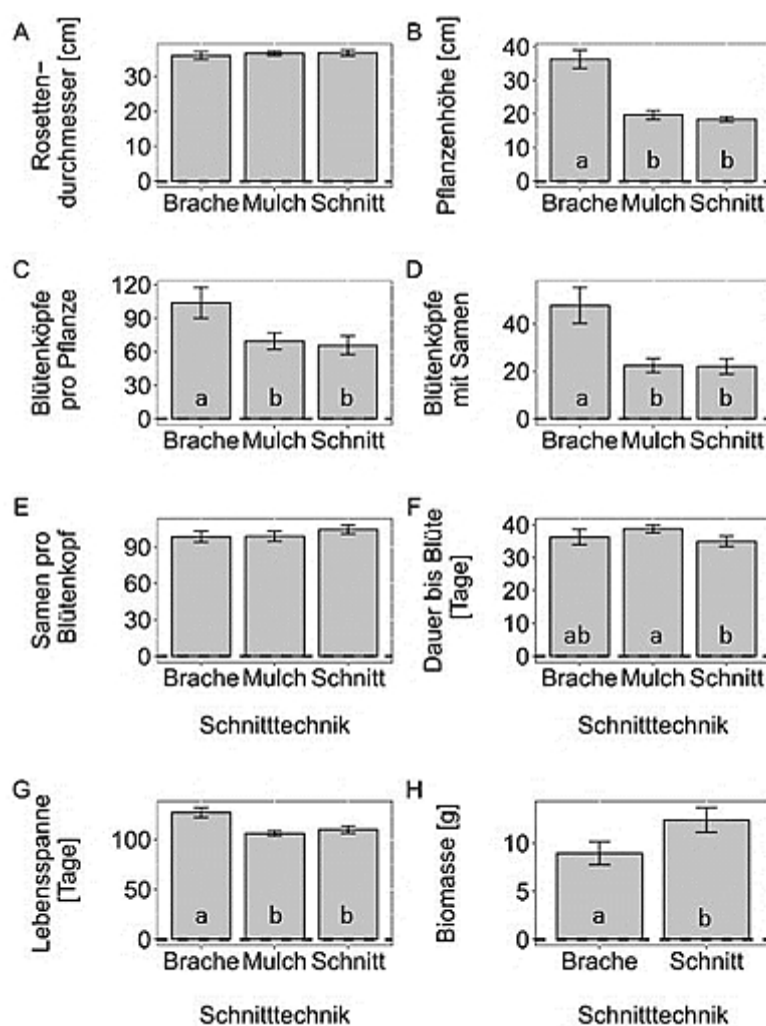


Abb. 15 Einfluss der Schnitttechnik auf *Jacobaea aquatica* – Rosettendurchmesser (A), die Pflanzenhöhe (B), die Zahl der Blütenköpfe (C), die Zahl der Blütenköpfe mit reifen Samen (D), die Anzahl der Samen pro Blütenkopf (E), die Dauer bis zur Blüte in Tagen (F), die Lebensdauer der Pflanzen in Tagen (G) sowie die produzierte Biomasse der Pflanzen (Mittelwerte \pm SE). Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (emmeans, $p < 0.05$).

2.4.3 Düngung

Pflanzen der höchsten Düngestufe bildeten mit $86,7 \pm 59,0$ Blütenköpfen pro Pflanze signifikant ($p < 0,001$) mehr Blütenkörbchen aus als weniger oder gar nicht gedüngte Pflanzen (ohne Düngung: $70,2 \pm 48,5$; geringe Düngung: $68,2 \pm 42,7$ Samen pro Blütenkopf; Abb. 16C). Auch die Zahl der Samen pro Blütenkopf unterschied sich signifikant ($p < 0,03$) zwischen den Düngestufen des Versuches (Abb. 16E). So erreichten ungedüngte Pflanzen mit $105,2 \pm 20,8$ Samen pro Blütenkopf höhere Werte als die der mittleren ($97,6 \pm 21,0$) und höchsten Düngestufe ($99,5 \pm 20,1$ Samen pro Blütenkopf), diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant. Die Dauer vom Versuchsbeginn bzw. dem

letzten Schnitt bis zur Produktion offener Blütenköpfe wurde durch die Nährstoffverfügbarkeit beeinflusst ($p < 0,001$). Pflanzen der höchsten Düngestufe brauchten mit 40 ± 8 Tagen länger zur Blütenbildung als nicht- und schwach gedüngte Pflanzen ($35,1 \pm 9$ bzw. $35,7 \pm 8$ Tage; Abb. 16F). Auch die Lebensdauer der Pflanzen wurde von der Düngung beeinflusst ($p < 0,001$). Mit $100,0 \pm 18$ Tagen starben die Pflanzen der höchsten Düngestufe signifikant früher als Pflanzen ohne ($118,2 \pm 20$ Tage) oder niedrigere Düngung ($117,0 \pm 19$ Tage; Abb. 16G). Nicht von der Düngerversorgung beeinflusst wurden hingegen die Wuchshöhe, der Rosettendurchmesser, die Zahl Blütenköpfe mit zum Schnittzeitpunkt reifen Samen sowie die oberirdische Biomasse der Versuchspflanzen.

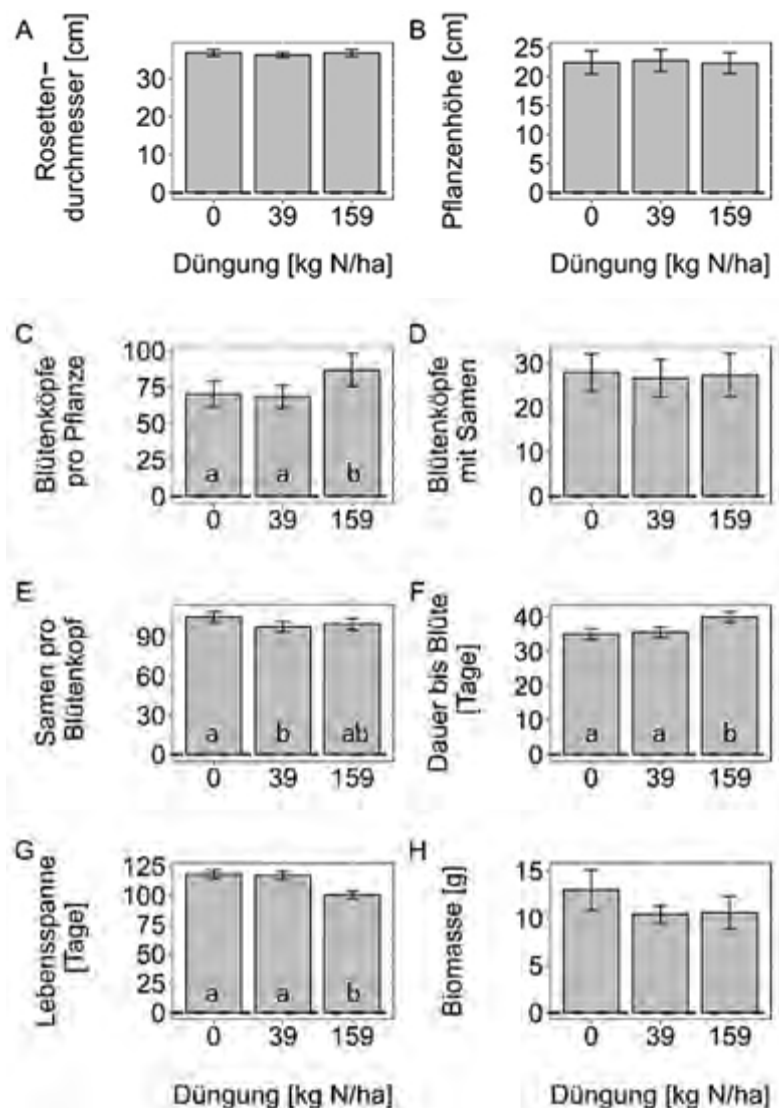


Abb. 16: Einfluss der Düngemenge auf *Jacobaea aquatica* – Rosettendurchmesser (A), die Pflanzenhöhe (B), die Gesamtzahl der Blütenköpfe (C), die Anzahl Blütenköpfe mit reifen Samen (D), die Anzahl der Samen pro Blütenkopf (E), die Dauer bis zur Blüte in Tagen (F), die Lebensdauer der Pflanzen in Tages (G) sowie die

produzierte Biomasse der Pflanzen (je Mittelwert \pm SE). Unterschiedliche Buchstaben in den Balken stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (emmeans, $p < 0,05$).

2.4.4 Diskussion

Im Gegensatz zur von Umwelteinflüssen wenig beeinflussten vegetativen Phase zeigten generative Merkmale eine deutliche Reaktion auf Lichtverfügbarkeit, Düngung, Schnitthäufigkeit und -technik.

Beschattung führte zu geringerer Höhe, einer niedrigeren Zahl an Blütenkörbchen pro Pflanze, der Reduktion gut entwickelter Samen und einer verkürzten Lebensdauer. Dabei steht die reduzierte Anzahl von Blütenkörbchen mit der Wuchshöhe und der apikalen Dominanz bei stärkerer Beschattung in Verbindung: Bei geringerer Höhe war auch die Anzahl der Nodien reduziert, aus denen sich die Achselknospen bilden. Aus diesen entstehen wiederum die Seitentriebe, an deren Spitze sich die Blüten bilden. Diese Seitentriebe, die üblicherweise zur Kompensation nach Verlust des Sprosses dienen, bringen Pflanzen allerdings auch einen Vorteil bei hoher Lichtverfügbarkeit, da sie die Pflanzen befähigen das verfügbare Licht maximal zu nutzen (Aarssen und Irwin 1991). Die Beeinträchtigung der Blütenbildung unter Lichtmangel steht in Einklang mit den Aussagen von Heger (2016) und Callahan und Pigliucci (2002), die einen Rückgang der Fruchtbildung von *E. cicutarium* und *A. thaliana* unter Beschattung beschrieben. Eine reduzierte Anzahl von Samen pro Blütenkörbchen unter Beschattung konnte auch bei der nahe verwandten Art *Senecio vulgaris* beobachtet werden (Lutman et al. 2008). Die Anzahl der produzierten Samen pro Blütenkopf (129 Samen Blütenkopf¹ bei 40 % und 121 bei 60 % Beschattung) entsprechen den von Bassler (2017) für *J. aquatica* beschriebenen Werten 100 Samen pro Blütenkörbchen. Die Lebensdauer der beschatteten Pflanzen war nur unter den extremen Varianten mit 85 % und 100 % Beschattung stark beeinträchtigt. Dies deckt sich mit den Angaben von Ellenberg et al. (2010), die ein Vorkommen von *J. aquatica* bei einer relativen Beleuchtungsstärke von bis zu 30 % angeben. Insgesamt zeigen die Gewächshausergebnisse, dass Ausdunkelung die Reproduktion und damit den Sameneintrag in den Boden effektiv reduzieren kann. Dabei ist allerdings zu bedenken, dass diese Effekte nur durch sehr starke Beschattung erzielt wurden. Da Kontrollmessungen gezeigt haben, dass unter den Beschattungsnetzen eine noch stärkere Lichtreduktion erreicht wurde als die Herstellerangaben erwarten ließen (Abb. 6), führt diese Strategie wohl erst bei 85–90 % Beschattung zum Erfolg. Ob solche Werte in den oft wenig produktiven Feuchtwiesen tatsächlich erreicht werden, sollten Freilanduntersuchungen zeigen.

Auch die Schnitthäufigkeit und -technik hatten Einfluss auf die generativen Pflanzen von *J. aquatica*. Nicht geschnittene Individuen wurden höher und hatten eine längere Lebensdauer. Häufig geschnittene Pflanzen brauchten länger bis zur Blütenbildung und bildeten weniger Blüten. Die höchste Biomasseproduktion wurde bei zweifacher Schnittnutzung erzielt. Die größere maximale Höhe der ungeschnittenen Variante und die längere Lebensdauer überraschen wenig und wurden auch schon bei anderen Arten nachgewiesen. Ebenso wurden geringere Wuchshöhen nach Schnitt, aber keine Höhenunterschiede bei verschiedenen Schnittfrequenzen festgestellt (Fay und Throop 2005, Gao et al. 2005).

Ebenso wie die Asteracee *Silphium integrifolium* konnte auch *J. aquatica* trotz vermehrter axillarer Verzweigungen nach Schnitt nur eine geringere Anzahl an Blütenkörbchen ausbilden (Fay und Throop 2005). Nach Crosslé und Brock (2002) reagieren Pflanzen auf Schnitt, indem sie entweder verstärkt in vegetatives oder generatives Wachstum investieren, wobei sie Ressourcen nur für die Reproduktion aber nicht in vermehrte Biomasseproduktion mobilisieren. Der Schnitt kann aber auch zu einer generellen Verminderung von Wachstum und Reproduktion führen. Die im Gewächshaus erzielten Ergebnisse lassen vermuten, dass *J. aquatica* zu der Gruppe gehört, die unter moderatem Schnitt verstärkt Biomasse produzieren und dabei die Reproduktion eingeschränkt. Die deutliche Abnahme der Blütenköpfe mit reifen Samen bei viermaligen Schnitt lässt vermuten, dass ein angepasstes Schnittregime den Eintrag von Samen in den Boden reduzieren kann (Crosslé und Brock 2002). Die Steigerung der Biomasseproduktion unter moderatem Schnitt bestätigt die in der Regel gute Anpassung von Grünlandarten an den Verlust oberirdische Biomasse durch Fraß und Schnittnutzung. Eine solche Kompensation ist häufig zu beobachten (Strauss und Agrawal 1999) und abhängig von der untersuchten Art (Damhoureyeh und Hartnett 2002). Die zu *J. aquatica* naheverwandte Art *J. vulgaris* (Jakobskreuzkraut) zählt zu den durch Herbivorie geförderten Arten (Del-Val und Crawley 2005).

Ähnlich wie häufiger Schnitt führten auch hohe Düngergaben bei *J. aquatica* zu einer Verzögerung der Blütenbildung und zur Verkürzung der Lebensdauer, jedoch kam es auch zu einer vermehrten Blütenbildung. Da sich gleichzeitig die Zahl der Samen pro Blütenkopf zwischen den Düngegraden nur wenig unterschied, bildeten gedüngte Pflanzen insgesamt mehr Samen. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit Wise et al. (2008), die für *Solidago* sp. eine siebenmal höhere Samenproduktion bei gedüngten Pflanzen fanden. Auch Huang et al. (2020) beschreiben für gedüngte Asteraceen allgemein eine erhöhte Samenproduktion. Im Gegensatz zu den Ergebnissen unseres Gewächshausversuchs führt eine Düngegabe bei Asteraceen normalerweise eher zu einer höheren maximalen Pflanzhöhe, einer erhöhten Biomasse, zu rascherem Blühbeginn und längerer Blühdauer (Huang et al. 2020). Eine verkürzte Lebensdauer unter Düngegabe legt eine erhöhte Mortalität unter hoher Nährstoffverfügbarkeit nahe (Leishman und Thomson 2005), und entspricht den Ergebnissen der Freilanduntersuchungen von Suter und Lüscher (2008), die ein dreifach geringeres Risiko für das Vorkommen von *J. aquatica* bei einer Verdoppelung der Stickstoffgabe von 50 auf 100 kg/ha pro Jahr feststellten.

Die Beschattungsversuche von *J. aquatica* sprechen grundsätzlich für die Bekämpfungsstrategie der Ausdunkelung. Alle untersuchten Lebensstadien von der Keimung bis zur vegetativen und generativen Phase waren durch verringerte Lichtverfügbarkeit beeinträchtigt. Sofern der Grünlandaufwuchs im Bestand also hohe Beschattungswerte ermöglicht, sprechen diese Ergebnisse für eine starke Reduktion der Schnittnutzung auf befallenem Grünland zu Gunsten einer erhöhten Beschattung von *J. aquatica*. Hierdurch wird der Reproduktionserfolg der Pflanzen eingeschränkt und weniger Samen können sich aus dem Samenvorrat des Bodens als Keimlinge etablieren.

Auch durch die Häufigkeit der Schnittnutzung ließ sich der Bestand von *J. aquatica* regulieren. So verlängert häufiger Schnitt die Zeit bis zur Blütenbildung und auch die Zahl der gebildeten Blütenköpfe war in den Schnittvarianten trotz Ausbildung zahlreicher Verzweigungen nach Entfernung der primären Sprossachse nicht erhöht. Ein Problem

könnte dabei allerdings sein, dass die Anzahl gut ausgebildeter Samen pro Blütenkopf bei häufig geschnittenen Pflanzen ansteigen kann und es so zu einem vermehrten Eintrag in die Bodensamenbank kommt. Soll die Bekämpfung also über die Schnittnutzung erfolgen, müsste das Mähgut auf jeden Fall vor dem Aussamen entfernt werden.

Ebenso wie die Schnittnutzung beeinflusste die Düngung vor allem die Reproduktion. Hohe Düngergaben führten zu einer verkürzten Lebensdauer und einem späteren Blühbeginn, sie erhöhten allerdings auch die Anzahl der produzierten Samen. Da *J. aquatica* eine eher konkurrenzschwache Art ist und Düngung zu einer verstärkten Konkurrenz durch andere Pflanzen führt, könnte dieser Gewächshausbefund trotzdem für eine negative Beeinflussung der Problemart durch vermehrte Düngung im Freiland sprechen.

3 Teilprojekt B: Bestand

3.1 Zielsetzung des Projektteils

Wie in den Projektzielen beschrieben, sollten im Projektteil B verschiedene Regulierungsmethoden unter Praxisbedingungen auf ihre Effizienz gegen *J. aquatica* geprüft werden. Um ein repräsentatives Bild über die Wirkung solcher Strategien zu bekommen, wurden verschiedene Behandlungsvarianten in Parzellenversuchen auf insgesamt 14 verschiedenen Praxisflächen im Allgäu und im südwestlichen Oberbayern über vier Jahre hinweg untersucht. Auf sieben ökologisch bewirtschafteten Flächen wurden Varianten mit unterschiedlichem Schnitt-, Düngungs- und Ausstechregime verglichen. Auf den sieben konventionell bewirtschafteten Flächen wurden auf Herbizidbehandlung, Ausdunkelung und mechanischer Einzelpflanzenbekämpfung bzw. Ausstechen basierende, speziell an die betrieblichen Gegebenheiten angepasste Case-Control-Behandlungen durchgeführt. Ziel beider Versuchsansätze war es, für verschiedene landwirtschaftliche Betriebstypen möglichst effiziente Strategien einer Reduktion von *J. aquatica* aufzuzeigen.

3.2 Parzellenversuch im Ökolandbau

3.2.1 Aufbau und Durchführung der Versuche

Am 03. und 04. Mai 2017 wurden aus elf an der Projektteilnahme interessierten Betrieben sieben ausgewählt, deren Besatz an *J. aquatica* über eine für den Versuch ausreichend große Fläche verteilt war und 3–10 Individuen m⁻² aufwies. Alle Versuchsorte dieser Untersuchungen lagen in der Region Allgäu (Abb. 17). Bodenkarten und Bodenanalysen belegen humose, mäßig saure und gut mit Nährstoffen versorgte Böden, die alle auch zu Wasserstau neigen (Pseudogleye und Gleye; Tab. 1). Alle Versuchsorte werden durch die Jahresniederschläge zwischen 945 und 1054 mm gut mit Wasser versorgt. Wie die Daten des Deutschen Wetterdienstes von acht im Gebiet gelegenen Messstationen für die Untersuchungsperiode 2017 bis 2020 zeigen, wurden die für die Entwicklung von *J. aquatica* optimalen Sommerniederschläge von über 380 mm (vgl. Kap. 5.2.2 Risikoanalyse) bis auf 2018 in allen Jahren erreicht (Tab. 2). Zwar lagen die alpenferneren Messstationen Buchloe, Altusried und Kempten 2018 unter diesem Wert, die Niederschläge waren über den gesamten Versuchszeitraum aber doch so hoch, dass Trockenheit kaum ein limitierender Faktor für die Entwicklung von *J. aquatica* gewesen sein dürfte. Die Sommerniederschläge über alle Orte lagen im Mittel um 6 % und die Ganzjahresniederschläge um 8 % unter dem langjährigen Mittel von 1981–2010.

Die Versuchsdurchführung an sieben bis zu 50 km voneinander entfernten Orten ermöglicht eine hohe Repräsentativität für den Naturraum (Abb. 17). Die 3,7 x 6,0 m großen Versuchspartellen wurden mit Holzpfosten dauerhaft markiert (Abb. 18) und die GPS-Koordinaten der Partellen-Eckpunkte festgehalten. An jedem der sieben Versuchsorte wurden die sechs Behandlungsvarianten je einmal realisiert. Um die gegenseitigen Beeinträchtigungen der Partellen durch Samenflug zu minimieren, wurden diese nebeneinander angelegt und durch jeweils 2,5 m breite Abstandsflächen getrennt (Abb. 18, 19). Um mögliche Verwechslungen bei der Pflege der Partellen zu vermeiden, waren diese

an allen sieben Versuchsorten in der gleichen Reihenfolge angeordnet. In jeder Behandlungspartzele wurden je drei $1 \times 1 \text{ m}^2$ große Zählquadrate festgelegt, von denen jeweils zwei Ecken eingemessen und mit im Boden vergrabenen Dauermagneten markiert wurden. Da für die Bewertung der Versuchsbehandlungen entscheidend war, dass die Abundanz von *J. aquatica* sowohl ab- als auch zunehmen konnte, wurden die Zählquadrate so gelegt, dass mindestens ein *J. aquatica* Individuum pro Quadrat zu Versuchsbeginn vorhanden war.

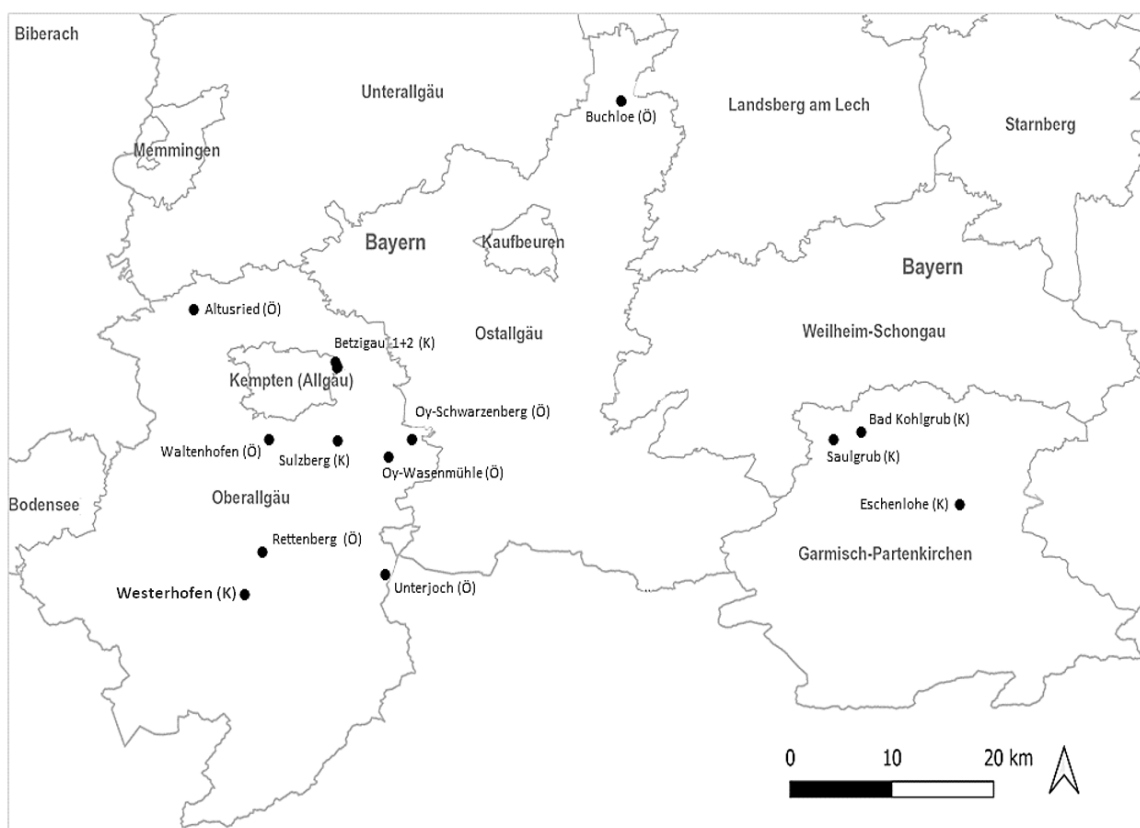


Abb. 17: Lage der sieben konventionell (K) und der sieben ökologisch (Ö) bewirtschafteten Parzellenversuche im Allgäu und im Landkreis Garmisch-Partenkirchen.



Abb. 18: Versuchspartellen zur Bekämpfung von Wasser-Greiskraut bei Buchloe (Foto H. Albrecht) und Blütenstände von *Jacobaea aquatica* (Foto J. Ditton). Erkennbar sind die sechs je 3,7 x 6,0 m² großen Partellen mit den je 2,5 m breiten Abstandsstreifen.

Tab. 1: Ökologisch bewirtschaftete Versuchsfächen: Höhe über NN, Jahresmitteltemperatur und mittlerer Jahresniederschlag (www.climate-data.org), Bodentyp (Bodenübersichtskarte LfU) und Bodenparameter aus Bodenanalysen (Agrolab).

Versuchsort	Höhe [m]	Temp. [°C]	NS [mm]	Boden-typ	pH-	P ₂ O ₅ *	K ₂ O *	Mg **	S _{org.} [%]	N _{ges} [%]	C/N Verh.
Buchloe	616	7,9	945	Pseudogley	5,6	12	25	36	20,1	0,97	12
Waltenhofen	716	6,9	1022	Gley	5,8	12	27	34,5	23,9	1,07	13
Altusried	736	6,8	1024	Gley	5,3	9	28	31,5	27,7	1,38	12
Rettenberg	801	6,6	1037	Anmoorgley	5,3	7	35	28,8	22,8	1,26	10
Wasenmühle	976	5,9	1054	kalkh. Gley	6,0	12	25	35,0	16,6	0,86	11
Schwarzenberg	976	5,9	1054	Braunerde-Pseudogley	6,1	12	26	35,3	17,7	0,87	12
Unterjoch	1030	5,7	1046	Gley-Vega	5,3	21	33	32,1	17,1	0,85	12

*) [mg/100g] **) [mg/1000g]

Tab. 2: *Sommerniederschläge (Medianwerte der Monate Juni bis August in mm) während der Untersuchungsjahre 2017 bis 2020 an acht im Untersuchungsgebiet gelegenen Klimamessstationen (DWD).*

Messtation	2017	2018	2019	2020	Mittelwert
Buchloe	392,2	234,1	285,1	455,1	338,7
Altusried-Krugzell	474,9	202,7	401,5	435,5	418,5
Bad Kohlgrub	529,2	337,0	392,6	662,2	460,9
Kempton	479,9	261,3	449,4	533,6	464,7
Steingaden-Lauterbach	507,3	358,2	488,6	702,7	498,0
Pfronten-Rehbichel	549,2	346,3	464,3	542,8	503,6
Rettenberg	599,6	440,1	469,0	690,1	534,3
Oy-Mittelberg	585,1	349,0	523,5	591,5	554,3
Ø	518,3	341,7	456,9	567,2	471,0

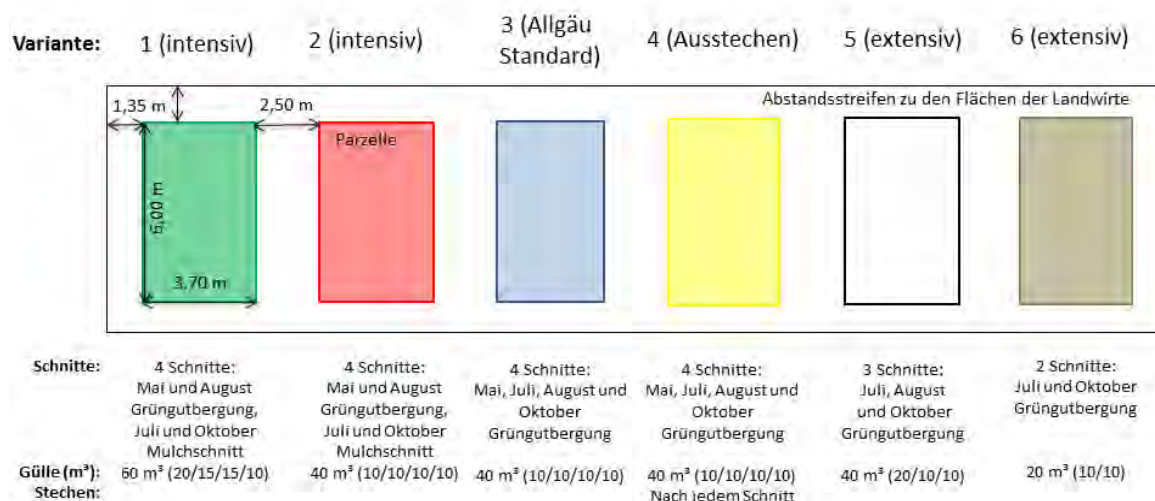


Abb. 19: *Übersicht über die Managementvarianten und die Anordnung der Versuchsplots auf den Parzellenversuchsflächen im ökologischen Landbau. Die Rindergülle wurde zu Beginn der Vegetationszeit im zeitigen Frühjahr und dann nach jedem Schnitt ausgebracht. Nach dem Herbstschnitt wurde nicht mehr gedüngt. Die Angaben zur Güllemenge sind pro Hektar und Jahr, in Klammern die saisonale Verteilung der Gaben. ‚Pufferflächen‘ sind die Streifen, die die Parzellen von dem durch die Landwirte bewirtschafteten Bestand abgrenzen (vgl. Abb. 18).*

Die durchgeführten Behandlungsvarianten wurden auf der Basis von regionalen Bewirtschaftungs- und Regulierungserfahrungen und von Literaturangaben entwickelt. Bei der Erarbeitung waren die Regionalberater Ulrich Mück (Demeter Bayern), Ewald Pieringer (Naturland), Gerhard Gehring (LRA OA) sowie Sabine Obermaier und Klaus Wiesinger (IBA) und Harald Albrecht (TUM) beteiligt. An jedem der sieben Versuchsorte wurden folgende sechs Behandlungen in jeweils einer Parzelle wiederholt (Abb. 18).

Die Bewirtschaftung der Parzellen wurde vom Maschinenring Dienstleistungs GmbH Oberallgäu/Lindau durchgeführt. Die Mahd erfolgte mit einem Kubota STV40 Kreiselmäher, die Mulcharbeiten mit einem ferngesteuerten AS 750 RC raupengetriebenen Schlegelmulcher für Hanglagen (Abb. 20). Das Ausstechen aller als *J. aquatica* identifizierbarer Pflanzen erfolgte nach jedem Schnitt mit einem Fiskars-Unkrautstecher (vgl. Kap. 3.1.1). Die zur Düngung benötigte Gülle wurde vom Staatsgut Spitalhof im Kempten zur Verfügung gestellt und in IBC-Tanks an den Versuchsfeldern gelagert. Die Güllemenge in den Feldversuchen richtete sich nach der Düngeempfehlung für 4- und 2-schürige Wiesen (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2018). Der Nährstoffgehalt der verwendeten Gülle wurde jährlich bei der Verteilung der Gülle in die Tanks an die Versuchsfelder sowie bei der letzten Güllegabe des Jahres untersucht (Tab. 3). Das Ausbringen der Gülle erfolgte händisch mit Gießkannen, die in Bahnen dicht über den Boden geführt wurden, um eine Schleppschuhverteilung zu simulieren.

Tab. 3: Ergebnisse der Nährstoffanalyse der Gülle aus den Jahren 2017–2020, Mittelwerte \pm SD.

Jahr	pH	OS [%]	N _{min} [kg/m ³]	NH ₄ -N [kg/m ³]	K ₂ O [kg/m ³]	P ₂ O ₅ [kg/m ³]
2017	7,44 \pm 0,18	22,46 \pm 7,21	1,80 \pm 0,08	1,00 \pm 0,00	2,88 \pm 0,36	0,81 \pm 0,11
2018	7,75 \pm 0,48	17,55 \pm 3,82	1,68 \pm 0,15	1,01 \pm 0,11	3,24 \pm 0,32	0,65 \pm 0,08
2019	7,66 \pm 0,18	22,59 \pm 0,55	1,93 \pm 0,28	0,90 \pm 0,06	2,27 \pm 0,29	0,72 \pm 0,02
2020	7,26 \pm 0,13	32,61 \pm 9,87	2,64 \pm 0,50	0,98 \pm 0,13	2,49 \pm 1,09	1,12 \pm 0,26

Da *J. aquatica* persistente Samenbanken im Boden aufbaut, ist die Reduktion dieser Samenvorräte ein wichtiges Regulierungsziel. Deshalb wurden zu Versuchsbeginn 2017 und im letzten Versuchsjahr 2020 Bodenproben für Samenbankanalysen genommen. Zu diesem Zweck wurden pro Parzelle 20 Bohrkern mit einem Durchmesser von 2,7 cm auf 10,0 cm Tiefe entnommen. Anschließend wurden die Proben im Gewächshauslaborzentrum Dürnast auf mit Gipservlies ausgelegten Pflanzschalen ausgebreitet und über ein Jahr hinweg in regelmäßigen Abständen auf Keimlinge kontrolliert. Aufgelaufene *J. aquatica* Keimlinge wurden gezählt, und die gesamte oberirdische Biomasse der Pflanzschalen entfernt. Daraufhin wurden die Proben gewendet, um tieferliegende Samen zur Keimung anzuregen.

Die Veränderung der Abundanz von *J. aquatica* in den Versuchspartzellen wurde vor jeder Mahd erhoben. Die getrennte Erfassung vegetativer und generativer Pflanzen sollte darüber hinaus Informationen zum potenziellen Reproduktionserfolg der Art liefern. Von je drei Individuen pro Kategorie und Zählquadrat wurde der Rosettendurchmesser an drei Achsen und die Höhe vom höchsten Punkt der Pflanze senkrecht zum Boden gemessen. Sofern vorhanden, wurde auch die Anzahl der blühenden und verblühten Blütenköpfe pro Pflanze erhoben.

In den Vegetationsperioden 2019 und 2020 wurden zusätzlich zu den Dichtezählungen an je einer Pflanze pro Zählquadrat Lichtmessungen durchgeführt. Dafür wurden zwischen 10 und 15 Uhr bei möglichst diffuser Sonnenstrahlung je drei Messungen der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) in ca. einem Meter Höhe über dem Grünlandbestand mit einem Li-189 Photometer (Li-Cor, Lincoln, Nebraska, USA) durchgeführt. Anschließend wurden drei Messungen direkt an der Pflanzenrosette im Bestand vorgenommen. Aus den Werten über und im Bestand wurde dann die prozentuale PAR-Reduktion berechnet.



Abb. 20: Zur Versuchsbewirtschaftung eingesetzte Arbeitsgeräte: (A) Kubota Kleintraktor mit Kreiselmähwerk; (B) selbstfahrender Mähroboter; (C) Gülleausbringung; und (D) Auffüllen des Gülledepots im Lagertank (Fotos J. Ditton).

Zudem wurde jährlich die Vegetation der Versuchspartzen aufgenommen. Da die Parzellengröße mit 22,2 m² in etwa der empfohlenen Aufnahmefläche von 25 m² nach Dierßen (1990) entspricht, wurde hierfür die gesamte Parzelle erfasst. Die Aufnahmen fanden jeweils vor dem ersten Schnitttermin des Jahres im Mai statt (Pötsch 2015). Zusätzlich zur Deckung aller Einzelarten wurde dabei die Deckung von Vegetation, offenem Boden und Streu bonitiert.

Zur Erfassung des Parzellenertrages wurde nach jedem Schnitt das Frischgewicht des Aufwuchses mit einer Federwaage gewogen. Zur Trockensubstanzbestimmung wurde auf jeder Parzelle bereits vor jedem Schnitt von je einem Quadratmeter in 5 cm Schnitthöhe die gesamte Biomasse geerntet, getrocknet und das Frisch- und Trockengewicht bestimmt. Um den Anteil von *J. aquatica* im Aufwuchs der Versuchspartzen zu erfassen, wurden 2017 und 2020 dessen Anteil an der Trockenmasse getrennt bestimmt. Die getrockneten Biomasseproben des zweiten Schnittes wurden nach der Ertragsbestimmung mit Trabendermühlen auf 0,5 mm vermahlen und an die Tierärztliche Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität München (Lehrstuhl für Lebensmittelsicherheit) zur Bestimmung der Pyrrolizidinalkaloid (PA/PANO)-Gehalte eingeschickt. Die Analyse erfolgte nach wässrig-saurer Extraktion der Proben und Reinigung an Festphasenkartuschen mittels Flüssigkeitschromatographie-Massenspektrometrie (LC-MS/MS) nach einer für Pflanzenmaterial optimierten Methodik (Kaltner et al. 2019). Da die Zwei- und Dreischnittvariante im Juli, wo bei den anderen Behandlungen bereits der zweite Schnitt erfolgte, erstmalig gemäht wurden, wurde dort der erste Schnitt auf die PA/PANO-Gehalte analysiert. Aus den im Juli geschnittenen Biomassenproben wurden zusätzlich auch Material zur Futtermittelanalyse entnommen.

Statistische Auswertung: Der Vergleich der Individuendichten (vegetative Rosetten, blühende Pflanzen, Gesamtzahl an Pflanzen), der Pflanzenmerkmale (Rosettendurchmesser, Höhe, Blütenzahl) und der Bodensamenvorräte zwischen den verschiedenen Managementvarianten erfolgte mit Generalised Linear Mixed Models (GLMM mit Gaußscher Fehlerverteilung). In die Berechnung der Individuenzahlen (Gesamtzahl, Zahl vegetativer und generativer Pflanzen) gingen die Erhebungen aller vier Erhebungsjahre ein, bei den Samenbankanalysen wurde nur der Ausgangsbestand 2017 und die Samenvorräte zu Beginn des letzten Untersuchungsjahres 2020 verwendet. Die Modelle zur Individuendichte, bei denen nicht in allen Zählquadraten immer Pflanzen von *J. aquatica* vorkamen, wurden über die Zero-inflated Poisson-Function nach Zuur et al. (2009) korrigiert. Die sechs Behandlungsvarianten gingen in die Berechnung als feste Faktoren ein, die Versuchsflächen und die Behandlungsjahre waren genestete Random-Faktoren. Beim Auftreten signifikanter Unterschiede zwischen den Varianten wurden diese paarweise post-hoc mit Tukey-Tests verglichen. Nicht-normalverteilte Messwerte wurden vor der Modellberechnung durch Logarithmustransformation an eine Normalverteilung angepasst. Die Berechnungen erfolgten mit dem R-Package lme4 (Bates et al. 2015).

Neben den Unterschieden der Behandlungsvarianten über die gesamte Projektlaufzeit ist von besonderem Interesse, ob die Behandlungen am Projektende nach vier Jahren zu einer signifikanten Verringerung der Besatzdichte mit *J. aquatica* geführt haben. Deshalb wurden zusätzlich zur GLMM-Modellberechnung auch die Individuenzahlen im ersten und vierten

Versuchsjahr mit dem zweiseitigen Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test für Paardifferenzen getestet (Bortz et al. 2010).

3.2.2 Vegetative und generative Pflanzen

Ein paarweiser Vergleich der im Mai, Juni, August und Oktober 2017 an den sieben Versuchsorten gezählten Individuendichten mit den Werten aus dem letzten Versuchsjahr 2020 zeigte für alle sechs getesteten Varianten eine hochsignifikante Abnahme ($p < 0,001$). Besonders stark war diese Abnahme in den Varianten mit Ausstechen (79 % Reduktion) und dreimaliger Schnitt kurz vor der Blüte (73 % Reduktion). Mit 67 bzw. 65 % Reduktion waren auch die beiden vierschürigen Varianten mit Gülledüngung und Mulchen noch erfolgreicher ab als die allgäutypische Bewirtschaftung mit 52 % Rückgang. Die Zweischnittvariante mit Spätschnitt nach der Blüte im Oktober erzielte eine Dichtereduktion von 58 %. Vergleicht man die Varianten über die gesamten vier Untersuchungsjahre hinweg (GLMM), kommt es zu einer Trennung in zwei Gruppen: So lagen die Zwei-, Drei- und Vierschnittvariante mit Ausstechen signifikant unter den Individuenzahlen der allgäutypischen Referenz, zwischen dieser und den anderen beiden Vierschnittvarianten gab es dagegen keinen Unterschied (Abb. 21).

3.2.3 Vegetative Pflanzen

Auch bei separater Analyse der Veränderung vegetativer Pflanzen von *J. aquatica* über die vier Versuchsjahre hinweg zeigte die Behandlungsvarianten im GLMM einen signifikanten Einfluss ($p < 0,001$). Dabei wiesen die Zwei- und Dreischnittvariante sowie die Behandlungsvariante ‚Ausstechen‘ über alle 16 Erhebungstermine der vier Versuchsjahre hinweg weniger Rosetten auf als die allgäutypische Referenz und die zwei Bewirtschaftungsvarianten mit je zwei Mulchgängen und unterschiedlich hoher Gülledüngung. Kein signifikanter Unterschied war zwischen der allgäutypischen und den intensiveren Behandlungen erkennbar. Neben der Bewirtschaftungsintensität wurde das Vorkommen von vegetativen *J. aquatica*-Individuen auch stark vom Zeitpunkt und vom Ort der Erhebungen beeinflusst. Besonders im zweiten (2018) und im vierten Versuchsjahr (2020) lagen die Anzahl der vegetativen Individuen in den

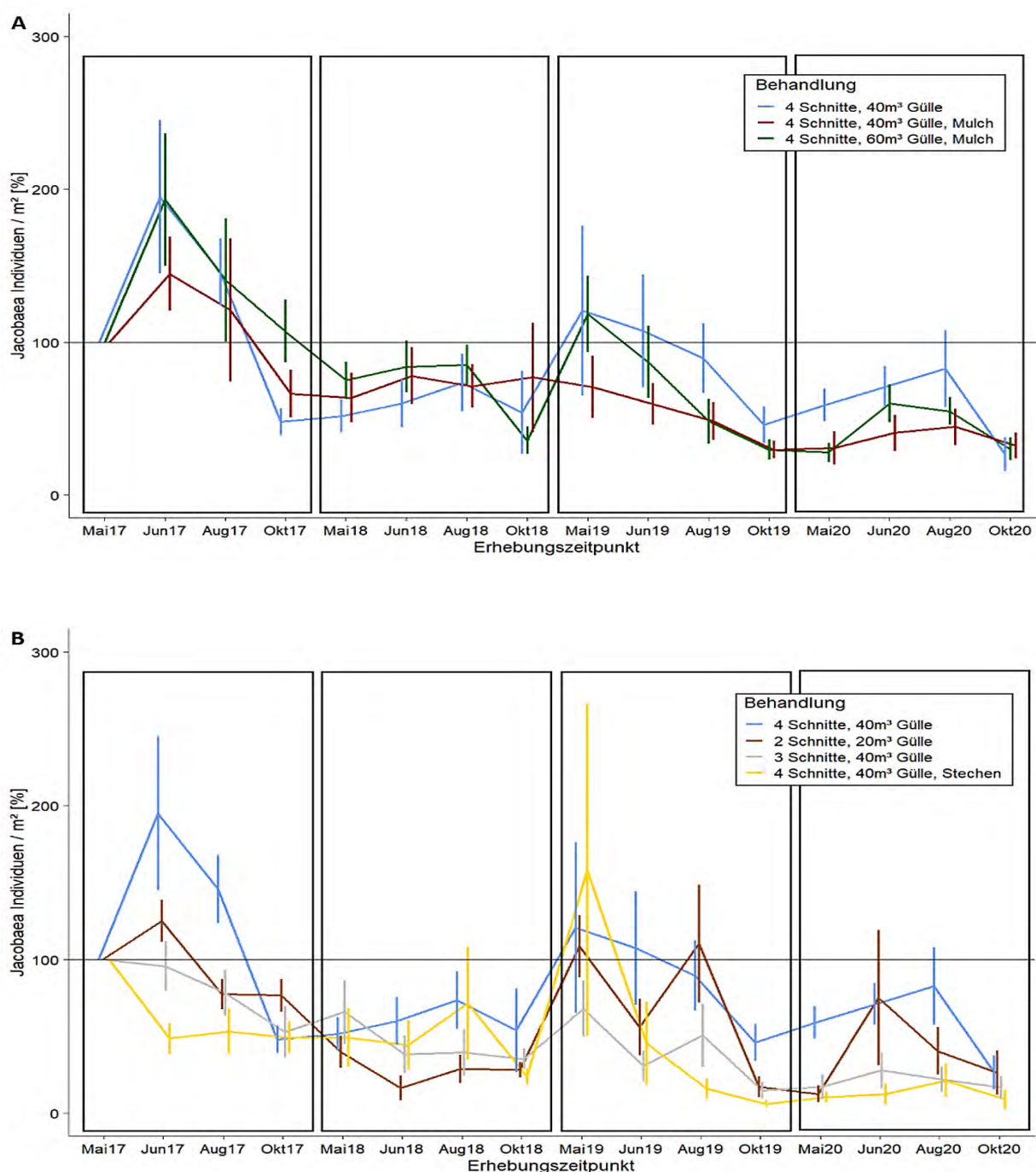


Abb. 21: Prozentuale Veränderung der Individuendichte vegetativer und generativer Pflanzen von *Jacobaea aquatica* über die vier Versuchsjahre (2017–2020) in den (A) intensiven (4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 mal gemulcht), 60 m² Gülle; 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 mal gemulcht), 40 m³ Gülle); und (B) extensiven (3 Schnitte, 40 m³ Gülle; 2 Schnitte, 20 m³ Gülle) Behandlungsvarianten (Mittelwerte \pm SE). Die für die ökologische Grünlandbewirtschaftung im Allgäu als typisch angenommene Bewirtschaftung 4 Schnitte, 40 m³ Gülle ist in beiden Graphiken mit dargestellt, die Variante 4 Schnitte mit Ausstechen und 40 m³ Gülle ist nur in (B) zu finden.

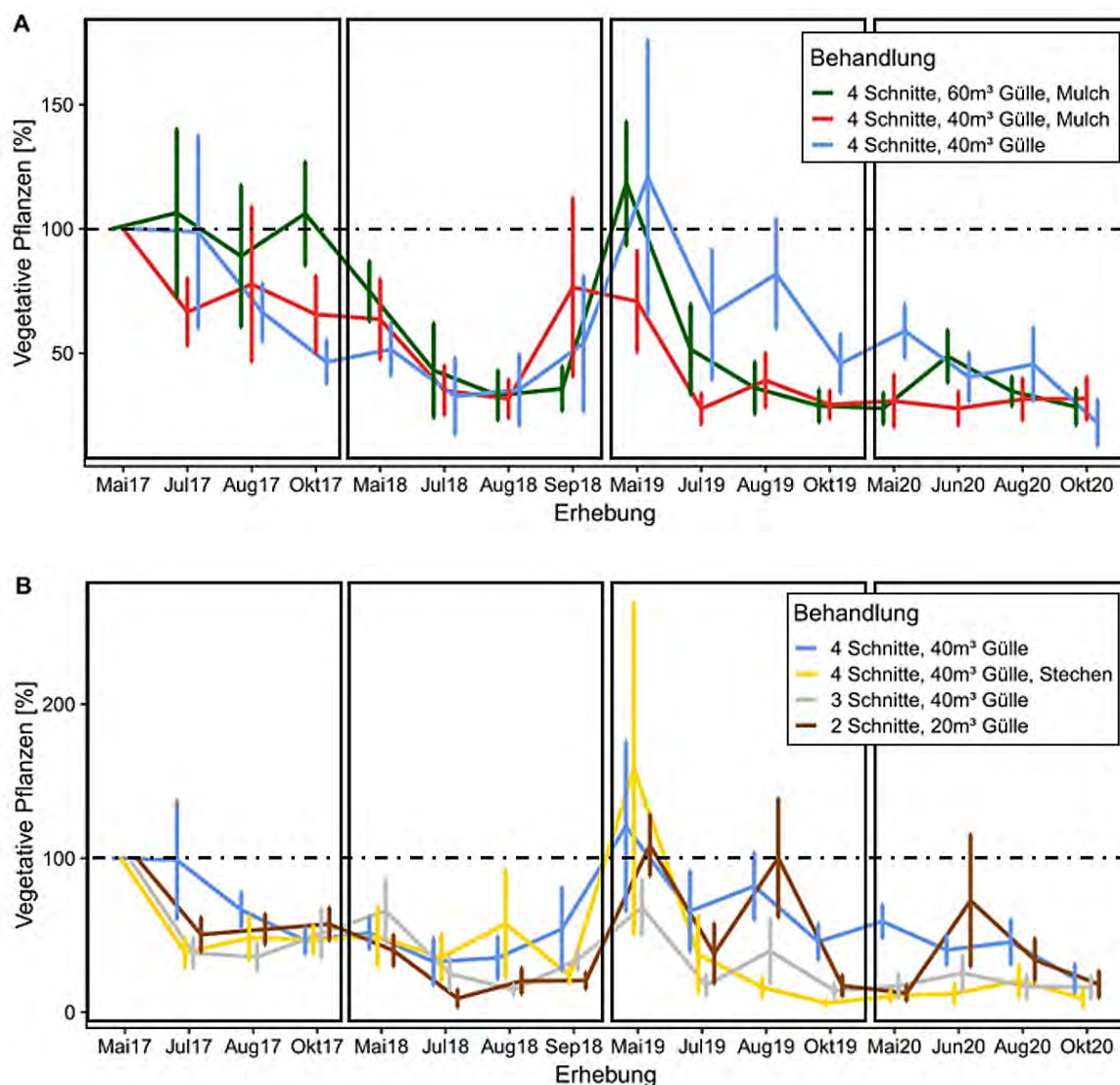


Abb. 22: Prozentuale Veränderung der Individuendichte von vegetativen *Jacobaea aquatica* Pflanzen über die vier Versuchsjahre (2017–2020) in den (A) intensiven (4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 mal gemulcht), 60 m³ Gülle; 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 mal gemulcht), 40 m³ Gülle) und (B) extensiven (3 Schnitte, 40 m³ Gülle; 2 Schnitte, 20 m³ Gülle) Behandlungsvarianten (Mittelwerte ± SE). Die für die ökologische Grünlandbewirtschaftung im Allgäu als typisch angenommene Bewirtschaftung 4 Schnitte, 40 m³ Gülle ist in beiden Graphiken mit dargestellt, die Variante 4 Schnitte mit Ausstechen und 40 m³ Gülle ist nur in (B) zu finden.

Versuchspartellen unter den Werten des ersten (2017) Versuchsjahres. Der stärkste Rückgang an Rosetten wurde bei vierfachem Schnitt mit anschließendem Ausstechen und bei dreimaligem, eng an die Blühzeiten von *J. aquatica* angepasstem Schnitt erreicht. In

beiden Varianten lag die Rosettenzahl im vierten Jahr unter 20 % des Ausgangswertes (Abb. 22).

Hinsichtlich der Rosettenentwicklung waren lediglich die in der ‚Ausstech-Variante‘ gefundenen Rosetten über die gesamte Versuchsperiode signifikant ($p < 0,001$) kleiner als die der anderen Behandlungen (Ausstechen: 9,1 cm, sonst 10,9 cm Durchmesser; Abb. 23A). Bei der Höhe der Rosettenpflanzen unterschied sich nur die Ausstech-Variante von der vierschürigen Behandlung mit zwei Mulchgängen und 60 m³ Gülle ($p < 0,01$; Abb. 23B).

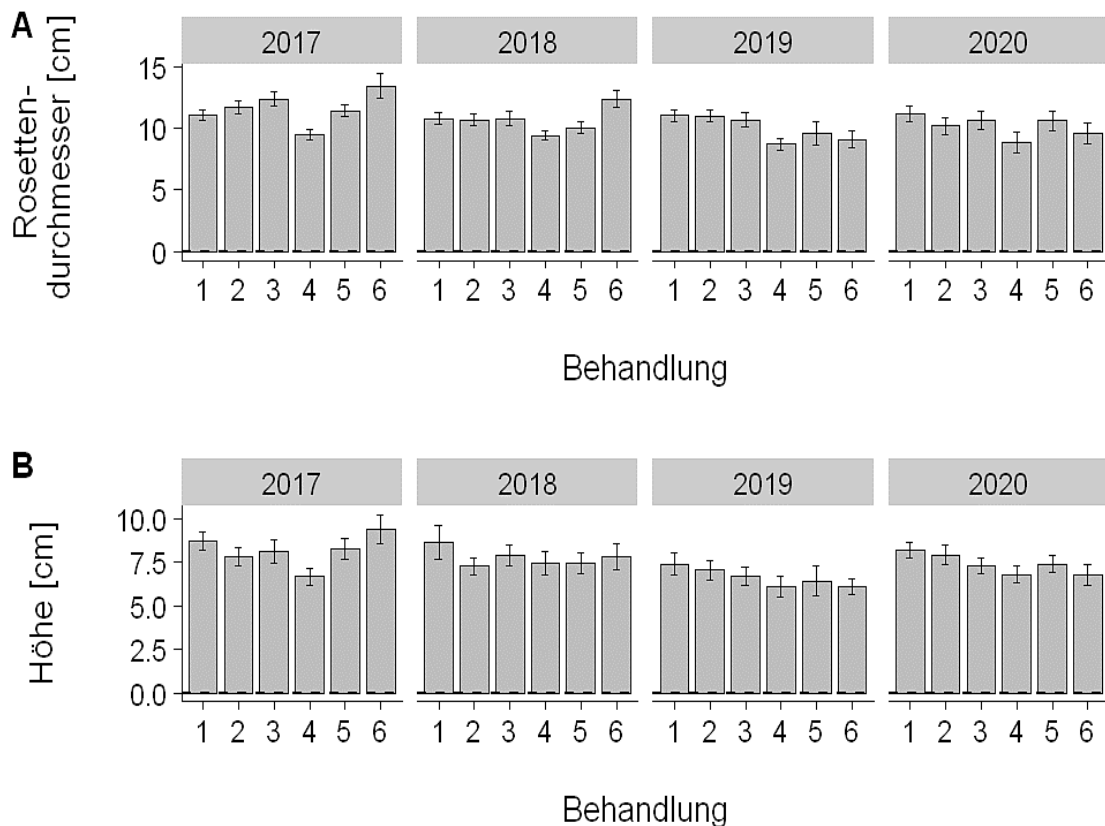


Abb. 23: Entwicklung von (A) Rosettendurchmesser und (B) Höhe der vegetativen *Jacobaea aquatica* unter den getesteten Bewirtschaftungsvarianten im Verlauf des Versuches von 2017 bis 2020 (Mittelwerte \pm SE). Behandlung intensiv: 1 = 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 gemulcht), 60 m³ Gülle; 2 = 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 gemulcht), 40 m³ Gülle; standorttypisch Allgäu: 3 = 4 Schnitte, 40 m³ Gülle, 4 = 4 Schnitte, 40 m³ Gülle, Ausstechen; extensiv: 5 = 3 Schnitte, 40 m³ Gülle, 6 = 2 Schnitte, 20 m³ Gülle

3.2.4 Generative Pflanzen

Wie bei den vegetativen Individuen zeigte sich auch bei den generativen Pflanzen im GLMM und Tukey Post-Hoc-Test kein Unterschied zwischen der allgäutypischen Nutzung und den beiden intensiven Schnitt- und Mulchkombinationen (Abb. 24A). In den beiden

extensiven Behandlungen und in der Ausstechvariante lag die Zahl blühender Individuen über den Untersuchungszeitraum hinweg signifikant unter diesen drei Varianten (Abb. 24B). Dieser Unterschied wurde bereits im zweiten Versuchsjahr (2018) deutlich und im vierten Jahr lag die Zahl der blühenden Pflanzen in den beiden extensiven Varianten unter 20 % des Ausgangswertes. In der Variante ‚Ausstechen‘ wurden im vierten Jahr fast keine generativen Pflanzen mehr gefunden.

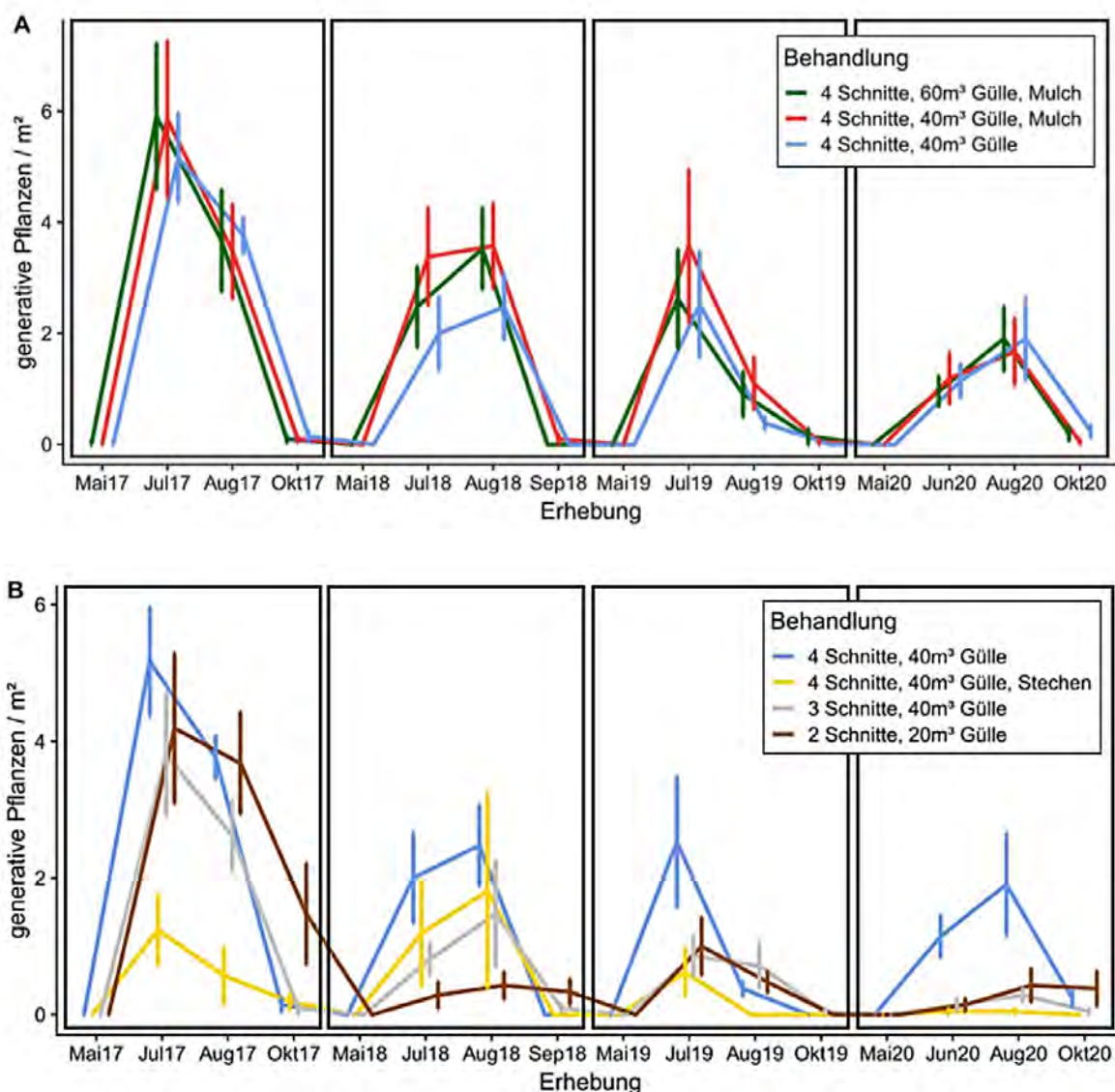


Abb. 24: Entwicklung der Individuendichte generativer Pflanzen von *Jacobaea aquatica* über die vier Versuchsjahre 2017–2020 in den (A) intensiven (4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 mal gemulcht), 60 m² Gülle; 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung, 2 mal gemulcht), 40 m³ Gülle); und (B) extensiven (3 Schnitte, 40 m³ Gülle; 2 Schnitte, 20 m³ Gülle) Behandlungsvarianten (Mittelwerte ± SE). Die für die ökologische Grünlandbewirtschaftung im Allgäu als typisch angenommene Bewirtschaftung 4 Schnitte, 40 m³ Gülle ist in beiden Graphiken

mit dargestellt, die Variante 4 Schnitte mit Ausstechen und 40 m³ Gülle ist nur in (B) zu finden.

3.2.5 Pflanzenmorphologie

Beim Rosettendurchmesser zeigte die Bewirtschaftungsintensität im GLMM über die vier Versuchsjahre keinen signifikanten Einfluss (Abb. 25A). Die blühenden Pflanzen der zweischürigen Behandlung erreichten allerdings signifikant ($p < 0,001$) größere Höhen als die blühenden Individuen der viermalig geschnittenen Varianten (Abb. 25B). In der allgäutypischen Variante wurden signifikant mehr Blütenköpfe pro Pflanze gebildet als in den Ausstech- und der Dreischnitt-Behandlung (Abb. 25C).

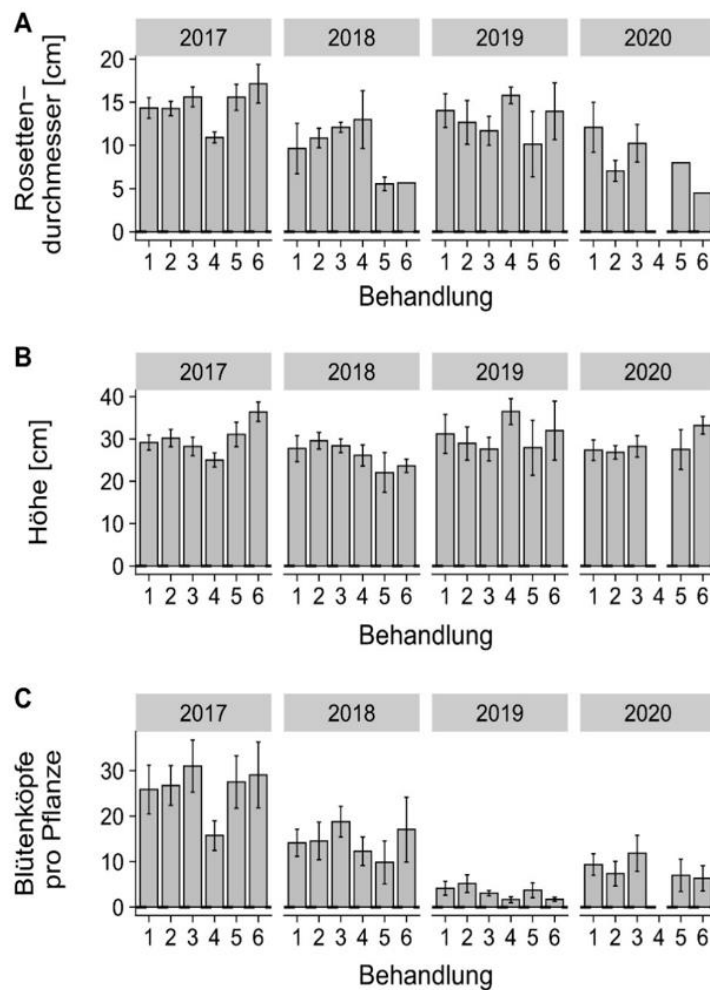


Abb. 25: Entwicklung von (A) Rosettendurchmesser, (B) Höhe und (C) Anzahl von Blütenköpfen pro Pflanze unter den getesteten Bewirtschaftungsvarianten (Mittelwerte \pm SE). Behandlung intensiv: 1 = 4 Schnitte, 60 m³ Gülle, Mulch; 2 = 4 Schnitte, 40 m³ Gülle, Mulch; standorttypisch: 3 = 4 Schnitte, 40 m³ Gülle; 4 = 4 Schnitte, 40 m³ Gülle, ausstechen; extensiv: 5 = 3 Schnitte, 40 m³ Gülle; 6 = 2 Schnitte, 20 m³ Gülle.

3.2.6 Lichtverfügbarkeit in Grünlandbeständen

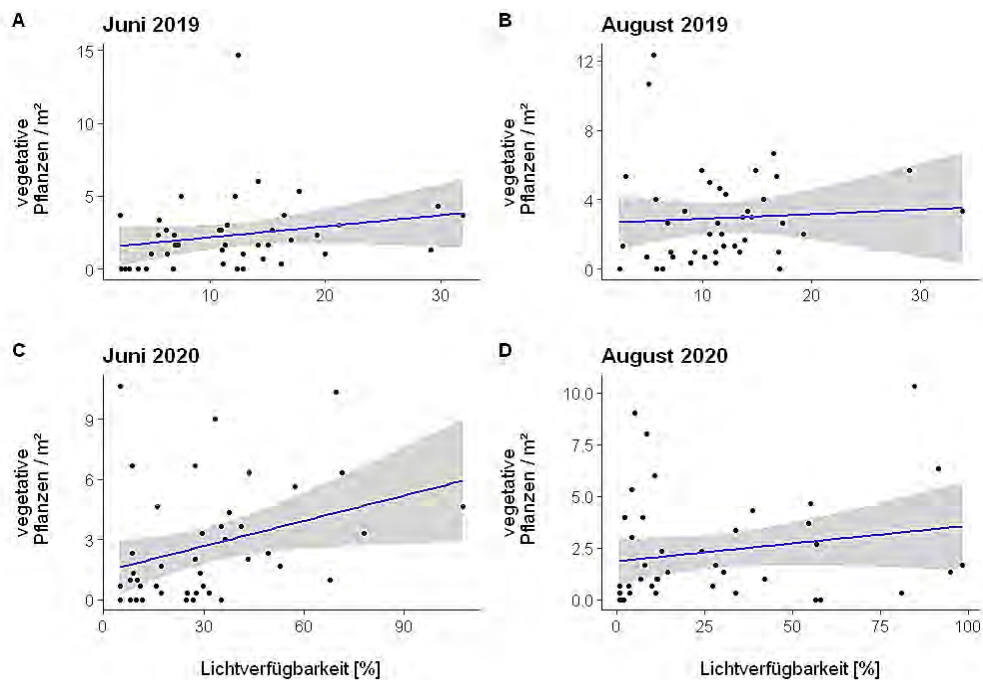


Abb. 26: Korrelation von Lichtverfügbarkeit ((PAR auf der Rosette / PAR über Bestand) *100) und der Abundanz von vegetativen Individuen von *Jacobaea aquatica* auf den Versuchspartzellen.

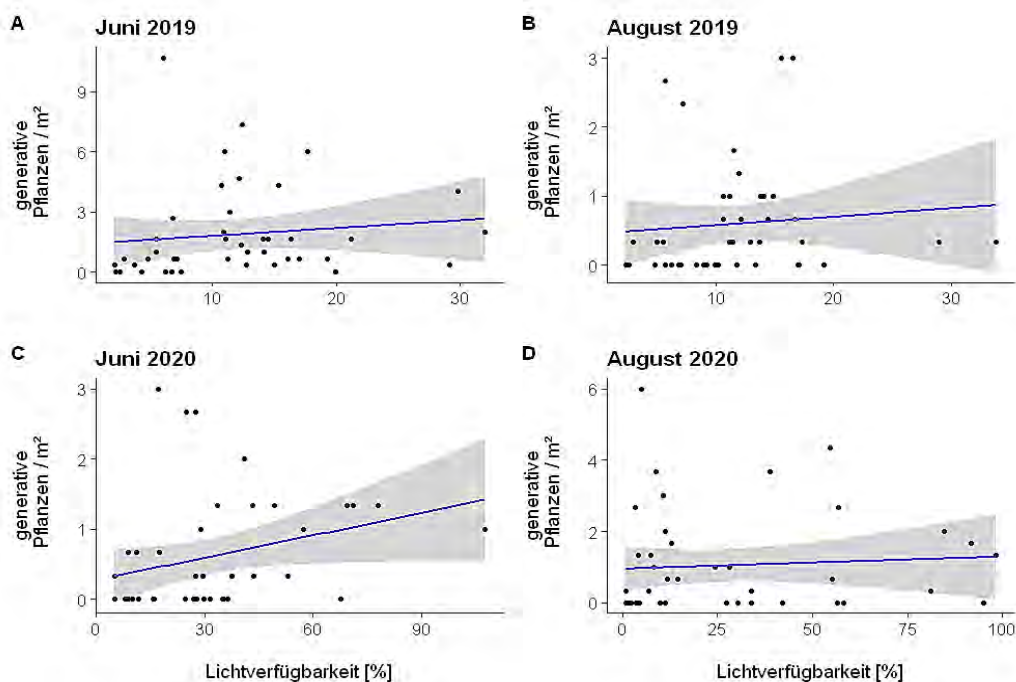


Abb. 27: Korrelation von Lichtverfügbarkeit in ((PAR auf Rosettenebene / PAR über Bestand) *100) und der Abundanz von generativen Individuen von *Jacobaea aquatica* auf den Versuchspartzellen.

Die im Juni und August jeweils vor der Mahd erfasste Zahl an vegetativen Individuen von *J. aquatica* streute stark und zeigte keine signifikanten Korrelationen zur verfügbaren PAR (Abb. 26). Der stärkste Zusammenhang ließ sich dabei im Juni 2020 feststellen (Pearson-Korrelationskoeffizient: 0,33).

Die im Juni und August 2020 vor der Mahd durchgeführten Lichtmessungen ergaben nur schwache Korrelationen mit der Anzahl der zu den Zeitpunkten vorhandenen generativen Individuen von *J. aquatica* (Abb. 27). Ebenso wie beim Vorkommen vegetativer Individuen zeigte sich im Juni ein engerer Zusammenhang als im August (Pearson-Korrelationskoeffizient: 0,3).

3.2.7 Samenbankentwicklung

Beim Vergleich der Bodensamenvorräte vom Versuchsbeginn bis zum Anfang des vierten Versuchsjahres kam es in allen Varianten zu einem numerischen Rückgang (Abb. 28). Da von jeder der sieben Versuchsorte zur Vermeidung von Pseudoreplikationen jeweils nur eine große Mischprobe als Wiederholung entnommen wurde, führten einzelne, von der Gesamtentwicklung abweichende Versuchsflächen dazu, dass die beobachteten Veränderungen nicht signifikant waren. Trotzdem ging der Bodensamenvorrat in drei der Varianten signifikant zurück. Zu deutlichen Abnahmen kam es bei den Bekämpfungsstrategien gemulchten Vierschnittvariante mit 40 m³ Gülle (2017: 787, 2020: 141 Samen m⁻²; 82 % Rückgang), und ‚Ausstechen‘ (2017: 559; 2020: 149 Samen m⁻²; 73 % Rückgang). Signifikant war zudem auch der Rückgang in der allgäutypischen Referenz (2017: 653 Samen/m²; 2020: 181 Samen m⁻²; 72 % Rückgang). Nicht signifikant war die Abnahme des Samenpotentials bei der intensiven Vierschnittvariante mit 60 m³ Gülle (2017: 409, 2020: 173 Samen m⁻²; 58 % Rückgang), und bei der Dreischnittbehandlung (2017: 322, 2020: 126 Samen m⁻²; 61 % Rückgang). Kaum verändert hatte sich der Bodensamenvorrat in der zweischürigen Variante (2017: 362, 2020: 275 Samen m⁻²; 24 % Rückgang).

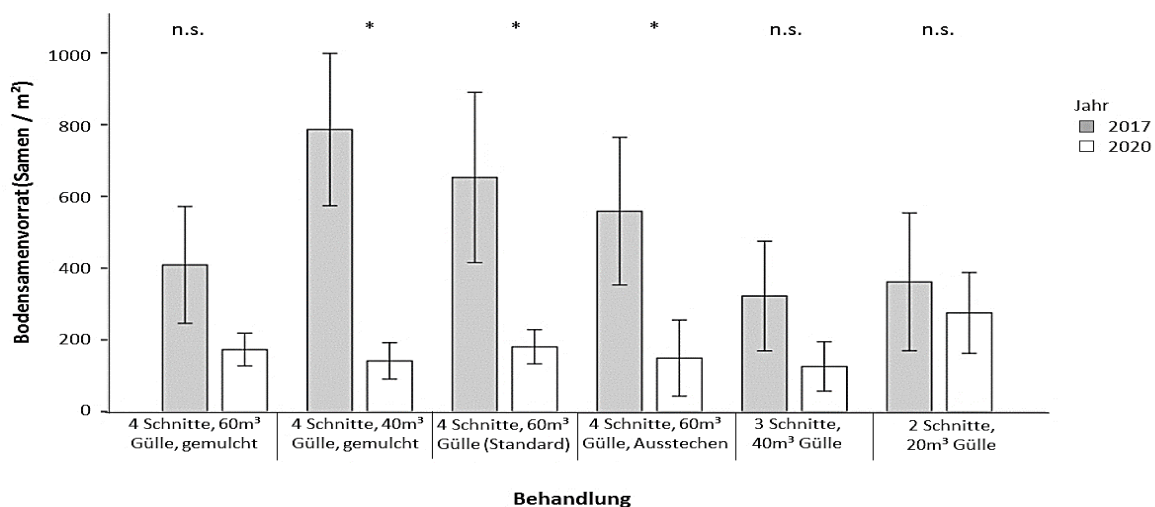


Abb. 28: Entwicklung des Bodensamenvorrates von *Jacobaea aquatica* in den verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten vom Versuchsbeginn im Frühjahr 2017 bis Frühjahr 2020 (Mittelwerte \pm SE). Vergleich mit dem zweiseitigen Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test für Paardifferenzen (*: $0,05 < p < 0,01$).

3.2.8 Diskussion

Das wohl wichtigste Ergebnis der Parzellenversuche zu Schnitt, Düngung und Ausstechen war, dass es in allen Varianten vom ersten zum letzten Versuchsjahr zu einem signifikanten Rückgang des *J. aquatica* Besatzes kam. Möglicherweise hatte die etwas trockenere Witterung der Versuchsjahre einen Einfluss auf diese Entwicklung. Dass die Sommerniederschläge im Gebiet nur um 6 % und die Ganzjahresniederschläge um 8 % unter dem langjährigen Mittel von 1981–2010 lagen, lässt allerdings vermuten, dass dieser Faktor die beobachteten Abnahmen nicht alleine verursacht hat, sondern dass auch die konsequente Umsetzung der Behandlungsvarianten einen Einfluss hatte. Insgesamt lag die Dichte vegetativer und generativer Pflanzen zusammen in den ökologisch bewirtschafteten Flächen mit 6,2 bzw. 4,6 Individuen m⁻² im Sommer 2017 und 2020 weit unter dem Besatz in den durch Suter und Lüscher (2011) und Bassler et al. (2017) gefundenen Werten und kann deshalb als eher mäßig verunkrautet eingestuft werden. Trotzdem hatte die Bewirtschaftungsintensität einen signifikanten Einfluss auf die Individuendichte von *J. aquatica* in den Versuchspartellen ($p < 0,001$).

Der stärkste Rückgang an vegetativen Rosetten wurde bei vierfachem Schnitt mit anschließendem Ausstechen und bei dreimaligem, eng an die Blühzeiten von *J. aquatica* angepasstem Schnitt erreicht. In beiden Varianten lag die Rosettenzahl im vierten Jahr unter 20 % des Ausgangswertes. Auch die Zahl generativer Pflanzen war in der Dreischnittvariante signifikant reduziert und in der Ausstechvariante war die Zielart im vierten Jahr fast gar nicht mehr zu finden. Auch in der Zweischnittvariante war der Rückgang vegetativer und generativer Pflanzen signifikant, er war aber weniger stark als in den Varianten mit Ausstechen und dreimaligem Schnitt. Die Vierschnittvarianten mit 40 und 60 m² Gülle und zweimaligem Mulchschnitt unterschieden sich nicht von der allgäutypischen Behandlung (ohne Mulchschnitte).

Ergebnisse von Bassler et al. (2013) liefern eine Erklärung dafür, warum die zweisechürige Variante insgesamt einen schlechteren Regulierungserfolg zeigte als die Dreischnittvariante und das Ausstechen. Im Versuch von Bassler et al. (2013) kam es zu einer starken Zunahme der Individuendichten auf zweisechürigen Wiesen bei Schnitt im Juni und September, ein leicht rückläufiger Besatz wurde dagegen dann beobachtet, wenn der Schnitt im Juli und August jeweils genau vor der Hauptblüte erfolgte. Bei den eigenen Untersuchungen erfolgte der zweite Schnitt jedoch erst im Oktober, die Blüte und Samenproduktion im Hoch- und Spätsommer wurde also nicht verhindert. Dieser Vergleich zeigt, wie wichtig neben der Schnittfrequenz auch der richtige, auf Vermeidung der Samenbildung ausgerichtete Schnittzeitpunkt bei der Regulierung von *J. aquatica* ist. Ähnliche Erfolge hatte auch Bedenik (2015) bei vierjährigen Versuchen im Demoprojekt Öschlesee bei Kempten. Dort führte eine zweisechürige Mahd mit Grüngutbergung im Juni und August von 50 % *J. aquatica* Deckung im Frühjahr und 30 % im Herbst zu nur 4 bzw. 7 % Deckung im vierten Versuchsjahr.

Dass diese Strategie der Mahd direkt vor der Blüte auch bei drei Schnitten gut funktioniert, belegen die signifikant rückläufigen Zahlen an vegetativen Rosetten und blühenden Pflanzen in der dreisechürigen Variante mit Mahd im Juli, August und Oktober. Vergleichbare Erfolge erzielten Bassler et al. (2016) mit genau der gleichen Behandlung

über fünf Jahre, wobei die Dichte an Pflanzen um 70 % reduziert werden konnte. Eine weitere Reduktion der Nutzungsfrequenz kann zwar durchaus zu weiteren Erfolgen bei der Verringerung des Besatzes an *J. aquatica* führen, wie die einschürige Variante von Bassler et al. (2016) sowie die Brachevariante von Gehring und Thyssen (2016) und Bedenik (2015) gezeigt haben. Dieser Bekämpfungserfolg bei nur einschüriger Mahd ist aber unsicher (Suter und Lüscher 2011, Bedenik 2015, Gehring und Thyssen 2016a) und es kommt gleichzeitig zu deutlichen Verlusten beim Ertrag, Futterwert und bei der Artenvielfalt (Bassler et al. 2016).

Auch in den Vierschnittvarianten kam es zu signifikanten Abnahmen von *J. aquatica*. Die Strategie, zwei Mähgänge als Mulch im Bestand liegen zu lassen, brachte keine erkennbaren Vorteile gegenüber der Grüngutbergung, die bei der allgäutypischen Referenz realisiert wurde. Das im Bestand verbleibende Schnittgut reichte in der Regel nicht aus, um deutliche Beschattungseffekte zu erzeugen.

Dass Ausstechen die vielleicht wirksamste Methode zur Eindämmung von *J. aquatica* ohne Einsatz von chemisch-synthetischen Herbiziden ist (Gehring und Thyssen 2016a), wurde durch die vorliegende Studie bestätigt. Die Autoren verzeichneten bei regelmäßigem Ausstechen über vier Jahre im Demoprojekt Öschlessee einen Rückgang der relativen Deckung von *J. aquatica* von 35 % zu Versuchsbeginn im Frühjahr 2011 auf 6 % im Frühjahr 2015.

Da die Samenbank vor allem unter ungünstigen Entwicklungsbedingungen im Bestand das Überleben der Population sichert, stellten die Samenbankanalysen eine wichtige Ergänzung zu den Ergebnissen der Freilandhebungen dar. Die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsvarianten auf den Bodensamenvorrat wurden in dieser Studie zum ersten Mal wissenschaftlich untersucht.

Wie die Individuenzahlen im Bestand lagen auch die Bodensamenvorräte im Mittel mit 515 keimfähigen Samen m^{-2} (Medianwert 360 Samen m^{-2}) etwas unter den aus der Literatur bekannten Werten. Die einzelnen Untersuchungsgebiete variierten von 65 bis 710 Samen m^{-2} . Die Vergleichswerte bei Bassler et al. (2011) lagen je nach Standort bei 560–2070 Samen m^{-2} und bei Suter und Lüscher (2012) im Durchschnitt bei 1140 m^{-2} (360–1880 m^{-2}). Bei den eigenen Untersuchungen lagen die in den Bodenproben ermittelten Samenzahlen um den Faktor 50–100 über den Individuendichten im Bestand. Dass diese Werte deutlich über dem Verhältnis von 20–50:1 bei Suter und Lüscher (2012) und über dem Quotient 5:1 bei Bassler et al. (2011) lagen, ist vermutlich auf die sehr aufwändige Analyse in der vorliegenden Studie zurückzuführen.

Bei der Interpretation der Samenbankergebnisse ist zu bedenken, dass die Zweitbeprobung aus methodischen Gründen schon nach drei Bewirtschaftungsjahren erfolgte. Der signifikante Effekt der „Ausstech“-Variante auf den Bodensamenvorrat war zu erwarten, da bei der viermal jährlich durchgeführten Ausstechbehandlung durch erfahrene Bearbeiter wohl der größte Teil der Pflanzen erkannt und erfolgreich entfernt wurde. Unerwartet ist jedoch der deutliche Unterschied zwischen den beiden Vierschnittvarianten mit je zweimaliger Grüngutabfuhr und zweimaligem Mulchschnitt. Trotz sehr ähnlicher Abundanz an blühenden Individuen und annähernd gleicher Anzahl an Blütenköpfen pro Pflanze (s. Kapitel 4.3) zeigte nur die weniger stark gedüngte Variante eine signifikante Verringerung des Samenvorrates. Der deutliche Rückgang in der allgäutypischen Vierschnittvariante könnte darauf zurückzuführen sein, dass sich auch die im

Versuchszeitraum aufgetretenen Trockenphasen ungünstig auf die Samenvorräte des Wasser-Greiskrauts ausgewirkt hat. Bei der Dreischnittnutzung, die im Bestand zu einer sehr erfolgreichen Reduktion von *J. aquatica* führte, keimten aus zwei Samenbankproben zu beiden Zeitpunkten gar keine Samen und bei einer weiteren Probe blieb die Samendichte unverändert. Der numerische Rückgang des Bodensamenvorrates um 61 % und die mit $p = 0,068$ knapp verpasste Signifikanz suggerieren jedoch, dass mit einer größeren Zahl an Versuchsorten auch eine statistische Absicherung dieses Rückgangs möglich gewesen wäre. Bei der Zweischnittvariante kam es nur zu einer geringfügigen Abnahme der Bodensamenvorräte. Offensichtlich ermöglichte das lange Mahdintervall Juli–Oktober hier doch einen vergleichsweise guten Reproduktionserfolg.

3.3 Case-Control-Versuche im konventionellen Landbau

3.3.1 Aufbau und Durchführung der Versuche



Abb. 29: Versuchsort Eschenlohe in der Case-Control-Studie im konventionellen Landbau (Foto: J. Ditton).

Die Auswahl der Versuchsorte für die Case-Control-Studie auf konventionell bewirtschaftetem Grünland fand im Frühjahr 2017 im Landkreis Weilheim und im Allgäu statt. Auch hier wurden sieben Versuchsfelder ausgewählt, die sich wegen der homogenen Verteilung der Zielart für die Studie besonders eignen (Tab. 4).

Tab. 4: Charakterisierung der Versuchsorte in der Case-Control-Studie: Höhe über NN, Jahresmitteltemperatur und mittlerer jährlicher Niederschlag aus www.climate-data.org, Bodentyp aus Bodenübersichtskarte LfU.

Region	Versuchsort	Höhe [m ü. NN]	Temp. [°C]	Niederschlag [mm/J.]	Bodentyp
Pfaffenwinkel	Eschenlohe	639	8,3	965	Niedermoor
Allgäu	Betzigau	724	6,8	1013	Auengley
Allgäu	Westerhofen	746	6,9	1035	Anmoorgley
Pfaffenwinkel	Bad Kohlgrub	825	7,3	1035	Braunerde
Pfaffenwinkel	Saulgrub	855	7,2	1045	Braunerde
Allgäu	Sulzberg	901	6,1	1048	Niedermoor

Das betriebsangepasste Versuchsdesign (Tab. 5) der Case-Control-Studien wurde in Kooperation mit den beteiligten Landwirten und den jeweiligen Fachberatern der

Landwirtschaftsämter entwickelt. Auf jeder Versuchsfläche wurden zwei 10 x 10 m² große Parzellen, eine Kontroll- sowie eine Behandlungsparzelle, eingerichtet, die Eckpunkte mit Rundstäben markiert und die GPS-Koordinaten eingelesen. Die Kontrollparzellen wurden während der vier Versuchsjahre wie die umgebende Wiesenfläche von den Landwirten mitbewirtschaftet, allerdings ohne direkte Bekämpfungsmaßnahmen gegen *J. aquatica*. Auf der zweiten Parzelle wurden an die Verunkrautung der Versuchsorte angepasste Behandlungen durchgeführt. Um verschiedene Regulierungsmaßnahmen im Vergleich testen zu können, wurden die Behandlungsparzellen an einzelnen Versuchsorten nochmals unterteilt. Die Regulierungsmaßnahmen umfassten als Kernmaßnahmen Ausdunkelung, Ausstechen und die Flächenbehandlung mit Herbiziden. Als flankierende Maßnahmen erfolgten standortangepasste Stickstoff-Düngemaßnahmen und Nachsaat mit einer für Feuchtwiesen konzipierten Eigenmischung (s.u.).

Die temporäre Ausdunkelung auf vier der Versuchsorte erfolgte durch jeweils einen späten Mulchschnitt im Herbst 2017 und 2018 und durch einen späten Schnitt mit anschließender, intensiver Nachsaat im Jahr 2019. 2020 wurden die Flächen wieder in die reguläre Nutzung der Landwirte überführt und die nachhaltige Wirkung der vorherigen Behandlungen auf *J. aquatica* zu überprüfen.

Für die Herbizidbehandlungen auf vier Versuchsorten wurden die Präparate Simplex®, Lontrel 600® und Vivendi 100® eingesetzt. Simplex® enthält als Wirkstoffe 100 g/l Fluroxypyr und 30 g/l Aminopyralid und ist ein breit wirksames Herbizid zur Bekämpfung von zweikeimblättrigen Unkräutern auf Wiesen und Weiden. Vivendi 100® und Lontrel 600® basieren auf dem Wirkstoff Clopyralid und werden als systemische Nachlaufherbizide in Ackerbau- und Dauerkulturen eingesetzt. Im Gegensatz zur Wirkstoffkombination aus Fluroxypyr und Aminopyralid zeichnet sich der Wirkstoff Clopyralid (100 bzw. 600 g/l) durch eine selektivere dikotyle Wirkung aus. Das Präparat Simplex® wurde für die Behandlungen aufgrund seiner in der Beratung bekannt guten Wirksamkeit gegenüber *Senecio*-Arten ausgewählt. Die Präparate Vivendi 100® und Lontrel 600® wurden im Vergleich eingesetzt, um eine gegebenenfalls selektivere Wirkung gegen *J. aquatica* mit einer geringeren Beeinflussung des Grünlandbestandes zu erzielen. Beide Präparate unterscheiden sich lediglich in der Wirkstoffkonzentration und sind ansonsten gleichwertig. Die eingesetzte Aufwandmengen waren für Simplex® 2,0 l/ha (200 g/ha Fluroxypyr + 60 g/ha Aminopyralid) und für Vivendi 600® 0,2 l/ha bzw. Lontrel 100® 1,2 l/ha (120 g/ha Clopyralid). Die Flächenbehandlungen wurden im Herbst 2017, also erst nach dem letzten Schnitt der jeweiligen Versuchsflächen, mit einer Parzellenspritze (Fab. Schachtner, Druckluft-Spritze, elektrisch angetrieben, 3 m Arbeitsbreite) durchgeführt. Im weiteren Versuchsverlauf wurden zu jedem Aufwuchs eine bedarfsorientierte, mineralische Stickstoffdüngung mit Kalkammonsalpeter (27 % N) ausgebracht und mit einer Nachsaatmischung (Eigenmischung, Nachsaat für Feuchtwiesen bestehend aus *Festuca pratensis* 41,7 %, *Lolium perenne* 31,3 %, *Festuca rubra* 6,3 %, *Alopecurus pratensis* 5,6 %, *Phleum pratense* 4,2 %, *Trifolium repens* 6,9 % und *Trifolium hybridum* 4,2 % nachgesät, um eine dichte Grasnarbe zur Unterdrückung von *J. aquatica* Keimlingen zu fördern.

Aufgrund der relativ geringen Ausgangsdichte von *J. aquatica* bzw. des ertragsschwachen, aber sehr artenreichen Grünlandbestandes wurden auf den Versuchsorten Saulgrub und

Betzigau keine chemischen Regulierungsmaßnahmen durchgeführt. In Saulgrub wurde die Kernmaßnahme Ausstechen (Fab. Fiskars, SmartFit™ Teleskop-Unkrautstecher) durch eine ergänzende Stickstoffdüngung und Nachsaat unterstützt. Am Versuchsort Betzigau ‚hinten‘ wurde das Ausstechen als Ergänzungsmaßnahme im Vergleich zur Ausdunkelung ohne mechanische Einzelpflanzenbekämpfung durchgeführt. Auf den Versuchsorten Westerhofen und Sulzberg erfolgte eine vergleichende Regulierung durch einen Herbizideinsatz bzw. durch Ausdunkelung, indem die Versuchspartellen geteilt wurden.

Für die Erhebung der Abundanz von *J. aquatica* wurden pro Parzelle 20 Zählkreise mit je 0,56 m² Fläche durch Einmessung dauerhaft etabliert. In diesen Zählkreisen wurden zweimal jährlich, im Juli und Oktober, alle *J. aquatica*-Individuen, getrennt nach vegetativen und generativen Pflanzen, gezählt. Für die Auswertung der Auszählungen wurde eine verteilungsfreie Statistik als Rangvarianzanalyse mit der Methode Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (95% t Interval) verwendet.

Auf den Versuchsorten wurde jährlich im Frühjahr vor dem ersten Schnitt die Vegetation der Versuchspartelle aufgenommen. Da die kleinste Behandlungspartelle 2,5 x 10 m² betrug, wurde für jede Parzelle ein 2,5 x 10 m² Streifen für die Vegetationserhebung ausgemessen. Die Aufnahme erfolgte identisch wie bei den ökologisch bewirtschafteten Versuchen (s. 4.2.1).

Für die Bestimmung des PA/PANO-Gehaltes im Aufwuchs wurden jeweils zwei Zählkreise aus einer Behandlung zu einer Mischprobe zusammengefasst. Die gesamte Biomasse der Zählkreise wurde auf 5 cm Höhe geerntet, getrocknet und auf 0,5 mm Partikelgröße gemahlen. Zudem wurden zur Futterwertanalyse Mischproben von jedem Versuchsort und jeder Behandlung genommen, um den Einfluss der Bekämpfung von *J. aquatica* auf die Futtermittelqualität beurteilen zu können.

Tab. 5: Regulierungskonzepte der konventionellen Versuchsorte mit Erläuterung der durchgeführten Behandlungen.

Versuchsort	Kernkonzept	Variante	Hauptbehandlung und flankierende Maßnahmen
Eschenlohe (EL)	Chemische Regulierung	EL-1 EL-2	<ul style="list-style-type: none"> • Simplex (2,0 l/ha) im Herbst 2017, Teilparzelle (5x10 m), • Lontrel 600 (0,2 l/ha) im Herbst 2017, Teilparzelle (5x10 m) mit Nachsaat (2x 25 kg/ha) im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 und N-Düngung (21,6 kg N/ha) zum 1., 2. und 3. Aufwuchs • mech. Einzelpflanzenbehandlung durch Ausstechen 2020
Bad Kohlgrub (BK)	Chemische Regulierung	BK-1 BK-2	<ul style="list-style-type: none"> • Simplex (2,0 l/ha) im Herbst 2017, Teilparzelle (5x10 m) • Lontrel 600 (0,2 l/ha) im Herbst 2017, Teilparzelle (5x10 m) mit Nachsaat (2x 25 kg/ha) im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 und N-Düngung (32,4 kg N/ha) zum 1. Aufwuchs • mech. Einzelpflanzenbehandlung durch Ausstechen 2020
Saulgrub (SG)	Ausstechen	SG-1	<ul style="list-style-type: none"> • mech. Einzelpflanzenbehandlung durch Ausstechen • Nachsaat (2x 25 kg/ha) im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 • N-Düngung (25,7 kg N/ha) zum 1. und 2. Aufwuchs
Westerhofen (WH)	a) Ausdunkeln b) Chemische Regulierung	WH-1 WH-2 WH-3	<ul style="list-style-type: none"> • keine Schnittnutzung von 2017 bis 2019, Teilparzelle (5x10 m) mit Mulchen im Herbst 2017/2018 bzw. Schnitt im Herbst 2019 und Nachsaat (2x 50 kg/ha) im Herbst 2019 und Frühjahr 2020 • Simplex (2,0 l/ha) im Herbst 2017, Teilparzelle (2,5x10 m) • Vivendi 100 (1,2 l/ha) im Herbst 2017, Teilparzelle (2,5x10 m)

Versuchsort	Kernkonzept	Variante	Hauptbehandlung und flankierende Maßnahmen
			mit Nachsaat (2x 25 kg/ha) im Herbst 2017/ Frühjahr 2018 und N-Düngung (24,3 kg N/ha) zum 1., 2. und 3. Aufwuchs <ul style="list-style-type: none"> • mech. Einzelpflanzenbehandlung durch Ausstechen 2020
Sulzberg (SB)	a) Ausdunkeln	SB-1	<ul style="list-style-type: none"> • keine Schnittnutzung von 2017 bis 2019, Teilparzelle (5x10 m) mit Mulchen im Herbst 2017/2018 bzw. Schnitt im Herbst 2019 und Nachsaat (2x 50 kg/ha) im Herbst 2019 und Frühjahr 2020
	b) Chemische Regulierung	SB-2	<ul style="list-style-type: none"> • Simplex (2,0 l/ha) im Herbst 2017, Teilparzelle (2,5x10 m), • Vivendi 100 (1,2 l/ha) im Herbst 2017, Teilparzelle (2,5x10 m) mit Nachsaat (2x 25 kg/ha) im Herbst 2017/ Frühjahr 2018 und N-Düngung (29,7 kg N/ha) zum 1. Aufwuchs • mech. Einzelpflanzenbehandlung durch Ausstechen 2020
		SB-3	
Betzigau „vorne“ (BGv)	- Ausdunkeln	BG-1	<ul style="list-style-type: none"> • keine Schnittnutzung von 2017 bis 2019 mit Mulchen im Herbst 2017/2018 bzw. Schnitt im Herbst 2019 und Nachsaat (2x 50 kg/ha) im Herbst 2019 und Frühjahr 2020
Betzigau „hinten“ (BGh)	a) Ausdunkeln	BG-2	<ul style="list-style-type: none"> • keine Schnittnutzung von 2017 bis 2019, Teilparzelle (5x10 m) mit Mulchen im Herbst 2017/2018 bzw. Schnitt im Herbst 2019 und Nachsaat (2x 50 kg/ha) im Herbst 2019 und Frühjahr 2020
	b) Ausdunkeln und Ausstechen	BG-3	<ul style="list-style-type: none"> • keine Schnittnutzung von 2017 bis 2019, Teilparzelle (5x10 m) mit Mulchen im Herbst 2017/2018 bzw. Schnitt im Herbst 2019, Nachsaat (2x 50 kg/ha) im Herbst 2019 und Frühjahr 2020 und mech. Einzelpflanzenbehandlung durch Ausstechen

3.3.2 Befallsentwicklung auf den Kontrollflächen

Die Besatzdichte mit *J. aquatica* lag im Mittel über den gesamten Versuchszeitraum und allen Versuchsorten bei 1,5 Pfl. m⁻². Die Versuchsorte Saulgrub (SG) und Eschenlohe (EL) zeichneten sich dabei durch einen relativ geringen Besatz (0,2 bzw. 0,5 Pfl. m⁻²) aus, während die Versuchsorte Betzigau „hinten“ (BGh) und Westerhofen (WH) mit 4,0 bzw. 2,2 Pfl. m⁻² einen deutlich höheren Besatz aufwiesen. Im Vergleich über alle Versuchsorte lag das Verhältnis von vegetativen zu generativen Pflanzen im Mittel bei 2:1 über die gesamte Versuchsperiode. Die Abundanz von *J. aquatica* zeigte erhebliche Schwankungen zwischen den Jahren und innerhalb der Vegetationsperioden. So wurden im Juli im Vergleich zum Oktober mehr als doppelt so viele Pflanzen festgestellt, was vor allem durch eine höhere Dichte an vegetativen Pflanzen im Sommer im Vergleich zum Herbst begründet war. Gegenüber einer mittleren Abundanz von 1,5–1,9 Pfl. m⁻² in den ersten drei Versuchsjahren sank die Besatzdichte im letzten Versuchsjahr mit nur noch 0,7 Pfl. m⁻² erheblich ab. Die absolut geringsten Besatzdichten wurden im Sommer 2020 festgestellt. Insgesamt zeigten die Auszählungen eine sehr hohe Streubreite, so dass eine statistische Absicherung nur bei erheblichen Unterschieden möglich war.

Tab. 6: Entwicklung der Abundanz von *Jacobaea aquatica* auf den Kontrollflächen; Mittelwerte (MW), Standardabweichung (SD) und statistische Absicherung (Stat.) Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with *t* Distribution, 95% *t* interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede); Bezeichnung der Versuchsorte vgl. Tab. 5.

	Versuchsorte							
	BGh	BGv	BK	EL	SB	SG	WH	Alle
	Generative Pflanzen, 2017 - 2020							
MW	0,6	0,8	0,4	0,2	0,6	0,1	1,0	0,5
SD	0,8	1,3	0,4	0,2	0,4	0,2	1,2	0,4
Stat.	ab	ab	ab	ab	b	a	b	

	Versuchsorte							
	BGh	BGv	BK	EL	SB	SG	WH	Alle
	Vegetative Pflanzen, 2017 - 2020							
MW	3,4	0,7	0,4	0,3	0,6	0,1	1,2	1,0
SD	3,6	1,4	0,4	0,3	0,6	0,1	0,9	0,9
Stat.	c	ab	abc	ab	abc	a	bc	
	Vegetative und generative Pflanzen, 2017 - 2020							
MW	4,0	1,5	0,7	0,5	1,2	0,2	2,2	1,5
SD	3,4	2,7	0,4	0,3	0,8	0,2	1,3	1,0
Stat.	e	bc	bc	ab	cd	a	de	
	Jahrgang und Erhebungsperiode							
	2017	2017	2018	2018	2019	2019	2020	2020
	Juli	Okt.	Juli	Okt.	Juli	Okt.	Juli	Okt.
	Vegetative und generative Pflanzen							
MW	2,9	0,9	2,4	0,7	2,5	1,2	0,5	0,8
SD	2,8	0,7	2,6	0,9	3,7	0,8	0,6	0,8
Stat.	d	abcd	cd	ab	bcd	abcd	a	abc
	Jahrgang							
	2017	2018		2019		2020		
	Vegetative und generative Pflanzen							
MW	1,9	1,5		1,9		0,7		
SD	2,2	2,1		2,7		0,7		
Stat.	b	ab		b		a		
	Erhebungsperiode							
	Juli				Oktober			
	Generative Pflanzen		Vegetative Pflanzen		Generative Pflanzen		Vegetative Pflanzen	
MW	0,6		1,5		0,5		0,4	
SD	0,9		2,3		0,7		0,8	
Stat.	ab		b		a		a	
	Vegetative und generative Pflanzen				Vegetative und generative Pflanzen			
MW	2,1				0,9			
SD	2,7				0,8			
Stat.	b				a			

3.3.3 Befallsentwicklung auf den Managementflächen

Im ersten Versuchsjahr 2017 lag die Abundanz von *J. aquatica* auf den Kontrollparzellen im Mittel bei 2,9 Pfl. m⁻², während die Managementflächen einen Besatz von 4,0 Pfl. m⁻² aufwiesen. Aufgrund der starken Streuung (SD 2,8 bzw. 2,9 Pfl. m⁻²) ist dieser Unterschied in den Besatzdichten zwischen den Kontroll- und Managementflächen in der ersten Vegetationsperiode nicht signifikant unterschiedlich. Ein Vergleich der Besatzdichte zwischen den Kontroll- und Managementparzellen ist für den Versuchsverlauf möglich. Die Besatzunterschiede zwischen den Versuchsorten waren statistisch nicht abzusichern. Für die Bewertung der Managementeffekte ist die Versuchsperiode 2018 bis 2020 ausschlaggebend, weil die chemische Regulierung mit der Herbizidbehandlung erst im Herbst 2017 nach dem letzten Schnitt erfolgte und auch die kulturtechnischen Maßnahmen in der ersten Vegetationsperiode noch keine ausreichende Wirkung entfalten konnten. Die folgenden Ergebnisse der Managementmaßnahmen beziehen sich daher auf die Versuchsperiode 2018 bis 2020.

An den Versuchsorten Eschenlohe, Bad Kohlgrub, Westerhofen und Sulzberg wurde aufgrund einer relativ hohen Besatzdichte von *J. aquatica* und eines leistungsfähigen Grünlandbestandes eine chemische Kontrolle als Kernmaßnahme durchgeführt. Die Herbizidbehandlungen im Herbst 2017 wurden durch flankierende Maßnahmen (Nachsaat, mineralische N-Düngung) zum Schließen der Narbenlücken und zur Förderung der

Bestandesentwicklung ergänzt. Im Versuchsjahr 2020 wurden an allen Versuchsorten auftretende *J. aquatica* Einzelpflanzen durch mechanische Einzelpflanzenbehandlung bzw. Ausstechen reguliert (vergl. Tab. 5).

Im Mittel über die Versuchsperiode 2018–2020 konnte durch die chemische Regulierung eine signifikante Reduktion der *J. aquatica* Dichte von 48 % (Simplex®-Behandlung) bzw. 63 % (Vivendi® bzw. Lontrel®) gegenüber der Kontrolle erzielt werden. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Herbizidbehandlungen mit Simplex® im Vergleich zu Vivendi® bzw. Lontrel® war nicht gegeben (Abb. 30).

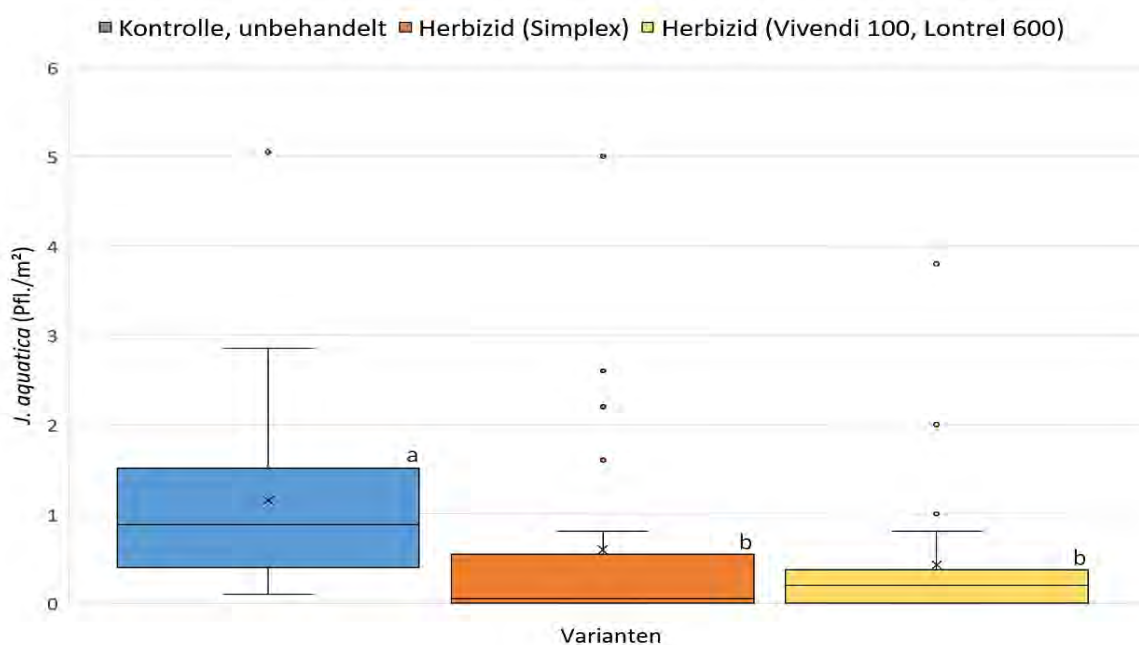


Abb. 30: Abundanz von *Jacobaea aquatica* im Vergleich der unbehandelten Kontrollen und chemischen Regulierungsmaßnahmen in der Versuchsperiode 2018 bis 2020; Mittelwerte je Versuchsort und Erhebungsperiode, Box-Plot-Verteilungscharakteristik und statistische Absicherung Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with *t* Distribution, 95% *t* interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).

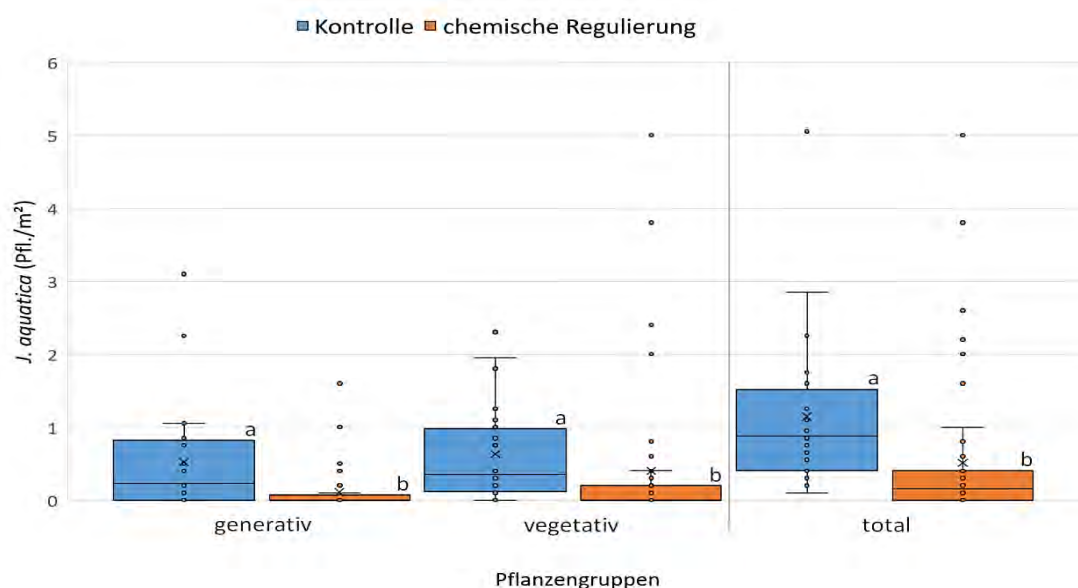


Abb. 31: Einfluss der chemischen Regulierung auf unterschiedliche Pflanzengruppen von *Jacobaea aquatica* in der Versuchsperiode 2018 bis 2020; Mittelwerte je Versuchsort und Erhebungsperiode, Box-Plot-Verteilungscharakteristik und statistische Absicherung Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with *t* Distribution, 95% *t* interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).

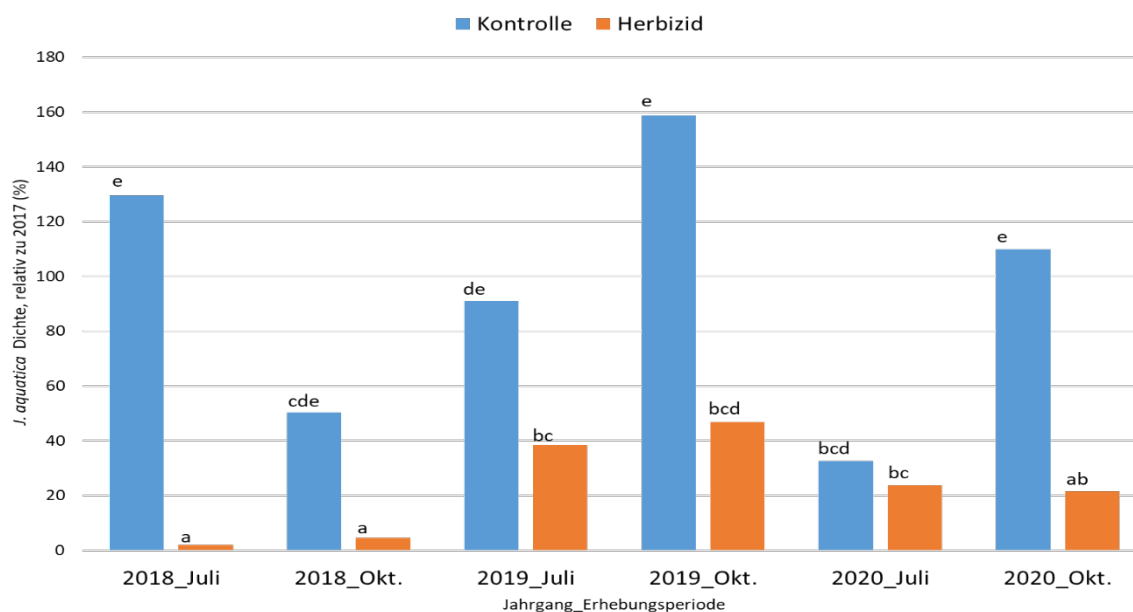


Abb. 32: Entwicklung der Abundanz von *Jacobaea aquatica* im Vergleich der unbehandelten Kontrollen und den Herbizidbehandlungen; Mittelwerte je Jahrgang und Erhebungsperiode mit statistischer Absicherung Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with *t* Distribution, 95% *t* interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).

Im Mittel über alle Herbizidbehandlungen wurde die Dichte der verschiedenen Entwicklungsstufen von *J. aquatica* unterschiedlich effektiv kontrolliert: Vegetative Pflanzen -36 % und generative Pflanzen -79 % gegenüber der Kontrolle. Im Mittel wurde die Dichte von *J. aquatica* durch die Herbizidbehandlung um 55 % reduziert (Abb. 31).

Im zeitlichen Verlauf zeigte sich bereits in der Vegetationsperiode 2019 eine gewisse Regeneration von *J. aquatica* in den Behandlungsvarianten. Die im Jahr 2020 zusätzlich vorgenommene mechanische Einzelpflanzenregulierung durch Ausstechen konnte die Regeneration stoppen bzw. verringern, so dass in der letzten Erhebungsperiode im Herbst 2020 noch eine abgesicherte Reduktion der Dichte von *J. aquatica* von 88 % im Mittel aller Managementmaßnahmen mit Herbizidbehandlungen gegenüber der Kontrolle festgestellt werden konnte (Abb. 32).

Die Kernmaßnahme Ausdunkeln wurde auf den Versuchsorten Westerhofen, Sulzberg und Betzigau (,vorne‘ und ,hinten‘) durchgeführt. Während der Ausdunkelungsphase von 2017 bis 2019 wurde auf eine Schnittnutzung in der Vegetationsperiode verzichtet. Der Aufwuchs wurde lediglich im Herbst 2017 und 2018 gemulcht, im Herbst 2019 erfolgte eine weitere Schnittnutzung zur Vorbereitung der Wiederaufnahme der betriebsüblichen Nutzung in der Vegetationsperiode 2020. Der Übergang in die Schnittnutzung wurde durch eine intensive Nachsaat im Herbst 2019 und Frühjahr 2020 unterstützt (vergl. Tab. 5).

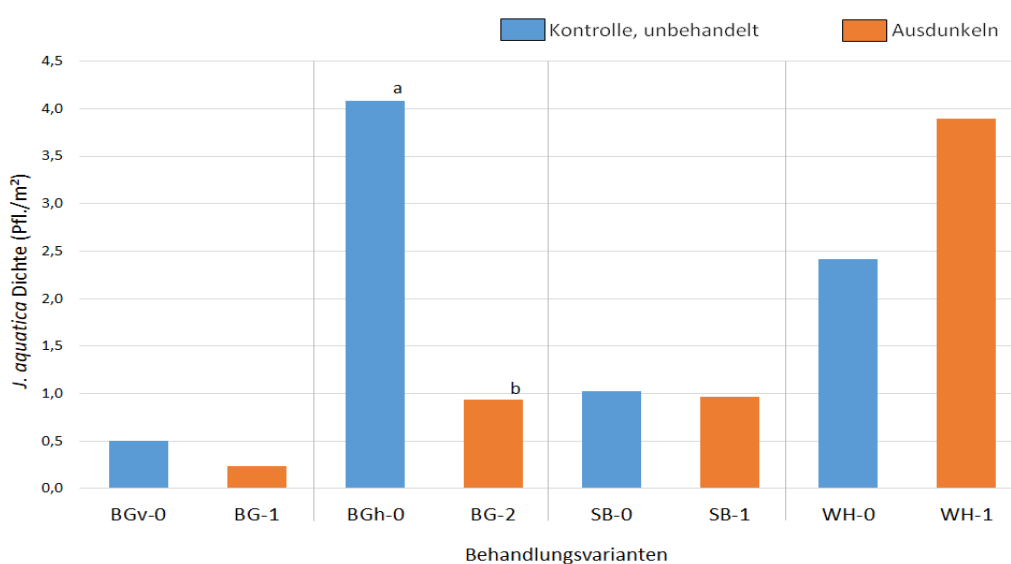


Abb. 33: Entwicklung der Abundanz von *Jacobaea aquatica* durch Ausdunkeln im Vergleich zu den unbehandelten Kontrollen (-0) in der Versuchsperiode 2018 bis 2020; Mittelwerte je Versuchsort und die Versuchsperiode 2018 bis 2020 mit statistischer Absicherung Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with *t* Distribution, 95% *t* interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede). Bezeichnung der Versuchsorte vgl. Tab. 5

Im Vergleich der Versuchsorte war der Effekt des Ausdunkelns sehr unterschiedlich (Abb. 33). Am Versuchsort Sulzberg (SB) war im Vergleich zur Kontrolle kein Einfluss auf die Abundanz von *J. aquatica* durch Ausdunkeln zu erkennen. In Westerhofen (WH) zeigte sich sogar eine gegenläufige Entwicklung. Lediglich in Betzigau kam es über die Versuchsperiode 2018 bis 2020 durch Ausdunkelung zu einer Reduktion der Abundanz von

J. aquatica. Aufgrund der hohen Streubreite der Auszählungen konnte die nominale Halbierung der Besatzdichte am Versuchsort Betzigau ‚vorne‘ (BGv) nicht abgesichert werden. Die Reduktion der Besatzdichte von *J. aquatica* in Betzigau ‚hinten‘ (BGh) um den Faktor 4 war dagegen signifikant (Abb. 33).

Der erhebliche Reduzierungseffekt in Betzigau ‚hinten‘ beruhte im Wesentlichen auf einem deutlich verminderten Besatz an vegetativen Pflanzen durch das Ausdunkeln. Aufgrund der jahrgangsspezifischen Entwicklung von *J. aquatica* fiel die Besatzdichte in der Kontrollparzelle in der Vegetationsperiode 2020 auf das Niveau der Behandlungsfläche ab. Die Abundanz von generativen Pflanzen zeigte 2020 in der Behandlungsvariante eine gewisse Erholungsphase (Abb. 34).

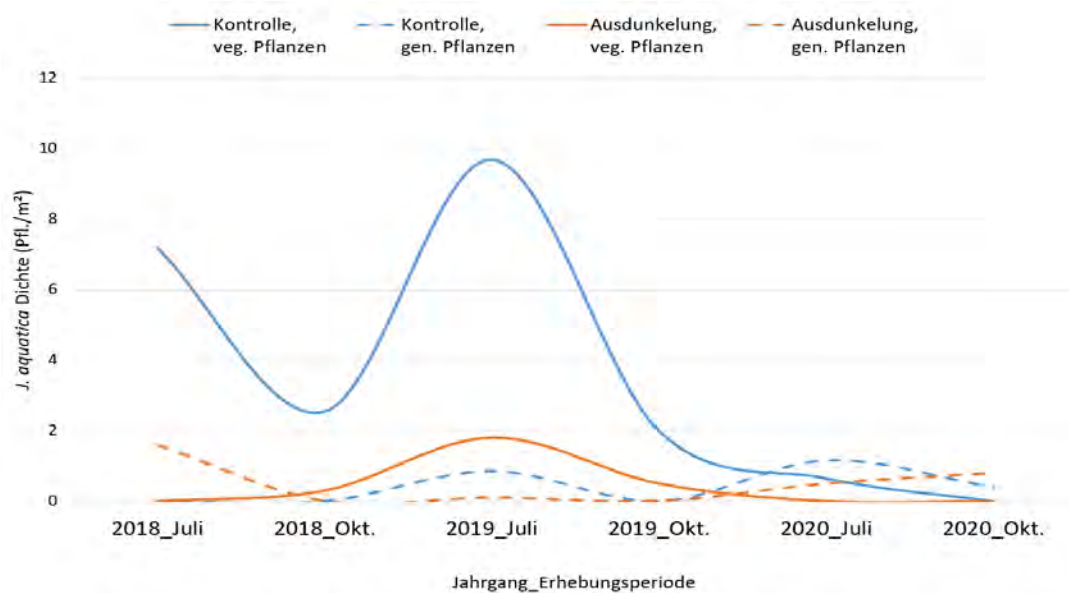


Abb. 34: Entwicklung der Abundanz von *Jacobaea aquatica* durch Ausdunkeln im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle am Versuchsort Betzigau ‚hinten‘; Mittelwerte je Erhebungsperiode.

Die mechanische Einzelpflanzenbekämpfung durch Ausstechen wurde als Kernmaßnahme an den Versuchsorten Saulgrub und Betzigau ‚hinten‘ durchgeführt. In Saulgrub wurde als Ergänzung eine Nachsaat im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 sowie eine Stickstoff-Düngung zum ersten und zweiten Aufwuchs im Versuchszeitraum vorgenommen. In Betzigau ‚hinten‘ handelte es sich um eine kombinierte Behandlung aus Ausdunkeln und Ausstechen. Die Kombination wurde gewählt, um die Lichtkonkurrenz des relativ schwachen Grünlandbestandes durch die Einzelpflanzenbekämpfung zu unterstützen. Im Mittel beider Versuchsorte wurde die Besatzdichte von *J. aquatica* in der Versuchsperiode 2018 bis 2020 im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle deutlich reduziert (Abb. 35). Die Anzahl vegetativer Pflanzen wurde im Mittel über beide Versuchsorte um 70 % reduziert. Die gesamte Anzahl an vegetativen und generativen Pflanzen wurde um 63 % verringert. Aufgrund der hohen Streubreite der Auszählungen konnte der Effekt auf die Anzahl generativer Pflanzen im Gegensatz zu der Anzahl vegetativer Pflanzen und der gesamten Pflanzenzahl von *J. aquatica* nicht statistisch abgesichert werden.

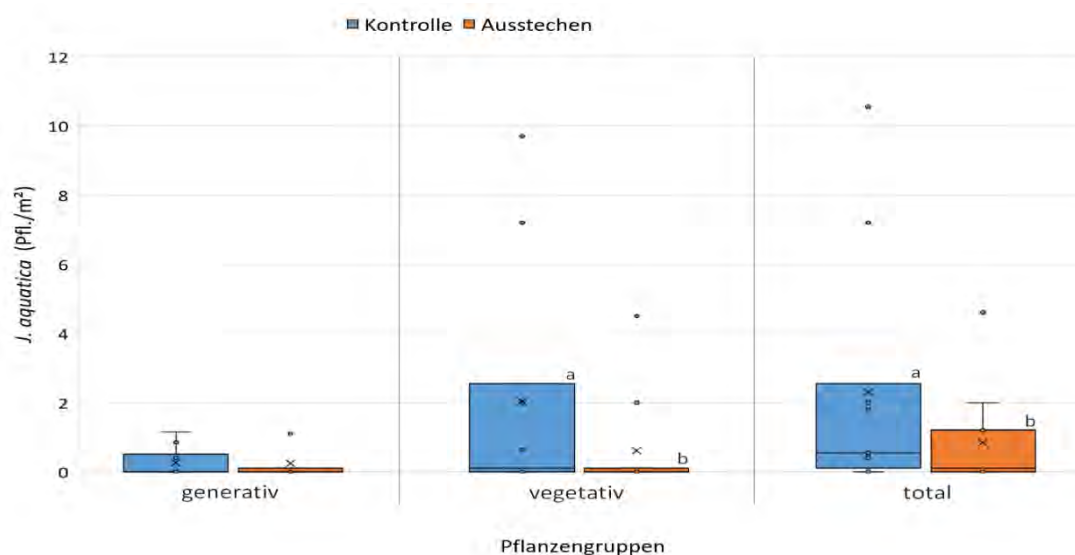


Abb. 35: Einfluss der mechanischen Regulierung durch Ausstechen auf unterschiedliche Pflanzengruppen von *Jacobaea aquatica* in der Versuchsperiode 2018 bis 2020; Mittelwerte je Versuchsort und Erhebungsperiode, Box-Plot-Verteilungscharakteristik und statistische Absicherung Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with *t* Distribution, 95% *t* interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).

3.3.4 Diskussion

Grundsätzlich waren alle Managementmaßnahmen mit den jeweiligen Kernmaßnahmen Ausdünnen, mechanische Regulierung bzw. Ausstechen und chemische Regulierung respektive Herbizideinsatz erfolgreich hinsichtlich der Reduktion der Abundanz von *J. aquatica*. Effizienz und Nachhaltigkeit der jeweiligen Maßnahmen variierten in Abhängigkeit von der spezifischen Kernmaßnahme und den einzelnen Versuchsorten.

Die chemische Regulierung durch einen einmaligen Herbizideinsatz im Herbst 2017 zeigte an allen Versuchsorten eine sehr hohe unmittelbare Bekämpfungsleistung. Die Wirksamkeit des im Grünland zur Bekämpfung von dikotylen Unkräutern zugelassenen Präparat Simplex und der Clopyralid-haltigen Prüfmittel Lontrel 600 und Vivendi 100 gegen *J. aquatica* war gleichwertig. Dass das Herbizid Simplex die Populationen von *J. aquatica* sehr wirkungsvoll verringert, konnte bereits durch Gehring und Thyssen (2016) in Parzellenversuchen in Riedering (bei Rosenheim) und im Demoprojekt Öschlesee (bei Kempten) nachgewiesen werden. Durch die, vor allem bei Simplex, weitere Wirkung gegenüber dikotylen Arten im Grünlandbestand, kommt es nach einer solchen Behandlung oft zu Bestandslücken und zur relativen Zunahme von Gräsern (Bedenik 2015). Diese Bestandslücken bieten wiederum günstige Keimungsbedingungen für zugeflogene oder in der Samenbank überlebende *J. aquatica*-Achänen. Dies ist vermutlich die ausschlaggebende Ursache dafür, dass es nach der über zwei Jahre sehr wirksamen Herbizidbehandlung in der Vegetationsperiode 2020 wieder zu einer erkennbaren Regeneration von *J. aquatica* kam.

Eine Zeitspanne von zwei Jahren im Samenvorrat des Bodens zu überdauern ist für Diasporen von *J. aquatica* hoch wahrscheinlich. So fanden Bassler et al. (2012) nach zweijähriger Lagerung in durchlässigen Plastiksäckchen im Boden von Versuchsflächen in Niederösterreich, dass der Anteil keimfähiger Samen um 21–51 % zurückgegangen war. Über längere Zeiträume gibt es kaum belastbare Informationen. Roberts und Pullin (2007) nennen allerdings einen Rückgang auf 1 % der ursprünglichen Keimfähigkeit bei *Senecio*-Arten nach 4–5 Jahren Verweildauer im Boden. Eine Regeneration von *J. aquatica* aus dem Bodensamenvorrat ist von Bestandeslücken in der Grünlandnarbe abhängig. Um die nach Herbizidbehandlungen entstandenen Lücken in der Grasnarbe zu schließen, werden in der Praxis Nachsaaten empfohlen (Gehring und Thyssen 2016a).

Intensive Nachsaat und ergänzende Stickstoffdüngung haben als flankierende Maßnahmen aber weder in den hier durchgeführten Versuchen noch in den Versuchen von Gehring und Thyssen (2016) die erneute Regeneration von *J. aquatica* nachhaltig verhindern können. Problem war in beiden Fällen, dass sich die Nachsaat nicht zuverlässig in gewünschter Weise in den Bestandslücken etabliert hat. Dies kann verschiedene Ursachen haben: Naturgemäß ist in solchen Lücken das Angebot an keimstimulierendem Licht durch die umstehenden Pflanzen deutlich reduziert. Eine weitere Ursache könnte sein, dass Wildpflanzensaat, die gerne auf naturnahen Feuchtwiesen zur Nachsaat eingesetzt werden, eine schlechtere Etablierungsleistung als Kultursorten haben (vgl. Gehring und Thyssen 2016a). Die dritte und oft wichtigste Ursache sind ungünstige Witterungsbedingungen, die zu einer schlechten Etablierungsquote führen. Ein Ansatz, um die Etablierungsleistung von Nachsaat zu verbessern, ist der Einsatz eines relativ hohen Anteils schnellwüchsiger Gräser (z.B. *Lolium* spp.) in den Nachsaatmischungen. Dies böte die Möglichkeit, mit rückläufigem Anteil der dikotylen Arten schrittweise auch *J. aquatica* zu reduzieren. So beobachtete Hennings (2013) bei wiederholtem Einsatz von Herbiziden im Grünland einen Anstieg monokotyler Arten von 60–70 % auf 70–90 % Deckungsanteil. Entsprechend negativ wären diese Effekte aber für die Artenvielfalt der Grünlandflora. Eine Möglichkeit, um den Rückgang dikotyler Arten in der Folge einer chemischen Regulierung von *J. aquatica* zu begrenzen, wäre die Verwendung von Clopyralid-haltigen Präparaten mit einer höheren Selektivität gegenüber dem sehr breit wirksamen Präparat Simplex®. Die alternative Einsatzfähigkeit von Lontrel 600® und Vivendi 100® zur Regulierung von *J. aquatica* wurde in den Versuchen bestätigt. Für eine Anwendung in der Praxis müssen jedoch noch die fachrechtlichen Voraussetzungen durch eine entsprechende Indikationserweiterung der Präparate geschaffen werden.

Für die mittelfristige Absicherung des starken Regulierungseffektes einer Herbizidbehandlung hat sich in den Versuchen eine gezielte mechanische Einzelpflanzenbekämpfung durch Ausstechen der neu aufgetretenen Individuen von *J. aquatica* als zielführende Folgebehandlung erwiesen. Langfristig wäre eine standortspezifische Anpassung der Bewirtschaftungsintensität und des Schnittregims anzustreben (vergl. 4.2).

Das Ausdunkeln durch Nutzungsverzicht während der Vegetationsperiode und einem einmaligen Mulchen im Herbst zur Bestandespflege für die Dauer von zwei Jahren zeigte im Vergleich zu den Kontrollparzellen an einzelnen Versuchsorten einen deutlichen Rückgang von *J. aquatica*. Aufgrund der sehr stark schwankenden Besatzdichte konnte dieser Reduzierungseffekt aber nur an einem Versuchsort statistisch abgesichert werden. Es ist mit hoher Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die Wirksamkeit des Ausdunkelns stark von der Lichtkonkurrenz des jeweiligen Grünlandbestandes abhängig ist. Die

grundsätzliche Möglichkeit, die Abundanz von *J. aquatica* durch Ausdunkeln zu reduzieren, wurde im Versuch bestätigt. Noch deutlichere Bekämpfungserfolge wurden im 2011–2014 durchgeführten Demoprojekt Öschlesee erzielt, wo nach vier Jahren einschüriger Spätmahd ein Rückgang von *J. aquatica* um ca. 80 % erreicht wurde (Gehring und Thyssen 2016a). Wie effizient Ausdunkeln durch vollständige Unterlassung des Schnitts die Entwicklung vegetativer und generativer Individuen reduzieren kann, konnte M.-T. Krieger (mündl. Mitt.) beobachten. Hier waren nach drei Jahren ohne jegliche Mahd fast keine Pflanzen von *J. aquatica* mehr im Bestand zu finden. Auf der anderen Seite waren nach dieser Behandlung aber fast noch genauso viele keimfähige Samen im Boden vorhanden wie vor der Behandlung. Diese Ergebnisse legen nahe, dass *J. aquatica* bei Ausdunkelung dazu tendiert, diese ungünstige Entwicklungsphase dormant im Samenvorrat des Bodens zu überdauern. Der nachhaltige Erfolg des Ausdunkelns ist daher unmittelbar von den Managementmaßnahmen in der Phase nach Wiederaufnahme der Nutzung abhängig.

Die sehr effiziente Reduzierung von *J. aquatica* durch eine mechanische Einzelpflanzenbehandlung, respektive durch Ausstechen wurde im Versuch bestätigt. Die Reduzierungsleistung um 60 bis 70 % lag nicht auf dem Niveau wie bei Gehring und Thyssen (2016) mit über 90 %, war aber wesentlich effizienter als bei Suter et al. (2012). Eine vorwiegende Regulierung durch Ausstechen scheint keine universelle und ausschließliche Maßnahme für das Management von *J. aquatica* zu sein. Aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes ist die Vorzüglichkeit der Maßnahme vorrangig von der jeweiligen Besatzdichte und Größe der Behandlungsfläche abhängig. In diesem Zusammenhang bietet sich die mechanische Einzelpflanzenbehandlung bzw. das Ausstechen vorrangig für die Regulierung eines begrenzten und kleinräumigen Anfangsbefalls oder für die Folgebehandlung nach vorausgehenden Maßnahmen, wie zum Beispiel Ausdunkeln oder einer Herbizidbehandlung, bei einem erneuten, begrenzten Auftreten von *J. aquatica* an.

3.4 Einfluss auf Ertrag und Futterwert des Bestands, sowie Biomasse und PA/PANO-Kontamination

3.4.1 Managementmaßnahmen im Ökolandbau

Die Produktivität der untersuchten Behandlungsvarianten lässt sich im Vergleich zum allgäutypischen Standard beurteilen (Variante 3 in Abb. 37 A,B: 4 Schnitte, 40 m³ Gülle). Dessen Flächen erbrachten 2017 im Mittel 66 dt/ha und 2020 87 dt/ha Trockensubstanzertrag. Eine mögliche Ursache für diesen Unterschied war die etwas günstigere Wasserversorgung im Jahr 2020 (vgl. Tab. 2). Auch die Bewirtschaftungsintensität hatte über die vier Versuchsjahre gesehen signifikanten Einfluss auf den Ertrag der verschiedenen Managementvarianten (GLMM: $p < 0,001$). Berücksichtigt werden muss hierbei allerdings, dass für die beiden intensiven Behandlungen (Variante 1 3 Schnitte mit Grüngutbergung und zweimal gemulcht, 60 m³ Gülle und Variante 2 2 Schnitte mit Grüngutbergung und zweimal gemulcht, 40 m³ Gülle) bei der Ertragsermittlung nur die beiden Schnittzeitpunkte mit Grüngutbergung (Mai- und August-

Schnitt) berücksichtigt wurden. Auch wenn in der allgäutypischen Variante 3 über den Versuchszeitraum der höchste Ertrag erzielt wurde, lag 2017 und 2020 weder die Ausstechvariante 4 (2017: $63,6 \pm 23,7$ dt/ha, 2020: $86,2 \pm 19,7$ dt/ha) noch die 3-Schnitt-Variante (Variante 5 3 Schnitte, 40 m^3 Gülle 2017: $69 \pm 25,5$ dt/ha, 2020: $79,9 \pm 16,7$ dt/ha) signifikant unter deren Aufwuchsleistung. Der Ertrag der extensiven 2-Schnitt-Behandlung (Variante 6 2 Schnitte, 20 m^3 Gülle 2017: $58 \pm 16,7$ dt/ha, 2020: $61,4 \pm 17,0$ dt/ha) lag signifikant unter der drei- und vierschürigen Behandlungen und signifikant über den beiden gemulchten Varianten (Variante 1: 2017: $41,6 \pm 13,8$ dt/ha, 2020: $45,1 \pm 10,1$ dt/ha; Variante 2: 2017: $39,3 \pm 11,9$ dt/ha, 2020: $47,7 \pm 12,1$ dt/ha).

Die Bewirtschaftungsvarianten hatten auch Einfluss auf den Futterwert. So sank in der Zweischnittvariante die für die Rinderfütterung wichtige Kenngröße Nettoenergie Laktation (NEL) im Mittel von 5,37 auf 4,40 MJ/kg und beim Rohprotein von 135 auf 126 g/kg Trockenmasse (Abb. 36). Beim Energiegehalt war diese Abnahme allerdings nicht signifikant. Dass die Werte in der Zweischnittvariante schon 2017 etwas niedriger waren, liegt daran, dass bei dieser Behandlung der erste Schnitt erst im Juli genommen wurde, also zu einem Zeitpunkt, wo auf den anderen Parzellen bereits der zweite Schnitt erfolgte. Das Mähgut war folglich phänologisch reifer und nährstoffärmer. Die Verluste bei den qualitativ bedeutsamen Merkmalen NEL und Rohprotein (XL) ging einher mit einem signifikanten Anstieg des Rohfasergehaltes (XL) von 251 auf 287 g/kg in der Trockenmasse.

In der allgäutypischen Variante wurde zu Versuchsbeginn 16 und an dessen Ende im Mittel 20 g/m^2 Biomasse von *J. aquatica* geerntet. Damit beträgt der Gewichtsanteil der Art am gesamten Trockenmassertrag zwischen 2 und 3 %. Wie der Gesamtertrag unterschied sich auch die oberirdische Biomasse von *J. aquatica* signifikant (GLMM: $p < 0,001$) zwischen den Versuchsbehandlungen (Abb. 37 C, D). Die niedrigsten Biomassewerte wurden mit $1,2 \pm 1,0 \text{ g/m}^2$ zu Versuchsbeginn in der Ausstech-Variante 4 gemessen. Da der dortige Anstieg der Biomasse auf $9,3 \pm 7,4 \text{ g/m}^2$ im Jahr 2020 damit zusammenhängt, dass die Erstaufnahme kurz nach dem Ausstechen erfolgte, wurden diese Ergebnisse nicht dargestellt. Geringe Biomassewerte wurden auch in der Zweischnitt-Variante 6 (2017: $13,5 \pm 6,5 \text{ g/m}^2$, 2020: $5,8 \pm 6,8 \text{ g/m}^2$) erzielt. Keine Unterschiede in der Biomasseentwicklung von *J. aquatica* gab es dagegen zwischen dem allgäutypischen Standard, den beiden Mulchbehandlungen und der Dreischnittvariante.

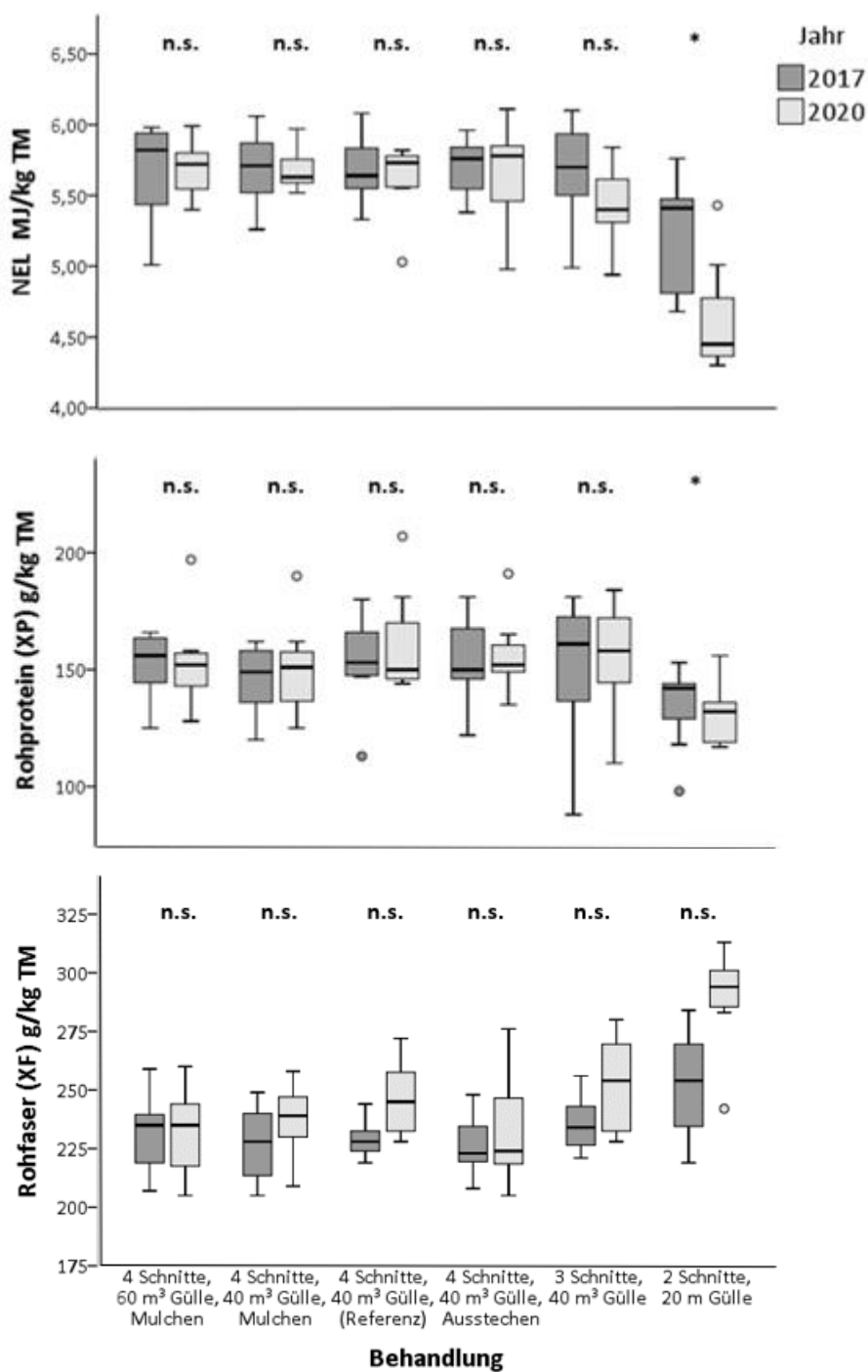


Abb. 36: Einfluss der Behandlungsvarianten auf die Futterwert-Kennzahlen Nettoenergie Laktation (NEL), Rohprotein und Rohfaser auf den Parzellenversuchsflächen im Ökolandbau. Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikant unterschiedliche Varianten beim Test der Wilcoxon-Paardifferenzen zwischen 2017 und 2020 (*: $0,05 < p < 0,01$).

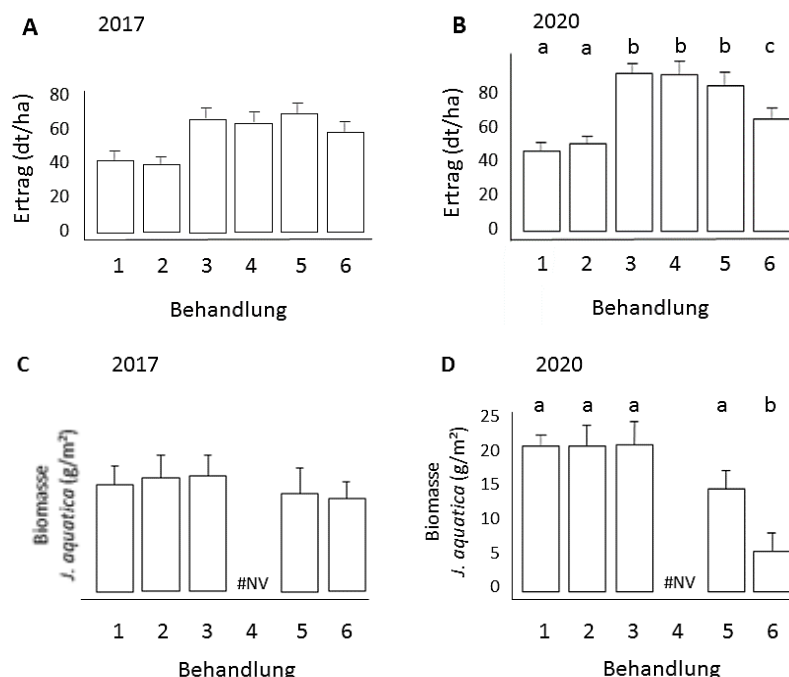


Abb. 37: Entwicklung des Ertrages der Versuchspartellen (aus dem Bestand abgefahrene Schnitte) und der oberirdischen Biomasse von *Jacobaea aquatica* im ersten (2017: A, C) und im letzten Versuchsjahr (2020) (B, D). Variante 1 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung und 2 mal gemulcht), 60 m³ Gülle; Variante 2 4 Schnitte (2 mit Grüngutbergung und 2 mal gemulcht), 40 m³ Gülle; Variante 3 Allgäu Standard: 4 Schnitte, 40 m³ Gülle; Variante 4 4 Schnitte mit Ausstechen, 40 m³ Gülle (aus methodischen Gründen nicht ausgewertet); Variante 5 3 Schnitte, 40 m³ Gülle; und Variante 6 2 Schnitte, 20 m³ Gülle. Die Signifikanzangaben im letzten Versuchsjahr bezeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten über die Versuchsjahre in einem GLMM und emmeans post-hoc-Test.

Die im Aufwuchs der Versuchsorte analysierten Pyrrolizidinalkaloid (PA) und PA-N-Oxid (PANO)-Gehalte wiesen eine starke Streubreite auf ($< \text{NWG}^1 - 61 \text{ mg/kg TM PA/PANO}$ je Analyse). Die Effekte auf die PA/PANO-Gehalte im Vergleich von Schnittterminen, Versuchsorten und verschiedenen Managementmaßnahmen waren aufgrund einzelner, extremer Analyseergebnisse jedoch inkonsistent. In Abbildung 38 ist die Verteilungscharakteristik der PA-Analysen im Vergleich zum Versuchsbeginn im Jahr 2017 und am Ende der Versuchslaufzeit im Jahr 2020 über alle Versuchsorte und Managementmaßnahmen dargestellt. Hier wird eine deutliche Reduzierung der PA/PANO-Gehalte im Vergleich der Anfangs- und Abschlusswerte erkennbar. Im Mittel wurden die PA/PANO-Gehalte von 7,3 im Jahr 2017 auf 4,5 mg PA/PANO kg⁻¹ TM im Jahr 2020 gesenkt. Die Absenkung der Medianwerte von 4,7 auf 0,5 mg PA/PANO kg⁻¹ TM zeigt diese Entwicklung noch deutlicher (Abb. 38).

¹ Nachweisgrenze (NWG), analytabhängig zwischen 1,0 bis 10 µg kg⁻¹

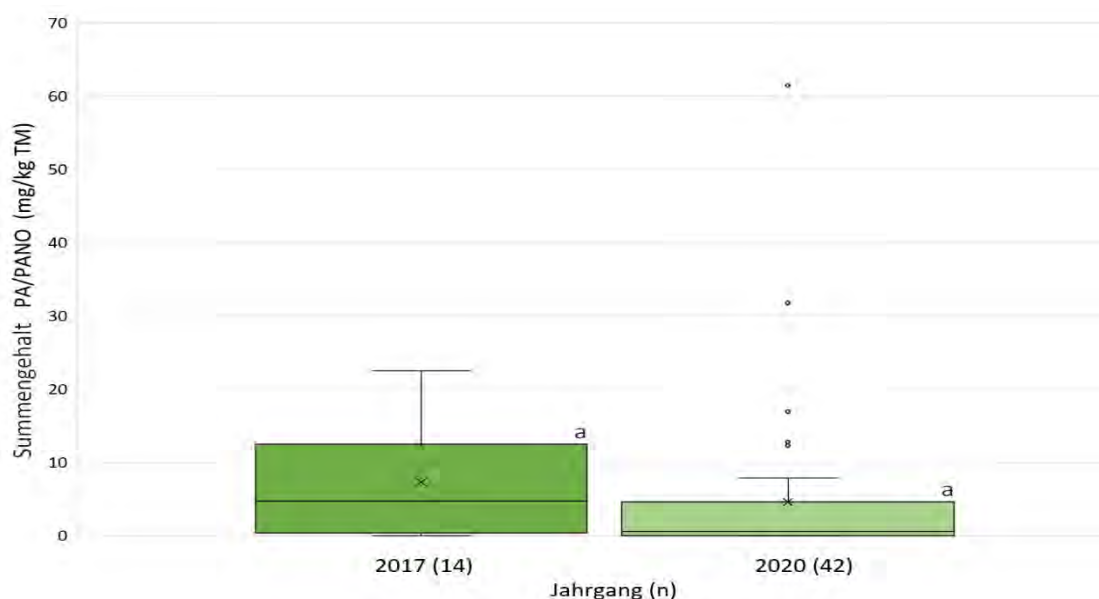


Abb. 38: Pyrrolizidinalkaloid (PA) und PA-N-Oxid (PANO)-Gehalte im Grünlandaufwuchs der Versuchsorte unter ökologischer Bewirtschaftung im Vergleich zum Beginn (2017) und am Ende (2020) der Versuchslaufzeit. Statistische Auswertung mit Rangvarianzanalyse Kruskal-Wallis One-Way ANOVA (Multiple Comparisons with *t* Distribution, 95% *t* interval; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).

3.4.2 Managementmaßnahmen der konventionellen Bewirtschaftung

Die Ergebnisse der Futtermitteluntersuchungen in den Case-Control-Studien zeigen eine relative Verringerung der einzelnen Futter-Qualitätsparameter im Vergleich der Beprobung im letzten Versuchsjahr 2020 und zu Versuchsbeginn 2017 (Abb. 39). Hierbei handelte es sich gegebenenfalls um einen deutlichen Jahrgangseffekt, der auch in den tendenziellen und im Parameter Rohprotein auch abgesicherten Qualitätsverlust im Jahr 2020 gegenüber 2017 in der Kontrollvariante aufgetreten ist.

Abgesicherte Unterschiede der Futterwerte Rohfaser, Rohprotein und Energiegehalt konnte zwischen den Managementmaßnahmen ‚chemische Regulierung‘ und ‚Ausdunkelung‘ sowie gegenüber der unbehandelten Kontrolle nicht festgestellt werden. Die Futterqualität in der Managementmaßnahme ‚Ausstechen‘ konnte aufgrund einer fehlende Probenahme in Jahr 2020 nicht ausgewertet werden. Unabhängig von der statistischen Absicherung war in der Variante ‚Ausdunkelung‘ im Vergleich der Untersuchungen aus 2017 und 2020 eine relativ starke Zunahme der Rohfaser-Gehalte und Abnahme der Rohprotein- als auch der Energiegehalte im Aufwuchs feststellbar. Der dreijährige Nutzungsverzicht in der Ausdunkelungsphase von 2017 bis 2019 kann als Ursache für diese relativ starke Verringerung der Futterqualität betrachtet werden.

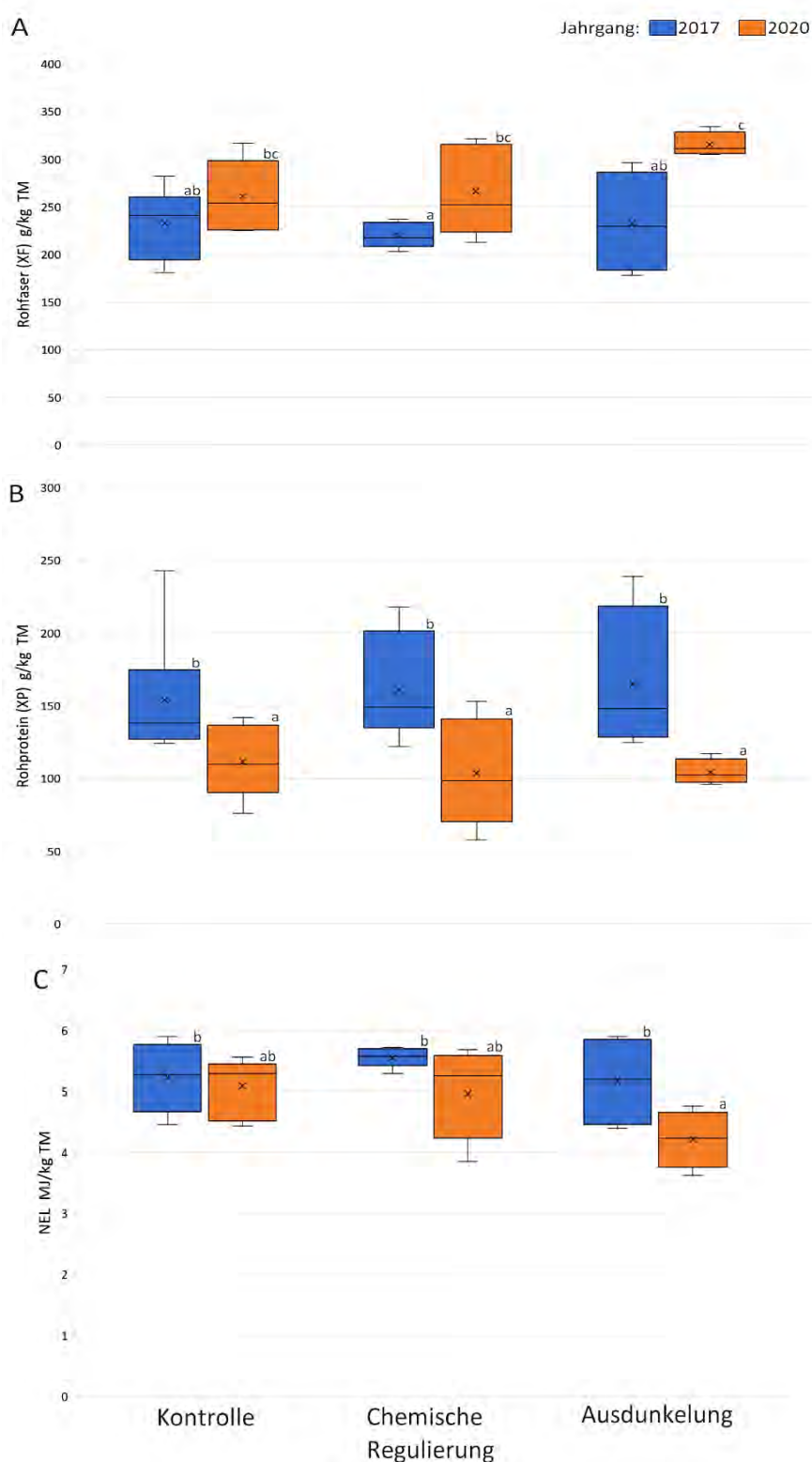


Abb. 39: Entwicklung der Qualitätsparameter Rohfaser (A), Rohprotein (B) und Energiegehalt (C) im Vergleich der Managementmaßnahmen Chemische Regulierung und Ausdunkelung gegenüber der Kontrolle. Statistische Absicherung nach Kruskal-Wallis One-Way ANOVA, Multiple Comparisons with

t Distribution (95% t interval); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.

Die Untersuchungen der PA/PANO-Gehalte im Grünlandaufwuchs zeigten eine starke Differenzierung zwischen den einzelnen Versuchsorten (Abb. 40). Im Mittel über die drei Untersuchungsjahrgänge (2017, 2018 und 2020) und allen Managementmaßnahmen einschließlich der Kontrollen ergeben sich drei unterschiedliche Belastungsniveaus. In Saulgrub (SG) und Eschenlohe (EL) lagen die PA/PANO-Gehalte im Mittel auf einem sehr niedrigen Niveau von $< \text{NWG}$ bzw. $1,7 \text{ mg PA/PANO kg}^{-1} \text{ TM}$. Der Versuchsort Sulzberg (SB) zeigte eine mittlere Belastung von $4,5 \text{ mg PA/PANO kg}^{-1} \text{ TM}$, während sich Westerhofen (WH), Bad Kohlgrub (BK) und Betzigau ‚vorne‘ mit durchschnittlich $13,3$, $17,3$ und $21,7 \text{ mg PA/PANO kg}^{-1} \text{ TM}$ in einem kritischen Belastungsbereich befanden.

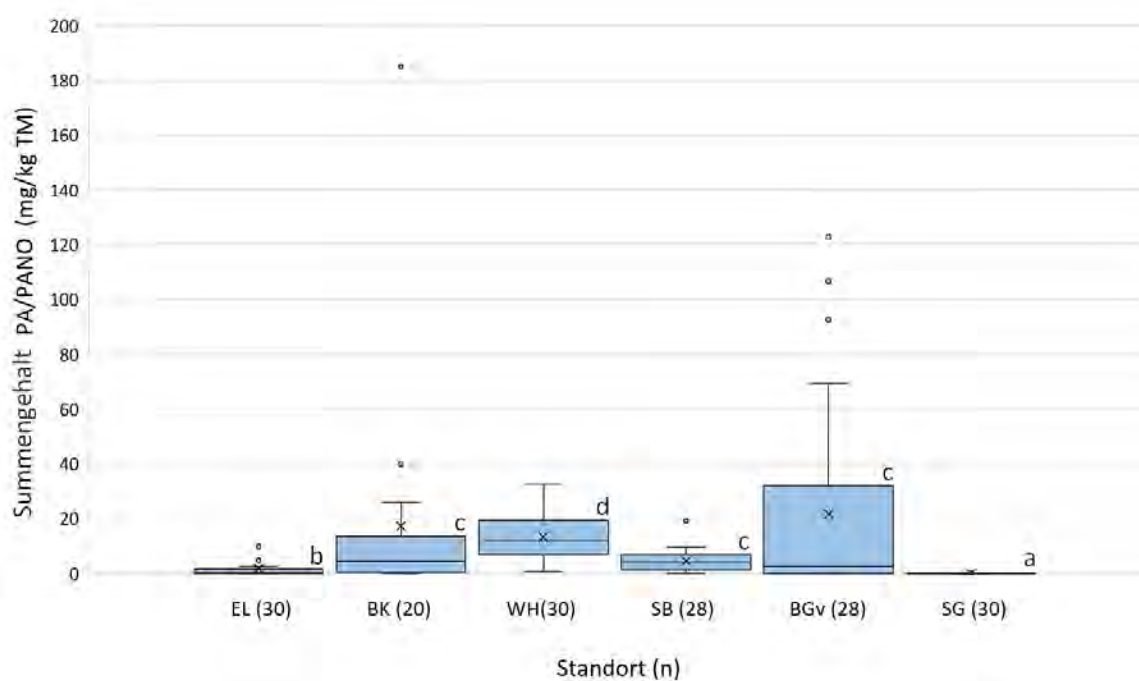


Abb. 40: Vergleich der PA/PANO-Gehalte im Grünlandaufwuchs der konventionell bewirtschafteten Versuchsorte in den Jahren 2017, 2018 und 2020. Statistische Absicherung nach Kruskal-Wallis One-Way ANOVA, Multiple Comparisons with t Distribution (95% t interval); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.

Die verschiedenen Managementmaßnahmen hatten einen Einfluss auf die PA/PANO-Gehalte des Grünlandaufwuchses (Abb. 42). Im ersten Versuchsjahr lagen die PA/PANO-Gehalte auf den Maßnahmen- und Kontroll-Flächen auf einem gleichwertigen Niveau von $15,5$ bzw. $17,3 \text{ mg PA/PANO kg}^{-1} \text{ TM}$. Dies ist plausibel, da die Kernmaßnahme ‚chemische Regulierung‘ zum Probetermin noch nicht durchgeführt war und die Flächen mit der Kernmaßnahme ‚Ausdunkelung‘ systembedingt nicht beprobt werden konnten. Der Versuchsort Saulgrub mit der Managementmaßnahme ‚mechanische Einzelpflanzenbekämpfung‘ hat dagegen aufgrund der insgesamt sehr niedrigen PA/PANO-Kontamination (Abb. 41) keinen wesentlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis im Vergleich der Kontrollen und Managementmaßnahmen.

Im Jahr 2018 zeigte sich eine sehr starke, signifikante Differenzierung in der PA-Belastung zwischen den Managementmaßnahmen und den Kontrollvarianten (0,2 vs. 5,9 mg PA/PANO kg⁻¹ TM). Hier wirkte sich der Effekt der chemischen Regulierung entsprechend stark aus. Im abschließenden Versuchsjahr 2020 wurde wiederum ein gleichwertiges, allerdings relativ niedriges Belastungsniveau im Vergleich der Managementmaßnahmen und den jeweiligen Kontrollen festgestellt (MW: 6,0 vs. 3,8 mg PA/PANO kg⁻¹ TM). Der Mittelwertvergleich wurde hierbei stark durch einzelne Extremwerte in den Maßnahmenflächen und einer ebenfalls heterogenen Datenlage bei den Kontrollflächen beeinflusst. Im Median-Vergleich lagen die Maßnahmenflächen bei einer Belastung von 0,1 und die Kontrollflächen bei 0,3 mg PA/PANO kg⁻¹ TM. In diesem abschließenden Versuchsjahr war neben den Kernmaßnahmen ‚chemische Kontrolle‘ und ‚mechanische Kontrolle‘ auch die wieder in die Nutzung überführten Maßnahmenflächen mit ‚Ausdunkelung‘ in der Auswertung enthalten.

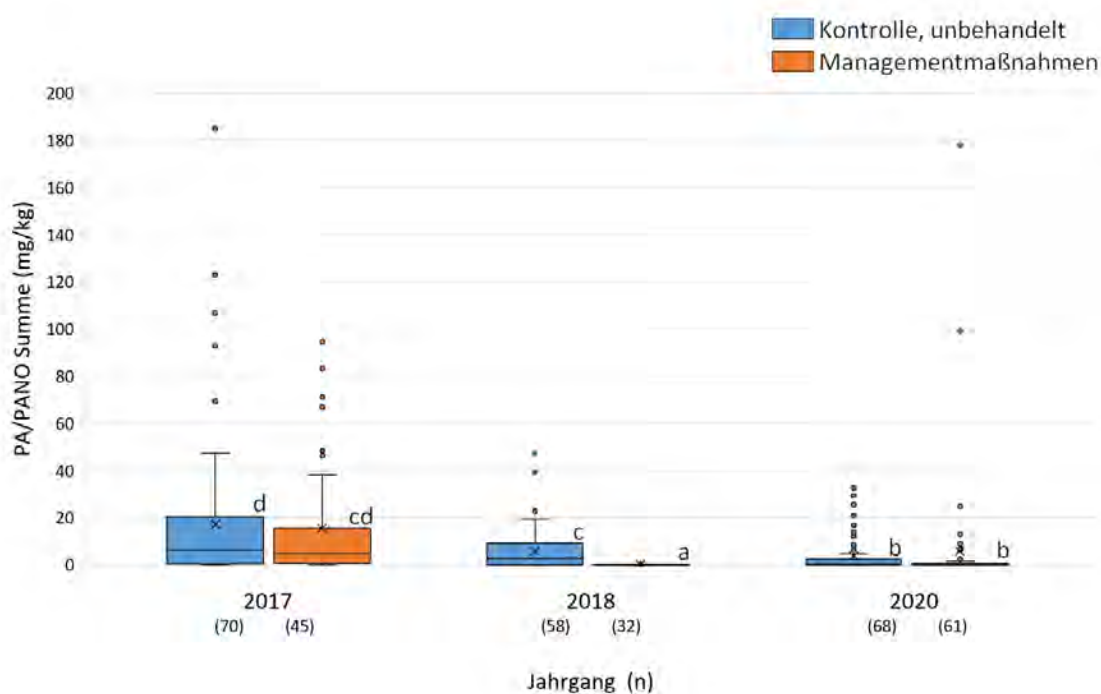


Abb. 41: Einfluss der Managementmaßnahmen auf die PA/PANO-Gehalte im Grünlandaufwuchs in Vergleich zur Kontrolle in den Jahrgängen 2017, 2018 und 2020. Statistische Absicherung nach Kruskal-Wallis One-Way ANOVA, Multiple Comparisons with *t* Distribution (95% *t* interval); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.

Der Einfluss der einzelnen Managementmaßnahmen auf die PA/PANO-Belastung des Grünlandaufwuchses zeigte sich sehr differenziert. Bei den Varianten mit chemischer Regulierung bzw. Herbizidbehandlungen lagen die PA/PANO-Gehalte im Mittel bei 10,6 im Vergleich zu 6,5 mg PA/PANO kg⁻¹ TM in den Kontrollen (Abb. 42). Der Mittelwert wurde durch einzelne Extremwerte auf den Managementflächen stark verzerrt, die jedoch aufgrund der inhomogenen Verteilung einzelner Pflanzen und dem hohen PA/PANO-Gehalt einzelner Pflanzenteile realistischer Weise vorkommen können. Im Median lag bei chemischer Regulierung die PA-Belastung bei 0,3 und in den Kontrollen bei 1,3 mg

PA/PANO kg^{-1} TM. Durch die Maßnahme ‚Ausdunkeln‘ wurde die PA/PANO-Gehalte auf einen Mittelwert von 1,8 im Vergleich zu 6,7 $\text{mg PA/PANO kg}^{-1}$ TM in den Kontrollflächen reduziert. Bei der Kernmaßnahme ‚mechanische Einzelpflanzenbehandlung bzw. Ausstechen‘ in Saulgrub war aufgrund des sehr geringen Belastungsniveaus von $2,2 \cdot 10^{-2}$ in der Ausstech-Variante gegenüber $4,4 \cdot 10^{-2}$ $\text{mg PA/PANO kg}^{-1}$ TM in der Kontrolle keine Differenzierung möglich. Die kombinierte Variante aus Ausdunkeln und Ausstechen am Versuchsort Betzigau ‚hinten‘ konnte aufgrund einer mechanischen Störung der Versuchsfläche im Herbst 2019 nicht ausgewertet werden.

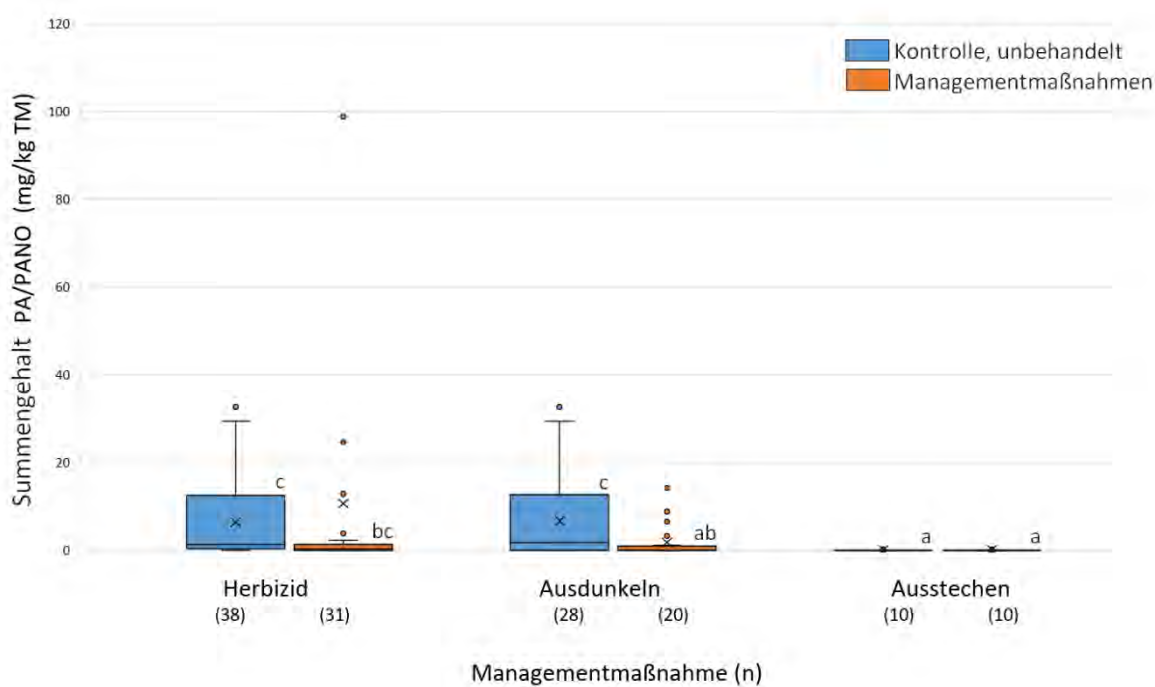


Abb. 42: Vergleich der PA/PANO-Gehalte zwischen den Kontrollen und den einzelnen Managementmaßnahmen ‚chemische Regulierung (Herbizid)‘, ‚Ausdunkeln‘ und ‚mechanische Einzelpflanzenbekämpfung bzw. Ausstechen‘. Statistische Absicherung nach Kruskal-Wallis One-Way ANOVA, Multiple Comparisons with t Distribution (95% t interval); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.

3.4.3 Diskussion

Erträge: Wasser-Greiskraut (*J. aquatica*) war in der Mitte des 20. Jahrhunderts in Deutschland weiter verbreitet als heute und erreichte in verschiedenen Ausbildungen stauanasser, teilweise vermoorter Sumpfdotterblumenwiesen eine mittlere bis hohe Stetigkeit (Oberdorfer 1983). Lenski (1953) erhob die Art wegen ihres mit Ausweisung der Assoziation Bromo-Senecionetum aquatici Lenski 1953 die Art sogar in den Rang einer Assoziationskennart, in Süddeutschland kommt die Art in verschiedenen Assoziationen des Calthion-Verbandes vor und erreicht dort bis zu 50 % Stetigkeit. Die Ertragsfähigkeit solcher Wiesen sah Klapp (1965) bei 20–70 dt/ha. Die auf den Untersuchungsflächen erwirtschafteten Erträge lagen mit 70–80 dt/ha etwas über diesen Werten, was sicher auch

mit der Düngung und damit gesteigerten Produktivität der Flächen zusammenhängt. Die hohen Erträge im letzten Versuchsjahr könnten durch die 2020 besonders hohen Sommerniederschläge verursacht worden sein. Die Anwendung von spezifischen Managementmaßnahmen zur Regulierung von *J. aquatica* hatte in den Versuchen keine negative Auswirkung auf das standortspezifische Ertragspotenzial.

Futterwert: Die im Mittel der ökologisch bewirtschafteten Management-Varianten zu Beginn und am Ende der Versuchsperiode gemessene Nettoenergie Laktation lag mit 5,3–5,7 MJ/kg TM auch in dem für laktierende Milchkühe ausreichenden und bei Grüngut Mitte der Blüte üblichen Bereich. Auch die Rohprotein-Gehalte von 140–160 g/kg TM belegen eine gute Proteinversorgung (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2020; Gruber Tabelle zur Milchviehfütterung, 46. Auflage, LfL-Information, Freising). Die Rohfasergehalte lagen mit 220–240 g/kg TM im für Milchkühe bei Wiesengrasfütterung günstigen Bereich. Nur in der zweisehürigen Behandlung war dieser Wert schon zu Beginn der Untersuchungen etwas erhöht und war im vierten Versuchsjahr kaum noch für die Milchproduktion geeignet. Generell zeigen diese Ergebnisse, dass durch die Managementmaßnahmen unter ökologischer Grünlandbewirtschaftung nicht nur für das Voralpenland übliche Grünlanderträge erwirtschaftet werden, sondern dass auch der Futterwert durchaus für die Milchproduktion ausreicht. Lediglich die Managementmaßnahme mit einer starken Extensivierung und deutlicher Verringerung der Nutzungsfrequenz auf nur noch zwei Schnitte führte dagegen schon in wenigen Jahren zu einer Qualitätsminderung, die eine Verfütterung in hohen Leistungsbereich nicht mehr sinnvoll erscheinen lässt.

Die Futterqualität auf den konventionell bewirtschafteten Versuchsorten lag im unteren Bereich der für Mähwiesen üblichen Qualitätsparameter. Die im Mittel der Versuchsperiode festgestellten Energiegehalte (4,7–5,3 MJ/kg TM), Rohprotein (132–135 g/kg TM) und Rohfaser (243–274 g/kg TM) sind für die Fütterung in der Jungviehaufzucht und extensiven Mast, aber kaum für den Einsatz in der Milchviehhaltung geeignet. Die Futterqualität der Managementmaßnahmen mit chemischer Regulierung von *J. aquatica* waren dabei mit den Werten der Kontroll-Parzellen identisch. Die Futterqualität entspricht somit dem standortspezifischen Potenzial und wurde nicht durch Herbizidbehandlungen beeinflusst. Die bei Ausdunkelung als Managementmaßnahme festgestellte Verringerung der Futterqualität (\varnothing 4,7 MJ NEL, 135 g Rohprotein und 274 g Rohfaser je kg TM) ist durch den Nutzungsverzicht in der Ausdunkelungsperiode begründet und kann bei der Anwendung dieser Maßnahme nicht vermieden werden. Ausdunkelung als Regulierungsmaßnahme für *J. aquatica* ist daher vorrangig für Flächen geeignet, die über ein geringes Ertrags- und Qualitätspotenzial in der Futterproduktion verfügen.

Aufwuchsanteil von J. aquatica: Veröffentlichungen zum Biomasseanteil der Schadpflanze *J. aquatica* in feuchtem Wirtschaftsgrünland sind den Autoren nicht bekannt. Die Art war in den untersuchten Beständen mit 2–3 % Gewichtsanteil im Biomasseaufwuchs zwar nicht dominant, sie kann aber auch in diesen Mengen die Landwirte vor erhebliche Probleme mit der Futtermittelverwertung stellen.

PA/PANO-Kontamination: Aus futterhygienischer Sicht ist ein Vorkommen giftiger Pflanzen im Grünlandaufwuchs generell unerwünscht. Bisher sind für PA/PANO-haltige

Pflanzen wie *J. aquatica* jedoch keine Höchstmengen in der nationalen oder internationalen Gesetzgebung etabliert. Im Rahmen eines nationalen Verbundforschungsprojektes (PA-SAFE-FEED) wird unter Beteiligung der LMU, des Friedrich-Loeffler-Instituts (FLI), des Max Rubner-Institutes (MRI) und des Bundesinstituts für Risikobewertung (BfR) gegenwärtig untersucht, welche PA/PANO-Gehalte in Futtermitteln aus Sicht der Tiergesundheit und des Verbraucherschutzes vertretbar sind. Dessen Ergebnisse sind erst nach Ende der Projektlaufzeit (12/2023) zu erwarten. Im Hinblick auf Futtermittel für lebensmittelliefernde Tiere gilt das Minimierungsprinzip des EU-Kontaminantenrechts (Verordnung 315/93/EWG). Eine Vermischung des Aufwuchses von mit *J. aquatica* belasteten Flächen mit dem Aufwuchs unbelasteter Flächen, um die PA/PANO-Gesamtbelastung dadurch zu verringern, widerspricht diesem Prinzip.

Die gegenwärtig möglichen Beurteilungen stützen sich auf Erkenntnisse zum Gehalt toxischer PA im Wasser-Greiskraut (durchschnittlich 0,1 % TM-Anteil) und Berechnungen zur Futteraufnahme, die mit bis dato verfügbaren toxikologischen Daten abgeglichen werden (Gottschalk et al. 2018, Gehring und Thyssen 2015). Eine einzelne Pflanze *J. aquatica* (Gewicht: ca. 5–10 g TM) enthält damit 5–10 mg PA. Für Rinder (700 kg Lebendmasse) gilt eine Dosis von 1750 mg PA/Tag über eine Fütterungszeit von 3 Wochen als tödlich (Stegelmeier 2004). Solange keine anderen Daten zur Verfügung stehen, kann nur hilfswise eine Bezugsgröße angesetzt werden, um weitere Ableitungen und Schätzungen durchführen zu können. Daher wurde 1 % dieser Dosis (17,5 mg/Tag) als die Aufnahme angenommen, die keinesfalls überschritten werden sollte. Dies entspricht demnach (je nach PA-Gehalt der Pflanze) 2–4 Pflanzen in der Tagesration. Daher sind bereits ab 1–2 Pflanzen je 10 Quadratmeter Verdrängungsmaßnahmen dringend empfohlen und eine Futtermittelgewinnung aus futtermittelhygienischer Sicht problematisch (Gehring und Thyssen 2015). Da die Befallsstärke von *J. aquatica* auf ein und derselben Grünlandfläche je nach Bodenbeschaffenheit sehr inhomogen sein kann, wird im Sinne des oben erwähnten Minimierungsprinzips für toxische Kontaminanten zudem empfohlen, Teilflächen mit höherem *J. aquatica*-Vorkommen nicht mit gering- oder nichtbelasteten Flächen zu vermischen, sondern diese von der Futtergewinnung auszuschließen.

Bei den vorliegenden Studien zum Management von *J. aquatica* unter ökologischer und konventioneller Grünlandbewirtschaftung wurde eine tendenzielle und teilweise signifikante Reduktion der PA-Kontamination durch verschiedene Managementmaßnahmen nachgewiesen. Die Versuchsergebnisse zeigen allerdings auch ein Kernproblem bei Auftreten von *J. aquatica* und der PA-Kontamination des Grünlandaufwuchses: Aufgrund der heterogenen Verteilung der Pflanzen auf der Fläche und der heterogenen Toxin-Gehalte ist die tatsächliche PA-Belastung einer Versuchs- oder Produktionsfläche nur sehr schwer durch Stichproben und eine begrenzte Anzahl von Analysen zu ermitteln. Die in den Versuchen festgestellten Toxin-Belastungen können daher nur als Tendenzen betrachtet werden, wenngleich ein kurzfristiger Einfluss von z.B. einer gezielten Herbizidbehandlung nachgewiesen werden konnte. Mittel- und langfristig kann die PA-Kontamination von Grünlandaufwüchsen durch die konsequente Anwendung von standortspezifischen Managementmaßnahmen, die die Populationsdichte von *J. aquatica* entsprechend reduzieren, nachhaltig reguliert werden.

3.5 Einfluss der Behandlungen auf die pflanzliche Artenvielfalt

3.5.1 Managementmaßnahmen im Ökolandbau

Die Veränderung der Artenvielfalt über die vier Versuchsjahre war in keiner der Bewirtschaftungsvarianten signifikant (Tab. 7), sie beruhen im Wesentlichen auf Arten mit geringer Stetigkeit. Die Hauptbestandsbildner der Parzellen blieben weitgehend gleich, es zeigte sich jedoch eine Verschiebung der Deckungsanteile von den Kräutern hin zu den Gräsern (Tab. 8). In allen Behandlungsvarianten stieg der Gräseranteil über den Verlauf der vier Versuchsjahre an, besonders deutlich war diese Verschiebung allerdings in der extensiven Variante ‚2 Schnitte, 20 m³ Gülle‘.

Tab. 7: Artenzahlen von Gräsern und Kräutern in den Bewirtschaftungsvarianten des Ökolandbaus 2017–2020 (Mittelwerte \pm SD).

Bewirtschaftungsvarianten	Artenzahl	2017	2018	2019	2020
4 Schnitt, 40 m ³ Gülle (Referenz)	Gräser	9,6 \pm 1,4	11,1 \pm 2,6	8,4 \pm 1,9	9,7 \pm 2,0
	Kräuter	11,7 \pm 1,3	15,7 \pm 3,0	16,9 \pm 2,1	14,3 \pm 0,8
4 Schnitt, 40 m ³ Gülle, stechen	Gräser	9,6 \pm 1,0	10,7 \pm 3,4	8,4 \pm 1,3	10,0 \pm 2,2
	Kräuter	12,6 \pm 2,2	16,6 \pm 4,5	18,6 \pm 3,5	15,3 \pm 2,4
4 Schnitt + Mulch, 40 m ³ Gülle	Gräser	9,7 \pm 4,3	11,3 \pm 3,3	8,1 \pm 2,5	9,9 \pm 2,4
	Kräuter	12,3 \pm 1,8	16,3 \pm 3,8	17,1 \pm 4,1	15,0 \pm 2,0
4 Schnitt + Mulch, 60 m ³ Gülle	Gräser	9,7 \pm 1,8	9,6 \pm 2,2	7,6 \pm 1,8	9,3 \pm 2,4
	Kräuter	12,7 \pm 3,3	16,6 \pm 3,6	16,3 \pm 4,2	13,5 \pm 2,3
3 Schnitt, 40 m ³ Gülle	Gräser	8,0 \pm 2,0	10,1 \pm 3,4	7,9 \pm 2,0	8,5 \pm 2,9
	Kräuter	12,1 \pm 2,7	17,0 \pm 2,9	16,6 \pm 1,3	13,3 \pm 1,9
2 Schnitt, 20 m ³ Gülle	Gräser	9,1 \pm 0,9	10,0 \pm 2,8	8,1 \pm 2,7	10,2 \pm 2,7
	Kräuter	13,3 \pm 1,8	15,6 \pm 2,6	14,6 \pm 2,6	12,5 \pm 1,8

Tab. 8: Deckungsanteil von Gräser in den Bewirtschaftungsvarianten des Ökolandbaus 2017–2020 (Mittelwerte \pm SD).

Bewirtschaftungsvarianten	2017	2018	2019	2020
4 Schnitt, 40 m ² Gülle (Referenz)	44,3 \pm 9,8	47,1 \pm 14,1	57,1 \pm 12,1	55,7 \pm 7,9
4 Schnitt, 40 m ² Gülle, stechen	45,0 \pm 12,9	48,6 \pm 14,4	55,0 \pm 11,5	57,1 \pm 9,5
4 Schnitt + Mulch, 40 m ² Gülle	50,0 \pm 12,6	52,1 \pm 15,8	58,6 \pm 6,7	62,1 \pm 7,0
4 Schnitt + Mulch, 60 m ² Gülle	47,9 \pm 13,2	49,3 \pm 19,5	62,9 \pm 12,9	63,6 \pm 15,5
3 Schnitt, 40 m ² Gülle	53,6 \pm 11,8	50,7 \pm 17,2	60,0 \pm 12,2	63,8 \pm 11,9
2 Schnitt, 20 m ² Gülle	57,1 \pm 12,5	59,3 \pm 20,1	64,4 \pm 15,9	71,7 \pm 10,3

3.5.2 Managementmaßnahmen der konventionellen Bewirtschaftung

Die Entwicklung der Anzahl an monokotylen und dikotylen Pflanzenarten in der Versuchsperiode von 2017 bis 2020 wurde nur begrenzt durch die verschiedenen Managementmaßnahmen beeinflusst. Im Mittel der Versuchslaufzeit traten in den Kontrollflächen $9,8 \pm 2,7$ (\pm SD) gegenüber $9,1 \pm 2,9$ Grasarten in den Maßnahmenflächen auf. Die Anzahl an dikotylen Pflanzenarten bzw. Kräutern lag im Mittel in den Kontrollen bei $18,8 \pm 5,0$, während auf den Maßnahmenflächen $16,0 \pm 4,3$ Kräuter festgestellt wurden. Die Differenz in der Anzahl an Kräutern zwischen der Kontrolle und den Managementmaßnahmen konnte abgesichert werden und geht auf die Wirkung der Maßnahmen mit einer chemischen Regulierung von *J. aquatica* zurück. Durch den Herbizideinsatz im Herbst 2017 war die Anzahl Kräuter in den Maßnahmenflächen aufgrund der dikotylen Wirkung der eingesetzten Präparate in der Vegetationsperiode 2018 signifikant geringer als in den jeweiligen Kontrollflächen (Tab. 9). Dieser Effekt war allerdings in der darauffolgenden Vegetationsperiode bereits nicht mehr vorhanden.

Tab. 9: Veränderung der Artenzahlen von Gräsern und Kräuter in der Versuchsperiode 2017–2020. Mittelwerte (MW), Standardabweichung (SD) und statistische Absicherung nach Kruskal-Wallis One-Way ANOVA, Multiple Comparisons with *t* Distribution (95% *t* interval); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.

	2017		2018		2019		2020	
Maßnahmen mit chemischer Regulierung								
Gräser								
	Kontrolle	Herbizid	Kontrolle	Herbizid	Kontrolle	Herbizid	Kontrolle	Herbizid
MW	11,3	10,5	10,8	9,9	7,0	6,8	8,3	7,8
SD	2,8	1,8	3,2	3,6	2,6	2,9	2,2	1,8
Stat.	c	c	bc	abc	ab	a	abc	ab
Kräuter								
	Kontrolle	Herbizid	Kontrolle	Herbizid	Kontrolle	Herbizid	Kontrolle	Herbizid
MW	20,3	19,3	18,0	11,4	15,5	15,0	13,8	13,6
SD	5,5	4,9	4,9	3,4	2,6	3,4	4,8	2,6
Stat.	c	c	bc	a	abc	abc	abc	ab
Maßnahmen mit Ausdunkelung								
Gräser								
	Kontrolle	Ausdunkeln	Kontrolle	Ausdunkeln	Kontrolle	Ausdunkeln	Kontrolle	Ausdunkeln
MW	10,3	10,7	9,7	9,0	8,7	10,3	9,0	9,7
SD	2,5	4,6	2,9	3,5	4,2	3,5	4,0	4,6
Stat.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Kräuter								
	Kontrolle	Ausdunkeln	Kontrolle	Ausdunkeln	Kontrolle	Ausdunkeln	Kontrolle	Ausdunkeln
MW	20,7	21,3	19,3	17,7	16,0	15,3	13,0	17,0
SD	8,6	7,2	9,2	6,7	4,6	3,5	5,6	2,6
Stat.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Maßnahme mit mechanischer Einzelpflanzenbekämpfung								
Gräser								
	Kontrolle	Ausstechen	Kontrolle	Ausstechen	Kontrolle	Ausstechen	Kontrolle	Ausstechen
MW	8,0	9,0	10,0	11,0	7,0	8,0	9,0	9,0
Kräuter								
	Kontrolle	Ausstechen	Kontrolle	Ausstechen	Kontrolle	Ausstechen	Kontrolle	Ausstechen
MW	20,0	22,0	22,0	25,0	20,0	16,0	21,0	19,0

Mit Ausnahme von diesen Nebenwirkungseffekt im Jahr 2018 wurde die Anzahl an Gräsern und Kräutern durch den Herbizideinsatz nicht signifikant innerhalb der einzelnen Vegetationsperioden beeinflusst. Im Vergleich zwischen Beginn und Ende des Versuchs wurde allerdings die Anzahl an Gräsern und Kräutern in den Managementflächen signifikant reduziert. Dieser Rückgang der Artenzahl konnte zwar auch in den Kontrollflächen festgestellt werden, war hier aber nicht signifikant, ebenso wenig wie die nominalen Unterschiede in der Anzahl an Gräsern und Kräutern in den Managementvarianten mit Ausdunkelung. Auch die nur am Versuchsort Saulgrub durchgeführte Regulierung von *J. aquatica* durch mechanische Einzelpflanzenbehandlung zeigte nur geringe Unterschiede im Vergleich zur Kontrollfläche.

Der Deckungsgradanteil von Gräsern lag im Mittel der Versuchsperiode bei $49 \pm 7,8$ % in den Kontrollflächen und bei $55,0 \pm 11,9$ % in den Managementflächen. Der Deckungsgrad von Kräutern lag bei $41 \pm 10,1$ % in den Kontroll- und $35,0 \pm 12,1$ % in den Managementflächen. Innerhalb der einzelnen Vegetationsperioden trat kein signifikanter Unterschied im Deckungsgrad von Gräsern und Kräutern im Vergleich der Kontrollen und den verschiedenen Managementmaßnahmen auf (Tab. 10). Im Vergleich zwischen Beginn und Ende der Versuchsperiode wurde eine signifikante Reduktion des Kräuter-Deckungsgrades bei den Maßnahmenflächen mit Ausdunkelung festgestellt. Bei den Managementmaßnahmen mit chemischer Regulierung von *J. aquatica* wurde der Gräser-Deckungsgrad im Verlauf des Versuches signifikant erhöht und der Kräuter-Deckungsgrad verringert.

Tab. 10: Veränderung der Deckung von Gräsern und Kräuter in der Versuchsperiode 2017–2020. Mittelwerte (MW), Standardabweichung (SD) und statistische Absicherung nach Kruskal-Wallis One-Way ANOVA, Multiple Comparisons with *t* Distribution (95% *t* interval); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.

	2017		2018		2019		2020	
	Maßnahmen mit chemischer Regulierung							
	Gräser (%)							
	Kontrolle	Herbizid	Kontrolle	Herbizid	Kontrolle	Herbizid	Kontrolle	Herbizid
MW	49,8	47,5	51,1	59,1	56,0	64,2	55,8	65,4
SD	5,7	3,3	4,2	15,2	4,9	13,1	4,8	10,6
Stat.	ab	a	abc	cd	bcd	d	bcd	d
	Kräuter (%)							
	Kontrolle	Herbizid	Kontrolle	Herbizid	Kontrolle	Herbizid	Kontrolle	Herbizid
MW	43,2	45,5	35,1	23,5	38,1	30,2	38,0	29,3
SD	8,8	6,0	11,0	14,4	10,4	13,5	10,3	12,9
Stat.	bc	c	abc	a	bc	ab	abc	ab
	Maßnahmen mit Ausdunkelung							
	Gräser (%)							
	Kontrolle	Ausdunkeln	Kontrolle	Ausdunkeln	Kontrolle	Ausdunkeln	Kontrolle	Ausdunkeln
MW	43,1	42,8	45,9	41,6	47,9	56,3	50,6	58,0
SD	4,8	4,8	12,0	9,0	8,7	12,1	4,8	17,9
Stat.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Kräuter (%)							
	Kontrolle	Ausdunkeln	Kontrolle	Ausdunkeln	Kontrolle	Ausdunkeln	Kontrolle	Ausdunkeln
MW	52,6	52,3	49,1	50,5	40,1	32,1	37,1	32,6

	2017		2018		2019		2020	
SD	4,8	4,8	12,0	6,5	14,0	7,8	12,5	11,9
Stat.	b	b	b	b	ab	a	ab	a
Maßnahme mit mechanischer Einzelpflanzenbekämpfung								
Gräser (%)								
	Kontrolle	Ausstechen	Kontrolle	Ausstechen	Kontrolle	Ausstechen	Kontrolle	Ausstechen
MW	38,3	38,3	46,8	38,3	39,6	39,6	45,0	39,6
Kräuter (%)								
	Kontrolle	Ausstechen	Kontrolle	Ausstechen	Kontrolle	Ausstechen	Kontrolle	Ausstechen
MW	46,8	46,8	38,3	46,8	48,4	48,4	45,0	48,4

3.5.3 Diskussion

Die mittlere Artenzahl in den ökologisch bewirtschafteten Flächen lag mit 21,7 im ersten und 23,6 im letzten Versuchsjahr etwas über den 19,4 Arten, die von Kuhn et al. (2011) durchschnittlich im Grünland des Moränengürtels des Voralpenlandes gezählt wurden, und den 18 Arten, die in ganz Bayern durchschnittlich im Grünland nachgewiesen wurden (die Flächengrößen sind mit 22,2 bzw. 25,0 m² gut vergleichbar). Für ökologisch bewirtschaftete Flächen fanden Kuhn et al. (2011) in Bayern im Mittel 21,0 Arten. Da die konventionell bewirtschafteten Parzellen in den hier untersuchten Flächen uneinheitlich groß waren, ließen sich deren Artenzahlen nicht direkt miteinander vergleichen. Mit durchschnittlich 9 bis 11 Arten liegt die Vielfalt etwas unter dem Niveau von Flächen die nach Kuhn et al. (2011) ohne Einschränkungen konventionell bewirtschaftet werden.

In den ökologisch bewirtschafteten Managementvarianten kam es über den Versuchszeitraum hinweg zwar zu Fluktuationen von seltenen, meist nur als Einzelexemplaren gefundenen Arten, die Artenzahlen blieben aber über den Untersuchungszeitraum weitgehend konstant. Deutlicher waren die Unterschiede in der Artenzusammensetzung: Hier kam es in den Behandlungen mit reduzierter Schnitffrequenz und bei den Varianten mit Mulchschnitten zu einer tendenzellen Verringerung der Kräuter zugunsten der Gräser. Ähnliche Ergebnisse berichten Gehring und Thyssen (2016) aus dem Demoprojekt Öschlesee, wo bei zweischüriger Mahd über vier Jahre hinweg der Kräuteranteil von 16 auf 3 % abnahm. In der hier getesteten Zweischnittvariante sank der Kräuteranteil von 43 auf 28 %.

Eine Abnahme der Kräuter war auch in der ‚Ausdunkelungsvariante‘ der konventionellen Versuchsflächen zu beobachten. Hier sank der Deckungsgrad von 52 auf 33 % signifikant und die Anzahl von 21 auf 17 nominal ab. Damit zeigt sich, dass die zumeist hochwüchsigen Gräser bei ausbleibender Nutzung die Kräuter, von denen viele nur kleinwüchsig sind, verdrängen und die Vielfalt dikotyler Pflanzenarten durch die Anwendung dieser Managementmaßnahme reduziert wird. Besonders deutlich wurde diese Entwicklung in einer Behandlungsvariante im Demoprojekt Öschlesee, wo der relative Kräuteranteil nach vier Jahren Brache von 60 auf 25 % gefallen war (Gehring und Thyssen 2016a). Mehr als die Hälfte des dortigen Ausgangsbesatzes fiel allerdings auf *J. aquatica*, der durch die Ausdunkelungsmaßnahme weitgehend eliminiert wurde.

Sehr deutlich fiel auf den konventionellen Flächen die Auswirkung der flächigen Herbizidbehandlung auf die Zusammensetzung des Grünlandbestandes im Verlauf des Versuches aus. Der Einsatz der dikotyl wirksamen Präparate reduzierte die Anzahl der

Kräuter von 19 auf 14 und den Deckungsanteil von 46 auf 29 %. Obwohl sich parallel auch die Anzahl an Gräsern von 11 auf 8 verringerte, erhöhte sich der Deckungsanteil Gräser von 48 auf 65 %. Diese Veränderungen waren im Versuch statistisch abgesichert. Die Anwendung von Herbiziden zur Regulierung von *J. aquatica* hat somit wirkungsbedingt einen zumindest mittelfristig negativen Effekt auf dikotyle Pflanzen im Grünlandbestand und begünstigt die Entwicklung von Gräsern.

4 Teilprojekt C: Region

4.1 Methoden

4.1.1 Auswahl der Untersuchungsflächen

Für die Untersuchung wurden zunächst landwirtschaftliche Betriebe mit Grünlandflächen mit *J. aquatica*-Befall gesucht. Da auf eine freiwillige Teilnahme der Landwirte gesetzt wurde, wurden möglichst viele durch Multiplikatoren über das Projekt informiert und sie meldeten sich bei Interesse an der Teilnahme. Ein Vorteil dieser Vorgehensweise war, dass man nicht zuerst Flächen mit *J. aquatica* auffindig machen musste, um dann den Landwirt um eine Zustimmung zur Teilnahme am Projekt zu bitten. Zudem bildete eine auf Freiwilligkeit basierende Zusammenarbeit eine gute Grundlage, um zuverlässige Daten zu erhalten.

Die Flächenrecherche wurde hauptsächlich in den Gebieten Allgäu und westliches Oberbayern durchgeführt, da dort schon seit Jahren großes Interesse an der Problematik besteht. Entscheidend für die Aufnahme in das Projekt war, dass zumindest auf einer Fläche des Betriebs ein nennenswerter *J. aquatica*-Befall vorherrschte. Andere Betriebsparameter waren nicht ausschlaggebend, solange die jeweiligen Flächen landwirtschaftlich genutzt wurden. Zusätzlich wurden Landwirte, die in einer früheren freiwilligen Umfrage einen *J. aquatica*-Befall gemeldet hatten, kontaktiert und um eine Teilnahme gebeten. Auch Flächen, deren Befall aus früheren Projekten bekannt war (Grünlandmonitoring Bayern: Kuhn et al. 2011, Heinz et al. 2015 und „Transfer“: Heinz et al. 2018), wurden in die Untersuchung integriert sowie ein Teil der Versuchsbetriebe der angegliederten Regulierungsversuche (s. Kap. 4). Nach Möglichkeit wurde mindestens eine weitere Betriebsfläche, die sich laut Auskunft des Landwirts im *J. aquatica*-Befall deutlich unterschied, aber nicht weit entfernt lagen, für einen Vergleich in die Untersuchungen einbezogen.

So konnten insgesamt 114 Betriebe für das Projekt gewonnen werden: 75 mit befallenen Flächen und 30 mit sowohl befallenen als auch nicht kontaminierten Flächen. Weitere neun Betriebe mit ausschließlich *J. aquatica*-freien Flächen wurden aufgenommen, um die Anzahl an Vergleichsflächen zu erhöhen. Insgesamt wurden somit 238 Wiesen und Weiden untersucht. Über die Hälfte der Untersuchungsflächen lagen in Schwaben und etwa ein Viertel im westlichen Oberbayern. Eine deutlich niedrige Zahl an Untersuchungsflächen lag in der Oberpfalz und nur einzelne in Niederbayern (Abb. 43).

4.1.2 Geländeerhebungen

Mit Hilfe der FID-Nummern aus den INVEKOS-Daten (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem) konnten die ausgewählten Untersuchungsflächen in der digitalen Feldstückskarte identifiziert und auf eine Übersichtskarte übertragen werden (Abb. 43).

Die Geländeerhebungen wurden von zwei Personen im Zeitraum Juli–November 2017 durchgeführt. Eine gemeinsame Begehung vorab diente zur Evaluierung des Aufnahmebogens und zum Test des Aufnahmeverfahrens. Die relevanten Flächenparameter wurden unter Verwendung eines standardisierten Aufnahmebogens erhoben. Dort wurden zunächst zwei möglichst lange Diagonalen über die Fläche in einen Kartenausschnitt

ingezeichnet. Die relevanten Daten wurden entlang dieser Transekte auf einer Breite von ca. 5 m erfasst.

Folgende Flächenparameter wurden erhoben:

- Vegetationstyp (Erläuterung s. Tab. 11)
- Indikatorarten: *Carex* spp. (Seggen), *Juncus* spp. (Binsen), *Juncus effusus* (Flutterbinse), *Caltha palustris* (Sumpf-Dotterblume), *Filipendula ulmaria* (Mädesüß), *Ranunculus repens* (Kriechender Hahnenfuß), *Taraxacum officinale* (Wiesen-Löwenzahn)
- Befall mit *J. aquatica* (sechs Befallsstufen s. Tab. 12)
- Lückigkeit des Bestandes
- Hangneigung (eben / geneigt)

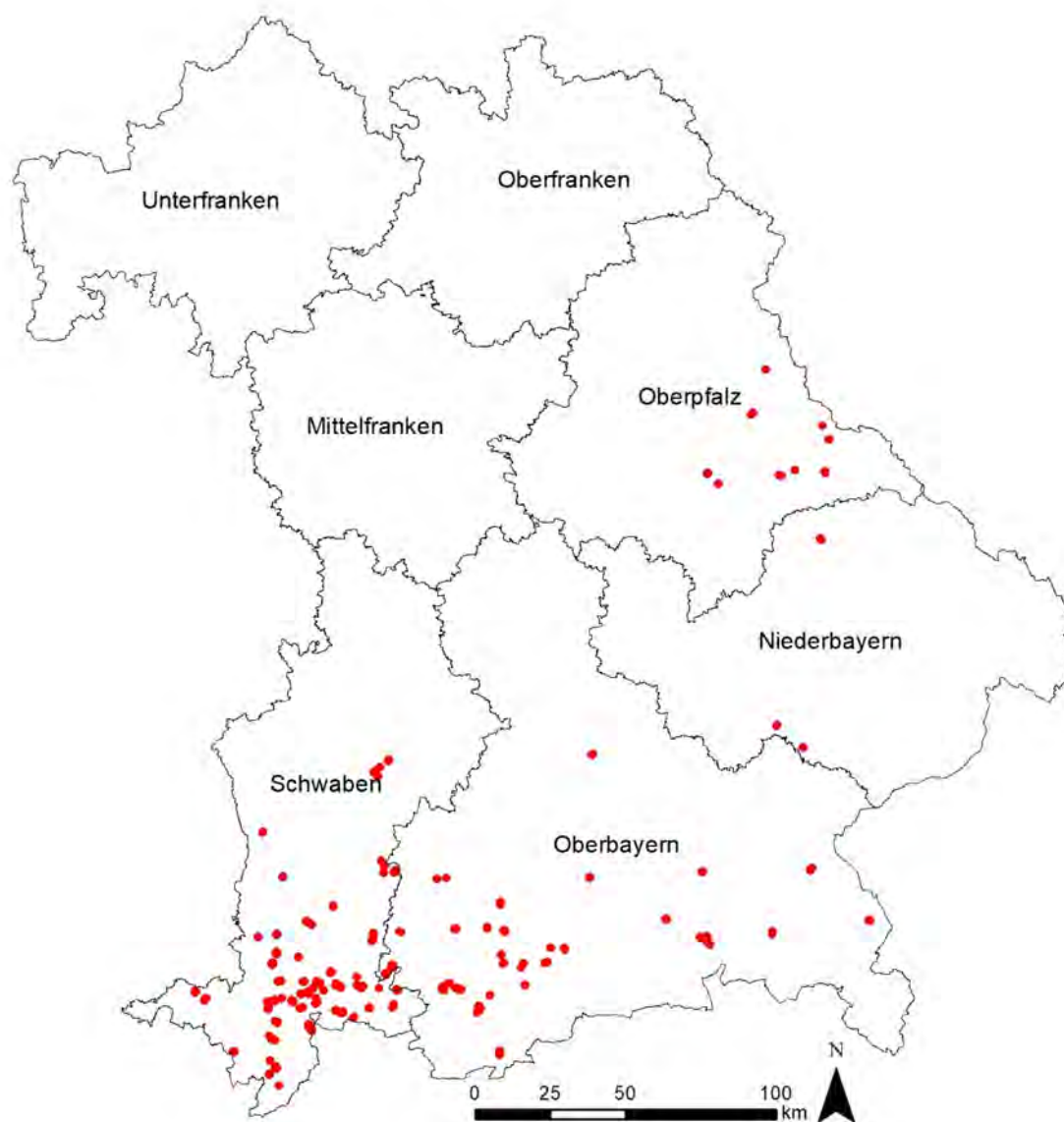


Abb. 43: Lage der 238 Untersuchungsflächen mit Geländeerhebungen in Grünland mit *Jacobaea aquatica* in Bayern.

Tab. 11: Vegetationstypen der untersuchten Grünlandbestände; zur jeweiligen Einstufung reichte eine der aufgeführten Arten.

Nasswiese (Calthion)		<i>Caltha palustris</i>	Sumpf-Dotterblume
		<i>Scirpus sylvaticus</i>	Wald-Simse
		<i>Myosotis palustris/scorpioides</i>	Sumpf-Vergißmeinnicht
		<i>Carex spec.</i>	Seggen
		<i>Juncus spec.</i>	Binsen
Feuchtwiese (Molinietalia)		<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke
		<i>Sanguisorba officinalis</i>	Großer Wiesenknopf
		<i>Filipendula ulmaria*</i>	Mähdesüß*
		<i>Cirsium oleraceum</i>	Kohldistel
		<i>Equisetum palustre</i>	Sumpf-Schachtelhalm
Pfeifengras-Streuwiese (Molinion)		<i>Molinia caerulea</i>	Pfeifengras
		<i>Betonica officinalis</i>	Heil-Ziest
		<i>Succisa pratensis</i>	Teufelsabbiß
Großseggenried	offensichtlich lange nicht gemäht	<i>Carex spec.</i>	Seggen
/Hochstaudenflur	Vegetationshöhe > 50 cm (meist >100cm)	<i>Filipendula ulmaria*</i>	Mähdesüß*
/Röhricht		<i>Lythrum salicaria</i>	Blutweiderich
		<i>Phragmites australis</i>	Schilf
		<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras
Glatthaferwiese (Arrhenatherion)	mittleres Grünland, frisch	<i>Crepis biennis</i>	Wiesen-Pippau
	Arrhenatherum elatior nicht zwingend	<i>Leucanthemum vulgare</i>	Margerite
		<i>Campanula patula/rotundifolia</i>	Glockenblume
		<i>Anthriscus sylvestris</i>	Wiesen-Kerbel
		<i>Heracleum sphondylium</i>	Bärenklau
		<i>Carum carvi</i>	Kümmel
		<i>Lathyrus pratensis</i>	Wiesen-Platterbse
Vielschnitt-Wiesen	mittleres Grünland, frisch	ohne die vorher genannten Kennarten, fast ganz ohne krautige Arten	
	intensiver genutzt als Glatthaferwiese	(Ausnahmen: <i>Taraxacum officinale</i> , <i>Galium mollugo/album</i> , <i>Plantago lanceolata</i> , <i>Achillea millefolium</i> , <i>Cerastium spec.</i> , Ackerwildkräuter)	
	artenarm		
	> 3x gemäht		
Weidelgras(Mäh-)weide	(Mäh-)Weide	<i>Lolium perenne</i> dominant	Weidelgras dominant
Bergweiden	Weide	<i>Cynosurus cristatus</i>	Kammgras
		<i>Festuca rubra</i>	Rotschwingel
		<i>Nardus stricta</i>	Borstgras

*) Unterscheidung des Vegetationstyps zusätzlich nach Nutzung

Tab. 12: Schätzung des *Jacobaea aquatica*-Befalls in sechs Befallsklassen in Anlehnung an Berghofer (2017), verändert.

A	kein <i>J. aquatica</i> vorhanden	
B	0–1	Individuen/100 m ² (d.h. wenige Exemplare auf großer Fläche)
C	1–10	Individuen/100 m ²
D	11–100	Individuen/100 m ²
E	100–1000	Individuen/100 m ²
F*	>1000	Individuen/100 m ²

*) Da es nur eine Fläche mit mehr als 1000 *J. aquatica*-Individuen auf 100 m² gab, wurden die Klassen F in der Auswertung in die Klasse E integriert. Stellte sich die Fläche bei der Begehung als sehr heterogen heraus, wurde sie in mehrere Polygone bzw. Teilflächen unterteilt, die dann separat charakterisiert wurden.

4.1.3 Betriebsbefragungen

In den Wintermonaten von 2017 bis 2019 wurden die teilnehmenden Landwirte besucht und in einem Interview zu ihrem Betrieb und den untersuchten Flächen befragt. Dazu wurde im Vorfeld ein standardisierter Fragebogen für ein Einzelgespräch konzipiert. Abgefragt wurden allgemeine Betriebskennzahlen und -ausrichtung (Tab. 14), Ernte-/Düngetechnik im Grünland, die Bewirtschaftungsform (Wiese, Weide, Streunutzung, Kombinationen), im Betrieb umgesetzte Agrarumweltmaßnahmen, regelmäßige Grünlandpflegemaßnahmen,

Nutzungs- und Düngeregime auf den aufgenommenen Flächen, deren Nässezustand und Informationen zu eventuell vorhandenen Drainage- und Grabensystemen sowie Angaben zum *J. aquatica*-Befall. Zu jedem Punkt wurden – sofern bekannt – Veränderungen in der Vergangenheit z.B. in der Bewirtschaftungsintensität (Nutzungshäufigkeit, Düngung) mit dokumentiert (Tab. 15).

Von den 114 Betrieben nahmen 103 an der Befragung teil, sodass als Gesamtdatensatz 103 Betriebe mit 218 Flächen bzw. 389 Polygonen für die Auswertung der Betriebsbefragung zur Verfügung standen. Auf 241 dieser Polygone war *Jacobaea aquatica* vorhanden, auf 148 nicht. Die Projektbetriebe lagen in Schwaben, Oberbayern, der Oberpfalz und Niederbayern. Der Hauptanteil der Untersuchungen wurde im westlichen Oberbayern und südlichen Schwaben (Allgäu) durchgeführt, wo auch der Befall am stärksten festgestellt und berichtet wird (Tab. 13).

Tab. 13: Verteilung der Betriebe, Flächen und Untersuchungseinheiten in Bayern.

Regierungsbezirk	Betriebe	Flächen mit Interviews	Polygone
Niederbayern	2	2	4
Oberbayern	29	66	131
Oberpfalz	8	10	19
Schwaben	64	140	235
<i>Gesamt</i>	<i>103</i>	<i>218</i>	<i>389</i>

Tab. 14: Betriebliche Charakteristika der an der Befragung beteiligten Grünlandbetriebe.

Durchschnittliche Betriebsgröße	41 ha
Produktionsschwerpunkte	Milchvieh 67 %, Mutterkuhhaltung 11 %, weitere mit kleinen Anteilen
Besatzdichte	Ø 1,1 GV/ha
Betriebs-KULAP B10/B20/B21 ¹⁾	77 Betriebe mit, 26 Betriebe ohne
davon B10 (Ökolandwirtschaft) ²⁾	46 % der Betriebe mit 48 % der Flächen (Bayern: 8,5 % der Betriebe)

1) Betriebs-KULAP B10/B20/B21: Auflagen zum gesamtbetrieblichen Viehbesatz mit 1,4–2,0 GV/ha; B10 = Öko-Landbau

2) Anzahl Betriebe mit B10 (Ökologische Landwirtschaft): Zahlen zu Bayern von 2017, Quelle: Bayerischer Agraratlas (2018)

Tab. 15: Flächennutzung der an der Befragung beteiligten Grünlandbetriebe.

Nutzungsart ¹⁾	Überwiegend Wiesen und Mähweiden, ca. 10 % Weiden, ca. 10 % Streuwiesennutzung
Schnittzeitpunktauflage (VNP) ²⁾ in den letzten 25 Jahren	21 % der Flächen
Vegetationstypen	62 % Normalwiesen, 42 % Vielschnittwiesen, 50 % Feucht- und Nasswiesen (Mehrfachnennung möglich)

Ertragsanteile von Gräsern/ Kräutern/Leguminosen	Ø Gräser 58%, Kräuter 24 %, Leguminosen 18 %
Hauptbestandsbildner	Dt. Weidelgras (54 %), Weißklee (48 %), Wiesen-Fuchsschwanz (31 %); Feuchtezeiger wie Seggen; Scharfer Hahnenfuß mit insgesamt über 50 % (Mehrfachnennungen möglich)
Nutzungshäufigkeit	1–2x: 25 %; 3–4x: 56 %; 5–6x: 18 %
Düngung	69 % nur organisch, 4 % organisch und mineralisch, 1 % nur mineralisch, 26 % ganz ohne Düngung
Schäden an der Narbe	Fahrspuren 40 % aller Flächen; Viehtritt 17 % aller Flächen
Lückigkeit der Narbe	Lückenanteil 0–5 %: 71 % der Flächen; Lückenanteil 5–25 %: 27 % der Flächen; Lückendeckung >25 %: 2 % der Flächen
Änderung der Nutzungsintensität seit 1992	18 % der Flächen stärker, 10 % der Flächen geringer

1) Nutzungsart: Nach den Nutzungscodes der bayerischen Landwirtschaftsverwaltung

2) VNP = Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm

Über die Aufnahme der Flächen durch Transekte konnte das Vorkommen und die Dichte von *J. aquatica* auf 2/3 der Flächen festgestellt werden, zum größten Teil nur vereinzelt in einer Dichte <1 Pfl. m⁻². Mit steigender Befallsintensität sank der Anteil an den Untersuchungsflächen stetig.

4.1.4 Daten aus dem Grünlandmonitoring Bayern

Zusätzlich zu den erhobenen Daten wurden Daten aus dem Grünlandmonitoring Bayern (Kuhn et al. 2011, Heinz et al. 2015) in die Auswertungen miteinbezogen, um die Datengrundlage zu erweitern. Das Grünlandmonitoring Bayern beinhaltet über 6000 Vegetationsaufnahmen (nach Klapp und Stählin 1936) im bayerischem Wirtschaftsgrünland. Diesen Flächen wurden zahlreiche Zusatzinformationen aus den INVEKOS-Daten zugeordnet.

4.1.5 Datenverarbeitung

Zur Datensammlung und Verarbeitung wurde eine MS Access 2013 Datenbank erstellt. Die deskriptive Statistik wurde mit Excel durchgeführt, weiterführende statistische Tests mit RStudio. Die Geodaten wurden mit ArcGIS 10.6 bearbeitet.

Zusätzlich zu den Angaben aus den Interviews wurden weitere Flächen- und Betriebskennzahlen für das Jahr 2017 aus der INVEKOS-Datenbank über die Flurstückzuordnung entnommen. Aus der Reichsbodenschätzung wurde die Grünlandzahl ergänzt und aus der Konzeptbodenkarte die Bodenart. Dabei wurden die Werte übernommen, die für den größten Anteil der Fläche zutrafen.

4.2 Standortanalyse

Laut Hegi (1929) ist *J. aquatica* zerstreut „auf feuchten, namentlich gedüngten Moorwiesen, seltener in natürlichen Flachmooren, feuchten Gebüschern, an nassen Waldstellen“ zu finden und zwar meist in der Ebene und im Hügelland bis in eine Höhe von maximal 845 m NN. Im südlichen und im westlichen Deutschland kommt es häufig vor, auf feuchten Uferwiesen zusammen mit *Festuca arundinacea*, *Carex hostiana*, *Juncus subnodulosus*, *Hemerocallis fulva*, *Iris sibirica*, *Trifolium fragiferum*, *Polygala vulgaris*, *Chaerophyllum aureum*, *Succisa pratensis*, *Inula salicina*, *Taraxacum paludosum* u.a. Auf sumpfigen oder torfigen Böden ist es vergesellschaftet mit *Molinia caerulea*, *Dactylorhiza incarnata*, *Epipactis palustris*, *Lychnis flos-cuculi*, *Ranunculus acer*, *Trifolium spadiceum*, *Pedicularis palustris*, *Cirsium oleraceum*. Im nördlichen Oberbayern wächst es „massenhaft“ in *Holcus-lanatus*-Wiesen zusammen mit *Trifolium hybridum*, *Medicago lupulina*, *Angelica sylvestris*, *Heracleum sphondylium*, *Plantago lanceolata*, *Myosotis palustris*, *Prunella vulgaris*, *Crepis biennis*. Schon 1929 wird *J. aquatica* als düngungsunempfindlich beschrieben bzw. wird vermutet, dass es dadurch vielleicht sogar gefördert wird.

Ende des 20. Jh. wird *J. aquatica* Nass- oder Moorwiesen auf (sicker- und stau-)nassen, stickstoffhaltigen, kalkarmen, humosen Ton-, Gley- oder torfigen Böden zugeordnet. Es wächst als Düngungszeiger an Gräben, in gedüngten Sumpfwiesen oder im Röhricht eutropher Gewässer und gilt als Calthion-Verbandscharakterart (Oberdorfer 1994).

4.2.1 Indikatorarten und Standort

Um einen Eindruck zu bekommen, wie Grünlandflächen aussehen, die für einen Befall mit *J. aquatica* anfällig sind, also um das Gefährdungsrisiko hinsichtlich der Pflanzengemeinschaft einschätzen zu können, wurden potentielle Indikatorarten für bzw. gegen das Vorkommen von *J. aquatica* erfasst. Aus anderen Studien gibt es Hinweise auf solche Indikatorarten, z.B. traten *Juncus effusus* und *Filipendula ulmaria* verstärkt mit *J. aquatica* auf, während *Ranunculus repens* und *Taraxacum officinale* eher auf *J. aquatica*-freien Flächen festgestellt wurden (Suter und Lüscher 2008, Hennings 2013).

Wenn auf den Untersuchungsflächen *Juncus effusus*, *Carex*-Arten oder *Caltha palustris* standen, war die Wahrscheinlichkeit auch *J. aquatica* zu finden mehr als doppelt so hoch (odds ratios zwischen 2,3 und 2,7) (Tab. 16).

Tab. 16: Logistisches Regressionsmodell für den Wert der aufgenommenen Arten als Indikator für das Vorkommen von *Jacobaea aquatica* (Generalized linear mixed model fit by maximum likelihood); zufällige Variable: Betrieb.

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)		odds ratio
(Intercept)	0,164	0,414	0,396	0,692		
<i>Juncus effusus</i>	0,845	0,328	2,577	0,009	**	2,327
<i>Carex</i> -Arten	0,899	0,303	2,970	0,003	**	2,458
<i>Caltha palustris</i>	1,006	0,489	2,058	0,040	*	2,734
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,425	0,357	1,191	0,234		
<i>Ranunculus repens</i>	-0,120	0,291	-0,411	0,681		
<i>Taraxacum officinale</i>	0,397	0,291	1,366	0,172		
Kräuter-Deckung	-0,021	0,014	-1,501	0,133		

*p < 0,05; **p < 0,01

Eine Auswertung der Daten aus dem Grünlandmonitoring Bayern mit einem generalisierten linearen gemischten Modell (GLMM) erbrachte im Vergleich ähnliche Ergebnisse. Auch hier war das Vorkommen nässezeigender *Juncus*- und *Carex*-Arten hoch signifikant positiv mit *J. aquatica* korreliert (odds ratios 3.034 bzw. 3.828), allerdings auch das von *Ranunculus repens* (odds ratio 4.854). Letzteres ist nicht erstaunlich, da diese Art als Verdichtungszeiger auf zeitweise feuchten Standorten gilt (Oberdorfer 1994). Die signifikant negative Beziehung zwischen *Taraxacum officinale* und *J. aquatica* wurde mit diesem Datensatz bestätigt (odds ratio 0.435).

Im Grünlandmonitoring Bayern war *J. aquatica* auf weniger als 1 % der Aufnahmeflächen zu finden und dort mit einem mittleren geschätzten Ertragsanteil von 2,5 %. Die Art, die am stetigsten mit *J. aquatica* vorkam, war *Ranunculus repens*. Ebenfalls überdurchschnittlich häufig kamen auf Flächen mit *J. aquatica* *Festuca pratensis*, *Holcus lanatus*, *Cardamine pratensis*, *Myosotis scorpioides*, *Agrostis stolonifera* oder *Silene flos-cuculi* vor.

Dass es sich in erster Linie um nasse Grünlandstandorte handelt, auf denen *J. aquatica* vorkommt, zeigen nicht nur seine Vergesellschaftung mit Nässezeigern wie Seggen-Arten, Flatterbinse und anderen, sondern auch direkte standörtliche Beziehungen.

Tab. 17: Logistisches Regressionsmodell für den Einfluss von Standortfaktoren auf das Vorkommen von *Jacobaea aquatica* (Generalized linear mixed model fit by maximum likelihood); zufällige Variable: Betrieb.

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)		odds ratio
(Intercept)	0,559	0,621	0,9	0,368		
wegen Nässe bedingte Befahrbarkeit	1,295	0,268	4,829	1,37E-06	***	3,65
Hangneigung: 5-20%	-0,594	0,303	-1,962	0,050	*	0,55
Moordistanzklasse	-0,207	0,112	-1,854	0,064	.	0,81
Grünlandzahl: 20-34	-0,711	0,508	-1,401	0,161		
Grünlandzahl: 35-49	-0,622	0,492	-1,264	0,206		
Grünlandzahl: >49	-0,901	0,552	-1,631	0,103		
Lückigkeit: 0-5%	-0,058	0,275	-0,212	0,832		
Drainage vorhanden	0,197	0,244	0,808	0,419		
Graben vorhanden	0,073	0,253	0,287	0,774		
Bodenart: Lehm/Moor	-0,165	0,487	-0,339	0,735		
Bodenart: Moor	-0,201	0,356	-0,563	0,573		
Bodenart: Sand	0,381	0,469	0,812	0,417		
Bodenart: Ton	0,686	0,582	1,180	0,238		

p < 0,1; *p < 0,05; ***p < 0,001

So war *J. aquatica* signifikant häufiger auf ebenen Flächen im Vergleich zu Hängen zu finden (Tab. 17). Täler oder Moore mit hoch anstehendem Grundwasser liegen im Alpenvorland grundsätzlich eher in Ebenen als an Hängen. Untersuchungen in Österreich bestätigen dieses Ergebnis (Bassler et al. 2011). Dass z.B. Suter und Lüscher (2008) *J. aquatica* häufiger auf geneigten Flächen vorfanden, könnte z.B. durch anstehende Stauhohizonte in den Sedimentschichten des untersuchten Gebietes verursacht werden. Weitere Parameter, die in den Interviews erfragt wurden und auf Nässe hindeuten, wie eine wegen Nässe nur bedingte Befahrbarkeit der Fläche oder die Anlage von Drainage oder

Gräben, standen z.T. in signifikantem Zusammenhang mit dem Vorkommen von *J. aquatica*.

Die Untersuchungen zeigten zudem, dass je näher Grünlandflächen an Mooren lagen der Befall mit *J. aquatica* stärker war (Tab. 17). Je geringer die Distanz der Grünlandfläche zum nächsten Moor, desto höher die Wahrscheinlichkeit, dass sie selbst im Grundwassereinflussbereich lag und relativ nasse Bedingungen vorherrschten. Das Ordinationsdiagramm (Abb. 44) zeigt die Untersuchungsflächen angeordnet nach dem Vorkommen der erhobenen Indikatorarten. Sie wurden gruppiert nach der entsprechenden Moordistanzklasse; der jeweilige Gruppenmittelpunkt ist als Kreuz in der zugehörigen Gruppenfarbe dargestellt. Die Untersuchungsflächen liegen umso weiter links, je näher sie sich an einem Moor befinden. Nach links nehmen außerdem das Vorkommen von Nässezeigern sowie der Befall mit *J. aquatica* zu.

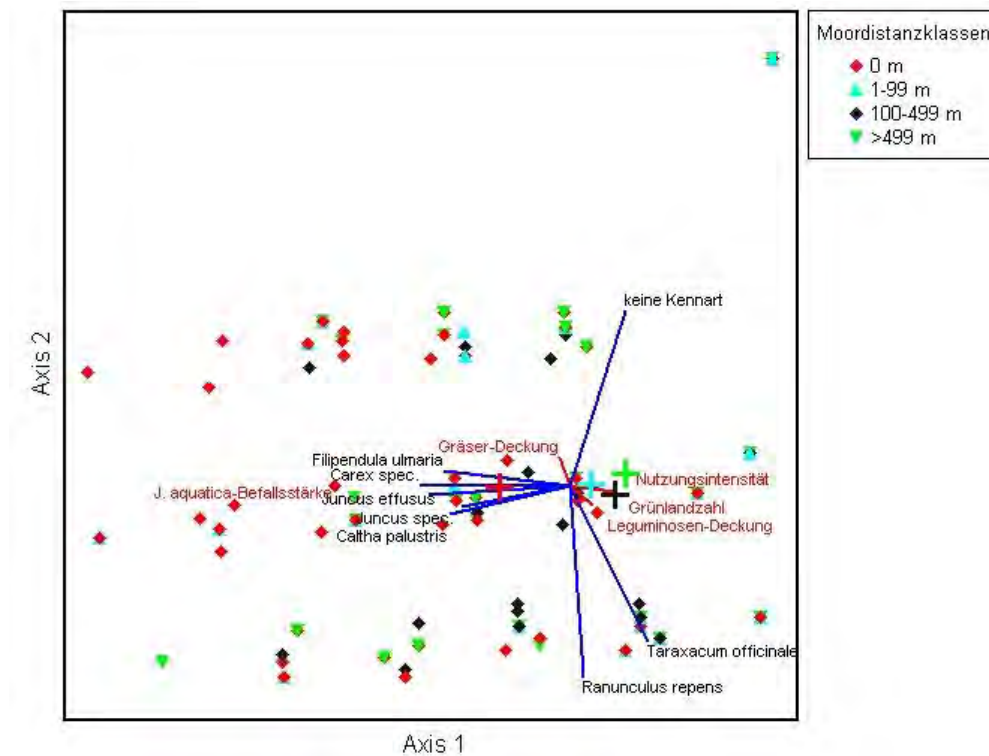


Abb. 44: Das Ordinationsdiagramm (PCA) der Grünlandbeständen nach dem Vorkommen der Indikatorarten (Eigenvalue: Axis1 = 2,53 Axis2 = 1,71); gruppiert nach Entfernung zum nächsten Moor (Gruppenmittelpunkt als Kreuz in entsprechender Gruppenfarbe); dargestellt sind alle Variablen, deren Korrelationskoeffizient r mit Axis 1 oder Axis 2 $> 0,26$ ist; nach links nimmt der *Jacobaea aquatica*-Befall zu.

Die Entfernung zum nächstgelegenen Moor stellte sich auch im Grünlandmonitoring Bayern als signifikanter Einflussfaktor für die Präsenz von *J. aquatica* heraus (Abb. 45).

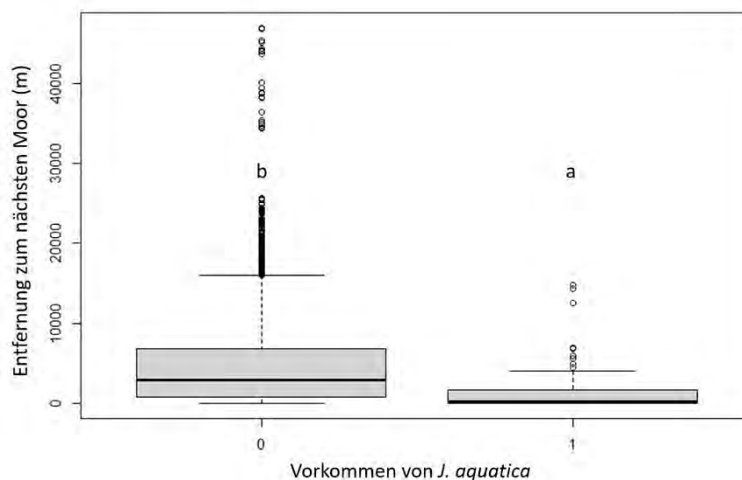


Abb. 45: Mittlere Entfernung von Grünlandbeständen (1) mit und (0) ohne *Jacobaea aquatica* zum nächsten Moor; $p < 0,05$.

Eine Zuordnung und Gruppierung der untersuchten Grünlandbestände nach der Bodenart ergab ebenfalls einen tendenziell stärkeren *J. aquatica*-Befall auf Moor- und Tonböden als auf Lehm- und Sandböden (Abb. 46).

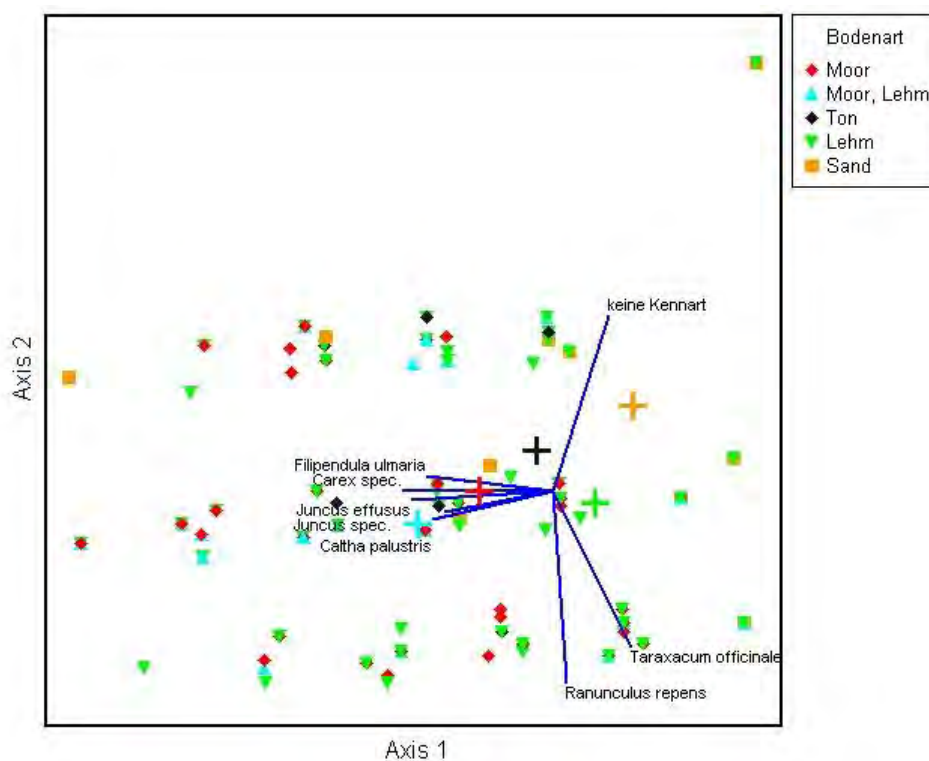


Abb. 46: Ordinationsdiagramm (PCA) der Grünlandbestände nach dem Vorkommen der Indikatorarten; gruppiert nach Bodenart (Gruppenmittelpunkt als Kreuz in entsprechender Gruppenfarbe); nach links nimmt der *Jacobaea aquatica*-Befall zu; weitere Erläuterungen s. Abb. 44.

4.2.2 Risikoanalyse auf der Basis von Klima- und Bodenmerkmalen

Ein wichtiges, im Projektantrag formuliertes Ziel von Teilprojekt C war es, ein Risikomodell für das Vorkommen von *J. aquatica* in Bayern zu entwickeln. Dafür sollte ein Habitat Suitability Model (Elith und Leathwick 2009, Guisan et al. 2017) erstellt werden, dass die aktuellen Vorkommen von *J. aquatica* mit Standortmerkmalen (Topographie, Bodenverhältnisse, Feuchtigkeit) und der Bewirtschaftung (historisch und aktuell) verbindet.

Methodik: Zur Erstellung des Modells wurden zunächst die aktuellen, über GPS-Koordinaten genau dokumentierten Nachweise von *J. aquatica* gesammelt. Als Quellen dienten einerseits die in diesem Projekt gemachten Nachweise, also die Kartierung von M. Laumer (LfL) und die von J. Ditton und M.-T. Krieger (TUM) erfassten Populationen, aus denen 209 Vorkommen von *J. aquaticus* in diese Analyse gingen. Da sich diese Fundstellen aber im Wesentlichen auf Südbayern und die Oberpfalz beschränkten, wurden diese Daten um weitere Vorkommen ergänzt die in der Bayerischen Biotop- und Artenschutzkartierung (Bayerisches Landesamt für Umwelt, <https://www.lfu.bayern.de/gdi/dls/biotop-kartierung.xml>) erfasst wurden. Von den insgesamt 5814 (Stand 1/2021) dort dokumentierten Nachweisen fallen allerdings nur 2012 in den aktuellen Zeitraum von 2008 bis 2017. Von den verbleibenden Nachweisen lagen die meisten geclustert in Landkreisen, in denen auch die eigenen Erhebungen durchgeführt wurden. So konnten nur 87 zusätzliche Wuchsorte für das Modell verwendet werden und für die Modellierung standen insgesamt 296 Vorkommen zur Verfügung.

Da sich bei Species Distribution Modellen das Vorkommen von Arten durch kombinierte Präsenz/Absenzdaten präziser vorhersagen lässt als durch reine Präsenzmodelle, werden – auch wenn nur Präsenzdaten vorliegen – in der Regel Präsenz-Absenz-Modelle mit Pseudoabsenzen berechnet (Elith et al. 2006, Barbet-Massin et al. 2009). Von Pseudoabsenzen spricht man, wenn sich bei einer Art, die in einem Gebiet nicht nachgewiesen wurde, ein Vorkommen trotzdem nicht ausschließen lässt. Entsprechend der Anzahl von Präsenz-Punkten wurden für die Habitat Suitability Modellierung 296 zufällige Pseudo-Absenzen generiert. Diese wurden in Messtischblatt-Quadranten verortet, für die in der Bayerischen Biotopkartierung keine Nachweise von *J. aquatica* vorliegen. Zudem wurde ein Mindestabstand von 3000 m zu bestehenden Präsenzen und anderen Pseudo-Absenzen vorgegeben.

Als Prädiktoren für das Habitat Suitability Model wurden verschiedene klimatische Faktoren und der vorherrschende Bodentyp herangezogen. Die Klimavariablen umfassten Jahresminimumtemperatur, Jahresmaximaltemperatur, Anzahl der Frosttage, Anzahl der Eistage, Anzahl der heißen Tage, Jahresniederschlag, Frühjahrsregen (März–Mai), Sommerregen (Juni–August) und Herbstregen (September–Oktober). Die Daten standen über den Opendata-Server des Deutschen Wetterdienstes (opendata.dwd.de) als Rasterdaten mit 1 x 1 km² Auflösung zum Download zur Verfügung und reichen zurück bis in die 80er Jahre. Für die Auswertung wurden jeweils die Daten für Bayern der Jahre 2008 bis 2017 gemittelt und auf das Territorium Bayerns zugeschnitten. Die Zuordnung zu bestimmten Bodentypen erfolgte auf der Basis der Hauptbodengruppen der Übersichtbodenkarte 1:25.000 des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (<https://www.lfu.bayern.de/gdi/dls/uebk25.xml>). Diese wurde als Shape-File heruntergeladen und in ein Rasterfile mit 50 x 50 m² Auflösung konvertiert. Die im

Vergleich zu den Klimadaten geringere Auflösung wurde gewählt, um der Kleinräumigkeit der Bodensituation besser gerecht zu werden.

Anschließend wurde mit den Präsenz-/Absenz-Daten und den Prädiktoren eine Gradient Boosted Classification durchgeführt. Die Implementierung erfolgte im Statistikprogramm R Version 4.0.0 (R Core Team 2020) und dem entsprechenden package biomod2 (Thuillier et al. 2020). Das resultierende Modell wurde zunächst hinsichtlich der Modellparameter optimiert (Guisan et al. 2017) und anschließend die Performance des endgültigen Modells in Grenzwertoptimierungskurven (ROC = *receiver operating characteristic*) anhand des AUC-Wertes überprüft (Fawcett 2004). Diese *area under the curve* (AUC) beschreibt das Verhältnis zwischen richtiger und falscher Vorhersage und variiert von 0,5 (kein Unterschied zu zufälliger Zuordnung) bis 1 (bestmöglichem Ergebnis). Schließlich wurde anhand des finalen Modells auf Grundlage der Prädiktoren eine Vorhersage errechnet. Das resultierende Raster zeigt, wie hoch das Modell anhand der zugrundeliegenden Klima- und Bodendaten die Wahrscheinlichkeit einschätzt, dass in den jeweiligen 50 x 50 m Rasterzellen mit einem (potentiellen) Auftreten von *J. aquatica* zu rechnen ist. Für die in Abb. 49 dargestellte Risikoeinschätzung für einzelne Messtischblatt(MTB)-Quadranten wurden schließlich für alle MTB Quadranten ermittelt, auf wieviel Prozent ihrer Fläche die Auftretenswahrscheinlichkeit für *J. aquatica* grösser als 60 % beträgt.

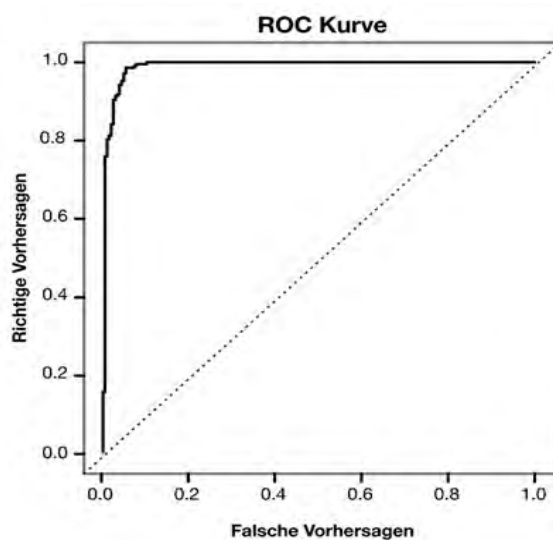


Abb. 47: ROC-Kurve zur Vorhersage der Vorkommen von *Jacobaea aquatica* in Bayern in Abhängigkeit von Boden und Klima. AUC-Wert: 0,98.

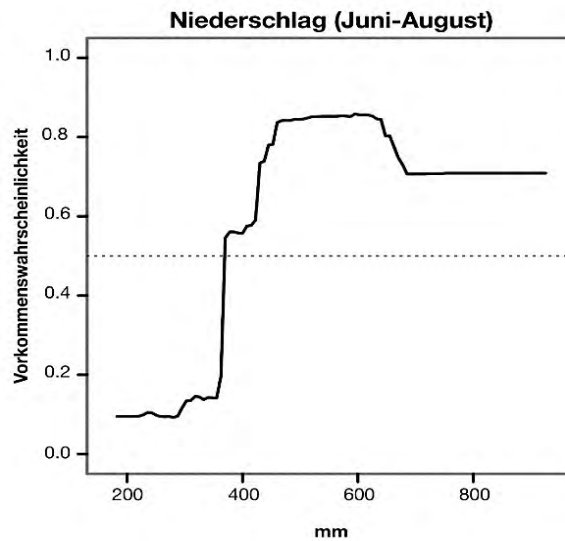


Abb. 48: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *Jacobaea aquatica* in Bayern in Abhängigkeit vom Niederschlag in den Monaten Juni–August.

Ergebnisse: Das berechnete Habitat Suitability Model besitzt mit einer AUC von 0,98 (die *area under the curve* beschreibt das Verhältnis zwischen richtiger und falscher Vorhersage und variiert von 0,5 (kein Unterschied zu zufälliger Zuordnung) bis 1 (bestmöglichem Ergebnis) eine hohe Vorhersagekraft, da die echten Absenzen/Präsenzen mit 95 % sicher vorhergesagt werden konnten. Zudem liefert das Modell Informationen über den Einfluss der jeweiligen Prädiktoren auf das Vorkommen von *J. aquatica* (Abb. 47). Hier zeigen sich in erster Linie Bodentyp und Sommerniederschlag als entscheidende Faktoren. Ein Partial Dependence Plot für diese Variablen zeigt, dass vor allem grundwasserbeeinflusste und staunasse Böden (Gleye, Niedermoore, lehmige und mehr oder weniger humose Talsedimente, Pseudogleye) und ein Sommerniederschlag über 350 mm zuverlässige Prädiktoren für das Vorkommen der Zielart sind (Abb. 48). Die übrigen Faktoren Hangneigung oder Meereshöhe zeigten dagegen kaum Einfluss.

Einige der speziell bei der Biotopkartierung im nördlichen Bayern dokumentierte Nachweise befinden sich in Bereichen, wo das Modell Vorkommen von *J. aquatica* für unwahrscheinlich hält. Eine Überprüfung der Standortsituation anhand der Daten der Biotopkartierung zeigte allerdings, dass es sich bei allen betroffenen Flächen um kleinräumige Feuchtstandorte handelt. Ein Abgleich mit der Bodenübersichtskartierung zeigt, dass diese Standortsituation dort, wahrscheinlich aufgrund der Kleinräumigkeit, in den meisten Fällen nicht erfasst wurde und somit der entscheidende Faktor Bodentyp nicht in die Vorhersage einfließen konnte.

Diskussion: Das Habitat Suitability Model in Abb. 49 zeigte, dass das Vorhandensein grund- und stauwasserbeeinflusster Böden offenbar eine Grundvoraussetzung für das Auftreten von *J. aquatica* darstellt. Zweitwichtigster Faktor war eine Niederschlagssumme Juni–August von >380 mm. Durch die Erfüllung beider Kriterien besteht im westlichen Alpenvorland (Allgäu und westliches Oberbayern) das höchste Risiko für das Vorkommen der Zielart in Bayern. Ein hohes Kontaminationsrisiko herrscht auch im Moränengebiet des oberbayerischen Alpenvorlandes, dort ist die Ausdehnung der Risikoflächen jedoch deutlich kleiner. Dies ist ein möglicher Grund dafür, weshalb aktuelle Nachweise von *J. aquatica* dort seltener sind und sich die Meldungen über Probleme bislang in Grenzen halten.

Außerhalb des Moränengürtels konzentrieren sich die Nachweise vor allem auf Niedermoorgebiete wie Donauried und die Niedermoore der nördlichen Münchner Ebene. Die Nachweise in anderen Teilen Bayerns haben ihren Schwerpunkt in Flussauen. Dort scheinen die Böden trotz der geringeren Sommerniederschläge eine ausreichende Wasserversorgung zu gewährleisten. Auch das logistische Regressionsmodell zeigte signifikante Einflüsse von Flächenparametern, die nasse Bedingungen indizieren: Auf Grünlandflächen, die wegen Nässe nur bedingt befahrbar waren, auf ebenen Schlägen oder solchen mit geringer Distanz zu einem Moor war *J. aquatica* häufiger zu finden als auf Flächen ohne diese Eigenschaften.

Prozentanteil der gefährdeten Zellen pro MTB:

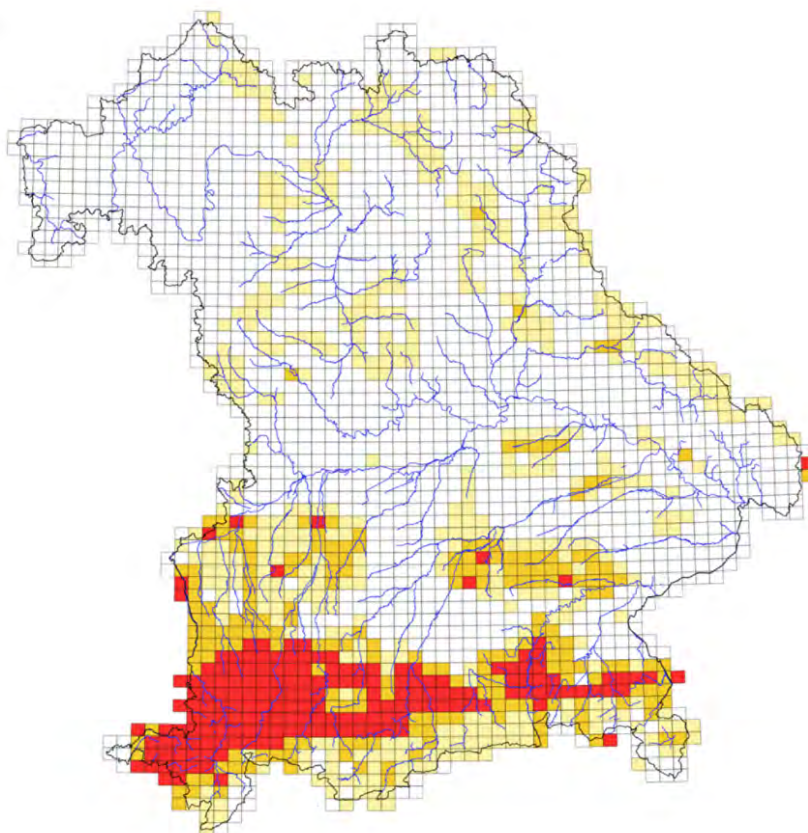
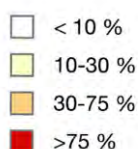


Abb. 49: Risikokarte für das Vorkommen von *Jacobaea aquatica* in Bayern basierend auf dem Habitat Suitability Model. Die Farbe des Maßstabblatt(MTB)-Quadranten zeigt den Anteil der Risikoflächen von weiß (<10 % aller 50 x 50 m Rasterzellen des MTB weisen eine Vorkommenswahrscheinlichkeit >60 % auf) bis rot (75–100 % der Rasterzellen haben hohes Kontaminationsrisiko).

Dass neben den Bodeneigenschaften der zeitlich wirksame Umweltfaktor Sommerniederschläge eine besondere Rolle spielt, deutet darauf hin, dass eine ausreichende Feuchtigkeit während einer bestimmten Entwicklungsphase eine besondere Rolle spielt: Bei *J. aquatica* findet in dieser Zeit die Samenproduktion und Samenausbreitung statt. Wie die Keimversuche im Gewächshaus gezeigt haben, können frisch gebildete Samen von *J. aquatica* schnell und reichlich keimen. Im Vergleich zu anderen Gebieten Bayerns haben die Risikoregionen so eine bessere und gleichmäßigere Wasserversorgung und bieten den

frisch gebildeten Samen somit auch günstigere Voraussetzungen für eine erfolgreiche Etablierung. Da kleine Samen wie die von *J. aquatica* in der Regel auch kleine und austrocknungsempfindliche Keimlinge bilden (Moles und Westoby 2004), gleichen die reichlichen Niederschläge in den Risikogebieten diesen natürlichen Nachteil gegenüber anderen Arten offensichtlich aus.

4.3 Wiesentypen

Im Projekt wurden 248 Polygone mit und 141 ohne *J. aquatica* untersucht. Die meisten davon wurden den Glatthaferwiesen zugeordnet, gefolgt von den Nass- und den Vielschnittwiesen (Tab. 18).

Das Ordinationsdiagramm (Abb. 50) zeigt die Untersuchungsflächen gruppiert nach den Wiesentypen. Der jeweilige Gruppenmittelpunkt ist als Kreuz in der entsprechenden Gruppenfarbe dargestellt. Entlang von Axis 1 nehmen nach links die Nässezeiger *Juncus*- und *Carex* spp. sowie *Filipendula ulmaria* und *Caltha palustris* zu, ebenso wie auch die *J. aquatica* -Befallsstärke.

Tab. 18: Zuordnung der Grünlandbestände mit *Jacobaea aquatica* zu Wiesentypen nach Kennarten (vgl. Tab. 11).

Vegetationstyp	n
Glatthaferwiese	103
Nasswiese	97
Vielschnittwiese	77
Weidelgras-(Mäh)Weide	51
Feuchtwiese	35
Großseggenried/Hochstaudenflur/Röhricht („Röhricht“)	12
Pfeifengraswiese	8
Bergweide	5
n.a.	1

n.a. = nicht auswertbar

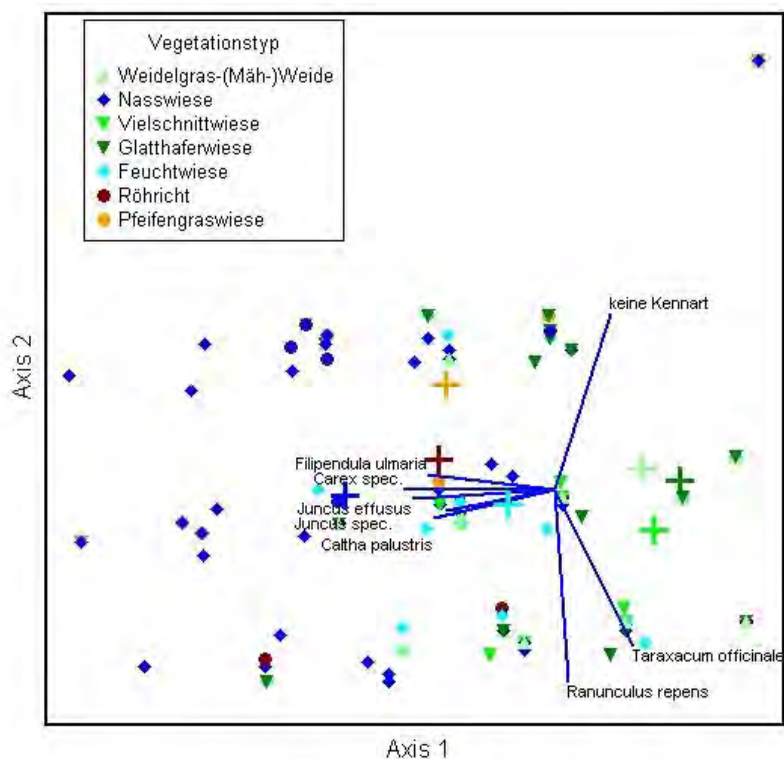


Abb. 50: Ordinationsdiagramm (PCA) der Grünlandbestände mit *Jacobaea aquatica* nach dem Vorkommen der Indikatorarten; Gruppierung nach Vegetationstyp (Gruppenmittelpunkt als Kreuz in entsprechender Gruppenfarbe); nach links nimmt der *J. aquatica*-Befall zu; weitere Erläuterungen s. Abb. 40.

Die Anordnung der Arten deutet darauf hin, dass das Vorkommen der Nässezeiger mit einem erhöhten *J. aquatica*-Befall einherging, was auch schon die Indikatorarten-Analyse gezeigt hat. Zudem findet sich der Gruppenmittelpunkt der Nasswiesen am weitesten links – also im Bereich des höchsten *J. aquatica*-Befalls, während die Gruppenmittelpunkte der Weidelgras-(Mäh)Weiden, der Glatthaferwiesen und der Vielschnittwiesen rechts des Koordinaten-Nullpunktes liegen.

Tatsächlich lag der Anteil der *J. aquatica*-freien Flächen bei den eher trockenen Wiesentypen bei ca. 50 %, während nur 18–38 % der feuchten bis nassen Wiesentypen *J. aquatica*-frei waren. Bei den Vielschnittwiesen zeigte sich allerdings, dass im Falle eines *J. aquatica*-Befalls dieser vergleichsweise hoch ausfiel. Das gleiche lässt sich über die Feucht- und Nasswiesen sagen, vergleicht man sie mit den weniger intensiv genutzten Pfeifengraswiesen und den Röhrlichtern, bei denen auch der Anteil *J. aquatica*-freier Flächen höher war (Abb. 51). Untersuchungen im Landkreis Garmisch-Partenkirchen zeigten, dass traditionell als Streuwiesen genutzte Flächen auf Moor, im Vergleich zu intensiver genutztem Grünland, am seltensten *J. aquatica* aufwiesen (Berghofer 2017).

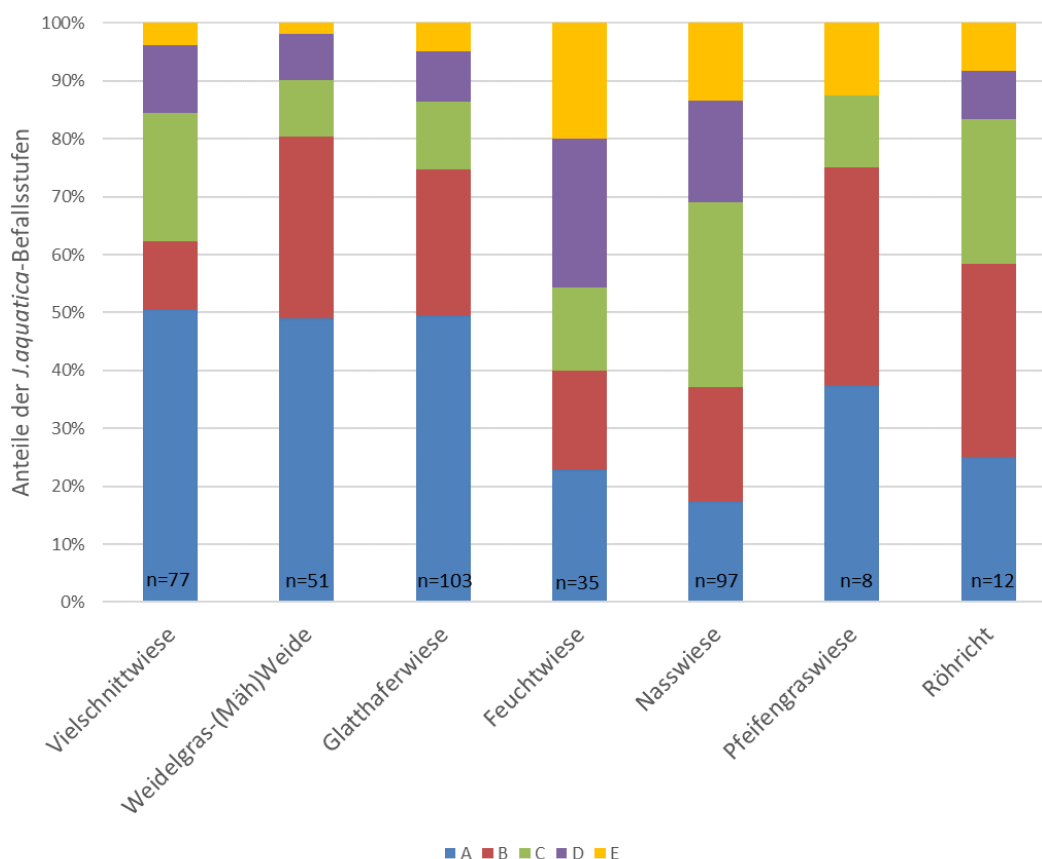


Abb. 51: Die Anteile der *Jacobaea aquatica*-Befallsstufen (vgl. Tab. 12) in den einzelnen Wiesentypen mit A = kein Individuen; B = 0–1 Individuen/100 m²; C = 1–10 Individuen/100 m²; D = 11–100 Individuen/100 m²; E = 100–1000 Individuen/100 m²; ($\chi^2 = 69,9$, $df = 24$, $p\text{-value} = 2,233e-06$ Effektstärke $CV = 0,21$).

4.4 Bewirtschaftung

4.4.1 Integrierte Landnutzungsanalyse mit Random Forest Modell

Methodik: Anhand eines Random Forest Classifiers wurde untersucht, ob und welchen Einfluss verschiedene Faktoren der Landnutzung auf das Vorkommen bzw. Fehlen von *J. aquatica* haben. Aktuell werden Modelle, die wie das Random Forest Modell auf der Basis von Entscheidungsbäumen basieren, immer häufiger für ökologische Fragen verwendet, weil sie besonders bei nichtlinearen, vieldimensionalen Daten mit komplexen Interaktionen der Variablen und bei fehlenden Werten deutlich genauere und besser interpretierbare Ergebnisse liefern als z.B. klassische Lineare Modelle (Cutler et al. 2007).

Als Grundlage für den Random Forest Classifier dienten Kartier- und Landnutzungsdaten, die 2017 und 2018 von M. Laumer, J. Ditton und M.-T. Krieger auf 128 Betrieben im bayerischen Alpenvorland und in den ostbayerischen Mittelgebirgen erhoben wurden. Von den 259 dabei untersuchten Flächen wurde *J. aquatica* auf 209 nachgewiesen, auf 50 Flächen fehlte die Art.

Als Prädiktoren dienten die Nutzungsart (Weide, Mähweide, Wiese, Streuwiese, ungenutzt), Nutzungsintensität (Anzahl der jeweiligen Nutzungen pro Jahr), Nachbeweidung (ja/nein), Düngung (Mineral, Mist, Gülle), das Vorhandensein von Bodenstörungen (Fahrzeugspuren, Viehtritt, andere) sowie das Zutreffen der Agrarumweltmaßnahmen Ökolandbau und extensive Rinderhaltung. Um den konkreten Einfluss einzelner Nutzungs- und Düngungsmaßnahmen zu ermitteln, wurde diese als einzelne boolesche Faktoren (ja/nein) berücksichtigt.

Zur Berechnung wurden die Daten zufällig in 130 Training Sites und 129 Evaluation Sites geteilt. Anschließend wurde in R Version 4.0.0 (R Core Team, 2020) mit den Trainingsdaten ein Random Forest Classifier mit 1000 Trees erstellt (randomForest, package randomForest Version 4.6-14; Liaw und Wiener, 2002) und dieser mit den Evaluierungsdaten überprüft. Zur Prüfung der Modellaussage wurde wieder der AUC als Verhältnis zwischen richtiger und falscher Vorhersage verwendet (s. oben). Dieser Vorgang wurde zehnmal wiederholt.

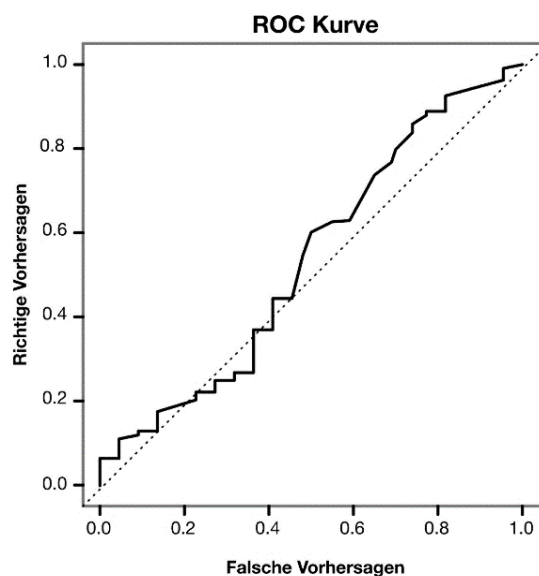


Abb. 52: ROC-Kurve zur Vorhersage der Vorkommen von *Jacobaea aquatica* in bayerischem Grünland in Abhängigkeit von der Nutzung. AUC-Wert: 0,47.

Ergebnisse: Der durchschnittliche AUC Wert der zehn Classifier lag bei 0.469 ± 0.062 , so dass keiner der auf den gewählten Prädiktoren basierenden Classifier einen Aussagegehalt besitzt (Abb. 52). Folglich hatte keiner der verwendeten Prädiktoren signifikanten Einfluss auf das Auftreten oder Fehlen von *J. aquatica*. Auf eine Auswertung des relativen Einflusses der Prädiktorvariablen wird deshalb verzichtet.

4.4.2 Befall in Abhängigkeit von Wiesentypen und Nutzungsintensität

Da die Artenzusammensetzung auf einer Fläche von der Nutzung abhängt, erfolgt die Einordnung in die oben genannten Wiesentypen nicht unabhängig von der Nutzungsintensität. So stellt sich die Frage, ob der Zusammenhang zwischen dem Befall mit *J. aquatica* und dem Vegetationstyp auf einem Zusammenhang mit der Nutzungsintensität beruht.

In Abb. 53 sind die den Vegetationstypen entsprechenden Nutzungshäufigkeitsverteilungen dargestellt. Es wird deutlich, dass auch Grünland mit Nässezeigern (Feucht- und Nasswiesen) z.T. sehr häufig genutzt wird. Gäbe es innerhalb dieser Wiesentypen Unterschiede im *J. aquatica*-Befall je nachdem, wie häufig sie genutzt werden, könnte das ein Hinweis auf eine unangepasste Bewirtschaftung des Standortes sein.

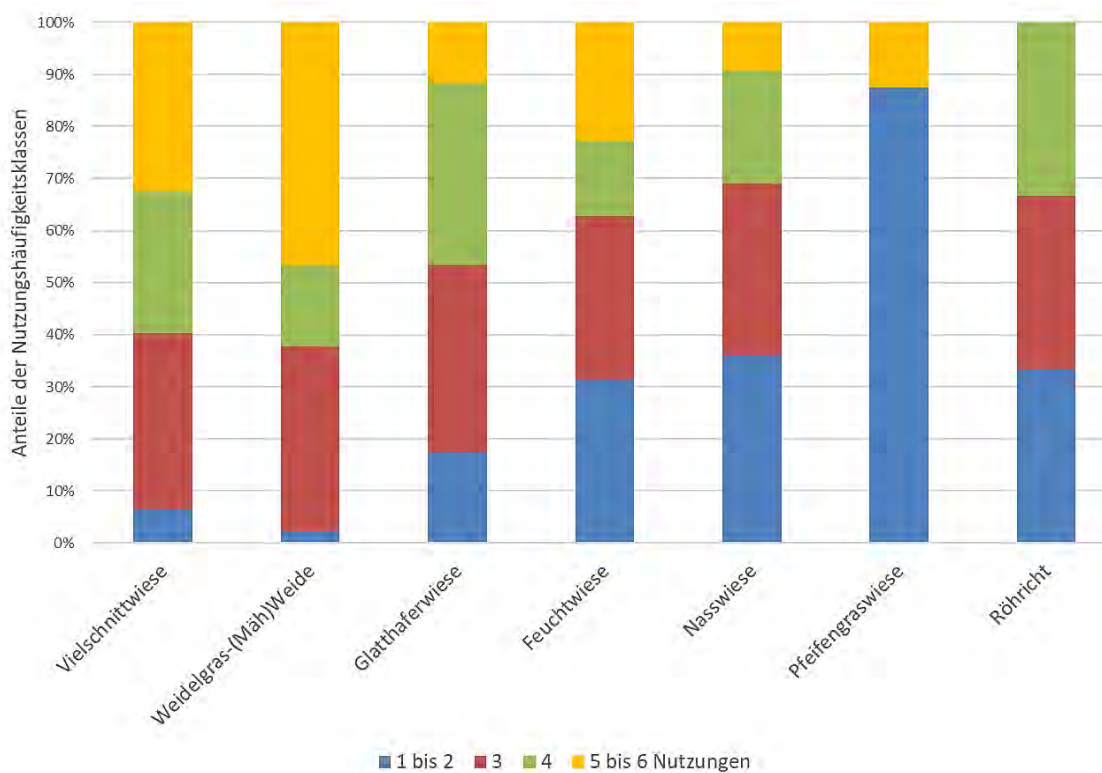


Abb. 53: Anteile der Nutzungshäufigkeiten in den Vegetationstypen mit *Jacobaea aquatica*

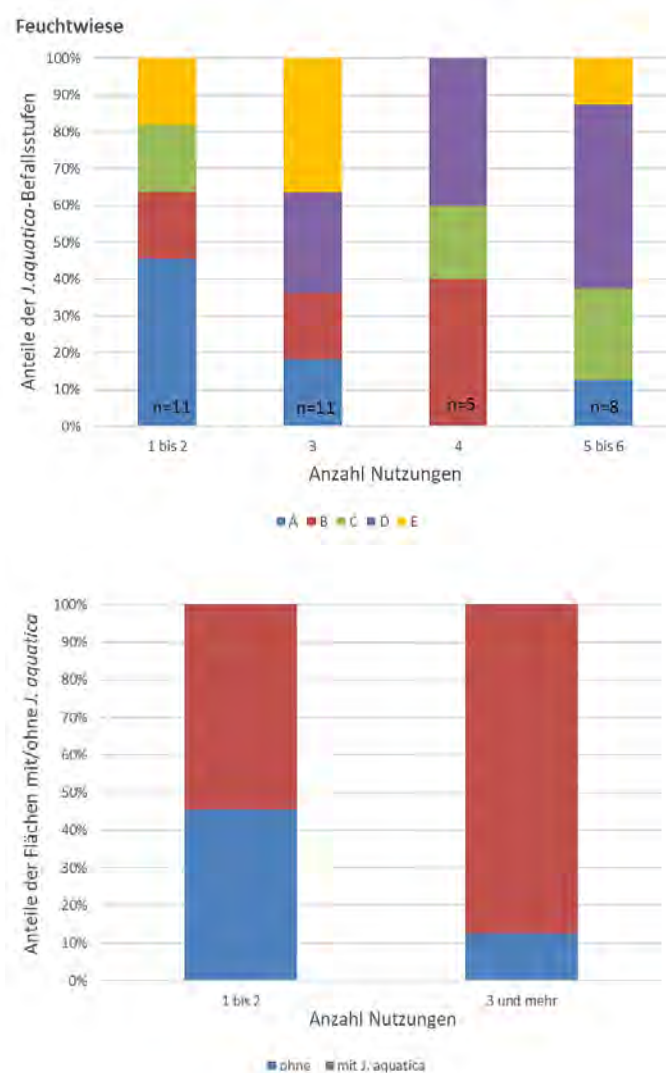


Abb. 54: Feuchtwiesen unterschiedlicher Nutzungshäufigkeiten und die Anteile der Befallsstufen von *Jacobaea aquatica* mit A = kein Individuen; B = 0–1 Individuen/100 m²; C = 1–10 Individuen/100 m²; D = 11–100 Individuen/100 m²; E = 100–1000 Individuen/100 m²; (Chi²-Test: n.s.).

Betrachtet man allein die Gruppe der Feuchtwiesen, war der Anteil der Flächen ohne *J. aquatica*-Befall bei ein bis zwei Nutzungen am höchsten (Abb. 54). Korreliert man nur zwei Nutzungsintensitäten („1 bis 2“ und „3 und mehr“) mit „Befall ja/nein“, so zeigt sich dieser Trend noch deutlicher.

Traditionell wurden Feuchtwiesen nur ein- bis zweimal genutzt. Jedes Befahren unter zu nassen Bedingungen kann die Grasnarbe verletzen und offenen Boden schaffen, der Keimungsstellen für ankommende Diasporen bietet (s. Kapitel 5.4.4.). Dass auf Feuchtwiesen Samen eines Nässezeigers wie *J. aquatica* landen, ist zu erwarten, da es sich um den natürlichen Lebensraum dieser Art handelt.

Bei den an sich intensiver genutzten Vielschnitt- und Glatthaferwiesen (deshalb wurden hier auch die Intensitätsklassen anders gebildet!) sah es genau entgegengesetzt aus: Bei höherer Nutzungsintensität war der Anteil der Flächen ohne *J. aquatica* tendenziell höher (Abb. 55). Die Weidelgras(Mäh)-Weiden zeigten keinerlei Zusammenhänge.

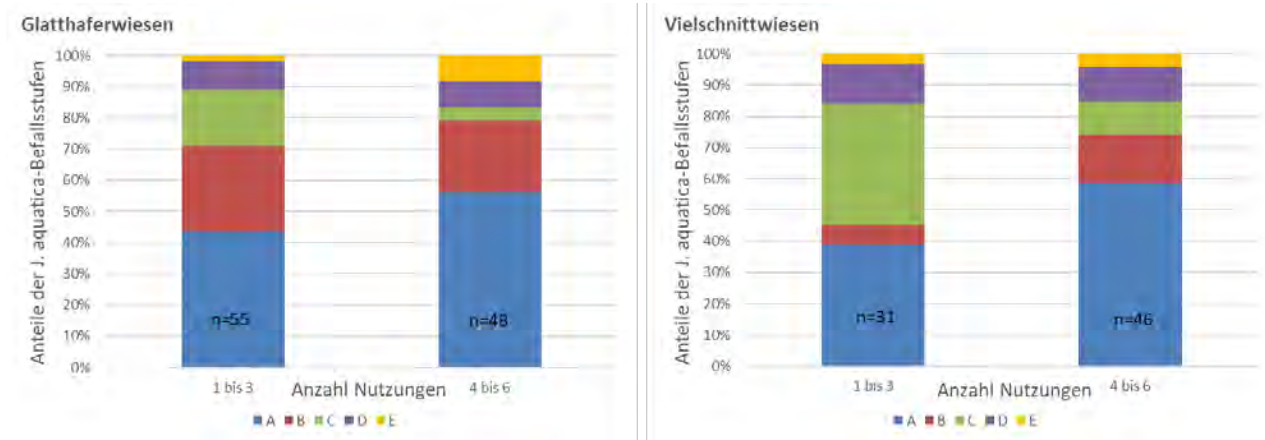


Abb. 55: Glatthaferwiesen (links) und Vielschnittwiesen (rechts) unterschiedlicher Nutzungshäufigkeiten und die Anteile der Befallsstufen von *Jacobaea aquatica* mit A = kein Individuen; B = 0–1 Individuen/100 m²; C = 1–10 Individuen/100 m²; D = 11–100 Individuen/100 m²; E = 100–1000 Individuen/100 m²; (Chi²-Test: n.s.).

Glatthafer- und Vielschnittwiesen entsprechen nicht den Pflanzengemeinschaften von *J. aquatica*, sie sind weniger anfällig für Narbenschäden, weil sie typischerweise auf trockeneren Standorten zu finden sind. Sollten Lücken entstehen, werden diese seltener von *J. aquatica*-Diasporen erreicht. Unter diesen für produktive und äußerst störungstolerante Futtergräser optimalen Bedingungen ist *J. aquatica* möglicherweise auch nicht konkurrenzstark genug.

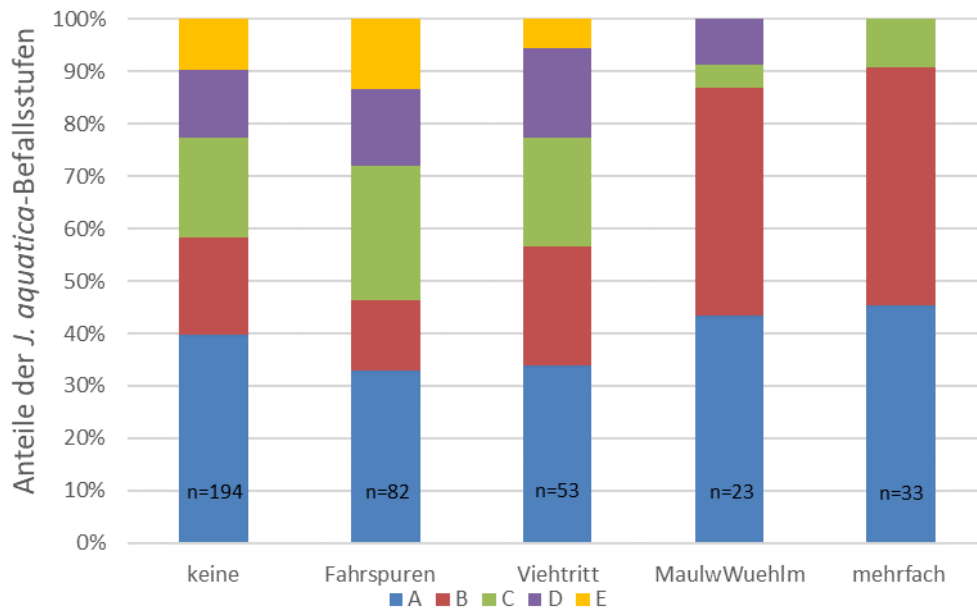


Abb. 56: Art der Störung und Anteile der *Jacobaea aquatica*-Befallsstufen (Chi²-Test s. Tab. 20). Befallsstufen von *Jacobaea aquatica* mit A = kein Individuen; B = 0–1 Individuen/100 m²; C = 1–10 Individuen/100 m²; D = 11–100 Individuen/100 m²; E = 100–1000 Individuen/100 m².

4.4.3 Einfluss von Lückigkeit und Störung

Die sowohl von der Artenzusammensetzung als auch von der Nutzung abhängige Vegetationsstruktur wurde vor Ort als Lückigkeit bzw. als Störungen aufgenommen. Die Lückigkeit ist ein Maß für den Anteil an offenem Boden – also an Vegetationslücken, die den Samen lichtbedürftiger Arten die Chance geben, dort zu keimen. Die Erfassung der Störung gibt Aufschluss darüber, wodurch eventuelle Lücken entstanden sind. Das können natürliche Prozesse, wie Maulwurfs- oder Wühlmausaktivitäten sein, aber auch Bewirtschaftungsfolgen wie Viehtritt oder Fahrspuren. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass die Art der Schäden sich auch auf den Befall mit *J. aquatica* auswirkt: So waren Flächen mit Fahrspuren oder Viehtrittschäden häufiger und stärker befallen als Flächen ohne Schäden oder solche mit natürlichen Schäden (Abb. 56). Das Befahren mit schweren Geräten oder der Tritt von Tieren verursachen nicht nur Narbenschäden und damit offene Bodenstellen, sondern auch eine Verdichtung des Bodens. Die dadurch erschwerte Wasserversickerung schafft wiederum kleinräumig nasse Bedingungen. Maulwurfshügel dagegen bestehen aus lockerem Boden und sind exponiert, was eine Austrocknung begünstigt.

4.4.4 Einfluss weiterer Bewirtschaftungsmaßnahmen

Weitere Bewirtschaftungsparameter, wie die Nutzungsart, die Kombination verschiedener Nutzungsarten oder eine Veränderung der Nutzungsintensität ergaben keine signifikanten Zusammenhänge mit dem Vorkommen oder der Befallsstärke von *J. aquatica*. Auch der Einfluss einer Düngung oder deren Veränderung konnte für den Gesamtdatensatz nicht nachgewiesen werden (Tab. 19).

Agrarumweltmaßnahmen wie das Kulturlandschaftsprogramm (KuLaP) beinhalten Bewirtschaftungs-vorgaben bzw. -einschränkungen auf den angemeldeten Betrieben bzw. Flächen. Diese beziehen sich auf den Viehbesatz, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, die Düngerart oder den Zeitpunkt des ersten Schnitts. Möchte man den Einfluss der Düngerart auf das Vorkommen von *J. aquatica* darstellen, ist es nicht zielführend, den Gesamtdatensatz heranzuziehen, weil Mineraldüngung nur auf Flächen ohne KuLaP zulässig ist. Auch der Einfluss der Viehbesatzstärke lässt sich nur innerhalb der KuLaP-Gruppen bestimmen, da GV-Besatzgrenzen Teil der KuLaPs sind.

Tab. 19: Chi²-Test: Nutzungsparameter und *Jacobaea aquatica*-Befall in bayerischem Grünland.

	n	Befallsstufen A–E			Befall ja/nein			
		Chi ²	df	p-Wert	Effektstärke (Cramer's V)	Chi ²	df	p-Wert
Schäden (Art)	385	38,37	16	0,00	0,16	2,56	4	0,63
Lückigkeit (Klassen)	389	1,29	4	0,86	0,00	1	0,95	
Wiese	389	5,19	4	0,27	0,00	1	0,96	
Weide	389	1,44	4	0,84	0,01	1	0,93	
Sreunutzung	389	2,14	4	0,71	0,44	1	0,51	
Herbstweide	389	5,40	4	0,25	0,03	1	0,86	

	n	Befallsstufen A–E			Befall ja/nein		
		Chi ²	df	p-Wert	Effektstärke (Cramer's V)	Chi ²	df
Kombinutzung	389	1,12	4	0,89	0,04	1	0,84
Nutzungsintensität	383	13,09	12	0,36	6,24	3	0,10
Nutzungsintensität (Daten: nur B10)	193	12,92	12	0,37	7,53	3	0,06
Nutzungsintensitätsveränderung	383	2,24	6	0,90	0,32	2	0,85
Betriebs-KuLaP (zusammengefasst)	389	11,78	8	0,16	3,02	2	0,22
Düngung ja/nein	389	0,69	4	0,95	0,41	1	0,52
Düngungsintensitätsveränderung	389	8,54	8	0,38	0,72	2	0,70
Düngung ja/nein (Daten: nur kbAUM)	71	0,80	4	0,94	0,00	1	1,00
Düngung ja/nein (Daten: nur B10)	193	2,94	4	0,57	1,81	1	0,18
Düngungsart (Daten: nur kbAUM)	71	2,34	8	0,97	0,06	2	0,97
GV-Klasse (Daten: nur kbAUM)	71	7,87	12	0,79	1,19	3	0,76

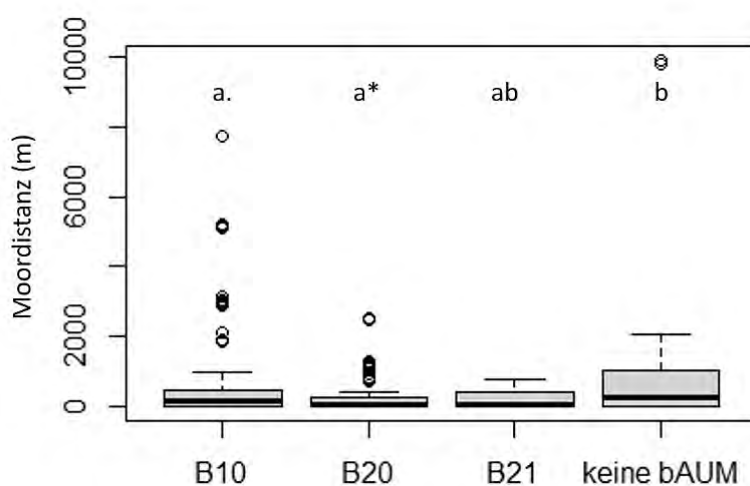


Abb. 57: Mittlere Distanz der Grünlandbestände mit *Jacobaea aquatica* verschiedener KuLaP-Gruppen (vgl. Tab. 15) zum nächsten Moor. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede im Kruskal-Wallis-Test bzw. in post-hoc-Analyse mit paarweisem Wilcoxon-Test und Bonferroni-Anpassung: $p < 0,1$; $*p < 0,05$).

Außerdem lagen die ökologisch bewirtschafteten Untersuchungsflächen (B10) im Mittel signifikant näher an Mooren als die Flächen ohne KuLaP, ebenso wie die „B20-Flächen“ (Abb. 57), was Einfluss auf das Vorkommen von *J. aquatica* haben kann (vgl. Kap. 5.2.1). Der Zusammenhang zwischen einer Veränderung der Nutzungsintensität und dem verstärkten Auftreten von *J. aquatica*, wie er in anderen Untersuchungen beobachtet wurde (Bassler et al. 2011), war nicht signifikant. Die Bewirtschaftungsintensität des Betriebes (GV/ha) hatte weder bei der Gruppe der Betriebe ohne Betriebs-KuLaP noch bei ökologisch wirtschaftenden Betrieben einen Einfluss auf den Befall mit *J. aquatica*.

4.4.5 Diskussion

Die im Randon Forest Modell geprüften Landnutzungsfaktoren zeigten keinen eindeutigen Einfluss auf das Vorkommen von *J. aquatica*. Dieses Ergebnis wurde auch bei Berechnungen anderer Modelle und unter Verwendung von Dichteklassen, anstelle der hier verwendeten Präsenz/Absenz-Daten, von *J. aquatica* bestätigt. Es hat sich allerdings gezeigt, dass auf Flächen mit Störungsstellen *J. aquatica* häufiger beobachtet werden konnte. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass eine unangepasste Bewirtschaftung – wie z.B. das Befahren von zu nassen Böden, was zu Narbenschäden führen kann – *J. aquatica* fördert. Solche Nutzungseffekte auf das Vorkommen von *J. aquatica* ließen sich anhand von Teildatensätzen bei Betrachtung einzelner Bewirtschaftungsfaktoren erkennen. So waren auf den 35 Flächen, die sich dem Vegetationstyp Feuchtwiese zuordnen lassen, ein- bis zweimal geschnittene Flächen weniger stark mit *J. aquatica* kontaminiert als häufiger genutzte Feuchtwiesen. Eine Ursache war möglicherweise, dass durch häufigeren Schnitt und vermehrte Narbenverletzungen mehr Licht und offener Boden verfügbar war und somit bessere Etablierungsbedingungen herrschten. In trockeneren Vegetationstypen wie den Glatthaferwiesen und Vielschnittwiesen war dieser Effekt eher umgekehrt, weshalb es im Gesamtmodell dann auch zu keinem signifikanten Einfluss der Schnittfrequenz kam.

Auch die Ergebnisse des Random Forest Modells zeigen, dass bayerische Landwirte in niederschlagsreichen Gebieten auf feuchten Böden bei verschiedenen Formen der Grünlandnutzung generell mit einem hohen Befallsrisiko rechnen müssen. Beim zukünftigen Management erscheint es also umso wichtiger, die Etablierung und Reproduktion von *J. aquatica* soweit wie möglich zu vermeiden. Besonders gilt dies für den Ausbreitungszeitraum von Mitte Juni bis August, in dem die Samenbildung und -freisetzung sowie offene Bodenstellen und Narbenverletzungen unbedingt verhindert werden sollten. Auch wenn im durchgeführten Projekt zahlreiche Aspekte und Details zum Management und zur Populationsentwicklung von *J. aquatica* erforscht wurden, sind die genauen Abläufe und Interaktionen von der Samenproduktion bis hin zur erfolgreichen Etablierung immer noch nicht ausreichend geklärt. Besonders fatal für die betroffenen Flächen ist dabei, dass ein Teil der Samen nicht sofort keimt, persistent im Boden überdauert und bei günstigen Bedingungen z.B. im Herbst oder Frühjahr aufläuft.

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

In den bisherigen Kapiteln wurde dargelegt, welche Ergebnisse im Einzelnen aus den Forschungsbemühungen im vorliegenden Projekt resultieren. Daraus können die folgenden Empfehlungen für die landwirtschaftliche Praxis abgeleitet werden. Die Vorgehensweise, die wir Landwirten und Beratern empfehlen, ist angelehnt an die ärztliche Vorgehensweise bei der Behandlung von Krankheiten (Abb. 58).

Die Situation, in der sich die bayerische Landwirtschaft in Bezug auf *Jacobaea aquatica* (Wasser-Greiskraut) befindet, ist komplex. Einflussfaktoren sind die umgebende Landschaft des Betriebs (z.B. Niederschlagsmengen, vorherrschende Bodentypen), die spezielle Ausrichtung des Betriebes (z.B. Milchwirtschaft, Nutzung von Feucht- oder Streuwiesen), die Verpflichtungen (Ökolandbau, KULAP, VNP) und natürlich der Grad, in dem in eigenen oder benachbarten Grünlandflächen die giftige Art schon vorhanden ist. Dementsprechend gibt es auch nicht ein einzelnes Rezept, wie man diese unerwünschte Pflanzenart aus dem Grünland verdrängen oder wenigstens die Besatzdichte vermindern kann. Vielmehr müssen die Rahmenbedingungen beachtet werden; daraus ergeben sich eine Reihe von Möglichkeiten, die dem Landwirt zur Verfügung stehen. So sollten betriebs- und flächenspezifisch diejenigen Maßnahmen ausgewählt werden, die machbar und zielführend sind.



Abb. 58: Empfehlung für die Vorgehensweise bei Befall oder Befallsrisiko mit *Jacobaea aquatica* (Wasser-Greiskraut) in Grünland.

Bei der Entwicklung von Maßnahmen zur Kontrolle von *J. aquatica* empfiehlt es sich also, schrittweise das Befallsrisiko und den tatsächlichen Befall der Flächen zu analysieren, um dann entsprechende, an Bewirtschaftung, Standort und Befall angepasste Vermeidungs- bzw. Bekämpfungsstrategien zu entwickeln und nachhaltig umzusetzen.

Ermittlung des Befalls/-risikos**Wie groß ist das Risiko, dass ein Massenbefall von *J. aquatica* auf einer Fläche auftritt? Herrschen auf der Fläche die entsprechenden Lebensbedingungen?**

Jacobaea aquatica ist eine Pflanze der Feuchtwiesen und benötigt eine ausreichende Wasserversorgung. Diese ist vor allem dann gewährleistet, wenn sowohl ausreichende Niederschläge als auch wasserbeeinflusste Bodenbedingungen vorliegen.

Eine Habitatanalyse für ganz Bayern hat ergeben, dass die Problemart zwar in vielen Teilen Bayerns zu finden ist, dass sie aber nur in Regionen mit >900 mm Jahresniederschlag und hohen Sommerniederschlägen (>380 mm Juni–August) zunimmt und in den letzten Jahren zu Problemen geführt hat (Kap. 5.2.2).

Zweite Voraussetzung sind Bodenbedingungen, die eine dauerhaft günstige Wasserversorgung im Wurzelraum der Pflanzen gewährleisten. Zu den Bodentypen, die diese Anforderung erfüllen, gehören verschiedene Moorböden, Mineralböden mit oberflächennahen Stauhorizonten (Gleye, Pseudogleye) und fließgewässerbegleitende Auenböden (Kap. 5.2.2).

Zu besonderen Problemen mit vermehrt auftretendem *J. aquatica* kam es in Bayern in den letzten Jahren vor allem dort, wo hohe Niederschläge und wasserführende Böden zusammentreffen. Dies ist insbesondere am Alpenrand gegeben, wo sich feuchte Luftmassen stauen und insbesondere im Sommer zu ergiebigen Niederschlägen führen. In Bayern ist vor allem das westliche, etwas höher gelegene Allgäu stark betroffen.

Die Problemart wächst auch in anderen Teilen Bayerns, dort ist aber meist nur eine der Vorkommensbedingungen erfüllt. So reichen in den Feuchtgebieten und Flussauen des Tieflandes vermutlich die Niederschläge nicht für die Entwicklung von Massenbeständen aus. In den silikatischen Mittelgebirgen fehlen dafür oft die wasserstauenden Böden.

Informationen über die Verbreitung von *J. aquatica* zeigen, dass die Art in Regionen wie dem Allgäu oder Teilen des oberbayerischen Alpenrandgebietes inzwischen sehr häufig vorkommt (Gehring und Thyssen 2016b) und dass dort somit auch ein besonders hohes Befallsrisiko besteht (Kap. 5.2.2). In diesen Regionen sollten insbesondere die wasserbeeinflussten Böden mit erhöhtem Humusanteil genau überprüft werden, ein Befallsrisiko kann aber auch auf wasserbeeinflussten, humusärmeren Böden wie z.B. im Umgriff von Hangquellen, im Einzugsbereich von Gewässern oder auf staunassen Standorten gegeben sein. Ein besonderes Augenmerk gilt typischen Feuchtwiesen, auf denen *J. aquatica* zur natürlichen, standorttypischen Flora zählt (Abb. 59).



Abb. 59: Natürliches Auftreten von *Jacobaea aquatica* auf einer Feuchtwiese (Foto: K. Gehring).

Vermeidung des Befalls und der Etablierung von Wasser-Greiskraut

J. aquatica ist eine Pionierpflanze, die sich leicht ausbreitet und auf geeigneten Standorten erfolgreich etabliert.

Durch Flugschirme ist *J. aquatica* ähnlich wie Löwenzahn gut in der Lage, Flächen auch über größere Distanzen neu zu besiedeln. Wenn sich die Problemart einmal etabliert hat, kann sie sich über die flugfähigen Samen weiter ausbreiten, andererseits sind die Samen in der Lage, über mehrere Jahre lebensfähig an der Bodenoberfläche zu überdauern und bei günstigen Bedingungen zu keimen. Alle entsprechenden Studien zeigten, dass die Zahl der Samen der Art im Boden deutlich größer sind als die Zahl der Individuen im Feld (Kap. 4.2.9, Suter und Lüscher 2012). Ein wichtiges Ziel der Greiskraut-Regulierung ist deshalb schon die Vermeidung der Etablierung im Grünlandbestand. Wichtigste Maßnahme ist hierbei die Vermeidung von Bestandslücken, in denen sich die lichtbedürftige Art ansiedeln kann (Abb. 60). Solche Bestandslücken können durch Narbenschäden bei der Befahrung oder bei der Ernte entstehen. Eine Befahrung bei ausreichend trockenem Bodenzustand und der Einsatz möglichst leichter Maschinen und verringertem Reifendruck kann solche Verletzungen der Grasnarbe minimieren. Eine Herausforderung für die Vermeidung von Narbenschäden durch die Bewirtschaftung sind Feuchtwiesen als typische Standorte der Art.



Abb. 60: *Jacobaea aquatica* siedelt sich bevorzugt in Narbenlücken des Grünlands an (Foto: K. Gehring).

Auf diesen Flächen ist der Einsatz von besonders bodenschonenden Geräten sinnvoll (Abb. 65). Auch bei sehr seltener Mahd können Lücken zwischen den Pflanzen entstehen, in denen sich nach dem Schnitt Greiskraut-Pflanzen etablieren. Eine große Gefahr besteht zudem auf Weideland, wo der Viehtritt offene Befallsstellen verursacht. Die Förderung einer dichten Grasnarbe und die erfolgreiche, schnelle und regelmäßige Nachsaat sind deshalb wichtige Maßnahmen, um eine Neukontamination einer Fläche zu verhindern (Suter und Lüscher 2009).

Die hier empfohlenen Möglichkeiten zur Vermeidung eines Greiskraut-Befalls gelten außer für noch nicht befallene Flächen auf Risikostandorten auch für bereits befallene Bestände, auf denen man eine weitere Ausbreitung verhindern möchte und für Flächen in der Nähe von Befallsflächen.

Befallsdiagnose

J. aquatica kann leicht mit anderen, gelb blühenden Pflanzen im Grünland verwechselt werden.

Grundlegende Voraussetzung für die Befallsdiagnose ist das richtige Erkennen von *J. aquatica*. In den letzten Jahren wurden in Folge von Fehlbestimmungen teilweise auch andere gelb blühende Grünlandkräuter bekämpft. Das führte einerseits zu einer erhöhten Arbeitsbelastung für die beteiligten Landwirte, andererseits zum Rückgang seltener, aus Naturschutzsicht wünschenswerter Arten.

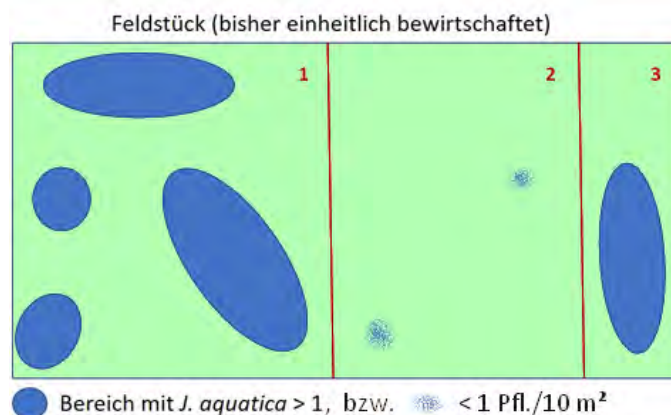
Verwechslungen traten insbesondere mit Sumpf-Dotterblume, Wiesen-Pippau, Herbst-Löwenzahn, Johanniskraut und Ferkelkraut auf. Auch wird *J. aquatica* häufig mit anderen Arten der gleichen Gattung wie dem Jakobs-Greiskraut und dem Alpen-Greiskraut verwechselt. Die Begehungen sollte unbedingt während der Blütezeit erfolgen, da sich dann *J. aquatica* anhand von Blüten, Blättern und Rosetten am besten von ähnlichen Arten unterscheiden lässt (Abb. 61). Zur richtigen Artbestimmung gibt es inzwischen u.a. von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft einen auch im Internet zugänglichen Bestimmungsschlüssel.

<https://www.lfl.bayern.de/publikationen/merkblaetter/074943/index.php>

Das Auftreten einzelner, weniger Pflanzen von *J. aquatica* auf typischen Feuchtwiesen ist noch kein Grund für Maßnahmen, fordert allerdings eine besondere Aufmerksamkeit.



Abb. 61: Wiesen-Pippau (links) wird oft mit Wasser-Greiskraut (rechts) verwechselt (Fotos: K. Gehring).



Der Teil-Schlag 2 kann wie bisher bewirtschaftet werden, auf den Teil-Schlägen 1 und 3 werden Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt.

Abb. 62: Teilflächenspezifische Bewirtschaftung auf mit Wasser-Greiskraut (*J. aquatica*) befallenen Feldstücken

Ausschlaggebend für die Bewirtschaftung der Flächen mit der Produktion von gesundem Futter ist die **Befallsstärke** mit *J. aquatica*. Hier liegt die Toleranzschwelle allerdings sehr niedrig. Für die **Risikobewertung** ist eine genaue Feststellung der befallenen Fläche oder Teilflächen und der jeweiligen Befallsstärke unverzichtbar.

Als Maßeinheit für den Befall hat sich die Zahl an Pflanzen pro m² bewährt. Schon eine Pflanze auf 10 m² kann bei den

Weidetieren gesundheitliche Schäden verursachen (Gehring und Thyssen 2015). Um den Befall auf einer Grünlandfläche zu erfassen, einzuschätzen und die Fläche danach sinnvoll zu bewirtschaften, ist folgende Vorgehensweise empfehlenswert: Zunächst sollte eine Karte (z.B. Feldstückskarte in iBalis) des bisher einheitlich bewirtschafteten Grünlandschlags ausgedruckt werden. Der Ausdruck wird mit auf die Fläche genommen, wo Bereiche abgegrenzt werden auf denen die Dichte von *J. aquatica* größer bzw. kleiner als eine Pflanze pro 10 m² ist und in die Karte eingezeichnet werden. Anschließend werden diese zwei Kategorien von Bereichen in praktikable Bewirtschaftungseinheiten zusammengefasst. Die Bereiche mit weniger als einer *J. aquatica*-Pflanze pro 10 m² werden weiter bewirtschaftet und tragen wie bisher zur Futtergewinnung bei (Abb. 62).

Bei der Bewirtschaftung werden aber Vorsorgemaßnahmen gegen den Befall und der Ausbreitung der Art getroffen. In den stärker befallenen Bereichen werden zielführende Maßnahmen zur direkten Bekämpfung und Regulierung von *J. aquatica* durchgeführt. Von der Verwendung solcher Bereiche zur Futtergewinnung wird ernsthaft abgeraten. Dieses Vorgehen wird jährlich wiederholt, so dass sich die Grenzen der Teil-Bewirtschaftungseinheiten im Laufe der Zeit verschieben können.

Maßnahmen zur Regulierung

Die Regulierung von *J. aquatica* erfordert spezifisch an den Standort und die Bewirtschaftung angepasste Maßnahmen.

Möglichkeiten *J. aquatica* zu bekämpfen sind Methoden wie Pflanzenschutzmitteleinsatz, gezielte Mahd, mechanische Einzelpflanzenbekämpfung durch Ausstechen und der Einsatz von Fressfeinden, welche die Problemart direkt schädigen (Suter und Lüscher 2011, Gehring und Thyssen 2016a, Bedenik 2015). Eine zweite Strategie umfasst Methoden, die den Zugang zu lebenswichtigen Ressourcen wie Licht, Wasser oder Nährstoffen erschweren. Bei den verschiedenen Methoden können Maßnahmen zur direkten Bekämpfung mit unmittelbarer Wirkung auf die Pflanzen (z.B. durch Ausstechen) von indirekten Regulierungsmaßnahmen mit mittel- bis langfristiger Wirkung auf die Populationsentwicklung (z.B. gezielte Mahd zur Vermeidung der Samenproduktion) unterschieden werden.

Generell ist anzumerken, dass es bislang keinen gesicherten Nachweis gibt, dass *J. aquatica* durch Bekämpfungsmaßnahmen ganz aus befallenen Grünlandbeständen verdrängt wurde. Die hier vorgeschlagenen Regulierungsmaßnahmen können also zu einer Befallsreduktion, aber kaum zu einer vollkommenen Beseitigung der Problemart führen.



Abb. 63: Unkrautstecher, der mit einem Zangensystem den Wurzelstock packt und aushebelt (Foto: K. Gehring).

Ausstechen

Das Ausstechen von Einzelpflanzen ist eine sehr wirksame Methode, um den Besatz an *J. aquatica* effizient zu reduzieren (Kap. 4.2, 4.3). Ein großer Vorteil der Methode ist die gute Umweltverträglichkeit, da durch die Maßnahme keine anderen Pflanzenarten geschädigt werden und die Artenvielfalt des Grünlandbestandes nicht beeinträchtigt wird. Nachteil ist allerdings der sehr hohe Aufwand, der dieser Methode bei hohen Individuenzahlen und einer großflächigen Verbreitung der Problemart schnell Grenzen setzt. Beim Ausstechen mit einem Unkrautstecher ist unbedingt darauf zu achten, dass möglichst die gesamte Hauptwurzel entfernt wird. Nicht empfohlen wird das Ausreißen oder Abreißen der Blütenstände, weil dabei die Gefahr besteht, dass nur oberirdische Teile und nicht die gesamten Hauptwurzeln entfernt werden und die Pflanzen erneut aus Erneuerungssprossen austreiben.

Ausstechen bietet sich besonders gegen einen noch sehr begrenzten Anfangsbefall oder zur Nachregulierung von beginnenden Neubefall bei vorausgegangenem Bekämpfungsmaßnahmen an. Bei ökologischer Bewirtschaftung oder einem vertraglichen Verzicht der chemischen Unkrautregulierung ist das Ausstechen eine weitgehend unverzichtbare Maßnahme mit einer effektiven und direkten Wirkung gegen *J. aquatica*.

Zum Ausstechen geeignete Geräte sind handelsübliche Unkrautstecher, die mit Greifzangen den Wurzelkopf erfassen und aushebeln (Abb. 63). Die in England verbreiteten Kreuzkrautstecher (*ragwort fork*) sind bei uns bisher noch nicht im Einsatz. Die üblichen Ampferstecher sind für den Einsatz gegen *J. aquatica* nicht geeignet.

Chemische Bekämpfung

Nach Gehring und Thyssen (2016): Bei der chemischen Bekämpfung von *J. aquatica* hat sich das normalerweise flächig ausgebrachte Herbizid Simplex® als besonders leistungsfähig erwiesen (Abb. 64). Allerdings können durch die gute Wirkung gegen zweikeimblättrige Kräuter Bestandslücken entstehen, die oft von den im Bodensamenvorrat vorhandenen Greiskraut-Samen zur Keimung genutzt werden und zu einer Regeneration der Population führen können. Die häufig zur Unterdrückung der Greiskraut-Keimlinge empfohlene Nachsaat konkurrenzkräftiger Kulturarten in die entstandenen Lücken hatte bei mehreren Versuchen in den letzten Jahren trockenheitsbedingte Etablierungsprobleme.

Bei vertraglichen Verpflichtungen wie sie beim bayerischen Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) oder im bayerischen Vertragsnaturschutzprogramm (VNP) existieren, muss normalerweise auf die flächendeckende Behandlung mit chemischen Pflanzenschutzmitteln verzichtet werden. Ausnahmen sind nur bei Genehmigung im Einzelfall für eine selektive Bekämpfung von Giftpflanzen möglich. Unter ökologischer



Abb. 64: Herbizid-Wirkungssymptome bei *J. aquatica* (Foto: K. Gehring).

Bewirtschaftung steht diese Möglichkeit der direkten Bekämpfung systembedingt nicht zur Verfügung. Für konventionell bewirtschaftetes Grünland wird nach dem Bayerischen Naturschutzgesetz die flächige Anwendung von Herbiziden auf Wiesen und Weiden ab den 01.01.2022 grundsätzlich untersagt. Eine chemische Einzelpflanzen-behandlung ist gegen *J. aquatica* kaum praxistauglich umsetzbar. Die eigentlich zu bekämpfenden vegetativen Pflanzen sind im Grünlandbestand sehr schwierig zu identifizieren. Die in der Praxis teilweise durchgeführte Einzelpflanzenbehandlung von blühenden Pflanzen kann dagegen im besten Fall nur die Samenproduktion der behandelten Pflanzen einschränken.

Soweit möglich ist die chemische Bekämpfung von *J. aquatica* eine sehr effektive, direkte Möglichkeit, um insbesondere einen starken oder großflächigen Befall kurzfristig zu regulieren. Ausschlaggebend für eine nachhaltige Regulierungsleistung sind allerdings zusätzlich und im Nachgang der chemischen Bekämpfung vorgenommene Maßnahmen zur Vermeidung einer erneuten Ausbreitung.

Angepasstes Mahdregime

Es gibt zwei Mechanismen, die durch die Mahd gesteuert werden. Zum einen können durch einen geeigneten Schnittzeitpunkt Blüten und Aussamen von *J. aquatica* verhindert werden (Kap. 4.2; Bassler 2016). Zum anderen kann man die lichtbedürftige Art durch eine verringerte Mahdfrequenz innerhalb gewisser Grenzen in ihrer Entwicklungsfähigkeit schädigen: Die Blattrosette liegt am Boden an und wird von anderen Wiesenpflanzen umso mehr beschattet, je länger diese hochwachsen können. Solche Maßnahmen können bis zur Ausdunkelung führen, wobei das Mahdregime bis auf einen Schnitt pro Jahr reduziert oder sogar völlig ausgesetzt wird. Die durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass bei zweimaliger Mahd erheblich weniger *J. aquatica*-Biomasse produziert wird als bei drei- oder viermaliger Mahd (Kap. 4.2.1, Abb. 37). Je umfangreicher und dauerhafter diese beiden Methoden umgesetzt werden können, desto stärker ist die Schädigung von *J. aquatica*. Auf unproduktiven, ertragsschwachen Flächen mit geringerer Wuchsleistung können solche Effekte von reduzierten Schnittzahlen und Ausdunkelung allerdings deutlich schwächer ausfallen als auf wüchsigeren Standorten (Krieger et al. 2020).

Beide Ansatzpunkte haben aber teilweise gegenläufige Effekte: Zeitpunktgenaues Mähen verhindert das Aussamen, begrenzt die Entwicklung von neuen Keimpflanzen und vorhandenen vegetativen Pflanzen aber kaum. Eine Reduzierung der Schnittfrequenz auf nur noch einen Pflege- oder Mulchschnitt führt dagegen durch eine intensive Beschattung zur Unterdrückung vegetativer Pflanzen, während die Abreife von vorhandenen, generativen Pflanzen toleriert wird. Wie kann dieser Konflikt aufgelöst werden?

Das *J. aquatica* braucht mindestens 35 Tage bis zur Bildung von Blütenkörbchen (Kap. 3.4.2). Je nach Schnittfrequenz ist der Zeitraum zwischen zwei Schnitterminen kürzer oder



Abb. 65: Bodenschonende Mähtechnik ist auf typischen Feuchtwiesen notwendig (Foto: K. Gehring).

länger als diese Zeitspanne. Als Strategie bezüglich der Mahd empfiehlt sich daher folgende Vorgehensweise:

Jeder Schnitt sollte nach Möglichkeit hinausgezögert werden, um *J. aquatica* empfindlich zu treffen, also zur Blütezeit (Abb. 65). Damit wird auch die Zahl der Schnitte innerhalb eines Jahres reduziert. Dabei muss mittelfristig auch das Düngungsregime angepasst werden, was insgesamt zu einer Reduktion des Ertrages führen kann. Speziell für feuchte und nasse Futterwiesen gilt, dass eine Schnittfrequenz von vier oder gar mehr Schnitten ungünstig ist. Zum einen steigt die Gefahr von Bodenverletzungen, die dem *J. aquatica* eine Eintrittspforte gewähren. Zum anderen wird dadurch die Artenzusammensetzung der Narbe stark beeinflusst, so dass das

Konkurrenzgefüge durcheinandergerät. Bei traditioneller 1- bis 2-schüriger Nutzung von Feuch- und Nasswiesen taucht *J. aquatica* erfahrungsgemäß nur in geringen Mengen auf (Oberdorfer 1993). Eigene Untersuchungen (Kap. 5.4.2, Abb. 53) zeigen, dass in mehrschnittigem Feuchtgrünland die Art hohe Befallszahlen erreichen, durch eine reduzierte Schnitthäufigkeit auf 2–3 Schnitte allerdings auch nachhaltig reguliert werden kann.

Die durch ein angepasstes Mahdregime angestrebte Regulierungswirkung durch *Ausdunkeln* auf die vegetativen *J. aquatica*-Pflanzen einerseits, oder durch Vermeidung der Samenbildung mit Ziel auf die generativen Pflanzen andererseits, kann an der vorhandene Befallsstärke ausgerichtet werden. Bei sehr hohen Besatzdichten und gegebenenfalls kleinräumigen Befall bietet sich als erste Maßnahme durch intensives Ausdunkeln mit Nutzungsverzicht über 2–3 Vegetationsperioden an. Der vorhandene Grünlandbestand muss dabei eine ausreichende Aufwuchsleistung besitzen, um eine hohe Beschattungsleistung zu gewährleisten. Hoch sensibel ist dann der Übergang in eine erneute Schnittnutzung. In dieser Phase müssen alle Möglichkeiten zur erneuten Ausbreitung von *J. aquatica* ergriffen werden. Eine niedrige Schnittfrequenz (2–3) mit gezielter Mahd in der Hauptblüte von *J. aquatica* ist als nachhaltiges Regulierungskonzept und für die dauerhafte Bewirtschaftung von Flächen mit einem begrenzten Besatz geeignet. Bei Bedarf sind flankierende Maßnahmen (z.B. Ausstechen) in das Managementkonzept zu integrieren.

Änderung der Nutzungsart

Vor allem bei Massenvorkommen von *J. aquatica* lassen sich die Nutzungsprobleme manchmal nicht durch Regulierungsmaßnahmen im Rahmen der regulären Nutzung in den Griff bekommen. Hier ist eine Umstellung der Nutzung oft die bessere Alternative.

Eine längerfristige Option zur Regulierung von *J. aquatica* wäre die Umwidmung einer nassen Futterwiese in eine Streuwiese, auf der nur einmal im Jahr eine Herbstmahd stattfindet. Im Alpenvorland waren viele der heute mit *J. aquatica* kontaminierten Wirtschaftswiesen früher Streuwiesen, wo sich die Problemart wegen der durchgehend starken Konkurrenz durch andere Pflanzen wie das Pfeifengras kaum durchsetzen konnte. Da diese Option für den landwirtschaftlichen Betrieb einen erheblichen Futterverlust bedeuten würde, ist sie eher für Naturschutzflächen geeignet, auf denen die Produktion von Futter keine Bedeutung hat (UMG Umweltbüro Grabher 2017).

Die Aufgabe der Bewirtschaftung und der Nutzungsverzicht auf besonders stark kontaminierten (und nassen) Teil- oder Randflächen ist die stärkste für einen landwirtschaftlichen Betrieb mögliche Einschränkung, kann aber die Probleme mit *J. aquatica* für den Gesamtbetrieb im Einzelfall deutlich abschwächen. Im Grenzbereich zu derartigen Refugialflächen müssen allerdings Kontrollen und Vorbeugemaßnahmen vorgenommen werden, um eine Ausbreitung zu verhindern.

Weitere Maßnahmen

Neben den vorstehenden Bekämpfungsmaßnahmen wurden in der Literatur noch weitere Behandlungen beschrieben. So wurde in zwei Versuchen das Pflügen mit anschließender Neueinsaat praktiziert. In beiden Versuchen hatte diese Methode eine Aktivierung des Bodensamenvorrates zur Folge, was später zu stark mit Greiskraut durchsetzten Beständen führte (Suter und Lüscher 2011). In ähnlicher Weise kam es nach Striegelbehandlung zu einer starken Vermehrung von *J. aquatica* (Bedenik 2017). Zur biologischen Bekämpfung z.B. über Ausbringung pflanzenfressender Insekten wie dem Blutbär oder den Einsatz von Bioherbiziden gibt es bei der Art bisher keine praxistauglichen Erkenntnisse (Gehring et al. 2014).

Eine weitere Möglichkeit der Regulierung, die bislang kaum wissenschaftlich analysiert wurde, ist die Verringerung der Ressource Wasser durch Trockenlegung bzw. Drainage von nassen Böden (Hennings et al. 2017). *J. aquatica* braucht für sein Wachstum eine größere Wassermenge als die meisten anderen Pflanzenarten des Grünlandes. Deswegen wächst es normalerweise in Feucht- und Nasswiesen, in Moor- oder Streuwiesen. Große Niederschlagsmengen (vor allem im Sommerhalbjahr) können das Auftreten von *J. aquatica* noch weiter begünstigen. Da beide Bedingungen im Voralpenland oft gegeben sind, dürfte diese Strategie dort wohl kaum funktionieren. In Gebieten mit geringeren Niederschlägen könnte eine solche Trockenlegung nasser Böden dagegen zum Erfolg führen. Gegen diese Maßnahme spricht allerdings, dass dadurch mit großer Wahrscheinlichkeit naturschutzfachlich wertvolle Feuchtgebiete zerstört und Naturschutzauflagen verletzt werden. Die Trockenlegung organischer Böden würde zudem zu einer Mobilisierung des im Torf gebundenen Kohlenstoffes und damit zu einer verstärkten Klimaerwärmung führen.

Nachkontrolle

Die Regulierung von Wasser-Greiskraut ist eine Daueraufgabe. Die Effizienz der durchgeführten Managementmaßnahmen muss regelmäßig überprüft und bei Bedarf muss das Managementkonzept angepasst werden.

Nach der Anwendung von Bekämpfungsmethoden sollte ihre Wirkung bzw. ihr Erfolg im Sinne der guten fachlichen Praxis kontrolliert werden (mindestens einmal pro Jahr). Dazu ist es sinnvoll, immer wieder nach der gleichen standardisierten Methode vorzugehen, wie oben unter ‚Ermittlung der Befallsstärke‘ beschrieben. Die regelmäßigen Erhebungen sind zudem wichtig, um im Fall einer stagnierenden Regulierungsleistung oder tendenziellen Zunahme der Befallsstärke ergänzende, weitere Regulierungsmaßnahmen durchzuführen oder das Managementkonzept grundsätzlich neu auszurichten.

Die Dokumentation des gefundenen Umfanges mit Aufnahmedatum, Bewirtschaftungstechnik, angewendeten Regulierungsmaßnahmen und gegebenenfalls ungewöhnlichen Ereignissen (z.B. extreme Witterung, Narbenschäden etc.) im jeweiligen Jahr und einer Karten-Skizze ist zur Nachverfolgung der Befallsstärke von *J. aquatica* und der Bewertung und Entwicklung von Managementkonzepten äußerst hilfreich.

Fazit

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass eine nachhaltige Regulierung von Wasser-Greiskraut nur durch die Anwendung eines langjährigen, integrierten Bekämpfungskonzeptes möglich ist (Suter und Lüscher 2012, Gehring und Thyssen 2016a, Bassler 2017, Radkowitz et al. 2018). Wenn Landwirte bei der Vermeidung und Regulierung von *J. aquatica* Erfolge erzielen wollen, ist es wichtig, dass die Regulierung neben der Produktion als eigenständiges Ziel akzeptiert wird und dass sich das Grünlandmanagement der Befallsflächen nicht mehr ausschließlich nach dem Futterertrag und der Futterqualität ausrichtet. Insbesondere die Keimung und die Samenproduktion von Wasser-Greiskraut gilt es zu verhindern. Ein Beispiel für eine derartige Anpassung der Bewirtschaftung ist die Ausrichtung der Schnittzeitpunkte an die Blütezeit von Wasser-Greiskraut und nicht am Ertrag und der Qualität des Aufwuchses.

Nur bei einem entsprechenden Kompromiss zwischen der Erwirtschaftung guter Erträge und der Bekämpfung des Greiskrauts, die in Einzelfällen mit starken Abstrichen bei der Produktion verbunden sein kann, lässt sich in Zukunft eine Vermeidung bzw. eine Verringerung der Befallsprobleme erreichen. Die Ausgestaltung solcher Regulierungsverfahren hängt neben den Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren und der Befallssituation auch wesentlich vom naturschutzrechtlichen Status der jeweiligen Befallsfläche ab. Unabhängig davon, welche Maßnahmen zur Regulierung ergriffen werden, kann es mehrere Jahre in Anspruch nehmen, bis es zu einem deutlichen Rückgang in der Individuenzahl kommt und die Bodensamenbank sich erschöpft. Dennoch darf ein einmal entwickeltes Managementkonzept nicht kurzfristig aufgegeben oder ausgesetzt werden. Eine regelmäßige Kontrolle der ehemals befallenen oder immer noch mit einem Restbesatz befallenen Flächen ist ebenfalls unverzichtbar.

6 Danksagung

Am Zustandekommen des Projektes und an den zahlreichen Untersuchungen hatten neben den Autoren viele weitere Personen und auch Institutionen einen großen Anteil. Deshalb danken wir folgenden allen hier genannten Beteiligten sehr herzlich für ihre Unterstützung: Projektträgerschaft und allseits freundliche Unterstützung: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, *Dr. Schaecke*.

Projektskizze und Entwicklung der für den Ökolandbau relevanten Managementvarianten: *Ulrich Mück* (Demeter Bayern), *Ewald Pieringer* (Naturland), *Gerhard Gehring* (LRA OA), *Sabine Obermaier* und *Dr. Klaus Wiesinger* (IBA). *Dr. Wiesinger* gilt darüber hinaus besonderer Dank für die Anregung des Projekts.

Wissenschaftliche Mitarbeiter und technisches Personal der LfL: *Katja Bandemer*, *Jennifer Brandl*, *Johannes Enzler*, *Thomas Festner*, *Jan Harms*, *Sabine Heinz*, *Rasso Höck*, *Jutta Kotzi*, *Fabian Numberger*, *Friedrich Nüßlein*, *Fabian Rupp*, *Michael Storch*, und *Stefan Thyssen*.

Wissenschaftliche Mitarbeiter und technisches Personal der LMU, Lehrstuhl für Lebensmittelsicherheit, Tierärztliche Fakultät: *Dr. Florian Kaltner*, *Michaela Freitag*, *Carmen Piller*, *Helmut Ziemann*

Wissenschaftliche Mitarbeiter, technisches Personal und wissenschaftliche Hilfskräfte der TUM: *Lukas Bofinger*, *Claudia Buchhart*, *Joana Czermin*, *Johanna David*, *Leonie Schmid*, *Lukas Gößl*, *Franz Härtl*, *Jakob Huber*, *Kerstin Josten*, *Marie-Therese Krieger*, *Luise Linderl*, *Katrin Möhrle*, *Holger Paetsch*, *Andreas Rohrbach*, *Anne-Kathrin Rückel*, *Alina Twerski* (alle Lehrstuhl Renaturierungsökologie) und *Robert Hansel* (Gewächshauszentrum Dürnast).

Unterstützung bei der Auswahl von teilnahmebereiten Landwirten, Erstkontakte zu Landwirten:

Franz Högg, Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (AELF) Augsburg; *Elisabeth Kitzeder*, AELF Holzkirchen; *Claudia Schatz*, *Thomas Wanninger*, *Corinna Weidinger*, *Helmut Königspurger*, AELF Kaufbeuren; *Maximilian Dendl*, AELF Kempten; *Paul Mayer*, AELF Mindelheim; *Alois Ilmberger*, *Max Stadler*, AELF Pfaffenhofen; *Miriam Maier*, AELF Rosenheim; *Stefan Weiß*, *Josef Schmalzbauer*, AELF Traunstein; *Michael Nowak*, *Sebastian Luttenbacher*, AELF Weilheim; *Florian Thurnbauer*, Regierung von Oberbayern; *Claudia Eglseer*, *Alois Liegl*, Regierung von Schwaben; *Peter Strohwasser*, Landratsamt Garmisch-Partenkirchen; *Martin Hermle*, *Katharina Schertler*, Bioland-Beratung; *Martin Maier*, *Manfred Waltner*, LKV Bayern e.V.; *Uwe Kießling*, Landschaftspflegeverband Unterallgäu; Bayerischer Bauernverband, u.a. Geschäftsstelle Kaufbeuren; Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt; *Leopold Deger*, Tierarzt, Huglfing und *Ulrich Weiland*, Allgäuer Moorallianz.

Ein ganz besonderer Dank gilt auch den vielen beteiligten Landwirten, insbesondere den Versuchsbetrieben, die aus Datenschutzgründen hier nicht namentlich genannt werden.

Literaturverzeichnis

- AARSSSEN, L.W., IRWIN, D.L. (1991): What selection: Herbivory or competition? *Oikos* 60: 261–262.
- BARBET-MASSIN, M., JIGUET, F., ALBERT, C.H., THUILLER, W. (2012): Selecting pseudo-absences for species distribution models: How, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution* 3: 327–338.
- BASSLER, G., CHIZZOLA, R., FRÖSCHL, N., WINTER, S., KRIECHBAUM, M. (2011): Giftpflanzen im Grünland – aktuelle Zunahme, Ursachen und Lösungsmöglichkeiten am Beispiel von Greiskraut-Arten und Herbstzeitlose. Endbericht. BOKU Wien. 142 S.
- BASSLER, G., KARRER, G., KRIECHBAUM, M. (2013): Mechanical control of marsh ragwort (*Senecio aquaticus* Hill) by cutting. *Grassland Science in Europe* 18: 496–498.
- BASSLER, G. (2017): Biologische Merkmale von Wasser-Kreuzkraut und Konsequenzen für das Management. In: Deutscher Verband für Landschaftspflege: Kreuzkräuter und Naturschutz; Tagungsband der internationalen Fachtagung in Göttingen 2017. DVL-Schriftenreihe 23 „Landschaft und Lebensraum“: 85–90.
- 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: 18–24.
- BATES, D., MÄCHLER, M., BOLKER, B., WALKER, S. (2015): Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1–48.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2018): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland – Gelbes Heft. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2018): Bayerischer Agrarbericht 2018. URL www.agrarbericht-2018.bayern.de/politik-strategien/index.html , abgerufen am 29.04.2021.
- BEDENIK, H. (2015): Tast- und Demonstrationsversuch zur Zurückdrängung von Wasserkreuzkraut (*Senecio aquaticus*) im Allgäu – Ergebnisse des Jahres 2014 und Zusammenfassungen über den Zeitraum 2011-2014 (Schlussbericht). Bayer. Landesamt für Umwelt (LfU).
- BENTSINK, L., KOORNNEEF, M.N. (2008): Seed dormancy and germination. In: *The Arabidopsis book* 6, e0119.
- BENVENUTI, S., CIONI, P. L., FLAMINI, G., PARDOSSI, A., HATCHER, P. (2017): Weeds for weed control. Asteraceae essential oils as natural herbicides. *Weed Research* 57: 342–353
- BERGHOFER, M. (2017): Einfluss der Nutzung auf das Vorkommen des Wasserkreuzkrauts (*Senecio aquaticus* Hill.) in landwirtschaftlichen Flächen im Landkreis Garmisch-Partenkirchen. *ANLiegen Natur* 39: 1–4.

- BESKOW, W., HARRINGTON, K. (2005): Influence of light on the germination of ragwort (*Senecio jacobaea* L., Asteraceae) seeds previously stored in the soil seed bank of a pasture. *Current Agricultural Science and Technology* 11: 285–289.
- BORTZ, J., LIENERT, G.A., BOEHNKE, K. (2010): *Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik*. 3. Auflage. Springer Verlag, Berlin.
- BOSSHARD, A., JOSHI, J., LÜSCHER, A., SCHAFFNER, U. (2003): Jakobs- und andere Kreuzkraut-Arten: Eine Standortbestimmung. *Agrarforschung* 10: 231–235.
- BROOKS, M.E., KRISTENSEN, K., VAN BENTHEM K.J., MAGNUSSON, A., BERG, C.W., NIELSEN, A., SKAUG, H.J., MAECHLER, M., BOLKER, B.M. (2017): glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9: 378–400.
- CONRADI, T., ZEHM, A. (2011): Zusammenstellung zur Kreuzkraut-Situation (Gattung *Senecio*) – aktueller Kenntnisstand zum Management. Unveröffentlichtes Informationsblatt der Regierung von Schwaben und des Bayerischen Landesamts für Umwelt, 16 S.
- CROSSLÉ, K., BROCK, M.A. (2002): How do water regime and clipping influence wetland plant establishment from seed banks and subsequent reproduction? *Aquatic Botany* 74: 43–56.
- CUTLER, D.R., EDWARDS, T.C., BEARD, K.H., CUTLER, A., HESS, K.T., GIBSON, J., LAWLER, J.J. (2007): Random forests for classification in ecology. *Ecology* 88: 2783–2792.
- DAMHOUREYEH, S.A., HARTNETT, D.C. (2002): Variation in grazing tolerance among three tallgrass prairie plant species. *American Journal of Botany* 89: 1634–1643.
- DEL-VAL, E.K., CRAWLEY, M.J. (2005): Are grazing increaser species better tolerators than decreaseers? An experimental assessment of defoliation tolerance in eight British grassland species. *Journal of Ecology* 93: 1005–1016.
- DIERSCHKE, H., BRIEMLE, G. (2002): *Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren*. Stuttgart: Ulmer. 239 S.
- DIERBEN, K. (1994): *Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden*. Stuttgart: Ulmer. 683 S.
- EDGAR, J.A., ROEDER, E., MOLYNEUX, R.J. (2002): Honey from plants containing pyrrolizidine alkaloids: a potential threat to health. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50: 2719–2730.
- ELITH, J., LEATHWICK, J.R. (2009): Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677–697.
- ELITH, J., GRAHAM, C.H., ANDERSON, R.P., DUDIK, M., FERRIER, S., GUISAN, A. ET AL. (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129–151.
- ELLENBERG, H., LEUSCHNER, C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6., vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Aufl. Stuttgart: Ulmer. 1334 S.

-
- FAWCETT, T. (2004) ROC Graphs: Notes and practical considerations for data mining researchers. *Pattern Recognition Letters* 31: 1–38.
- FAY, P.A., THROOP, H.L. (2005): Branching responses in *Silphium integrifolium* (Asteraceae) following mechanical or gall damage to apical meristems and neighbor removal. *American Journal of Botany* 92: 954–959.
- FIGUEROA, R., DOOHAN, D., CARDINA, J., HARRISON, K. (2007): Common Groundsel (*Senecio vulgaris*) seed longevity and seedling emergence. *Weed Science* 55: 187–192.
- GAO, Y.Z., WANG, S.P., HAN, X.G., PATTON, B.D., NYREN, P.E. (2005): Competition between *Artemisia frigida* and *Cleistogenes squarrosa* under different clipping intensities in replacement series mixtures at different nitrogen levels. *Grass and Forage Science* 60: 119–127
- GEHRING, K.; THYSSEN, S.; FESTNER, T. (2014): Versuchsergebnisse aus Bayern, Unkrautbekämpfung im Ackerbau und Grünland – Bekämpfung von Wasserkreuzkraut. URL: https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ips/dateien/versuchsbericht_wasserkreuzkraut.pdf
- GEHRING, K.; THYSSEN, S. (2015): Kreuzkraut – eine große Gefahr für die Gesundheit von Pferden und Rindern. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. URL: www.lfl.bayern.de/ips/unkraut/032238/index.php.
- GEHRING, K., THYSSEN, S. (2016a): Regulierungsmöglichkeiten von Wasser-Kreuzkraut (*Senecio aquaticus*) im Dauergrünland. *Julius-Kühn-Archiv* 452: 145–153.
- GEHRING, K., THYSSEN, S. (2016b): Kreuzkraut-Umfrage in der Landwirtschaftsverwaltung von Bayern. LfL-Fachinformation, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), URL: <https://www.lfl.bayern.de/ips/unkraut/140518/index.php>
- GEHRING, K., GOTTSCHALK, C., HÖCK, R., KOTZI, J., KUHN, G., OSTERTAG, J., SORG, U.M. (2015): Wasser-Kreuzkraut – erkennen, regulieren und vermeiden. LfL-Information, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft u. Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.), Freising u. Augsburg.
- GOTTSCHALK, C., RONCZKA, S., PREIß-WEIGERT, A., OSTERTAG, J., KLAFFKE, H., SCHAFFT, M. LAHRSEN-WIEDERHOLT, M. (2015): Pyrrolizidine alkaloids in natural and experimental grass silages and implications for feed safety. *Animal Feed Science and Technology* 207: 253–261.
- 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 & Contaminants, Part A* 35:751–760.
- GRIME, J.P. (1981): The role of seed dormancy in vegetation dynamics. *Annals of Applied Biology* 98: 555–558.
- GUISAN, A., THUILLER, W., ZIMMERMANN, N.E. (2017): Habitat suitability and distribution models: With applications in R. *Ecology, Biodiversity and Conservation*. Cambridge and New York: Cambridge University Press.

- HEGER, T. (2016): Light availability experienced in the field affects ability of following generations to respond to shading in an annual grassland plant. *Journal of Ecology* 104: 1432–1440.
- HEGI, G. (1929): *Illustrierte Flora von Mittel-Europa*. Band VI/2. Paul Parey Verlag. 1182 S.
- HEINZ, S., MAYER F., KUHN, G. (2015): Grünlandmonitoring Bayern – Evaluierung von Agrarumweltmaßnahmen. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 8/2015. 86 S.
- HEINZ, S., RUPP, F., MAYER, F., KUHN, G. (2018): Transfer – Artenanreicherung im Wirtschaftsgrünland – Übertragung der Erfahrungen aus dem Naturschutz auf die Landwirtschaft. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 8/2018. 142 S.
- HENNINGS, H. (2013): Landschaftsökologische Analyse des Vorkommens von *Senecio aquaticus* (Wasser-Kreuzkraut) in voralpinen Feuchtwiesen. Master-Arbeit, TU München.
- HENNINGS, H., SUTTNER, G., ALBRECHT, H., KOLLMANN, J. (2017): Wasser-Kreuzkraut als Herausforderung für Landwirtschaft und Naturschutz. In: Deutscher Verband für Landschaftspflege: Kreuzkräuter und Naturschutz; Tagungsband der internationalen Fachtagung in Göttingen 2017. DVL-Schriftenreihe 23 „Landschaft und Lebensraum“, S. 79–84.
- HUANG, Q., WANG, Y., WANG, W., WANG, Q., LI, X., LIU, Y. (2020): Effect of soil nutrients on reproductive traits of invasive and native annual Asteraceae plants. *Biodiversity Science*. DOI: 10.17520/biods.2020212.
- INSTITUT FÜR VETERINÄRPHARMAKOLOGIE UND -TOXIKOLOGIE (2020): Toxizitätsgrade heimischer Giftpflanzen. URL: https://www.vetpharm.uzh.ch/GIFTDB/pflanzen/0193_bot.htm.
- KALTNER, F., STIGLBAUER, B., RYCHLIK, M., GAREIS, M., GOTTSCHALK, C. (2019): Development of a sensitive analytical method for determining 44 pyrrolizidine alkaloids in teas and herbal teas via LC-ESI-MS/MS. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 411: 7233–7249.
- KISIELIUS, V., HAMA, J.R., SKRBIC, N., HANSEN, H.C.B., STROBEL, B. W., RASMUSSEN, L.H. (2020): The invasive butterbur contaminates stream and seepage water in groundwater wells with toxic pyrrolizidine alkaloids. *Scientific Reports* 10: 1–10.
- KLAPP E., STÄHLIN A. (1936): *Standorte, Pflanzengesellschaften und Leistungen des Grünlandes*. Ulmer-Verlag, Stuttgart. 122 S.
- KLAPP, E. (1965): *Grünlandvegetation und Standort*. Parey, Berlin & Hamburg. 384 S.
- KUHN, G., HEINZ, S., MAYER, F. (2011): Grünlandmonitoring Bayern – Ersterhebung der Vegetation 2002-2008. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 3/2011. 161 S.
- KRIEGER, M.-T., KOLLMANN, J., TEIXEIRA, L., GRANT, K., ALBRECHT, H. (2020): Regulierung von *Senecio aquaticus* (Wasser-Kreuzkraut) in naturschutzfachlich

- wertvollem Grünland. Unveröffentlichter Zwischenbericht nach dem dritten Projektjahr 2020. TU München, Bayerisches Landesamt für Umwelt und Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. 39 S.
- LEISHMAN, M.R., THOMSON, V.P. (2005): Experimental evidence for the effects of additional water, nutrients and physical disturbance on invasive plants in low fertility Hawkesbury Sandstone soils, Sydney, Australia. *Journal of Ecology* 93: 38–49.
- LEISS, K.A. (2011): Management practices for control of ragwort species. *Phytochemistry Reviews* 10:153-163.
- LENSKI, H. (1953): Grünlanduntersuchungen im mittleren Oste-Tal. — Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft N.F.4: 26–58.
- LENTH, R., SINGMANN, H., LOVE, J., BUERKNER, P., HERVE, M. (2018): emmeans: Estimated marginal means, aka least-squares means. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>.
- LIAW, A., WIENER, M. (2002): Classification and regression by randomForest. *R News* 2: 18–22.
- LIEHL, M., BASSLER, G., KRIECHBAUM, M. (2012): Das Wasser-Greiskraut (*Senecio aquaticus*) im Bezirk Gmünd, Niederösterreich — Verbreitung, Standortpräferenz und Bewirtschaftungseinflüsse. *Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseums* 23: 119–160.
- LORTIE, C.J., AARSSSEN, L.W. (2000): A test of the reserve meristem hypothesis using *Verbascum thapsus* (Scrophulariaceae). *American Journal of Botany* 87: 1789–1792.
- LUTMAN, P.J.W., BERRY, K.J., FREEMAN, S.E. (2008): Seed production and subsequent seed germination of *Senecio vulgaris* (groundsel) grown alone or in autumn-sown crops. *Weed Research* 48: 237–247.
- MILBERG, P., ANDERSSON, L., THOMPSON, K. (2000): Large-seeded spices are less dependent on light for germination than small-seeded ones. *Seed Science and Research* 10: 99–104.
- MÖTTUS, M., SULEV, M., BARET, F., LOPEZ-LOZANO, R., REINART, A. (2012): Photosynthetically Active Radiation: Measurement and modeling. In: Meyers, R.A. (Hrsg.) *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. Springer, New York, NY. S. 7902–7932.
- MULDER, P.P.J., BEUMER, B., SOSTERINK E., JONG, J. (2009): Dutch survey pyrrolizidine alkaloids in animal forage. Wageningen University & Research Centre, RIKILT Report 2009.018. 26 S.
- NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLAND UND BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Landwirtschaftsverlag, Münster, 912 S.
- OBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Ulmer-Verlag, Stuttgart. 7. Auflage. 1050 S.

- OBERDORFER, E. (1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften. 3. Auflage. Jena: Fischer.
- PELSER, P.B., GRAVENDEEL, B., VAN DER MEIJDEN, R. (2002): Tackling speciose genera: Species composition and phylogenetic position of *Senecio* sect. *Jacobaea* (Asteraceae) based on plastid and nrDNA sequences. *American Journal of Botany* 89: 929–939.
- PETZINGER, E. (2011): Pyrrolizidinalkaloide und die Seneciose bei Tieren. *Tierärztliche Praxis Ausgabe G: Großtiere/Nutztiere* 39: 363–372.
- POPAY, A.I., ROBERTS, E.H. (1970): Ecology of *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik. and *Senecio vulgaris* L. in relation to germination behavior. *Journal of Ecology* 58: 123–139.
- PÖTSCH, E.M. (Hrsg.) (2015): Bericht über das 20. Alpenländische Expertenforum zum Thema Bedeutung und Funktionen des Pflanzenbestandes im Grünland. 1.-2. Oktober 2015, HBLFA Raumberg-Gumpenstein. 97 S.
- R CORE TEAM (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- REN, Z., ABBOTT, R.J. (1991): Seed dormancy in Mediterranean *Senecio vulgaris* L. *New Phytologist* 117: 673–678.
- RICE, K.J., DYER, A.R. (2001): Seed aging, delayed germination and reduced competitive ability in *Bromus tectorum*. *Plant Ecology* 155: 237–243.
- RADKOWITSCH, A.; ZEHM, A.; GEHRING, K. (2018): Management von Problemarten - Wasser-Kreuzkraut. Bayerisches Landesamt für Umwelt und Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), URL: <https://www.lfl.bayern.de/cms07/publikationen/kooperationen/195879/index.php>
- ROBERTS, P.D., PULLIN, A.S. (2007): Effectiveness of the control of ragwort (*Senecio*) species: Can biological control by the use of natural enemies effectively control *Senecio jacobaea* (common ragwort)? *Systematic Review* No. 5b. Centre for Evidence-Based Conservation, Birmingham, U.K. 122 S.
- ROSENTHAL, G. (2010): Secondary succession in a fallow central European wet grassland. *Flora* 205: 153–160.
- SELMAR, D., RADWAN, A., HIJAZIN, T., ABOUZEID, S., YAHYAZADEH, M., LEWERENZ, L., KLEINWÄCHTER, M., NOWAK, M. (2019): Horizontal natural product transfer: intriguing insights into a newly discovered phenomenon. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 67: 8740–8745.
- SILVERTOWN, J., SMITH, B. (1989): Mapping the microenvironment for seed germination in the field. *Annals of Botany* 63: 163–167.
- STRAUSS, S.Y., AGRAWAL, A.A. (1999): The ecology and evolution of plant tolerance to herbivory. *Trends in Ecology & Evolution* 14: 179–185.
- SUTER, M., LÜSCHER, A. (2008): Occurrence of *Senecio aquaticus* in relation to grassland management. *Applied Vegetation Science* 11: 317–324.

-
- SUTER, M., LÜSCHER, A. (2011): Measures for the control of *Senecio aquaticus* in managed grassland. *Weed Research* 51: 601–611.
- SUTER, M., LÜSCHER, A. (2012): Rapid and high seed germination and large soil seed bank of *Senecio aquaticus* in managed grassland. *The Scientific World Journal* 2012, S. 723808. DOI: 10.1100/2012/723808.
- SUTER, M., STUTZ, C.J., GAGO, R., LÜSCHER, A. (2012): Lässt sich Wasser-Kreuzkraut in landwirtschaftlichem Grasland kontrollieren? *The Scientific World Journal* 2012, S. 723808. DOI: 10.1100/2012/723808.
- SUTTNER, G., WEISSER, W.W., KOLLMANN, J. (2016): Hat die Problemart *Senecio aquaticus* (Wasser-Greiskraut) im Grünland zugenommen? Auswertung der Biotopkartierungen 1984-1995 und 1999-2013 in Bayern. *Natur und Landschaft* 91: 544–552.
- SWEENEY, A.E., RENNER, K.A., LABOSKI, C., DAVIS, A. (2008): Effect of fertilizer nitrogen on weed emergence and growth. *Weed Science* 56: 714–721.
- TEUSCHER, E., LINDEQUIST, U. (2010): Biogene Gifte: Biologie-Chemie-Pharmakologie-Toxikologie. 3. Aufl. Stuttgart: Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft. 963 S.
- THUILLER, W., GEORGES, D., ENGLER R., BREINER, F. (2020): biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling. R package version 3.4.6. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=biomod2>.
- UMG UMWELTBÜRO GRABHER (2017): Göttinger Erklärung zum Umgang mit Kreuzkräutern auf relevanten Flächen des Naturschutzes. In: Deutscher Verband für Landschaftspflege: Kreuzkräuter und Naturschutz; Tagungsband der internationalen Fachtagung in Göttingen 2017. DVL-Schriftenreihe 23 „Landschaft und Lebensraum“, S. 93–96.
- WISE, M.J., COFFEY, L.E., ABRAHAMSON, W.G. (2008): Nutrient stress and gall flies interact to affect floral-sex ratio in gynomonocious *Solidago altissima* (Asteraceae). *American Journal of Botany* 95: 1233–1239.
- ZUUR, A., IENO, E.N., WALKER, N., SAVELIEV, A.A., SMITH, G.M. (2009): Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer Science & Business Media.