Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

Masterarbeit

Maßnahmen zur Kontrolle der Neophytenausbreitung am Beispiel von *Fallopia japonica*

verfasst von

Manuel HAAS, BSc

im Rahmen des Masterstudiums

Landschaftsplanung und Landschaftsarchitektur

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieur

Wien, April 2022

Betreut von:

Ass.Prof. Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Johann Peter Rauch

Institut für Ingenieurbiologie und Landschaftsbau

Department für Bautechnik und Naturgefahren

Inhaltsverzeichnis

Eidesstaatliche Erklärung i

Danksagung ii

Zusammenfassung iii

1 **Einleitung und Zielsetzung** 1

2 **Grundlagen zu Neophyten** 5

2.1 Neophyten 5

2.2 Invasive Neophyten 8

2.3 Anthropogene Einschleppung 9

2.4 Sekundäre Verbreitung 11

2.5 Präventionsmaßnahmen 12

2.6 Rechtliche Rahmenbedingungen 14

2.7 Artbeschreibung *Fallopia japonica* 16

2.7.1 Definition 16

2.7.2 Herkunft 17

2.7.3 Wachstum 18

2.7.4 Konkurrenzverhalten 19

2.7.5 Vorkommen 19

2.8 Bekämpfungsmaßnahmen 20

2.8.1 Konkurrenzvegetation 21

2.8.2 Abdeckung 21

2.8.3 Mahd 21

2.8.4 Ausreißen 22

3 **Versuchsstandort** 23

3.1 Anlage des Versuchs 25

4 **Material und Methoden** 30

4.1 Auswertung der Vegetationsparameter 30

5 Datenaufnahme 32

5.1 Monitoring 32

6 **Ergebnisse** 35

6.1 Korrelationen zwischen Vegetationsparametern und Biomasseentwicklung 35

6.2 Entwicklung von *Fallopoia japonica* bei unterschiedlichen Pflegeintervallen 36

6.2.1 Entwicklung der Triebhöhe 37

6.2.2 Entwicklung der Trockenbiomasse 40

6.2.3 Entwicklung des Deckungsgrades 43

6.3 Gegenüberstellung der Pflegevarianten 46

6.3.1 Entwicklung der Triebhöhe ... 46
6.3.2 Entwicklung der Trockenbiomasse ... 50
6.3.3 Entwicklung des Deckungsgrades ... 53
6.4 Gegenüberstellung der Abdeckungsvarianten ... 55
6.4.1 Entwicklung der Triebhöhe ... 56
6.4.2 Entwicklung der Trockenbiomasse ... 59
6.4.3 Entwicklung des Deckungsgrades ... 61
7 **Diskussion** ... 64
8 **Ausblick** ... 69
9 **Literaturverzeichnis** ... 70
10 **Abbildungsverzeichnis** ... 77
11 **Tabellenverzeichnis** ... 80

Eidesstaatliche Erklärung

Ich versichere an Eides statt, dass ich diese Masterarbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Gedanken, die im Wortlaut oder in grundlegenden Inhalten aus unveröffentlichten Texten oder aus veröffentlichter Literatur übernommen wurden, sind ordnungsgemäß gekennzeichnet, zitiert und mit genauer Quellenangabe versehen.

Die vorliegende Arbeit wurde bisher weder ganz noch teilweise in gleicher oder ähnlicher Form an einer Bildungseinrichtung als Voraussetzung für den Erwerb eines akademischen Grades eingereicht. Sie entspricht vollumfänglich den Leitlinien der Wissenschaftlichen Integrität und den Richtlinien der Guten Wissenschaftlichen Praxis.

Wien, 12.04.2022 Manuel HAAS

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all denjenigen bedanken, die mich über den gesamten Zeitraum meiner Forschung unterstützt haben.

Zuerst gebührt mein Dank Herrn Ass. Prof. Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. nat. techn. Johann Peter Rauch und Dipl.-Ing. Dr. Stephan Hörbinger, die meine Masterarbeit betreut und begutachtet haben. Hierbei möchte ich mich für konstruktive Kritik, Unterlagen und Anregungen bedanken.

Im Anschluss würde ich mich gerne bei meiner Familie bedanken, die mich während meines Studiums sowohl finanziell als auch psychisch unterstützt haben. Speziell zu erwähnen sind dabei meine Mutter Barbara und meine Freundin Nassim, die mich während der Feldforschung vor Ort tatkräftig unterstützten. Ein weiterer Dank gilt meinem Stiefvater Lui, der mir durch einen Einstieg in die Arbeitswelt und flexible Arbeitszeiten während der Erstellung meiner Masterarbeit das Leben sehr erleichtert hat.

Eine besondere Erwähnung verdienen auch meine guten Freunde Alexander „Tschido“ Lechner, der mir im Prozess der statistischen Auswertung mit seiner Expertise zur Seite stand sowie Mag. pharm. Dr. Maryam Amiri, Maximilian Böck, BEd. und Jonathan Sorger, BSc. für das Korrekturlesen dieser Arbeit. Abschließend möchte ich mich bei all meinen Freunden bedanken, die mich über den gesamten Zeitraum meines Studiums emotional unterstützt haben.

Danke.

Zusammenfassung

Die Ausbreitung gebietsfremder Pflanzenarten, speziell die Verbreitung des japanischen Staudenknöterichs (*Fallopia japonica)*, erweist sich als immer problematischer. Durch die Globalisierung des Handels und die damit verbundene Verschleppung durch den Menschen, können Neophyten an den unterschiedlichsten Orten schnell Fuß fassen und die Flora eines Gebietes stark beeinträchtigen. Die verfasste Arbeit widmet sich dem Thema „Maßnahmen zur Kontrolle der Neophytenausbreitung am Beispiel von *Fallopia japonica".* Es wird aufgezeigt, wie sich gebietsfremde Pflanzenarten verbreiten, welche Ausmaße dies annehmen kann und welche Maßnahmen dagegen angewandt werden können. Durch Feldversuche auf elf Versuchsplots in einem *Fallopia japonica* belasteten Gebiet in Traiskirchen, wurden Kontrollmaßnahmen in Form von Abdeckung, Pflege und unterschiedlichen Pflegeintervallen erarbeitet. Die Vegetationsparameter wurden in einem Monitoringprozess von 24.04.2020 bis 28.10.2020 aufgenommen und mit Hilfe einer statistischen Auswertung, bezogen auf das Wachstum der oberirdischen Biomasse, untersucht. Die angewandten Maßnahmen fanden in Form von Feldversuchen statt, wobei die erhobenen Daten zur Beantwortung der Forschungsfragen statistisch analysiert wurden. Die Ergebnisse zeigen, dass die Abdeckung durch ein Ökovlies die geeignetste Maßnahme zur Bekämpfung von *Fallopia japonica* ist. Hierbei wurde die Biomasse des vorhandenen *Fallopia japonica* Bestands auf allen Versuchsplots in einem kurzen Zeitraum um 100 % verdrängt, während die Varianten der Weidenfaschinen die Biomasse von *Fallopia japonica* um 96 % verringern konnten. Pflegemaßnahmen anhand von Mähen und Ausreißen der Triebe schwächen den Bestand ab dem ersten Schnitt/Ausreißen, wobei die Varianten Ausreißen gegenüber der Mahd eine 2 % höhere Verdrängung der Biomasse aufweisen konnten. Der Vergleich bezüglich unterschiedlicher Pflegeintervalle weist ein identes Endergebnis auf, jedoch zeigt sich mit dem deutlichen Rückgang des *Fallopia japonica* Bestands nach dem dritten Pflegeingriff ein schnellerer Rückgang bei der Anwendung von höheren Pflegeintervallen. Als Empfehlung zur Bekämpfung von belasteten Gebieten durch *Fallopia japonica* muss aufgrund des Aufwands und den damit verbundenen Kosten zwischen der Größe des Areals und den aufkommenden Schadenspotentialen differenziert werden. Kleine sensible Flächen sollten durch Abdeckungsmaßnahmen mit Ökovlies in Kombination mit Mahd stattfinden, wohingegen größere Flächen durch ein flexibles, ab dem dritten Schnitt

abnehmendes Pflegeintervall gemäht werden sollten. Der Zeitpunkt der Intervallanpassung sollte in etwa zwei Monate nach dem ersten Pflegeeingriff stattfinden.

Abstract

The spread of alien plant species, especially *Fallopia japonica*, has become a serious problem throughout the globe. Due to globalization and the associated spread by humans, neophytes can quickly gain foothold in a wide variety of places with severe effects on the local flora. This thesis will discuss the topic „Measures to control the spread of neophytes using the example of *Fallopia japonica*". The following research includes both, aspects of geographical distribution and population dynamics of alien plant species, as well as counter-measures to effectively supress neophyte weeds. By field tests conducted in a *Fallopia japonica* infested area in Traiskirchen, Austria, control measures in the form of cover, plant care such as mowing, and different plant care intervals are compiled, statistically analyzed and subsequently evaluated on their effectivity. Based on the results a recommendation for the maintenance of knotweed polluted areas will be given. The vegetation parameters were recorded in a monitoring process from 24.04.2020 to 28.10.2020 and examined with the help of a statistical evaluation related to the growth of the above-ground biomass. The applied measures took place in the form of field trials and the collected data were statistically analyzed and studied based on their effectiveness. The results show that the covering by eco-fleece over a vegetation period, is considered to be the measure with the fastest stand reduction of *Fallopia japonica*. In this case, the biomass of the existing Fallopia japonica stand was displaced by 100% in a short period of time on all experimental plots, while the willow machine variants were able to reduce the biomass of *Fallopia japonica* by 96%. Maintenance measures based on mowing and uprooting of shoots weaken the stand from the first cut/uprooting, whereas the uprooting variants could show a 2% higher biomass suppression compared to mowing. The comparison regarding different maintenance intervals shows an identical final result, but with the clear decrease of the *Fallopia japonica* stand after the third maintenance intervention, a faster decrease is shown when higher maintenance intervals are applied. As a recommendation for the control of polluted areas by *Fallopia japonica*, it is necessary to differentiate between the size of the area and the emerging damage potentials due to the effort and the associated costs. Small sensitive areas should take place through cover measures with eco-fleece in combination with mowing, whereas larger areas should be mowed through a flexible maintenance interval decreasing from the third cut. The timing of the interval

adjustment should take place approximately two months after the first maintenance intervention.

1 Einleitung und Zielsetzung

In Österreich gibt es 1.110 als Neophyten ausgewiesene Gefäßpflanzenarten. Stellt man diese den insgesamt 2.950 Gefäßpflanzen gegenüber, kommt man auf einen Anteil von 27% der heimischen Arten, welche neophytischer Abstammung sind. Von diesen 1.110 Pflanzen gelten 17 als invasive Neophyten und weitere 18 als potenziell invasive Neophyten (ESSL & RABBITSCH 2002). Diese Arten stellen für unsere einheimischen Ökosysteme eine Gefahrenquelle dar und können die Biodiversität auf lange Zeit beeinträchtigen und verändern (THUILLER 2007). Studien belegen, dass invasive Arten negative Auswirkungen auf Ökosysteme haben können. Zu den Bereichen dieser Ökosysteme zählen heimische Arten oder auch der Nährstoffkreislauf sowie die Produktivität der Flora. Eine besondere Gefährdung geht in weiten Teilen Europas und Amerikas von *Fallopia japonica, dem* japanischen Staudenknöterich, aus, welcher durch klonale Vermehrung und Wurzelausbreitung sehr rasch Monokulturen bilden kann. Dabei werden heimische Artenbestände drastisch reduziert und von ihren natürlichen Standorten vertrieben (AGUILERA et al. 2009). Um neue Standorte zu besiedeln und sich auszubreiten, reichen kleine Stammfragmente oder Wurzelstücke aus, welche meistens durch Wasser transportiert werden (DE WAAL 2001). Das Wurzelgeflecht reicht dabei bis zu zwei Meter in die Tiefe und bis zu 20 Meter in die Breite und ist somit ein großer Konkurrent für die heimische Flora (WESTON et al. 2005).

Bedingt durch eine geringe Elastizität der Stängel, wird der Abfluss bei Hochwasserereignissen wesentlich eingeschränkt. Weiters erfolgt eine Aufhöhung der Uferwälle durch die erhöhte Geschiebe- und Sedimentablagerung in den Beständen, wodurch wasserseitig oft steile, kahle Böschungen entstehen. Die Gefahr dieses Zustands ergibt sich durch Unterspülungen und die somit verbundene Angriffsfläche für Uferausbrüche. Diese erhöhte Erosionsgefahr wird zusätzlich durch den Verlust der Grasnarbe begünstig. Aufgrund der Auflockerung des Oberbodens durch die anfallenden Knöterichbestände, reicht die Erosion, im Falle eines Hochwasserereignisses, teilweise bis ins Vorland (LOHMEYER 1969).

Bevorzugte Besiedelungsgebiete des *Fallopia japonica,* auf welchem der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt, sind hierbei besonders Uferböschungen und gestörte Habitate, wie etwa neben Eisenbahnschienen oder Straßen (BRAM 2004).

Ökosysteme an Flüssen sind wichtige Schnittstellen und Korridore zwischen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen, denn sie erfüllen durch ihre Eigenschaften wichtige Ökosystemdienstleistungen wie Nährstoffkontrolle, Flusstemperaturregulierung und Uferstabilisierung. Dabei sind diese Ökosysteme besonders häufig Störungen, wie menschlichen Aktivitäten oder auch Überflutungen ausgesetzt, wodurch sie anfälliger für die Besiedlung von invasiven Pflanzenarten sind (ESCHTHRUTH et al. 2011).

Die Bekämpfung invasiver Arten an Uferabschnitten mit ingenieurbiologischen Maßnahmen und unter der Verwendung von verschiedenen *Salix*-Arten, liefert eine Möglichkeit, die Ausbreitungsdynamik von *Fallopia japonica* einzudämmen und eine Restauration der heimischen Ökosysteme zu erzielen (DOMMANGET et al. 2013). Das dominante Verhalten von invasiven Pflanzen kann, laut einer Studie von DOMMANGET et al. (2014) unter anderem auf den allelopathischen Effekt von Pflanzen zurückgeführt werden. Hierbei werden spezifische Chemikalien der invasiven Pflanzen über die Wurzelsysteme in den Nährstoffkreislauf unter die Erde gebracht, welche das Wachstum heimischer Pflanzen einschränken. In weiterer Folge kann sich *Fallopia japonica* gegen Konkurrenten durchsetzen (DOMMANGET et al. 2013).

Die Mechanismen der drastischen Ausbreitung von *Fallopia japonica* sind bis heute nicht eindeutig geklärt. DAVIS et al. (1992) beschreiben in einer Hypothese den Erfolg der Ausbreitung durch die hohe Ressourcenverwendung und das gleichzeitig schnelle Wachstum, welches besonders an nährstoffreichen Standorten eine großräumige Ausbreitung bedingt. Weiters kann das Ausbleiben der natürlichen Feinde in den betroffenen Habitaten ein Grund sein. Beispielsweise fehlen heimische Nährstoffkonkurrenten von *Fallopia japonica,* wodurch sich diese uneingeschränkt ausbreiten kann (KEANE et al. 2002).
Aufgrund seiner flächenmäßig weiten Verbreitung ist die Bekämpfung von *Fallopia japonica* mit einem großen Aufwand verbunden. Die Verwendung von Herbiziden ist nur mit geringen Erfolgen verbunden und ist speziell bei der Anwendung an Fließgewässern aufgrund der eingetragenen Stoffe in den Wasserkreislauf problematisch (BASHTANOVA et al. 2009). Gebräuchliche und erfolgreiche, jedoch arbeitsintensive Methoden, sind das Mähen oder Zurückschneiden (DELBART et al. 2012). Die gezielte Förderung von standorttypischer Konkurrenzvegetation kann

sowohl zur Bewahrung der heimischen Ökosysteme beitragen als auch die Ausbreitung von *Fallopia japonica* einschränken.

Ein entscheidender Faktor könnte die Schattenempfindlichkeit von *Fallopia japonica* sein. Laut einer Studie von DOMMENGAT et al. (2013) wurden besiedelte Flächen sowohl nach ihren Lichtverhältnissen als auch nach ihren Bodenbeschaffenheiten untersucht und in weiterer Folge das Wachstum von *Fallopia japonica* beobachtet. Die Ergebnisse beschreiben spezifische Informationen über das Wachstum unter optimalen Bedingungen. Hierbei ist eine klare Abhängigkeit des Wachstums von den gegebenen Lichtverhältnissen zu beobachten. An Standorten mit dichten Kronenbeständen und viel Beschattung wurde eine Abnahme der Bestände von *Fallopia japonica* nachgewiesen und an Standorten mit einer Durchlässigkeit der Sonnenstrahlung durch das Blätterdach von 96%, wurde eine Vergrößerung der oberflächlichen Biomasse von bis zu 66% dokumentiert.

Die Abhängigkeit geophytischer und klonender Pflanzen von guten Lichtverhältnissen hängt mit der Einlagerung und Speicherung von Nährstoffen in der unterirdischen Biomasse zusammen. Bäume mit hohem Beschattungsgrad können eine entscheidende Rolle in der Bekämpfung von *Fallopia japonica* spielen (KOBAYASHI et al. 2005). So wurden punktuell *Fallopia japonica* Bestände erfolgreich mit natürlichen und ingenieurbiologischen Methoden eingedämmt (AMMONDT et al. 2013).

In dieser Diplomarbeit werden nachhaltige Kontrollmaßnahmen in der Bekämpfung von *Fallopia japonica* behandelt und in Form eines Feldversuchs bearbeitet. Im Rahmen eines Freilandversuchs wird das Wachstumsverhalten von *Fallopia japonica* in Zusammenhang mit verschiedenen Mahd- und Ausreißintervallen, Abdeckung und Konkurrenzverhalten untersuchen. Durch empirische Analysen sowie Datenauswertungen wird ein Verhaltensmuster von *Fallopia japonica* unter dem Einfluss der durchgeführten Maßnahmen dargestellt. Im Zentrum dieser Arbeit stehen lediglich nachhaltige Bekämpfungsstrategien, um ökologisch vertretbare Alternativen aufzuzeigen. Dadurch ergeben sich folgende Forschungsfragen:

- Welche Vegetationsparameter korrelieren am stärksten mit der Biomasseentwicklung?

- Bestehen Unterschiede zwischen Mahd und Ausreißen bezogen auf die Entwicklung der aufgenommenen Vegetationsparameter?
- Bestehen Unterschiede zwischen Abdeckung durch Weidenfaschinen und Abdeckung durch Ökovlies bezogen auf die Entwicklung der aufgenommenen Vegetationsparameter?
- Bestehen Unterschiede durch unterschiedliche Pflegeintervalle bezogen auf die Entwicklung der aufgenommenen Vegetationsparameter?

2 Grundlagen zu Neophyten

2.1 Neophyten

Die Pflanzenwelt hat sich im Laufe der Geschichte unter dem Einfluss vieler Faktoren entwickelt und verändert. Arten wanderten aus ihren Herkunftsgebieten aus und etablierten sich in neuen Lebensräumen, wo sie sich ausbreiteten und bis heute fortbestehen. Der Prozess, der zur heutigen bestehenden Artenzusammensetzung und zur geografischen Verteilung von Pflanzenarten führte, erfolgte über einen langen Zeitraum, da derartig natürliche Entwicklungen eine angemessene Menge an Zeit benötigen. Hiervon ausgenommen sind drastische Veränderungen wie z.B. Naturkatastrophen, welche plötzliche und unvorhergesehene Veränderungen von Lebensräumen bedeuten und somit eine natürliche Adaption der betroffenen Arten ausschließen. Die durchschnittliche natürliche Ausbreitungsgeschwindigkeit von Arten ist mit Ausnahme besonders mobiler Arten eher gering und beläuft sich oft auf weniger als 100 Meter pro Generation. So erfolgte die nacheiszeitliche Wiederbesiedlung Mitteleuropas über mehrere tausend Jahre (NENTWIG 2010). Somit stellt die Aus- und Einwanderung von Pflanzenarten von einem Lebensraum zum anderen, bis hin zum Einfluss des wirtschaftenden Menschen, eine dynamische und vollkommen natürliche Entwicklung dar (ESSL & RABITSCH 2002).

Anthropogen bedingte Veränderungen der Flora und Fauna fanden schon in sehr früher Zeit statt. Pflanzen wurden bereits im Neolithikum aus ihren Herkunftsgebieten vom Menschen in andere Regionen transportiert und gegebenenfalls eingebürgert. Allerdings sind die Neueinbürgerungen und Verschleppungen, welche vor der Industrialisierung und Globalisierung stattfanden, nicht mit den heutigen Ausmaßen vergleichbar (siehe Abbildung 1, S. 6). Die heutigen Handelswege beinhalten deutlich weitere Strecken, welche wesentlich schneller zurückgelegt werden.

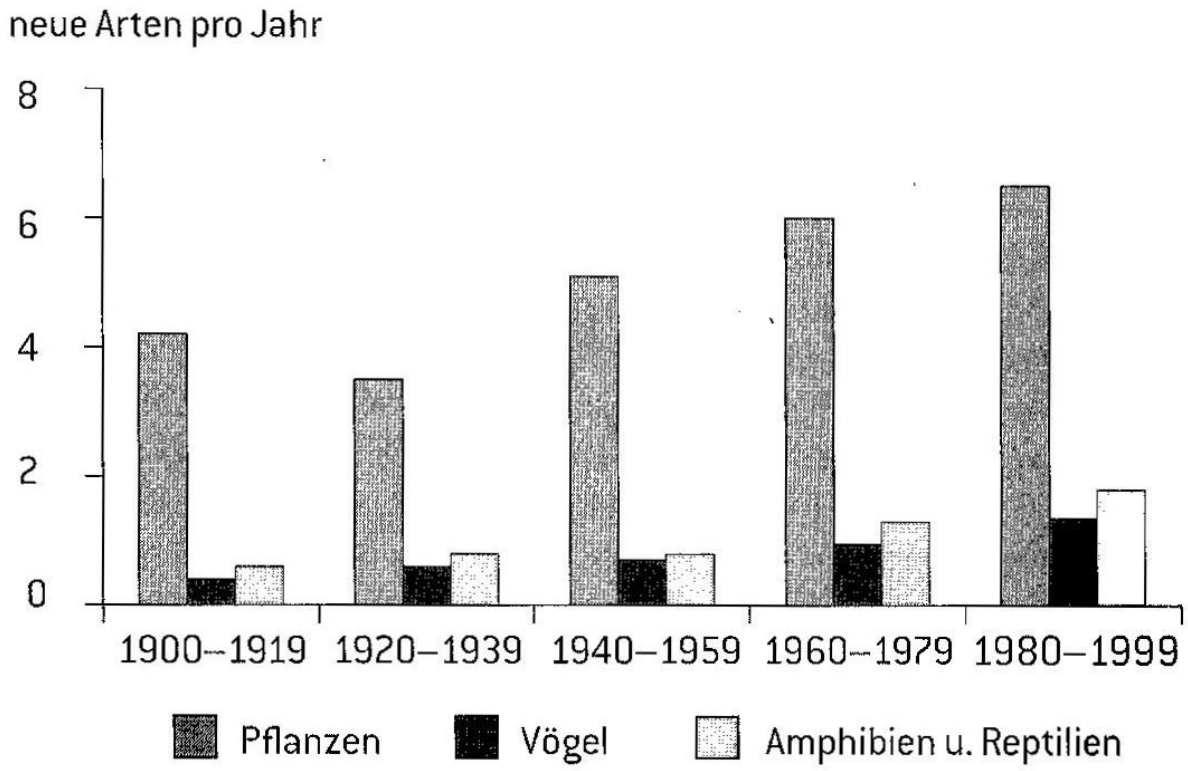

Abbildung 1: Veränderung der nachgewiesenen, etablierten Arten nichtheimischer Pflanzen, Vögel, Amphibien und Reptilien pro Jahr über einen Zeitraum von 100 Jahren in Europa (NENTWIG 2010, S. 24).

Um eine korrekte Definition von Neophyten zu gewährleisten, setzt man mit der Entdeckung Amerikas im Jahr 1492 eine zeitliche Grenze in der Geschichte der Menschheit. Dieses Jahr definiert den Wendepunkt, da sich ab diesem Zeitpunkt die Fernhandelsbeziehungen immer weiter ausgebreitet haben und die Transportwege immer schneller bestritten wurden. Demnach werden Neobiota als Arten betitelt, *„die in einem bestimmten Gebiet (Österreich) nicht einheimisch sind und die erst nach 1492 unter direkter oder indirekter Mithilfe des Menschen in dieses Gebiet (Österreich) gelangt sind und dort wild leben oder gelebt haben“* (ESSL & RABITSCH 2002). Neobiota ist der Überbegriff, welcher für nicht heimische Tiere (Neozoen), nicht heimische Pilze (Neomyceten) und nicht heimische Pflanzen (Neophyten) verwendet wird.

Hierbei sind biogeografische Grenzen relevant, wie z.B. Gebirgsketten, Wüsten oder Ozeane. Die potenzielle Ausbreitung von Arten wurde durch diese Grenzen lange Zeit beschränkt. NENTWIG (2010) beschreibt die zeitliche Definition des Nullpunkts von 1492 als künstlich, da er von einem eurozentrischen Weltbild geprägt ist. Arten als Neophyten zu definieren, wenn diese nach 1492 im Nachbarland des Herkunftsgebietes auftauchen, wäre nicht sinnvoll. NENTWIG (2010) hebt daher bei

der Definition von Neophyten hervor, dass die Überwindung biogeografischer Grenzen in einem kurzen Zeitraum besonders zu beachten ist. Größere geographische Distanzen hätten betroffene Arten ohne den Menschen nicht zurücklegen können, insbesondere nicht in so einem kurzen Zeitraum.
Zusätzlich beschreibt NENTWIG (2010) neben der Berücksichtigung biogeografischer Grenzen zwei weitere ausschlaggebende Merkmale, wodurch die Ausbreitung einer Art als unnatürlich und daher als Neophyt bezeichnet werden kann. Die Ausbreitung muss einerseits unter Einfluss des Menschen und andererseits innerhalb eines sehr kurzen Zeitraumes stattgefunden haben.

Oftmals ergeben sich durch die Verschleppung der Arten durch Menschen über Handels-, Transport- oder Reisewege in einen neuen Lebensraum Probleme, da die Art keine Zeit hat, sich an die neuen Gegebenheiten anzupassen. Umwelt, Klima und Lebensraum sind neues Terrain für sie, wodurch sie oft nicht in der Lage ist, sich zu etablieren und zu verbreiten. Aufgrund dieser Umstände sterben die betroffenen Arten in weiterer Folge wieder aus. Gelangt eine Art, beabsichtigt oder unbeabsichtigt, von ihrem Ursprungsgebiet in einen neuen Lebensraum mit optimalen Bedingungen, so kann man erwarten, dass sich jene Art etablieren und ausbreiten kann. Theorien, dass die natürliche Einführung neobiotischer Arten objektiv keine Problematik darstellt, sind durchaus legitim, da dieser Prozess seit jeher stattfindet. Der menschliche Einfluss beeinflusste diesen Prozess lediglich durch das Niederreißen biogeografischer Grenzen. Hierbei wurden bisher unmögliche Ausbreitungssprünge verursacht. Betrachtet man Neophyten als gewöhnliche Pflanzen, welche sowohl mit als auch ohne Absicht in neue Lebensräume gebracht wurden, so gibt es grundsätzlich weder positive noch negative Bewertungen.

Tiere und Pflanzen passen sich in ihrer Entwicklung bestmöglich an ihre Umweltfaktoren und die vorherrschenden Standortbedingungen an. Die Lebensweise jeweiliger Arten im Ökosystem wird sowohl durch biotische Faktoren wie Fressfeinde und konkurrierende Arten, als auch durch abiotische Faktoren wie Klima und Nährstoffhaushalt geprägt. Durch plötzliche Einschleppung, Einbürgerung oder Einwanderung gebietsfremder Arten, erfolgen drastische Eingriffe in diese koevolutiven Entwicklungen. Das Bestreben einer Art, welche in einem bestimmten Ökosystem optimale Bedingungen vorfindet, sich zu etablieren und weiterhin stark

auszubreiten, bedeutet, dass die heimischen Populationen keine Zeit haben, sich auf diese Art einzustellen. Durch diesen Vorgang erfolgt oftmals eine Verdrängung von Arten, was in einer Reduktion der Biodiversität resultieren kann. Durch die beschriebenen Vorgänge ergeben sich, global betrachtet, oft Prozesse des Aussterbens hoch spezialisierter Endemiten, die nach langer Entwicklung im Gleichgewicht mit ihrer Umwelt leben. Man kann also schlussfolgern, dass durch die Verbreitung von Neophyten lokal die Artenanzahl steigen kann, jedoch die Biodiversität darunter leidet (NENTWIG 2010).
WALLNER (2005) nennt das Beispiel eines fragilen Gleichgewichts von endemischen Arten, welche durch lange koevolutive Entwicklungen auf ozeanischen Inseln entstanden sind. Aufgrund der Einschleppung bzw. Einführung gebietsfremder Arten wurde die Umwelt so weit beeinflusst, dass nicht nur maßgebliche Störungen von vorkommenden Lebensgemeinschaften zu verzeichnen waren, sondern auch etliche einheimische Arten ausstarben.

2.2 Invasive Neophyten

Die Beeinflussung der einheimischen Flora durch Neophyten erfolgt in unterschiedlicher Ausprägung. Es gibt verschiedene Ansätze der Definition invasiver Charaktere von Arten. Grundsätzlich kann eine Art als invasiv bezeichnet werden, sobald ein Lebensraum nachhaltig so beeinflusst wird, dass die dort vorherrschenden Standorteigenschaften markant verändert werden. Dasselbe gilt für eine Art, die für die Verdrängung heimischer Pflanzenarten verantwortlich ist. Potenzielle invasive Neobiota sind daher Arten, von denen derartige Auswirkungen aufgrund der raschen Vermehrung und Ausbreitung zu erwarten sind (ESSL & RABITSCH 2002).

Maßgebliche biologische und ökologische Veränderungen von Kreisläufen eines von einem Neophyten besiedelten Habitats, kategorisieren die ausgewählte Art ebenfalls als invasiv. Es existieren Vorkommnisse von gebietsfremden Arten, welche sich mit heimischen Arten fortpflanzen und dabei das ursprüngliche Genmaterial der heimischen Art über Generationen hinweg verändern. Hierbei können speziell entwickelte Eigenschaften, wie Anpassungen an Klima und Umwelt, verloren gehen. In diesem Fall spricht man von Hybridisierung und Introgression. Unter den

beschriebenen Umständen wird zwar die Artenzahl eines Lebensraums erhöht, folglich jedoch auch die genetische Vielfalt reduziert (THUILLER 2007).

Die Schwierigkeit in der Feststellung neuer invasiver Arten liegt darin, dass oft mehrere Jahrzehnte zwischen der Einbringung einer Art und deren darauffolgende Auswirkung liegen. Als Beispiel für dieses Thema ziehen KOWARIK & BÖCKER (1984) den Götterbaum (*Ailanthus altissima*) heran, welcher zwischen 1740 und 1750 aus China nach Europa gebracht wurde. Seit 1780 wurde er als Zierbaum in Berlin gepflanzt und fand nach der Zerstörung der Stadt im Zuge des zweiten Weltkriegs etliche Standorte, über die er sich ohne Probleme verbreiten konnte. Somit handelt es sich um eine Art, die sich erst lange nach ihrer Einführung durch anthropogene Einflüsse auf die Umwelt manifestieren konnte und ihren invasiven Charakter offenlegte (ESSL & RABITSCH 2002).

2.3 Anthropogene Einschleppung

Ab dem Zeitpunkt des überregionalen Reisens und Handelns des Menschen, ist der Mensch der wichtigste Faktor zur Verbreitung von Neophyten. Neben zahlreichen Arten, welche über Handels- und Transportwege unabsichtlich eingebracht wurden, wurden viele Neophyten ursprünglich absichtlich gepflanzt und entwickelten sich über einen langen Zeitraum zu einem Problem. Um dieses Problem lösen zu können, müssen die anthropogenen Hauptverbreitungsflüsse bekannt sein. Zudem spielen nach Einbürgerung und Etablierung einer neobiotischen Art nicht nur die weiteren durch den Menschen geschaffenen Verbreitungswege im neuen Lebensraum eine wichtige Rolle, sondern auch die anthropogen beeinflussten Lebensräume stellen für invasive Neophyten eine Angriffsfläche zur schnellen Gebietserweiterung dar (ESSL & RABITSCH 2002).

Man kann davon ausgehen, dass deutlich mehr Arten unabsichtlich eingeschleppt als absichtlich eingebracht wurden. Beispielsweise wurden in Mitteleuropa zur Verbesserung der Ernährungssituation viele Nutzpflanzen aus verschiedenen Herkunftsgebieten mitgebracht. Im weiteren Verlauf spielten Neophyten als Zierpflanzen ebenfalls eine große Rolle.

Im Zuge von Kolonisierung und Globalisierung des Handels ab 1500, fanden viele Neophyten Wege in neue Gebiete. Personen- und Warenverkehr waren nun weitaus üblicher und durch eine Vielzahl an Wegen war eine deutlich höhere Frequenz gegeben (KOWARIK 2003). Durch vermehrtes Vorkommen von Eisenbahn-, Flug-, Dampfschifffahrts- und Automobilverkehr, beschleunigte sich der Transport und somit die unbeabsichtigte Verbreitung von Arten (LFU 1994). Hauptmedium für interkontinentale Artentransfers war der Schiffsverkehr. Während sich einige Arten am Schiffsrumpf transportieren ließen, befanden sich ebenso viele blinde Passagiere im Ballastmaterial. Dieses bestand früher aus Sand und Kies und beinhaltete somit typische Arten der Entnahmegebiete. Gegen Ende des 19. Jahrhunderts änderte sich dies, wodurch Sand und Kies durch sogenanntes Ballastwasser ersetzt wurde. Das Problem ergibt sich durch die Verfrachtung der beinhaltenden Meereslebewesen. Die 70.000 größten Schiffe der Welt transportieren jährlich 10 Milliarden Tonnen Ballastwasser um die Welt. Hierbei erfolgt ein täglicher Transport von etwa 3.000 verschiedenen Arten in den vorgesehenen Tanks (KOWARIK 2003). Abbildung 2 zeigt den Neophytenanstieg ab dem 19. Jahrhundert, bezogen auf deren Herkunftsgebiete am Beispiel der Tschechischen Republik.

Abbildung 2: Anzahl des Neophytenanstiegs der Tschechischen Republik, bezogen auf deren Herkunftsgebiete (NENTWIG 2010, S. 29).

Oftmals befinden sich im Saatgut blinde Passagiere beim Handel und der Verbreitung von Kulturarten wie z.B. Getreide, da diese nach dem Erntevorgang nicht vom tatsächlichen Saatgut getrennt worden sind. Die Verbreitung solcher Arten hängt sowohl von der Art des Saatgutes und dessen Herkunft als auch von der Güte der Saatgutreinigung ab. Letztere bestimmt enorm den Umfang der Beimengungen. Die genaue Prüfung von Saatgut mitsamt Befreiung von ungewollten Arten, hängt maßgeblich vom Verwendungszweck ab. Die Verwendung von qualitativ minderem Saatgut, welches beispielsweise zur Begrünung von Eisenbahnböschungen oder Parkanlagen verwendet wird, spielt eine tragende Rolle. Um Mengen zu erhöhen, wird Saatgut oftmals mit Samen anderer Arten gestreckt, wobei teilweise die Herkunft des Produktes verschleiert wird (KOWARIK 2003).

2.4 Sekundäre Verbreitung

Es braucht nicht viel, um eine Art zu verschleppen. Die betroffene Art muss lediglich zufällig in einer der vielen verschiedenen Transportvarianten vorhanden sein und an einen neuen Ort gelangen. Herausfordernd ist der Prozess der Etablierung im Ankunftsgebiet und in selteneren Fällen auch jener der Ausbreitung und der Eroberung eines neuen Lebensraums. Kaum ein Neophyt dürfte sich bisher ohne jegliche anthropogene Hilfe in einem neuen Lebensraum angesiedelt haben. Da die Ausbreitung durch Gewässerdynamik stark unterstützt wird, haben Arten, welche in Fließgewässern leben, einen wesentlichen Vorteil. Bei Pflanzenarten am Festland dagegen spricht man, aufgrund anderer Maßstäbe, schon ab 100 m von Fernausbreitung.

Der menschliche Einfluss auf die sekundäre Ausbringung ist eine bekannte Tatsache, genauso wie die anthropogen verursachten Standortveränderungen, welche als Lebensgrundlagen für Neophyten dienen. Als weiterer, oftmals unterschätzter Faktor wird allerdings die absichtliche bzw. unbeabsichtigte sekundäre Ausbringung gesehen, welche zum größten Teil lange Zeit nach der Ersteinführung einer Art stattfindet. Viele Neophyten können sich bis zu diesem Zeitpunkt nicht selbständig ausbreiten.

Güterumschlagplätze wie Bahnhöfe oder Häfen sind oftmals Orte, an denen sich eine Vielzahl an gebietsfremden Arten sammeln. Dies entsteht durch das Anhaften von

Samen an Lebensmitteln, Transportartikeln sowie diversen landwirtschaftlichen Produkten. Auch Sprossteile, welche lange Zeit in Erdmaterial überdauern, können unter günstigen Bedingungen, nach Verfrachtung an andere Standorte, Fuß fassen. Problematisch ist dieser Prozess besonders im Landschafts-, Straßen-, Eisenbahn- und Wasserbau, da große Mengen an Boden- und Gesteinssubstraten umgelagert werden und somit sowohl Material als auch Neophyten an neue Standorte gebracht werden. Güterumschlagplätze, Gärten und Pflanzenzuchten spielen eine große Rolle in der Ausbreitung und Auswilderung nicht heimischer Arten. Wenige Arten breiten sich allerdings über einzelne Flächen aus. Oftmals führt der Ausbreitungsweg durch anthropogene Umweltveränderungen oder sekundäre Ausbreitungsmechanismen wie Entsorgungen von Gartenabfällen (KOWARIK 2003).

Jede fremde Art, die einen neuen Standort besiedelt, verändert zwangsläufig die dort herrschende Konkurrenzsituation und die Nischen- und Ressourcenverfügbarkeit. Oftmals findet eine Veränderung der Lichtverfügbarkeit, des Streuabbaus und der Nährstoffnutzung statt, sodass dies einen Einfluss auf die natürliche Sukzession nimmt. Neophyten wie Riesenbärenklau, Japanknöterich und das Drüsige Springkraut verfügen über ein solch markantes Höhenwachstum, dass durch Beschattungsprozesse und durch die daraus resultierende Keimungs- und Etablierungshemmung umliegender Gehölze, die natürliche Sukzession stark verlangsamt wird. Andere Neophyten, wie z.B. die kanadische Wasserpest, welche aquatische Lebensräume besiedeln, haben direkten Einfluss auf die Sedimentationsraten in deren Gewässer (ESSL & RABITSCH 2002).

2.5 Präventionsmaßnahmen

Üblicherweise lassen sich Neophyten, die in ihren neu besiedelten Lebensräumen problematische Entwicklungen verursachen, in den meisten Fällen nicht mehr entfernen. Es gilt also, den Fokus auf Präventionsmaßnahmen zu legen.

Prävention kann in diesem Kontext als Verhinderung von Verschleppung und Einbürgerung, sowohl absichtlich als auch unabsichtlich, von invasiven Arten gesehen werden. In weiterer Folge können diese Arten erhebliche Schäden in der heimischen Flora anrichten, welche in weiterer Folge oftmals in finanzieller Belastung resultieren (GIGON & WEBER 2005). Die Kontrolle von Verpackungsmaterial,

welches über einen langen Zeitraum eine starke Förderung der Verbreitung blinder Passagiere bewirkt hat, verbesserte sich hinsichtlich Kontrolle und Hygieneauflagen enorm (CRONK & FULLER 2001). Hierbei sollte man im Hinblick auf effiziente Präventionsmaßnahmen versuchen, eine Bewusstseinserweiterung in der Bevölkerung für das Problem der invasiven Neophyten zu generieren (LANDOLT 2001).

Die Gesellschaft ist nicht ausreichend aufgeklärt, welche Gefahren sich durch die Ausbringung von bestimmten fremden Arten potenziell ergeben können. Aus diesem Grund sollte für ausführliche Information gesorgt werden, die auf prägnante und effektive Weise verbreitet und unkompliziert erklärt wird, damit die Betroffenen selbst einen Beitrag zur Minderung dieses Problems leisten können (CRONK & FULLER 2001).

Ein Beispiel einer informativen Herangehensweise wären etwa Informationsfilme, die auf internationalen Flügen ausgestrahlt werden und über problematische Arten berichten. Eine weitere Möglichkeit könnten Besucherbroschüren mit relevanten invasiven Arten darstellen. Auf diese Weise wäre eine Eindämmung der tourismusbedingten Verschleppung von Arten gegeben.

Ein sehr großer Faktor könnte die Nutzung der Massenmedien darstellen, um Bewusstsein dafür zu schaffen, dass tatsächlich finanzielle und ökologische Belastungen durch bestimmte Arten entstehen und teilweise gesundheitliche Auswirkungen auf Menschen verursachen. Trotz des Bedürfnisses an Umweltbildung hinsichtlich der aktuellen Probleme, steht der Aspekt der Aufklärung bezüglich Neophyten weiterhin im Hintergrund.

Da die sekundäre Ausbringung invasiver Neophyten größtenteils aus der unsachgemäßen Handhabung in der Hobbygärtnerei bezüglich Pflanzmaterial und Gartenabfällen resultiert, sehen CRONK & FULLER (2001) in diesem Bereich einen großen Aufklärungsbedarf. Oftmals beruht die Verbreitungsart auf fehlendem Wissen. Daher müssen klare Informationen über die Risiken von gewissen Arten vermittelt werden. Im Rahmen dieser Informationen sollte auch kommuniziert werden, welche Arten unter keinen Umständen vervielfältigt werden dürfen. Mit Hilfe dieser Schritte kann man versuchen, fremden Arten die Möglichkeit zu nehmen, sich nach der Erstbesiedelung weiter zu verbreiten.

Fakt ist jedoch, dass Arten, heute wie damals, immer noch absichtlich aus ihrem Ursprungsgebiet in neue Lebensräume gebracht werden. Dies findet hauptsächlich in der Hobbygärtnerei statt. Neben der Hobbygärtnerei sind auch andere Bereiche wie in etwa die Landwirtschaft problematisch, da hier gebietsfremde Pflanzen vervielfältigt werden. Das Problem besteht häufig darin, dass sich Arten zum Zeitpunkt ihrer Einführung nicht als invasiv erweisen und anfänglich keine negativen Auswirkungen zu beobachten sind. Sobald die verbreitete Art allerdings Fuß gefasst hat und eine invasive Ausbreitung stattfindet, ist es in der Regel zu spät, um noch einzugreifen zu können. Daher sollten im internationalen Kontext betrachtet, gewisse Schritte bei der Einführung von Arten beachtet werden, um einer solchen Entwicklung im Vorfeld entgegenzuwirken.

In einem ersten Schritt sollten von kompetentem Fachpersonal Untersuchungen über die betroffene Art hinsichtlich biologischer Indikatoren wie Lebens- und Fortpflanzungsweise sowie Samenproduktion und Neigung des Hybridisierungspotentials zur invasiven Ausbreitung durchgeführt werden. Es werden umfassende Studien über die Ausbreitungscharakteristik benötigt, wobei die lokalen Standortbedingungen und das gesamte Spektrum der vorherrschenden Flora zu berücksichtigen sind.

In einem Folgeschritt sollten erste Tests von Ausbringung auf einem abgrenzbaren Versuchsgebiet mit überschaubarer Größe erfolgen. Dies sollte möglichst abgeschottet von heimischer, natürlicher Flora und z.B. unter starkem Einfluss von anthropogenen Störungen erfolgen. Die Ergebnisse aus den Studien dieser Probeansiedlungen müssen gesammelt und öffentlich abrufbar gemacht werden. Zielführend könnte hierbei eine internationale Datenbank zum Ausbreitungsverhalten von Pflanzenarten sein (CRONK & FULLER 2001).

2.6 Rechtliche Rahmenbedingungen

Im Laufe der Zeit wurde zwischen den meisten Staaten Europas aufgrund der durch neobiotische Arten entstandenen Schäden, Abkommen unterzeichnet, welche auf gesetzlicher Basis Richtlinien und Verbote bezüglich der Handhabung nichtheimischer und vor allem invasiver Arten festlegen.

Die 1979 ins Leben gerufene Berner Konvention ist ein völkerrechtlicher Vertrag des Europarates, welcher den Schutz einheimischer Arten und deren Lebensräume regelt. In Österreich ist dieser Vertrag seit 1983 gültig. Die Mitgliedsstaaten der Berner Konvention sind verpflichtet, die Einbringung nichtheimischer Arten streng zu kontrollieren und eine Freisetzung in die Umwelt zu verhindern.

Im Rahmen der Umweltkonferenz der vereinigten Nationen 1992 in Rio de Janeiro wurde die Biodiversitätskonvention verabschiedet. Seit dem Jahr 1995 ist diese für Österreich völkerrechtlich verbindlich. Nach Artikel 8h, welcher die zentrale Norm im Umgang mit invasiven Arten darstellt, ist die Einbringung nichtheimischer Arten mit negativem Einfluss auf Ökosystem, Lebensraum oder Arten zu verhindern. Grundsätzlich sollte dies durch Prävention möglich sein. Ist dies jedoch nicht der Fall, haben die Mitglieder der Konvention die betroffene Art zu kontrollieren oder im Extremfall zu beseitigen. Von den 191 Mitgliedsstaaten der Biodiversitätskonvention verpflichten sich daher alle, nichtheimische Arten zu bekämpfen, sofern dadurch eine Schadensbegrenzung erzielt werden kann (NENTWIG 2010).

Nach UNGER (2004) sind die wichtigsten Leitprinzipien der Biodiversitätskonvention in vier Bereiche einzuteilen. Hierzu zählen Maßnahmen unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips. Weiters sollte Prävention gegenüber Einschleppung Priorität haben. Im Falle einer Nichterreichung des Ziels sollten Maßnahmen zur Ausrottung gegen die weitere Ausbreitung und gegebenenfalls zur Unterdrückung von Populationen invasiver Organismen ergriffen werden. In Hinblick auf Normen und Struktur der phytosanitären Kontrolle der beabsichtigten Ein- und Ausfuhr liegt die Verantwortung bei den jeweiligen Staaten. Als wesentliche Voraussetzung für Erfolge gelten Forschung und Monitoring. Dies beinhaltet ebenfalls Grenzkontrollen und Quarantänemaßnahmen, einen entsprechenden Austausch von Informationen, Frühwarnsysteme und die Kontrolle der beabsichtigten Einfuhr und unbeabsichtigten Verschleppung. Eine weitere Rolle spielt die Risikoanalyse, da hierbei Situationen abgeschätzt werden und die jeweiligen Maßnahmen ergriffen werden können.

NENTWIG 2010 beschreibt weitere internationale Spezialabkommen, die sich mit nichtheimischen Arten befassen. Hierzu zählen beispielsweise das Welthandelsabkommen (WTO), die Internationale Pflanzenschutzkonvention (IPPC) bzw. deren europäischer Vertreter, die „European and Mediterranen Plant Protection

Organisation“ (EPPO), die Seerechtskonvention, das Bonner Übereinkommen, die Konvention zum Schutz der Alpen und die Vogelschutzrichtlinie.

Als rechtliche Grundlage in Österreich wird über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver Arten die EU-Verordnung Nr. 1143/2014 herangezogen. Diese Verordnung definiert und erläutert relevante Begriffe (Art.3 Abs1 VO (EU) 1143/2014). Weiters werden Regelungen bezüglich Präventionsmaßnahmen, Einschleppung und Verbreitung von Neophyten durch den Menschen beschrieben (Art.7 Abs.1 VO (EU) 1143/2914).

In Österreich liegt die Zuständigkeit bei den Bundesländern, wodurch sich im Umgang mit nichtheimischen Arten Probleme ergeben, da unterschiedliche Umsetzungen hinsichtlich Vorgaben der internationalen Übereinkommen, Konventionen und Richtlinien durchgeführt werden. Neben den Landesgesetzen zu Naturschutz, Jagd, Fischerei und Imkerei herrschen aufgrund der unterschiedlichen Umsetzungen ebenfalls Diskrepanzen im Forstgesetz auf Bundesebene. Eine wünschenswerte Veränderung wäre ein effektives System, in dem eine koordinierende behördliche Institution die Verantwortung der Monitoringprozesse invasiver Arten trägt.

2.7 Artbeschreibung *Fallopia japonica*

2.7.1 Definition

ADLER (1993) beschreibt den Wuchs von *Fallopia japonica* als bogenförmige und verzweigte Triebe, die eine Höhe von 100 bis 300 cm erreichen und sich hauptsächlich vegetativ über Wurzelausläufer vermehren, die dem Wurzelstock entspringen. Die gelblich bis grün gefärbten Stängel wachsen in Gruppen, besitzen viele Internodien und verzweigen sich nach oben hin buschig. HAYEN (1995) beschreibt sie mit einem Durchmesser von 0,3-3 cm an der Basis. Die bis zu 20 cm langen Blätter erkennt man an der dreieckigen bis eiförmigen Ausprägung. Aus den Blattachseln entspringen rispenartige Blütenstände, welche in Knäueln angeordnet sind. Spross und Rhizome sind im Übergang durch verdickte Basalteile geprägt, aus welchen die Rhizome entstehen. Dieser Bereich ist wie der oberirdische Spross in Knoten und Internodien gegliedert (HAGEMANN 1995). *Fallopia japonica* ist zweihäusig, was bedeutet, dass männliche und weibliche Exemplare vorhanden sind.

Die Blütezeit ist von Juli bis September und aufgrund der charakteristischen Eigenschaften eines Geophyts liegen seine Überdauerungsorgane unter der Erde, um nach ungünstigen Perioden neu auszutreiben (HARTMANN et al. 1995).

Der bevorzugte Ausbreitungsbereich von *Fallopia japonica* beläuft sich auf Uferräume, Säume von Weiden- und Erlengebüschen und Ruderalstandorte, wo er gerne auf vorwiegend nassen, grundwassernahen, zeitweise überfluteten und nährstoffreichen Böden Fuß fasst.

2.7.2 Herkunft

Ursprünglich stammt *Fallopia japonica* aus Ostasien und ist in China, Korea und Japan weit verbreitet, wo er hauptsächlich auf vulkanischen Aschefeldern und auf von Flusskies geprägten Standorten vorkommt. Durch die Trockenverträglichkeit der Pflanze ist eine Verbreitung in trockenen Kiesböden ebenso möglich (SUKOPP & SUKOPP 1988). An heimischen Standorten der Pflanze herrscht ein anderes Klima als in den mitteleuropäischen Ausbreitungsgebieten, was offensichtlich der Grund dafür ist, dass die Bestände in den ostasiatischen Flusskiesgebieten insgesamt niedrigwüchsiger sind. Weiters wird das Wachstum des Japanknöterichs durch die regelmäßigen Hochwasserereignisse im Frühsommer und Herbst begünstigt (HARTMANN et al. 1995).

Da sich *Fallopia japonica* hauptsächlich durch vegetative statt durch generative Vermehrung verbreitet, ist die Samenverbreitung bei der Fortpflanzung eher zweitrangig. Ausschlaggebend sind bei der vegetativen Vermehrung nämlich Rhizomstücke, welche auf verschiedene Wege verschleppt werden und so eine enorme Ausbreitung der Pflanze fördern. Im Bereich des Garten- und Zierpflanzenbaus wurde der Neophyt oftmals in Gartenabfällen verfrachtet. Dieser Prozess führte zu einem Transport der Rhizomteile an die zukünftigen Ausbreitungsgebiete an Fließgewässern, da sie durch Erdbewegungen bei Hochwasserereignissen verschleppt wurden. Entlang des Wassers konnten sich Rhizomstücke im Anschluss leicht weiterverbreiten, da sie hier bald verlandeten und neu austreiben konnten (siehe Abbildung 3, S. 18). Einen großen Einfluss auf die Verwilderung spielte der Gartenbau, was in erster Linie durch die unterirdischen Wurzelausläufer geschah (SUKOPP & SUKOPP 1988).

Die durch den Menschen verursachte Verbreitung von *Fallopia japonica* erfolgte weitgehend aufgrund baulicher Maßnahmen an Fließgewässern wie durch Leitungsbau, Behebung von Hochwasserschäden oder Brückenbau. Durch diese Prozesse entstanden beispielsweise Bestände an Verkehrsachsen, wo Erde zur Auffüllung von Banketten, Äckern, Bahndämmen und Forstwegen eingesetzt wurde (ALBERTERNST et al. 1995).

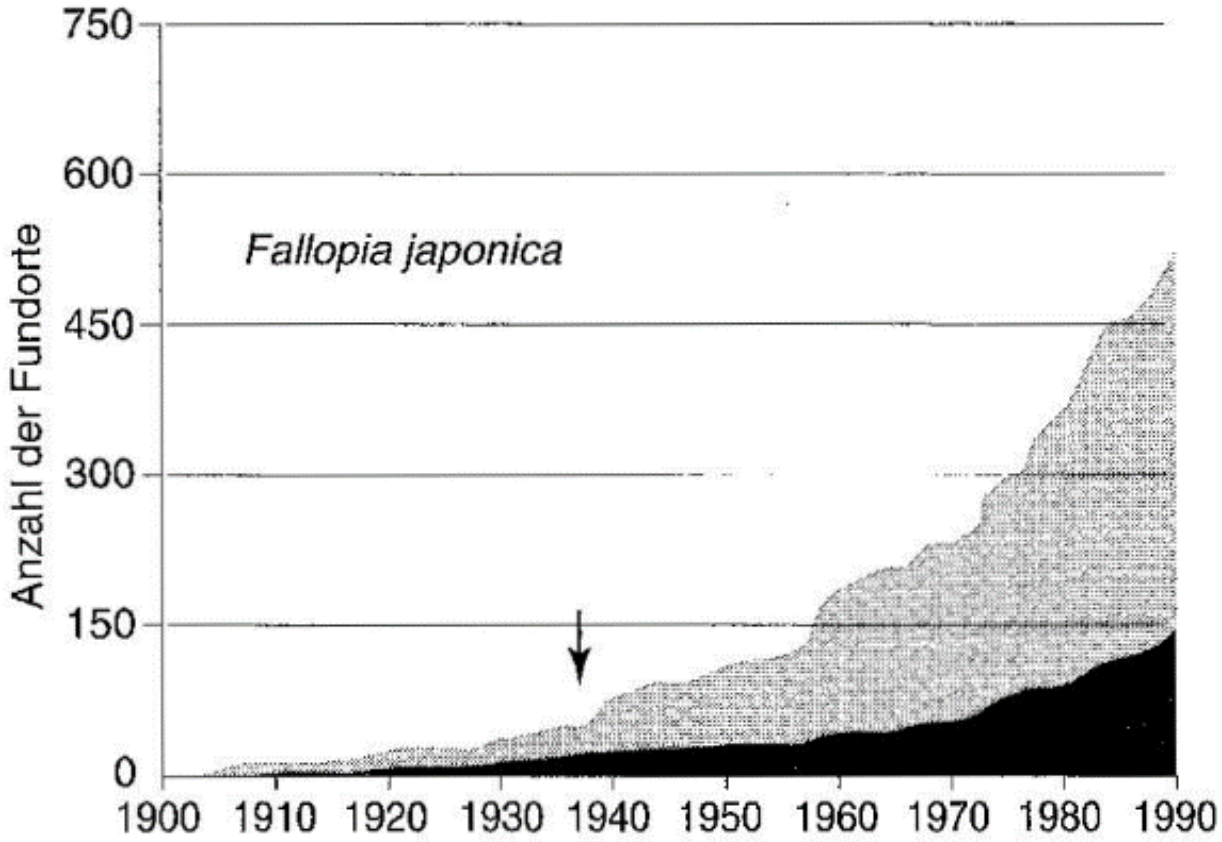

Abbildung 3: Ausbreitungsschema von Fallopia japonica in der Tschechischen Republik, unterschieden zwischen gewässernahen (grau) und gewässerfernen (schwarz) Fundorten (KOWARIK 2003, S. 5).

2.7.3 Wachstum

Das Rhizom von *Fallopia japonica* bildet Ausläufer, welche im Laufe der Zeit unterschiedliche Entfernungen zurücklegen und die Bodenoberfläche durchstoßen können. Hierbei wird die angrenzende Vegetation durch rasches Höhenwachstum unterdrückt (ALBERTERNST et al. 1995). Diese Strategie sichert der Pflanze in wenigen Jahren ausgedehnte und dichte Bestände. Im Falle eines Hochwassers zerfallen die Rhizomstücke und treiben nach der Verlandung als eigenständige, neue Pflanzen wieder aus (SCHWABE & KRATOCHWIL 1991). Abgebrochene Sprosse haben die Eigenschaft, durch die Bildung von Adventivwurzeln, eine Verankerung im

Bodensubstrat herzustellen. Die Wurzeln von *Fallopia japonica* können laut SCHULDES & KÜBLER (1990) einen Durchmesser von bis zu 8 cm betragen und die Rhizomteile eine Gesamtlänge von 20 m erreichen, wodurch sie über genug Kraft verfügen, um beispielsweise Asphaltflächen zu durchbrechen. Die überaus starke Dauerhaftigkeit von *Fallopia japonica* wird unter anderem dadurch begründet, dass die Wurzeln immense Mengen Reservestoffe im Rhizom speichern können. Die besondere Größe des Rhizoms gewährleistet gewissen Herbizidschutz. Die Wuchstiefe im Boden schützt vor Bekämpfung durch Sterilisation (HARTMANN et al. 1995).

Fallopia japonica bevorzugt feuchte Standorte in Grundwassernähe, allerdings verträgt er während der Vegetationsperiode keine Staunässe. Kurze Hochwasserereignisse schaden der Pflanze jedoch nicht. Aus diesem Grund werden höherliegende Uferabschnitte gegenüber wassernahen Uferbereichen bevorzugt (SCHWABE & KRATOCHWIL 1991). In seiner ursprünglichen Heimat ist das Staudenwachstum weniger üppig, hierbei beträgt die Höhe ca. 50–150 cm (BUWAL 2005).

2.7.4 Konkurrenzverhalten

Unter optimalen Wuchsbedingungen kann das Höhenwachstum von *Fallopia japonica* bis zu 30 cm pro Tag betragen. Aufgrund dieses Wachstums und in Kombination mit dem stark vegetativen Ausbreitungscharakter führt dies zu dauerhaften Beschattungssituationen und Wurzelkonkurrenz gegenüber der umgebenden Vegetation. Das invasive Verhalten von *Fallopia japonica* ist der Grund warum die betroffene Vegetation oft nicht auf Dauer standhalten kann und teilweise völlig verdrängt wird. An von *Fallopia japonica* eroberten Standorten gedeihen auf Dauer keine Erlen, Pappeln oder Weiden, es wird also der natürliche Sukzessionsprozess verhindert (SUKOPP & SUKOPP 1988).

2.7.5 Vorkommen

SCHWABE und KRATOCHWIL (1991) erläutern, dass sich *Fallopia japonica* innerhalb der kilometerlangen *Fallopia japonica*-Fluren an den Schwarzwaldbächen, hauptsächlich an Stellen ausgebreitet hat, wo eine gehölzfreie Ufervegetation vorherrscht und sich an den Uferbereichen durch Steinsatz und Ablagerungen von Baumaterial im Zuge von Gewässerbaumaßnahmen ansiedeln konnte. Weitere

Standorte sind Spalten von Steinböschungen und die damit verbundene Verbreitung von den Ufern in die angrenzende Vegetation (HARTMANN et al. 1995).

2.8 Bekämpfungsmaßnahmen

Als Bekämpfungsstrategien bezüglich der Verdrängung invasiver Neophyten gelten fünf Maßnahmen: Prävention, Vernichtung, Einschränkung, Kontrolle und Schadensbegrenzung (WITTENBERG 2006).

Da eine völlige Ausrottung von *Fallopia japonica* aufgrund von Verbreitung und Dauerhaftigkeit oftmals schwer umzusetzen ist, sollten Maßnahmen präventiv erfolgen. Hat sich die Pflanze erstmals etabliert, wird der Entfernungsaufwand stetig größer (GREGECO GMBH. 2019).

Die wirksamste Möglichkeit Neophytenbestände auszurotten, liegt in der chemischen Behandlung durch Totalherbizide, beispielsweise Glyphosat, welche vegetationsfreie Flächen hinterlassen (BÖHMER et al. 2006). Ökologisch betrachtet ist der Einsatz von Glyphosat schlecht für die Biodiversität, da der Effekt nicht selektiv *Fallopia japonica* abtötet, sondern alle behandelten Pflanzen miteinschließt (BFN 2018). Weiters steht diese Methode im Verdacht Krebserkrankungen auslösen (HASEKE 2013). In diesem Kapitel wird aufgrund der für diese Arbeit relevanten Fragestellung lediglich auf mechanische Bekämpfungsmaßnahmen eingegangen.

Bevor Maßnahmen zur Bekämpfung umgesetzt werden können, ist eine Datenerhebung am Standort notwendig. Durch ausreichende Erfassung der Daten und Heranziehen von Experten, kann der Standort besser in den Gesamtkontext eingeordnet werden (GREGECO GMBH. 2019). Um Bekämpfungsmaßnahmen effizient zu gestalten, sollte eine Zielsetzung definiert werden. Hierbei wird unterschieden, ob man den Bestand ausrotten, schwächen, oder eine weitere Ausbreitung verhindern will. In die Entscheidungsfindung fließen neben Entwicklungszustand des Knöterichs geltende Standortbedingungen, vorhandene Ressourcen, Zugänglichkeit und gesetzliche Vorgaben ein. Bekämpfungsmethoden werden situationsbedingt gewählt je nach Notwendigkeit und gewünschtem Ziel (DE MICHELI et al. 2006).

2.8.1 Konkurrenzvegetation

Höher wachsende Gehölze sollen als Konkurrenzvegetation den *Fallopia japnica* Bestand beschatten und somit seine Dominanz beschränken (DE MICHELI 2006). Die Konkurrenzvegetation wird entweder vegetativ oder generativ eingebracht. Hierbei ist die Vegetationsauswahl besonders wichtig und es werden in unmittelbarer Bestandsnähe beispielsweise Gehölze oder Krautpflanzen herangezogen. An Flussufern findet diese Methode oftmals in Form von ingenieurbiologischen Maßnahmen statt. Vor allem Weidenarten (*Salix ssp.*) erweisen sich aufgrund ihres schnellen Wachstums als geeignete Vegetation für eine Maßnahme. Vor der Pflanzung sollte der Knöterichbestand gemäht und das Schnittgut regelkonform entsorgt werden (BUWAL 2005). Auf lange Sicht gesehen ist die Beschattung durch Gehölze die einzige erfolgreiche Methode, um *Fallopia japonica* zu verdrängen, ohne einen Bodenaustausch durchzuführen (HASEKE & REMSCHAK 2010).

2.8.2 Abdeckung

Die Bekämpfung durch Abdeckung erfolgt oftmals durch eine UV-undurchlässige Folie, wodurch eine Assimilation durch fehlendes Wasser und Licht verhindert werden soll. Weiters entsteht unter der Folie eine große Hitze, welche der Pflanze zusätzlichen Schaden zuführt. Diese Methode führt zu einer Schwächung, jedoch nicht zu einer kompletten Verdrängung oder Flächenreduktion des Bestandes (DE MICHELI et al. 2006). Eine Abdeckung vor dem Austreiben oder direkt nach der Mahd führt zu einem schnellen Absterben der oberirdischen Pflanzenteile, jedoch bleiben die austriebsfähigen Rhizome weiterhin unter der Erdoberfläche. Des Weiteren erweist sich das Verankern der Abdeckung oftmals als schwierig, da die austreibenden Sprosse von Fallopia japonica diese anheben kann (BOLLENS 2005).

2.8.3 Mahd

Durch die hohe Widerstandskraft von *Fallopia japonica* ist eine Bekämpfung durch Mahd nur in sehr hoher Frequenz wirksam. Um die Bestände dauerhaft einzudämmen, muss sechs bis acht Mal pro Jahr gemäht werden, wodurch allerdings nur selten eine vollständige Verdrängung gewährleistet wird. Erfolg erzielt man auch durch Ausgraben oder Ausreißen der Rhizome, wobei der Abtransport des Mähguts Voraussetzung für eine langfristige Beseitigung der Pflanze ist (BESSING et al. 2000). Um eine erfolgreiche Mahd zu gewährleisten, muss das Areal mit einer

Aussaat von Gras oder Baumpflanzungen kombiniert werden (VANDERHOEVEN et al. 2008).

Die Mahd kann mit Kreisel- und Balkenmähern, Durchforstungsgeräten, Sensen und im kleinerem Ausmaß mit Heckenscheren erfolgen. Da die Triebe als Ganzes abgeschnitten werden, fallen große Pflanzenteile an, welche sich leicht aufsammeln lassen und mit einer geringen Wahrscheinlichkeit einer Verschleppung unterliegen. In diesem Kontext ist das maschinelle Mähen problematischer als die händische Arbeit, da hierbei kleinere Pflanzenstücke produziert und weggeschleudert werden (DE MICHELI et al. 2006).

ADLER (1993) beobachtete auf Flächen, an denen eine mehrjährige Mahd ausgeführt wurde, ein artenreiches Wiederaufkommen der vertriebenen Vegetation und einen Rückgang der Dominanz von *Fallopia japonica*. Um einen Transport von Assimilaten ins Rhizomsystem zu verhindern, muss diese vor Mitte Mai durchgeführt werden. Eine sofortige Verdrängung ist durch diese Maßnahme nicht möglich, allerdings resultiert sie in einer Verringerung der Speicherorganmasse von *Fallopia japonica*. Anzustreben sind sechs bis acht Schnitte im ersten Jahr, wobei vor dem dritten Jahr keine dauerhafte Verdrängung zu erwarten ist. Erfolge lassen sich nach vier bis sieben Jahren verzeichnen (LFU 1994).

2.8.4 Ausreißen

Eine effektivere, aber aufwändigere Methode als das Mähen ist das Jäten (GELPKE 2012). Diese Methode ist sinnvoll, wenn der Mähaufwand unverhältnismäßig ist oder es sich um kleine Bestände mit lockerem Unterbewuchs handelt (BOLLENS 2005). Der Vorgang des Ausreißens sollte im Optimalfall alle drei bis vier Wochen ausgeführt werden (MEINLSCHMIDT 2006). Zu beachten ist der tiefe Wuchs der Rhizome, welche weit unter die Erde gelangen und sehr brüchig sind. Auch bei dieser Methode ist eine vollständige Entfernung von *Fallopia japonica* nicht möglich, allerdings kann eine Schwächung der Pflanze erreicht werden (HUBER 2001).

3 Versuchsstandort

Das Projektgebiet liegt im südöstlichen Wienerwald, am Rande des „Biosphärenpark Wienerwald“, entlang der Schwechat. 2017 begann das Management des Biosphärenparks Daten über Gewässerlebensräume zu sammeln, um die Struktur der Gewässer zu erhalten beziehungsweise zu verbessern. Im Rahmen dieser Datenerhebung wurde man auf die Neophytenproblematik durch anthropogen eingebrachte Pflanzen wie beispielsweise *Fallopia japonica* aufmerksam (BIOSPHÄRENPARK WIENERWALD MANAGEMENT GMBH o.J.).

Die insgesamt zehn Versuchsflächen befinden sich entlang eines aufgeschütteten Hochwasserdamms im Süd-Westen Traiskirchens (siehe Abbildung 4).

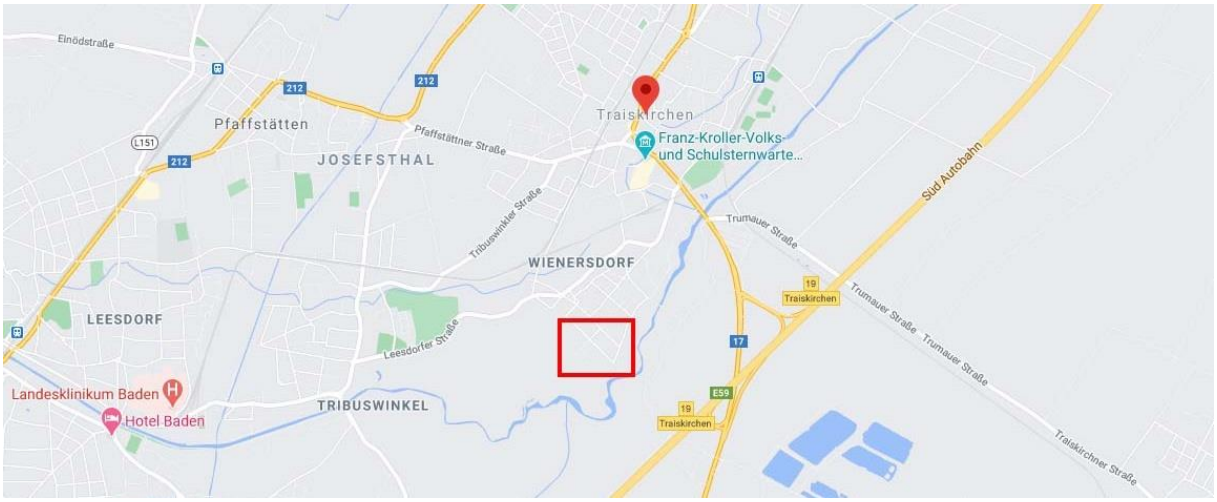

Abbildung 4: Übersichtskarte mit Lage des Projektgebiets bei Traiskirchen mit Nähe zur Schwechat (GOOGLE MAPS 2020, eigene Bearbeitung).

Die ausgewählten Initialstandorte unterliegen ähnlichen Standortbedingungen von mindestens einer Größe von zwei Quadratmetern, um ausreichend Platz für eine mittige Ausrichtung der Plots zu gewährleisten.

Das Klima im Projektgebiet ist gemäßigt warm und die durchschnittliche Jahrestemperatur liegt bei 11,9 °C. Charakteristisch für diese Zone sind die erheblichen Niederschlagsmengen, da auch in den sonst eher trockenen Monaten vergleichsmäßig hohe Mengen an Niederschlag vorkommen. Hierbei liegt der jährliche Niederschlag bei circa 684 mm. Abbildung 5 (S. 24) zeigt die Durchschnittstemperatur, Maximaltemperatur und Minimaltemperatur über den Monitoringzeitraum, wohingegen Abbildung 6 die Niederschlagsmenge über den

Monitoringzeitraum beinhaltet. Hierbei beträgt die durchschnittliche Temperatur 15,4 °C und der Gesamtniederschlag 578,1 mm (METEOSTAT 2021).

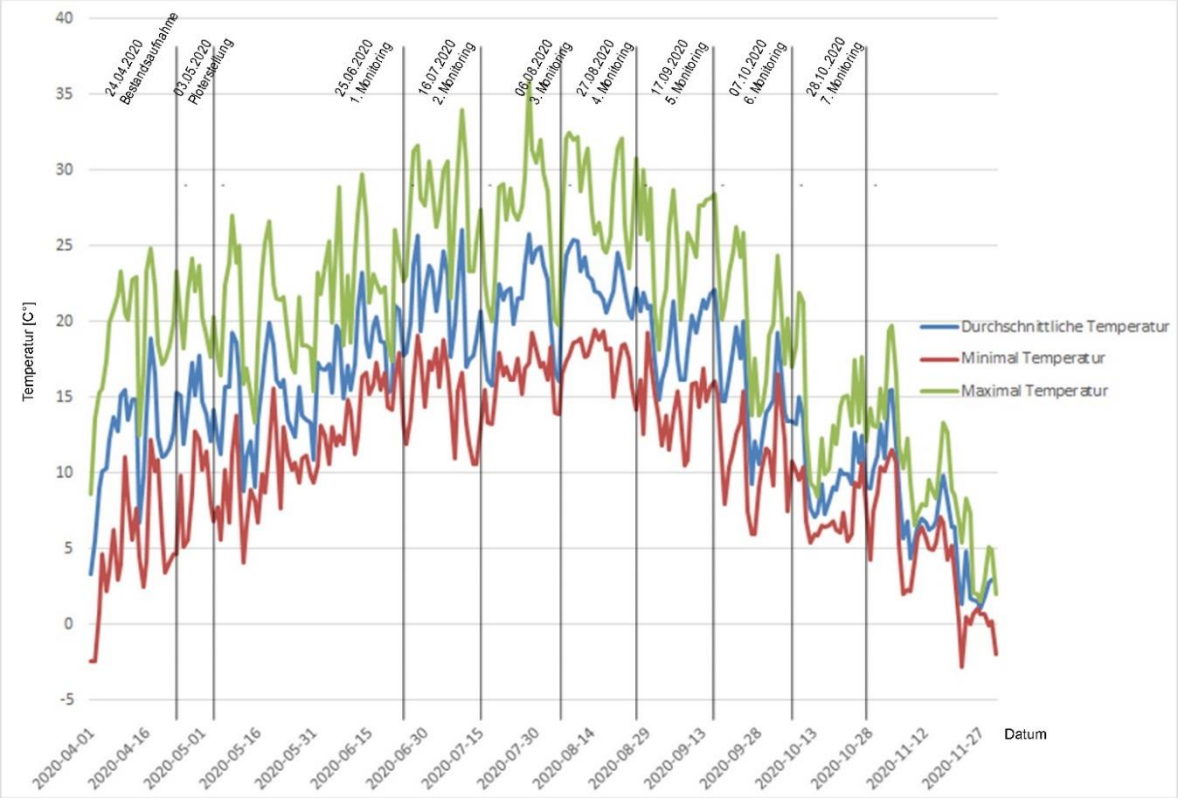

Abbildung 5: Jahrestemperaturverlauf über den Monitoringzeitraum mit eingetragenen Monitoringzeitpunkten *(METEOSTAT 2021, eigene Bearbeitung).*

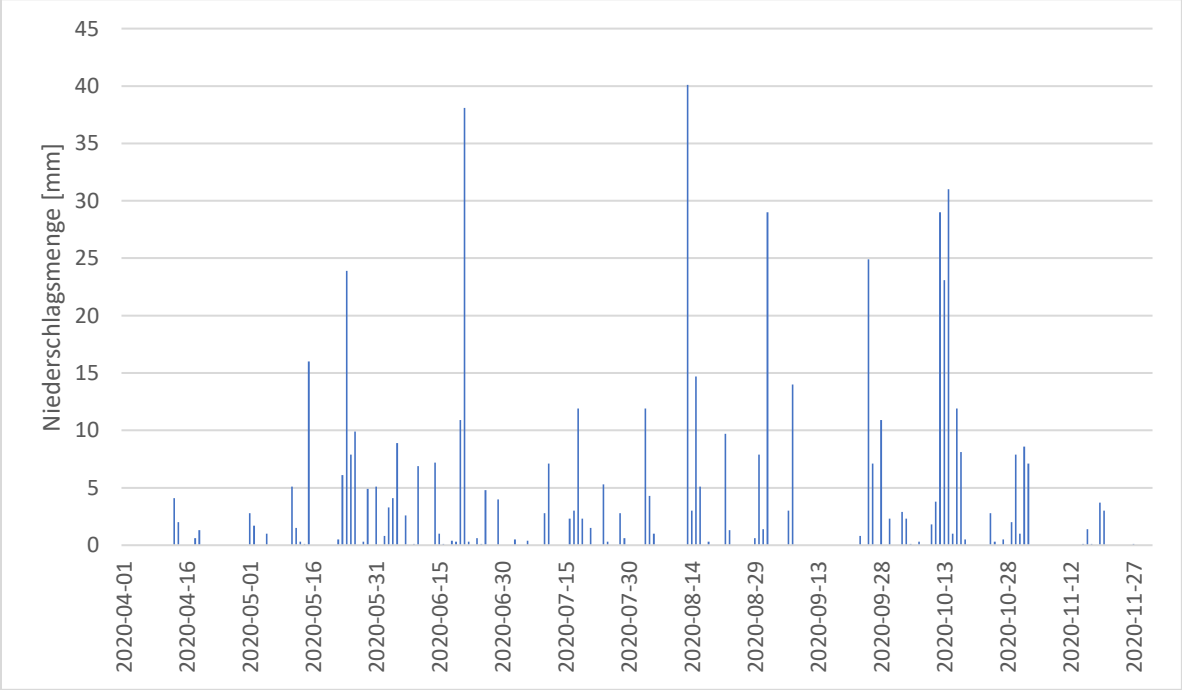

Abbildung 6: Niederschlag in Traiskirchen über den Monitoringzeitraum (METEOSTAT 2021, eigene Bearbeitung).

3.1 Anlage des Versuchs

Die Basis des Versuchs bilden die in Abbildung 7 ersichtlichen 100x100 cm großen Plots, welche nach dem Entfernen der abgestorbenen Triebe der vergangenen Vegetationsperiode durch Einpassung eines Frequenzrahmens ausgewiesen und anschließend durch Forstspray und Einschlagen von Holzpfosten markiert wurden.

Abbildung 7: Markierung der Versuchsplots 03.05.2020

Abbildung 8: Aufbereitung der Versuchsflächen 03.05.2020

Um möglichst einheitliche Bedingungen der Versuchsflächen zu schaffen, wurden 0,25 Kubikmeter (100x100x25cm) jedes Plots händisch ausgehoben (siehe Abbildung 8). Hierbei lag das Hauptaugenmerk auf der Entfernung der unterirdischen Rhizome und der Siebung der Erde, welche im Anschluss wieder eingebracht, verdichtet und planiert wurde.

Die aufbereiteten Plots wurden mit Holzpflöcken und Absperrbändern gekennzeichnet (siehe Abbildung 9, S. 26). Aufgrund der starken Trockenheit wurde drei Wochen nach Errichtung der Maßnahmen nachgesät. Weiters erfolgte eine Bewässerung der Versuchsplots an jedem zweiten Tag mit 10 Liter Wasser pro Plot.

Abbildung 9: Aufbereitete Versuchsfläche 03.05.2020

Jede Maßnahme wurde doppelt ausgeführt und in unterschiedlichen Intervallen mit 3 und 6 Wochen gepflegt (siehe Tabelle 1). Die Maßnahmen gliedern sich in die Varianten Mahd, Ausreißen und Abdeckung. Die folgende Tabelle bietet einen Überblick der gewählten Varianten, welche auf den jeweils zugewiesenen Plots angewandt wurden.

Variante	Maßnahme	Pflege				Bemerkung
		Ausreißen 3 Wochen	Ausreißen 6 Wochen	Mähen 3 Wochen	Mähen 6 Wochen	
SV01	Schafwollmatte					Begrünung
SV02	Schafwollmatte					Begrünung
WV01	Weidenfaschine					Begrünung
WV02	Weidenfaschine					Begrünung
PV01	Pflege					
PV02	Pflege					
PV03	Pflege					
PV04	Pflege					
PV05	Pflege					Begrünung
PV06	Pflege					Begrünung

Tabelle 1: Überblick der angewandten Varianten

Abbildung 10 zeigt die Verortung der zugewiesenen Versuchsplots im Versuchsgebiet Traiskirchen.

Abbildung 10: Anordnung der Versuchsplots Hochwasserdamm Traiskirchen (GOOGLE MAPS 2020, eigene Bearbeitung)

Die Mahd wurde in 4 unterschiedlichen Varianten durchgeführt. Die Variante „Pflege PV03“ und die Variante „Pflege PV04“ unterscheiden sich durch das Pflegeintervall (3 und 6 Wochen). Variante „Pflege PV03“ unterlag einem dreiwöchigen Pflegeintervall und Variante „Pflege PV04“ einem sechswöchigen Pflegeintervall, wobei die Versuchsflächen der Mahdvarianten nicht aufbereitet wurden. Weiters erfolgten Variante „Pflege PV05“ (dreiwöchiges Pflegeintervall) und Pflege PV06 (sechswöchiges Pflegeintervall) auf aufbereitetem Boden. Zusätzlich wurden diese Versuchsplots mit einer Gräser-Kräuter Saatgutmischung begrünt.

Die Bekämpfung durch die Methode des Ausreißens erfolgte in zwei Varianten (siehe Tabelle 1, S. 26). Hierbei wurden Variante „Pflege PV01 und Variante „Pflege PV02“ durch unterschiedliche Pflegeintervalle, in diesem Fall durch das Ausreißen der Triebe, bearbeitet. Variante „Pflege PV01“ unterlag einem dreiwöchigen

Pflegeintervall und Variante „Pflege PV02“ einem sechswöchigen Pflegeintervall. Die Versuchsflächen der Varianten Ausreißen wurden nicht aufbereitet, um die tatsächliche Wirkung der reinen Pflegemaßnahmen nicht zu verfälschen.

Die Maßnahme der Abdeckung erfolgte in vier Varianten (siehe Tabelle 1, S. 26). Hierbei wurde die Abdeckung durch die Einbringung von Ökovlies, welches im Laufe des Versuchs als Schafwollmatte benannt wird und Weidenfaschinen durchgeführt. Auch die Varianten Abdeckung unterscheiden sich durch das Pflegeintervall von 3 und 6 Wochen. Abbildung 11 zeigt das eingebrachte Ökovlies in der ausgehobenen Versuchsfläche, welches im Anschluss mit Heringen befestigt wurde. Anschließend erfolgte eine Verfüllung der Plots durch gesiebte Erde.

Abbildung 11: Versuchsflächen mit Ökovlies 03.05.2020

Abbildung 12: Versuchsflächen mit Weidenfaschinen 03.05.2020

Variante „Weidenfaschine WV01“ (drei Wochen Pflegeintervall) und Variante Weidenfaschine WV02 (sechs Wochen Pflegeintervall) wurden durch gebundene Weidenfaschinen abgedeckt (siehe Abbildung 12). Die Weidenfaschinen enthielten *Salix alba* (Silberweide) und *Salix purpurea* (Purpurweide), welche in unmittelbarer Nähe von Weidenbeständen entlang der Schwechat entnommen wurden. Im Anschluss wurden die einzelnen Weidentriebe zu Faschinen mithilfe eines Drahts zusammengebunden, bündig in die ausgehobene Versuchsfläche eingelegt und

durch die rhizomfreie Erde abgedeckt. Hinterher fand eine zusätzliche Ansaat durch eine Gräser-Kräuter Saatgutmischung statt.

4 Material und Methoden

Die Versuchsanlage befindet sich in Traiskirchen und beinhaltet zehn Plots mit zehn Varianten (siehe Tabelle 1, S. 26) und einem unbearbeiteten Null-Plot, welcher als Referenzfläche dient. Durch das mittige Abstecken einer 100x100cm Fläche von vorhandenen Knöterich Vorkommen, erfolgte eine Ausweisung des jeweiligen Versuchsplots. Die Flächen wurden je nach Notwendigkeit der Variante jeden zweiten Tag per Hand gegossen und nachgesät.

Die Durchführung des Monitorings erfolgte von Kalenderwoche 17 bis Kalenderwoche 44 in einem Intervall von drei Wochen. Hierzu zählte die Aufnahme der relevanten Daten sowie eine Pflege der Plots. Die Vermessung der Triebe wurde per Hand mit Maßband, einem digitalen Messschieber und einer digitalen Federwaage vollzogen. Die Entsorgung der Biomasse erfolgte in 100 l Müllsäcken regelkonform auf einer Mülldeponie. Pflegearbeiten wurden je nach Variante durch Ausreißen oder einem Schnitt mit einer Heckenschere durchgeführt.

4.1 Auswertung der Vegetationsparameter

Für die statistische Analyse wurden für jeden Plot zu unterschiedlichen Zeitpunkten die Parameter Trockenbiomasse, Sprossentwicklung hinsichtlich Längen- und Dickenwachstums sowie der Deckungsgrad erhoben. Im Anschluss erfolgte eine statistische Auswertung der Daten, welche mit Hilfe der Programmiersprache Python ausgewertet und in Form von Lineplot-, Boxplot- und Barplotgrafiken dargestellt wurden. Hierbei wurden zu den einzelnen Parametern alle Varianten untereinander in den unterschiedlichen Pflegeintervallen sowie in den Abdeckungsvarianten gezeigt. Weiters wurden Korrelationen bezüglich der Trockenbiomasse der Knöterichbestände ausgewertet.

Die Deckungsgradanalyse erfolgte auf Basis einer Bilderauswertung in Photoshop. Zur Bestimmung des Deckungsgrades wurden bewachsene und nicht bewachsene Flächen markiert, unterschiedlich eingefärbt und anhand von Pixeln bestimmt (siehe Abbildung 13, S. 31). Im Anschluss wurde der prozentuale Anteil als Deckungsgrad ausgerechnet.

Abbildung 13: Knöterich Deckungsgradanalyse in Form einer Pixelauswertung

5 Datenaufnahme

5.1 Monitoring

Mit dem in der Kalenderwache 17 bis 44 siebenmal durchgeführten Monitoring wurden für jeden Plot im Abstand von drei bzw. sechs Wochen Daten erhoben. Der Null-Plot diente als Referenz, um das Wachstum ohne Maßnahmen beobachten. Hierbei wurden Daten zum Zeitpunkt des ersten Monitorings erhoben sowie abschließend mit dem letzten Monitoring. Die folgende Tabelle zeigt das Datum des Monitorings der einzelnen Varianten.

Monitoring	**Aufgenommene Varianten**		
	3 Wochen Pflegeintervall	6 Wochen Pflegeintervall	Null-plot
25.06.2020			
16.07.2020			
06.08.2020			
27.08.2020			
17.09.2020			
07.10.2020			
28.10.2020			

Tabelle 2: Zeitpunkte der Datenaufnahme und untersuchten Varianten pro Monitoring

Die aufgenommenen Parameter umfassen die Anzahl der Triebe, Trieblänge, Triebdurchmesser, Deckungsgrad und Trockenbiomasse. Der erste Schritt des Monitorings erfolgte durch eine Zählung der am Plot vorhandenen Knöterich Triebe. Per Maßband wurde im Anschluss die Länge der Triebe vermessen und die jeweiligen Triebdurchmesser mit einem digitalen Messschieber aufgenommen.

Zur Bestimmung des Deckungsgrades wurden Fotos der jeweiligen Plots aus der exakt gleichen Position aufgenommen. Diese wurden durch eine Markierung anhand einer Holzstange in 150 cm über dem Plot Mittelpunkt erstellt. Hierbei wurde der umliegende *Fallopia japonica* Bestand umgetreten und die Bildaufnahme erfolgte zu einer ähnlichen Tageszeit, um unerwünschte Schattenbildung zu vermeiden. Um den Deckungsgrad zu bestimmen, wurden die aufgenommenen Fotos in Photoshop bearbeitet und ausgewertet. Hierbei galt es, die Pixel der Blattmasse im Verhältnis zu den Pixeln der unbewachsenen Plotfläche darzustellen.

Die oberirdische Biomasse wurde händisch, je nach geplanter Maßnahme, durch Mahd oder Ausreißen geerntet, in Müllsäcken verpackt und in einem laboreigenen Trockenschrank der Universität für Bodenkultur (BOKU) getrocknet.

Zu beobachten war, dass die ausgewählten *Fallopia japonica* Bestände zum Zeitpunkt der Bestandsaufnahme keinerlei Verbindung zwischen den Versuchsplots aufwiesen und die einzelnen Horste klar differenzierbar waren. Im weiteren Monitoringverlauf bestand die Schwierigkeit darin, die sich verbindenden Versuchsplots freizulegen und durch erneute Markierungen klar zu definieren (siehe Abbildung 14).

Abbildung 14: Ausbreitung der Knöterich Bestände 16.07.2020

Die anschließende Fotoreihe (siehe Abbildung 15, S. 34) dokumentiert den Versuchsplot der Variante „Schafwollmatte 3 Wochen mähen“ über den gesamten Monitoringzeitraum.

Abbildung 15: Plotentwicklung SV01 über den gesamten Monitoringzeitraum

6 Ergebnisse

Die Datenauswertung und Ergebnisse werden durch Lineplots, Boxplots und Barplots dargestellt, wobei die Ergebnisse auf die im Monitoring aufgenommenen Datensätze basieren. Hierbei wird die unterschiedliche Entwicklung der ausgearbeiteten Vegetationsparameter von *Fallopia japonica* gezeigt. Die Darstellungen der Barplots zeigen die durchschnittlichen Werte der jeweiligen Varianten und die prozentuelle Veränderung. Zuwachsveränderungen werden als Abnahme/Zunahme, bezogen auf die Zeitpunkte der Aufnahme des vorherigen Monitorings, angeführt. Der *Fallopia japonica* Bewuchs der aufgenommenen Plots wurde am Ende jedes Monitorings geerntet, wodurch alle Vegetationsparameter auf 0 gesetzt wurden. Die Darstellungen am 24.04.2020 zeigen eine Aufnahme des vorhandenen *Fallopia japonica* Bestands auf den zugewiesenen Versuchsplots. Zum Zeitpunkt des 03.05.2020, an dem die Varianten auf den jeweiligen Plot eingerichtet wurden, befinden sich die Werte aller Versuchsplots auf 0.

6.1 Korrelationen zwischen Vegetationsparametern und Biomasseentwicklung

Um aussagekräftige Ergebnisse zu ermitteln, wurden die aufgenommenen Vegetationsparameter mithilfe einer Korrelation ausgewertet (siehe Abbildung 16, S. 36). Hierbei wurde ermittelt, welche Parameter in Bezug auf die Biomasseproduktion den größten Einfluss haben. Anhand dieser Ermittlung ergeben die Vegetationsparameter Höhe (0,73) und Deckungsgrad (0,66) den höchsten Korrelationsfaktor. NACHTIGALL & WIRTZ (2004) beschreiben eine Korrelation mit einem Ergebnis zwischen 0,7 und 0,9 als hoch. Somit ergibt dies den stärksten Zusammenhang in der Entwicklung zwischen der Triebhöhe mit 0,73 und des Deckungsgrades mit 0,66 bezogen auf die Entwicklung der Trockenbiomasse.

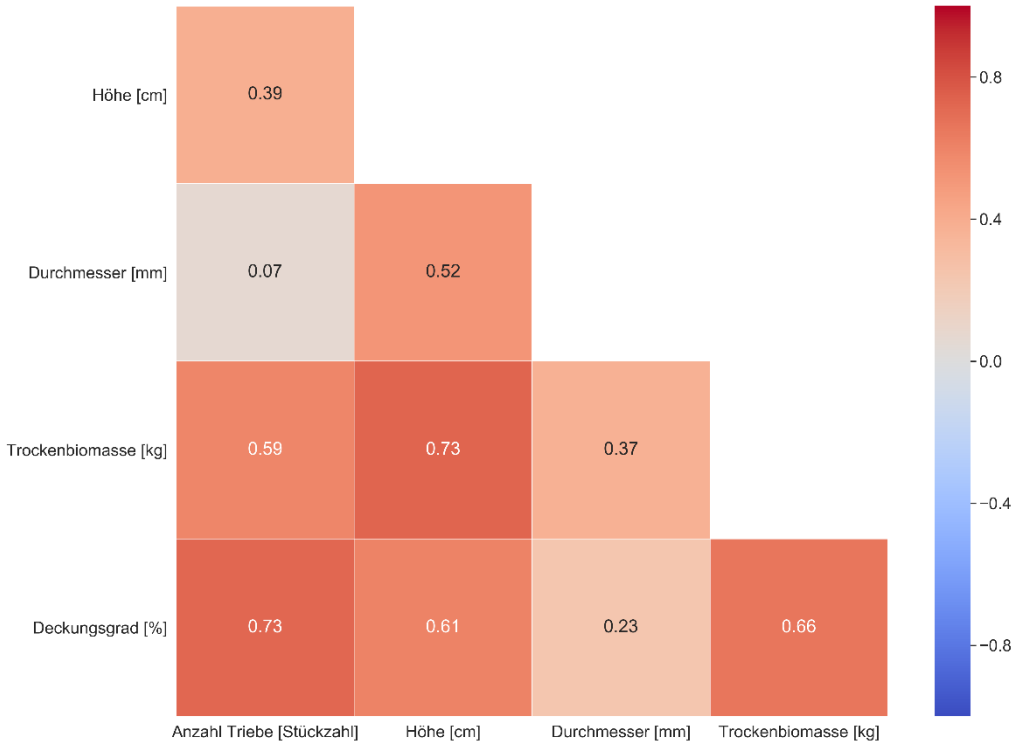

Abbildung 16: Korrelationen der aufgenommenen Vegetationsparameter

6.2 Entwicklung von *Fallopoia japonica* bei unterschiedlichen Pflegeintervallen

Die Gegenüberstellung der Varianten in unterschiedlichen Pflegeintervallen umfasst das gesamte Variantenspektrum (siehe Tabelle 1, S. 26). Die Boxplot- und Lineplotdarstellungen am 24.04.2020 zeigen eine Bestandsaufnahme des vorhandenen Knöterichbestands auf den zugewiesenen Versuchsplots. Zum Zeitpunkt des 03.05.2020, an dem die Varianten auf den jeweiligen Plots eingerichtet wurden, befinden sich die Werte aller Versuchsplots auf 0.

6.2.1 Entwicklung der Triebhöhe

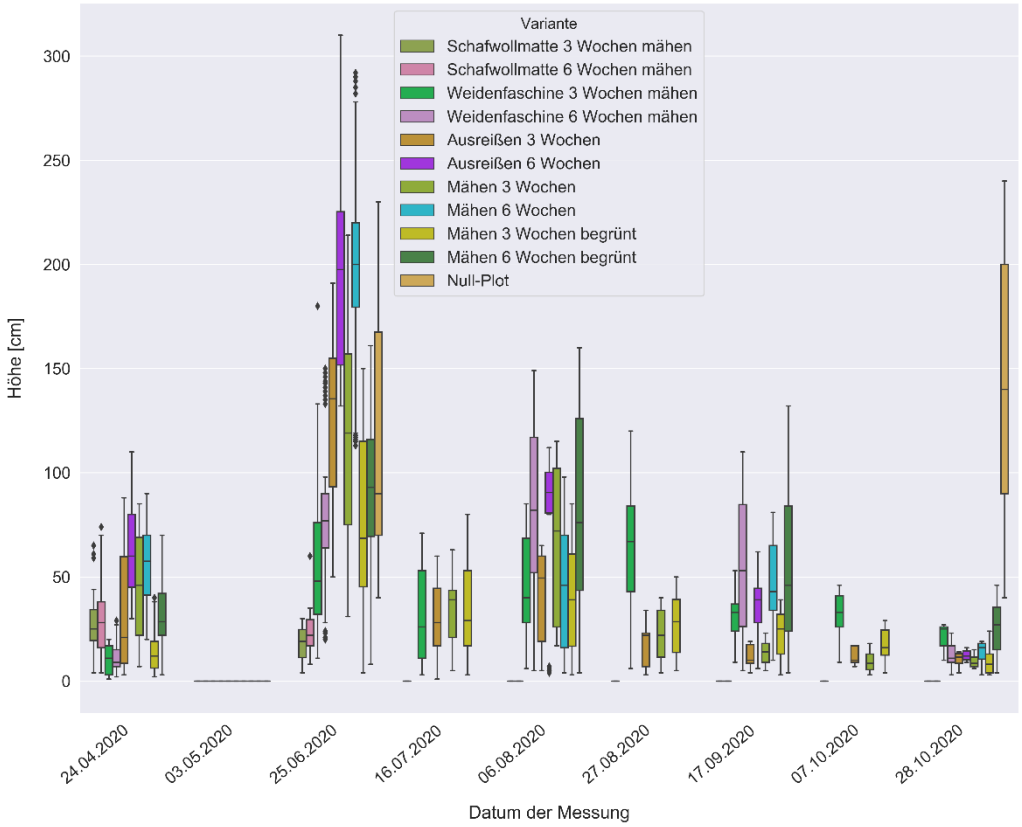

Abbildung 17: Entwicklung der Triebhöhe aller Varianten über den gesamten Monitoring Zeitraum als Boxplotdarstellung

Abbildung 17 zeigt die Entwicklung aller Varianten über den gesamten Monitoringzeitraum. Das erste Monitoring des gesamten Variantenspektrums wurde am 25.06.2020 durchgeführt und zeigt eine starke Variation der durchschnittlichen Triebhöhe bezogen auf die unterschiedlichen Maßnahmen. Besonders auffällig sind die geringen Werte der Abdeckungsvarianten, verglichen mit den hohen Werten der reinen Pflegevarianten auf rhizombelastetem Untergrund im oberen Bodenabschnitt. Die Ergebnisse des 16.07.2020 umfassen die Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall. Hierbei ist ein deutlicher Rückgang der durchschnittlichen Triebhöhe zu erkennen. Die Variante „Schafwollmatte 3 Wochen mähen“ weist ab diesem Monitoring durch eine Verdrängung des Knöterichbestands eine durchschnittliche Triebhöhe von 0 cm auf. Die ausgewerteten Monitoringdaten am 06.08.2020, welche die gesamten Varianten umfassen, zeigen bis auf Variante „Weidenfaschine 6 Wochen mähen“ und Variante „Mähen 6 Wochen begrünt“ eine Abnahme der durchschnittlichen Triebhöhe. Die Werte der Variante „Schafwollmatte 6 Wochen

mähen“ befinden sich ab diesem Monitoring durch eine Verdrängung des Knöterichbestands auf 0. Die Ergebnisse am 27.08.2020 zeigen die Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall, welche bis auf die Variante „Weidenfaschine 3 Wochen mähen“ weiterhin abnehmen. Die Boxplots am 17.09.2020 zeigen eine weitere abnehmende Tendenz der Triebhöhe und bewegen sich im Laufe der weiteren Monitorings am 07.10.2020 und 28.10.2020 unter der Grenze der durchschnittlichen Triebhöhe von 50 cm.

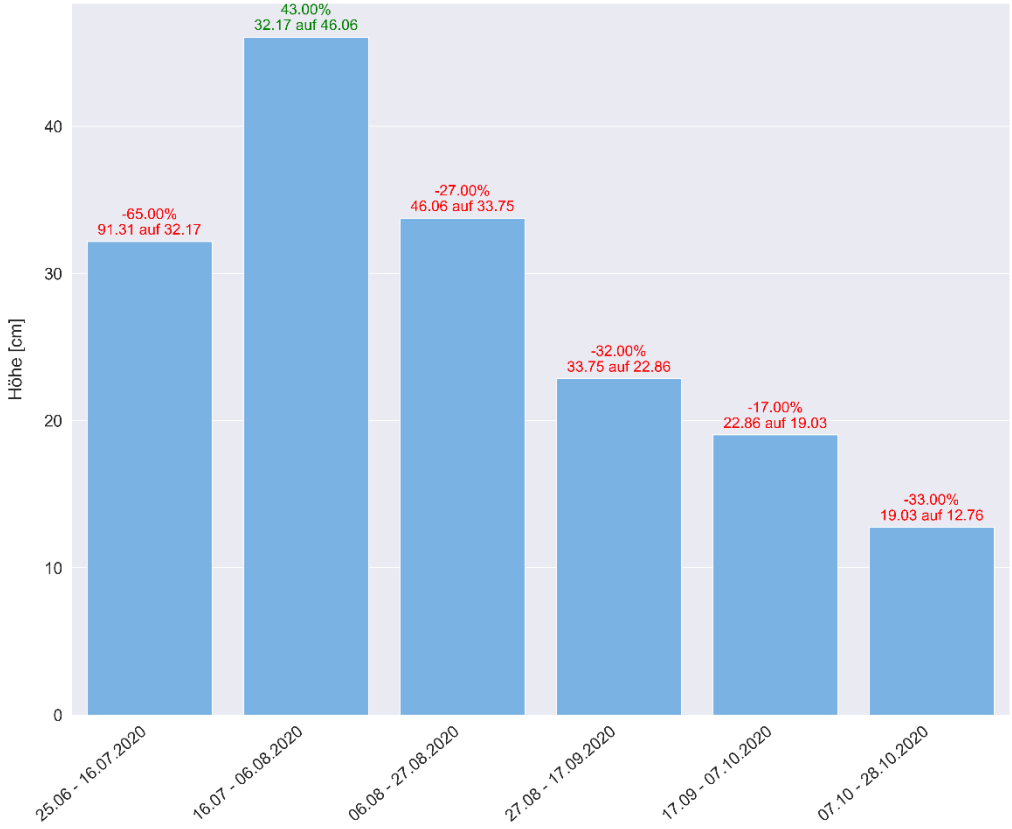

Abbildung 18: Durchschnittliche Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings im drei Wochen Pflegeintervall

Abbildung 18 zeigt die Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings im drei Wochen Pflegeintervall. Die Veränderung der Werte vom 25.06.2020 und 16.07.2020 zeigt eine Abnahme der durchschnittlichen Triebhöhe von 65%. Dies führt zu einer Veränderung von 91,31 cm zu 32,17 cm. Der Barplot, welcher den Zeitraum von 16.07.2020 bis 06.08.2020 darstellt, zeigt eine Zunahme der durchschnittlichen Triebhöhe von 32,17 cm auf 46,06 cm, was ein prozentuales Wachstum von 43% ergibt. Der Zeitraum zwischen 06.08.2020 und 27.08.2020 weist eine Abnahme von 27% auf, was eine Veränderung von 46,06 cm zu 33,75 cm zur Folge hat. Die Werte

von 27.08.2020 und 17.09.2020 führen zu einer Veränderung der durchschnittlichen Triebhöhe von 33,75 cm zu 22,86 cm und somit einer Abnahme von 32%. Zwischen 17.09.2020 und 07.10.2020 erfolgt eine Abnahme der durchschnittlichen Triebhöhe um 17%, von 22,85 cm auf 19,03 cm. Der letzte Monitoringzeitraum umfasst eine Abnahme von 33% und einer durchschnittlichen Triebhöhe von 19,04 cm auf 12,76 cm. Die durchschnittliche Triebhöhe über den gesamten Monitoringzeitraum ergibt eine Abnahme von 86% (91,31 cm auf 12,76 cm).

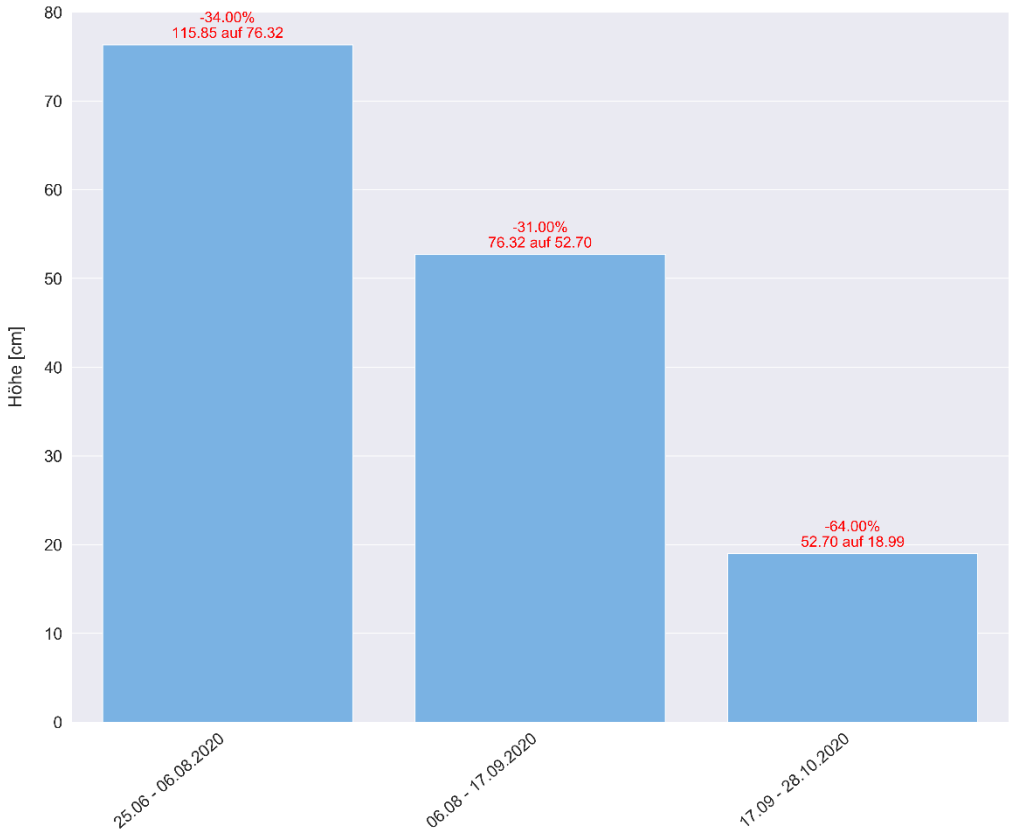

Abbildung 19: Durchschnittliche Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings im sechs Wochen Pflegeintervall

Abbildung 19 zeigt die Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings im sechs Wochen Pflegeintervall. Die Veränderung der Werte vom 25.06.2020 und 06.08.2020 stellt eine Abnahme der durchschnittlichen Triebhöhe von 34% dar. Dies führt zu einer Veränderung von 115,851 cm zu 76,32 cm. Der Zeitraum zwischen 06.08.2020 und 17.09.2020 weist eine Abnahme von 31% auf, was eine Veränderung von 76,32 cm zu 52,7 zur Folge hat. Die Werte vom 17.09.2020 bis 26.10.2020 führen zu einer Veränderung der durchschnittlichen Triebhöhe von 52,7 cm zu 18,99 cm und somit einer Abnahme von 64%. Die durchschnittliche Triebhöhe

über den gesamten Monitoringzeitraum ergibt eine Abnahme von 84% (115,85 cm auf 18,99 cm).

6.2.2 Entwicklung der Trockenbiomasse

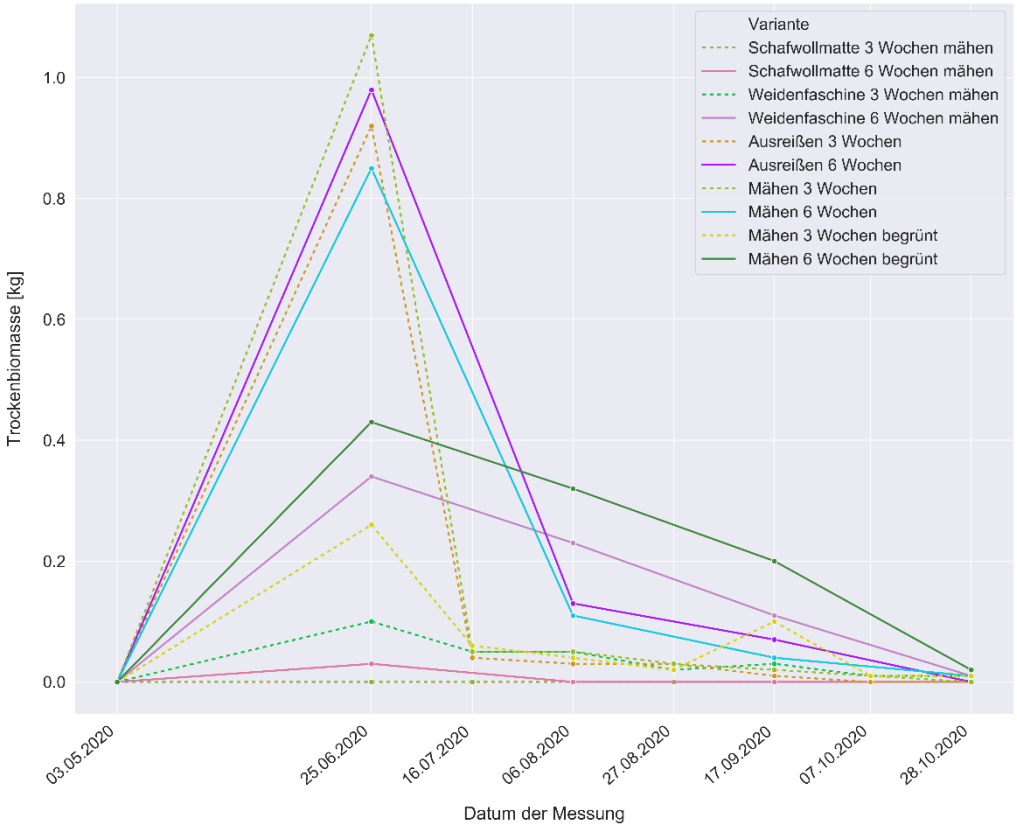

Abbildung 20: Entwicklung der Trockenbiomasse aller Varianten über den gesamten Monitoring Zeitraum

Abbildung 20 zeigt die Entwicklung der Trockenbiomasse aller Varianten über den gesamten Monitoringzeitraum. Das erste Monitoring des gesamten Variantenspektrums ereignete sich am 25.06.2020 und zeigt große Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten auf. Besonders auffällig sind die geringen Werte der Abdeckungsvarianten im Vergleich zu der hohen Trockenbiomasse der reinen Pflegevarianten auf rhizombelastetem Untergrund im oberen Bodenabschnitt. Die Variante „Schafwollmatte 3 Wochen Mähen“ weist ab diesem Zeitpunkt eine totale Verdrängung über den gesamten Monitoringzeitraum auf. Die Ergebnisse des 16.07.2020 umfassen die Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall. Hierbei ist ein deutlicher Rückgang der Trockenbiomasse zu erkennen, wobei speziell die Varianten „Mähen 3 Wochen“ und „Ausreißen 3 Wochen“ einen starken Rückgang aufweisen. Die ausgewerteten Monitoringdaten am 06.08.2020, welche die gesamten Varianten

umfassen, zeigen eine weitere Abnahme der Trockenbiomasse. Die Werte der Variante „Schafwollmatte 6 Wochen mähen“ befinden sich ab diesem Monitoring durch eine Verdrängung des Knöterichbestands auf 0. Die Ergebnisse am 27.08.2020 zeigen die weiterhin abnehmenden Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall. Die Trockenbiomasse am 17.09.2020 entwickelt sich bis auf einen kleinen Anstieg der Variante „Weidenfaschine 3 Wochen mähen“ zurück. Im Laufe der weiteren Monitorings am 07.10.2020 und 28.10.2020 nähern sich die Werte der Trockenbiomasse aller Varianten gegen 0.

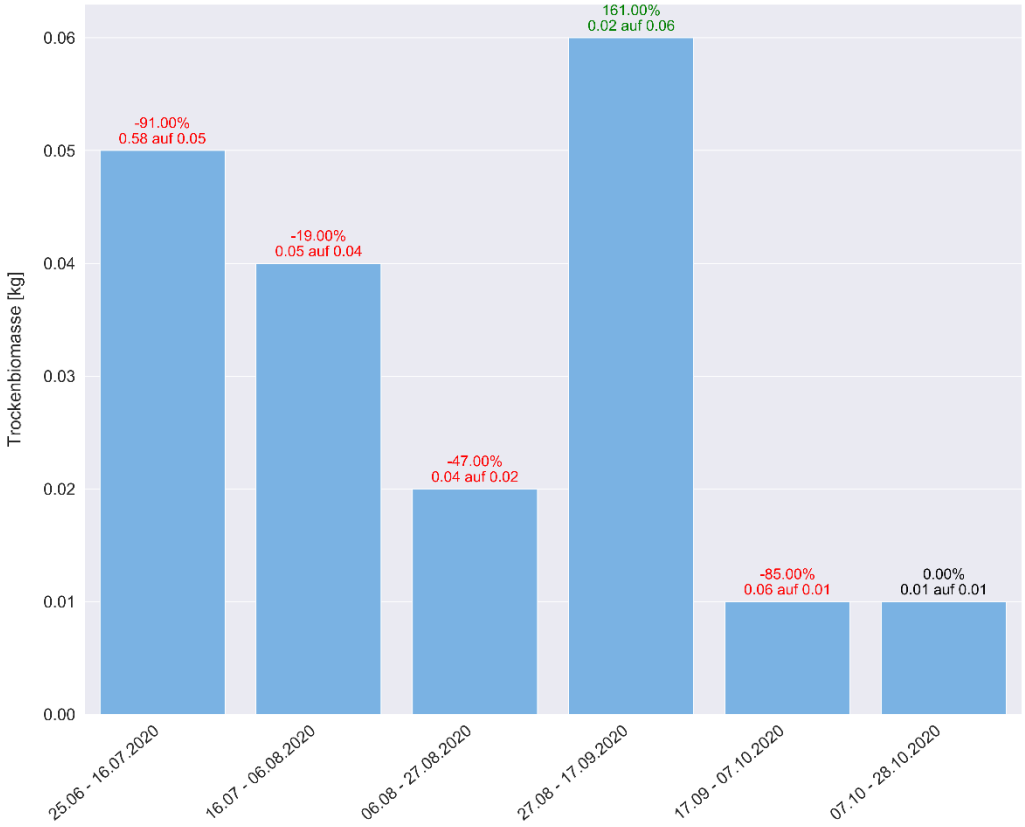

Abbildung 21: Durchschnittliche Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings im drei Wochen Pflegeintervall

Abbildung 21 zeigt die Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings im drei Wochen Pflegeintervall. Die Veränderung der Werte vom 25.06.2020 und 16.07.2020 beträgt eine Abnahme der Trockenbiomasse von 91%. Dies führt zu einer Veränderung von 0,58kg zu 0,05kg. Der Barplot, welcher den Zeitraum von 16.07.2020 bis 06.08.2020 darstellt, zeigt eine Zunahme von 0,05kg auf 0,04kg, was eine prozentuale Abnahme von 19% ergibt. Der Zeitraum zwischen 06.08.2020 und 27.08.2020 weist eine Abnahme von 47% auf, was eine Veränderung von 0,04 kg zu

0,02 kg zur Folge hat. Die Werte vom 27.08.2020 und 17.09.2020 führen zu einer Veränderung der Trockenbiomasse von 0,02kg zu 0,06kg und somit einer Zunahme von 161%. Zwischen 17.09.2020 und 07.10.2020 bleiben die Werte konstant. Im letzten Monitoringzeitraum bleibt der Wert der Trockenmasse ebenfalls konstant. Die Trockenbiomasse über den gesamten Monitoringzeitraum ergibt eine Abnahme von 97% (0,58 kg auf 0,01 kg).

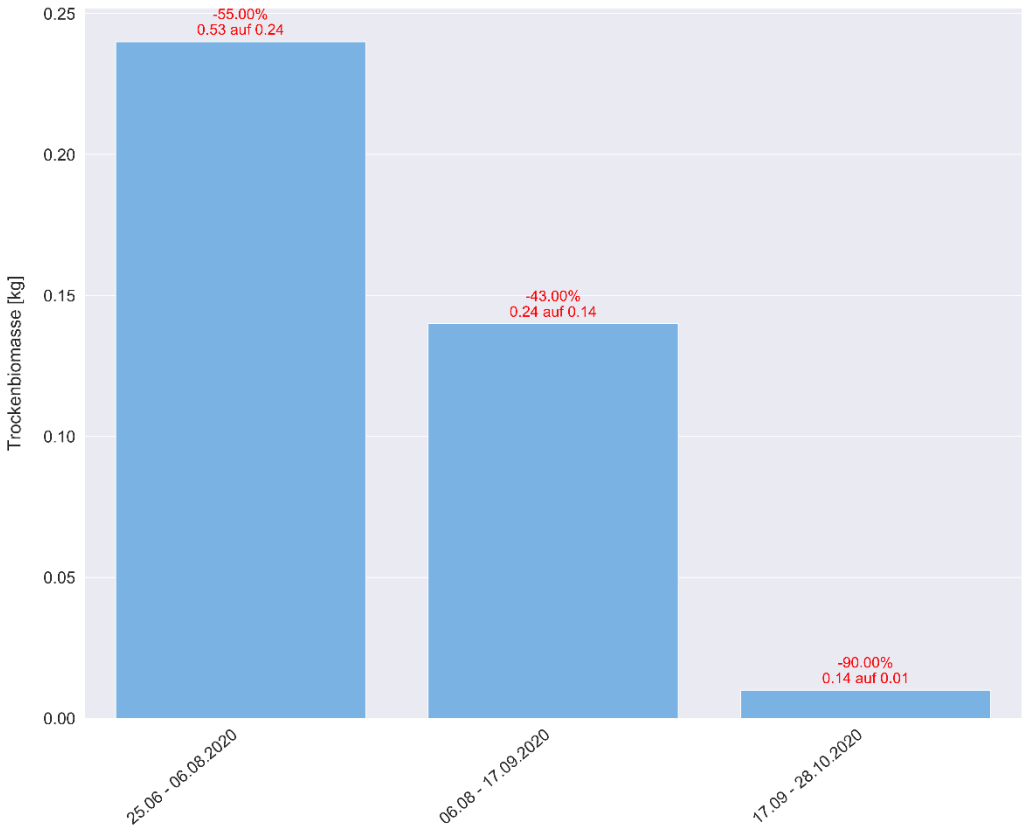

Abbildung 22: Durchschnittliche Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings im sechs Wochen Pflegeintervall

Abbildung 22 zeigt die Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings im sechs Wochen Pflegeintervall. Die Veränderung der Werte vom 25.06.2020 und 16.07.2020 zeigt eine Abnahme der durchschnittlichen Triebhöhe von 55%. Dies führt zu einer Veränderung von 0,53 kg zu 0,24 kg. Der Barplot, welcher den Zeitraum von 16.07.2020 bis 06.08.2020 darstellt, zeigt eine Zunahme der durchschnittlichen Triebhöhe von 0,24 kg auf 0,14 kg, was eine prozentuale Abnahme von 43% ergibt. Die Werte von 17.09.2020 bis 26.10.2020 führen zu einer Veränderung der Trockenbiomasse von 0,13 kg zu 0,01 kg und somit einer Abnahme

von 90%. Die Trockenbiomasse über den gesamten Monitoringzeitraum ergibt eine Abnahme von 97% (0,53 kg auf 0,01 kg).

6.2.3 Entwicklung des Deckungsgrades

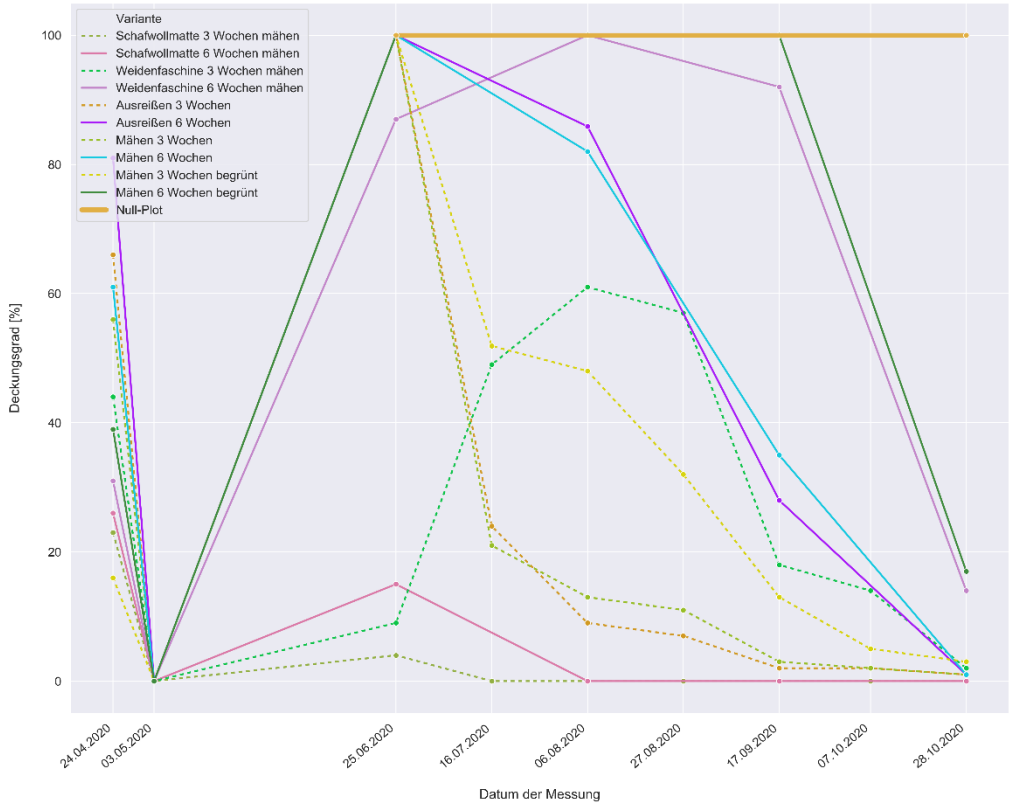

Abbildung 23: Entwicklung des Deckungsgrades aller Varianten über den gesamten Monitoring Zeitraum

Abbildung 23 zeigt die Entwicklung des Deckungsgrades aller Varianten über den gesamten Monitoringzeitraum. Das erste Monitoring des gesamten Variantenspektrums ereignete sich am 25.06.2020 und zeigt bis auf die Varianten „Schafwollmatte 3 Wochen mähen“, „Schafwollmatte 6 Wochen mähen“ und „Weidenfaschinen 3 Wochen mähen“ einen Deckungsgrad der übrigen Varianten gegen 100%. Die Ergebnisse des 16.07.2020 umfassen die Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall. Hierbei ist ein deutlicher Rückgang des Deckungsgrades zu erkennen, wobei die Variante „Schafwollmatte 3 Wochen mähen“ ab diesem Zeitpunkt eine totale Verdrängung über den gesamten Monitoringzeitraum aufweist. Einzig die Variante „Weidenfaschine 3 Wochen mähen“ zeigt eine Erhöhung des Deckungsgrades. Die ausgewerteten Monitoringdaten am 06.08.2020, welche die gesamten Varianten umfassen, zeigen bis auf die Varianten

„Mähen 6 Wochen begrünt“, „Weidenfaschine3 Wochen mähen“ und „Weidenfaschine 6 Wochen mähen“ eine weitere Abnahme des Deckungsgrades. Die Werte der Variante „Schafwollmatte 6 Wochen mähen“ befinden sich ab diesem Monitoring durch eine Verdrängung des Knöterichbestands auf 0. Die Ergebnisse am 27.08.2020 zeigen die Abnahme aller Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall. Der Deckungsgrad aller Varianten entwickelt sich am 17.09.2020, bis auf das Gleichbleiben der Variante „Mähen 6 Wochen begrünt“, zurück. Im Laufe der weiteren Monitorings am 07.10.2020 und 28.10.2020 nähern sich die Werte des Deckungsgrades aller Varianten gegen 0. Der Nullplot weist über den gesamten Monitoringzeitraum einen Deckungsgrad von 100% auf.

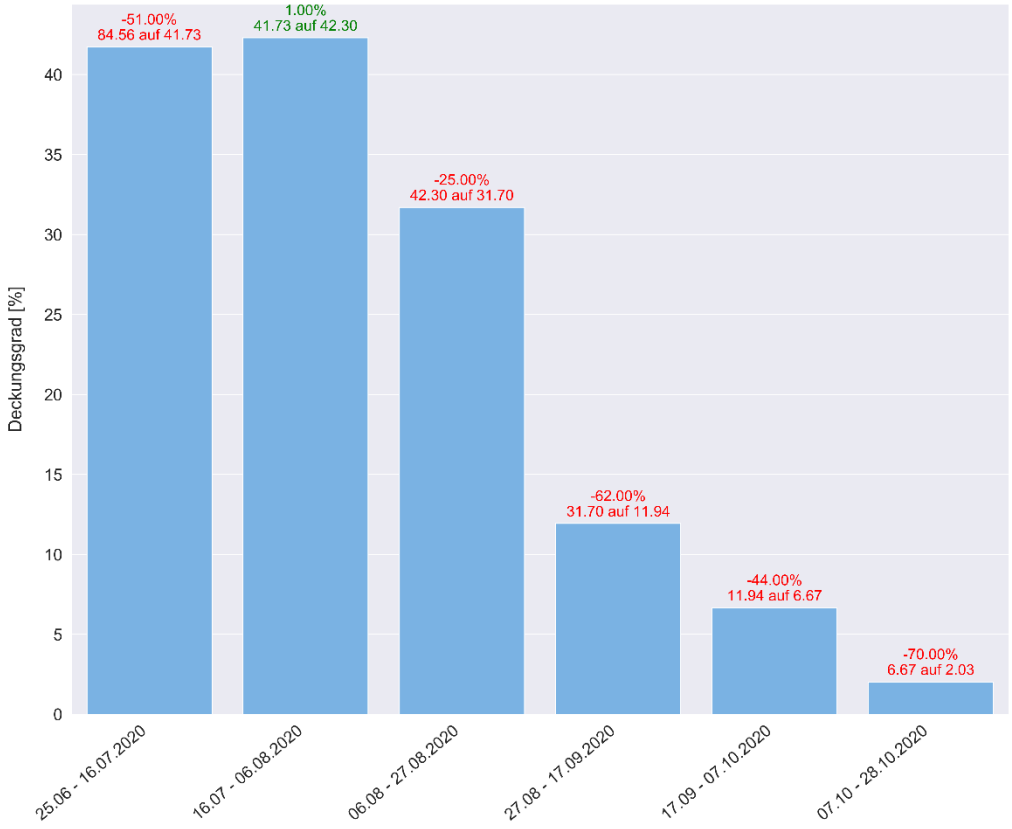

Abbildung 24: Durchschnittliche Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings im drei Wochen Pflegeintervall

Abbildung 24 zeigt die Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings im drei Wochen Pflegeintervall. Die Veränderung der Werte vom 25.06.2020 und 16.07.2020 zeigt eine Abnahme des Deckungsgrades von 51 %. Dies führt zu einer Veränderung von 84,56 % zu 41,73 %. Der Barplot, welcher den Zeitraum von 16.07.2020 bis 06.08.2020 darstellt, zeigt eine Zunahme des Deckungsgrades von

41,73% auf 42,3%, was ein prozentuales Wachstum von 1% ergibt. Der Zeitraum zwischen 06.08.2020 und 27.08.2020 weist eine Abnahme von 25% auf, was eine Veränderung von 42,3% zu 31,7% zur Folge hat. Die Werte von 27.08.2020 und 17.09.2020 führen zu einer Veränderung des Deckungsgrades von 31,7% cm zu 11,94% cm und somit einer Abnahme von 62%. Zwischen 17.09.2020 und 07.10.2020 erfolgt eine Abnahme des Deckungsgrades um 44 %, von 11,94% auf 6,67 %. Der letzte Monitoringzeitraum umfasst eine Abnahme um 70%, einem Deckungsgrad von 6,67% auf 2,03%. Der Deckungsgrad über den gesamten Monitoringzeitraum ergibt eine Abnahme von 98% (84,56% auf 2,03%).

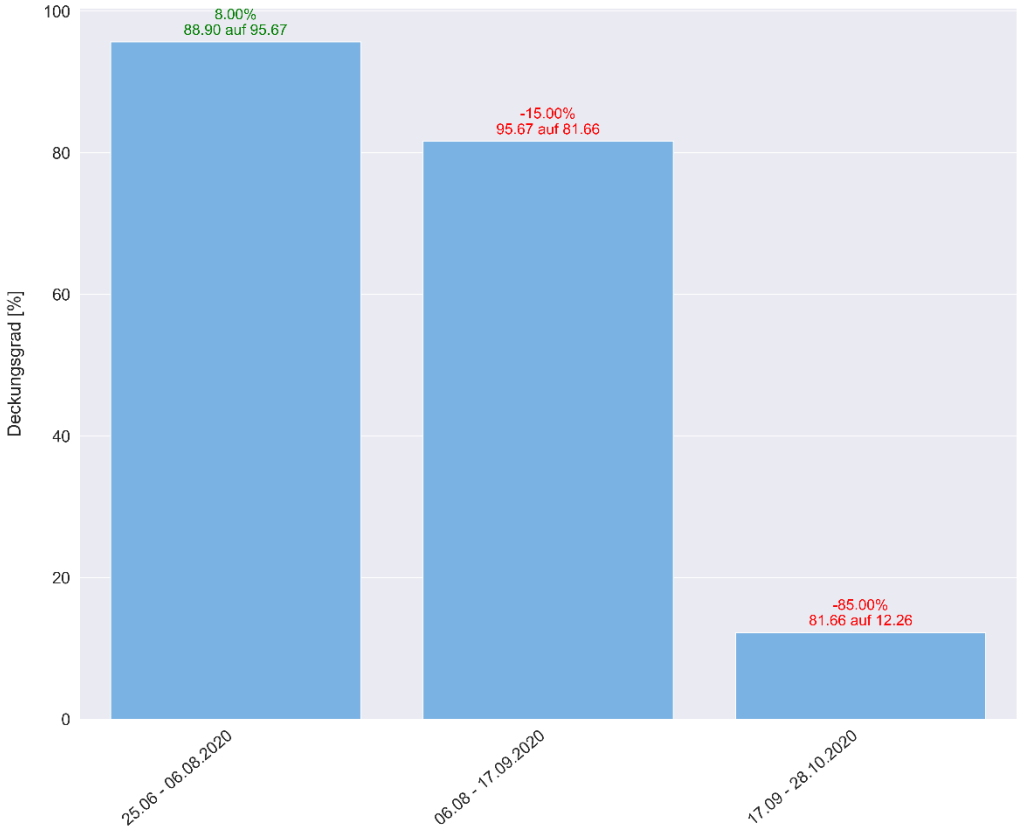

Abbildung 25: Durchschnittliche Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings im sechs Wochen Pflegeintervall

Abbildung 25 zeigt die Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings im sechs Wochen Pflegeintervall. Die Veränderung der Werte von 25.06.2020 und 16.07.2020 zeigt eine Zunahme des Deckungsgrades um 8%. Dies führt zu einer Veränderung von 88,9% zu 95,67%. Der Barplot, welcher den Zeitraum von 16.07.2020 bis 06.08.2020 darstellt, zeigt eine Abnahme des Deckungsgrades von 95,67% auf 81,66%, was eine prozentuale Abnahme von 15% ergibt. Die Werte von

17.09.2020 bis 26.10.2020 führen zu einer Veränderung des Deckungsgrades von 81,66% zu 12,26% und somit einer Abnahme von 85%. Der Deckungsgrad über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 86% (88,9% auf 12,26%).

6.3 Gegenüberstellung der Pflegevarianten

Die Gegenüberstellung der Pflegevarianten umfasst die Varianten PV01, PV02, PV03, PV04, PV05 und PV06 (siehe Tabelle 1, S. 26). Hierbei werden die Ergebnisse bezogen auf die ausgearbeiteten Vegetationsparameter dargestellt und interpretiert. Die Boxplot- und Lineplotdarstellungen am 24.04.2020 zeigen eine Bestandsaufnahme des vorhandenen Knöterichbestands auf den zugewiesenen Versuchsplots. Zum Zeitpunkt des 03.05.2020, an dem die Varianten auf den jeweiligen Plots eingerichtet wurden, befinden sich die Werte aller Versuchsplots auf 0.

6.3.1 Entwicklung der Triebhöhe

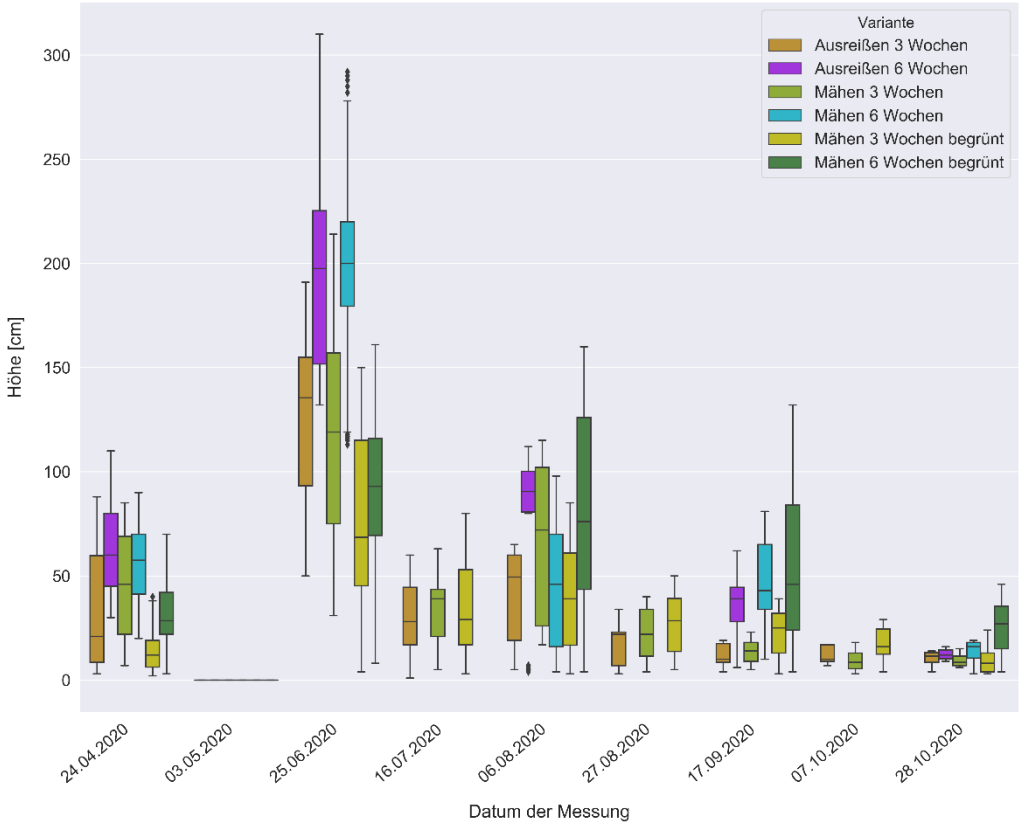

Abbildung 26: Entwicklung der Triebhöhe der Pflegevarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum

Abbildung 26 (S. 46) zeigt die Entwicklung der Triebhöhe der Pflegevarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum. Das erste Monitoring des gesamten Variantenspektrums ereignete sich am 25.06.2020 und zeigt eine starke Variation in der durchschnittlichen Triebhöhe der unterschiedlichen Maßnahmen. Die Varianten „Mähen 3 Wochen begrünt“ und „Mähen 6 Wochen begrünt“ weisen eine niedrigere Triebhöhe auf. Die Ergebnisse des 16.07.2020 umfassen die Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall. Hierbei ist ein allgemeiner Rückgang der durchschnittlichen Triebhöhe zu beobachten. Die ausgewerteten Monitoring Daten am 06.08.2020 beinhalten die gesamten Varianten. Hierbei ist ein Rückgang, -ausgenommen bei Variante „Mähen 6 Wochen begrünt“ - der durchschnittlichen Triebhöhe der Varianten im sechs Wochen Pflegeintervall zu erkennen, wohingegen die Varianten im drei Wochen Pflegeintervall gestiegen sind. Die Ergebnisse am 27.08.2020 zeigen die Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall und weisen eine weitere Abnahme der durchschnittlichen Triebhöhe auf. Die Boxplots am 17.09.2020 zeigen eine weitere abnehmende Tendenz der Triebhöhe, wobei speziell die Varianten im 3 Wochen Pflegeintervall stark sinken. Im Laufe der weiteren Monitorings am 07.10.2020 und 28.10.2020 senkt sich die durchschnittliche Triebhöhe weiter konstant.

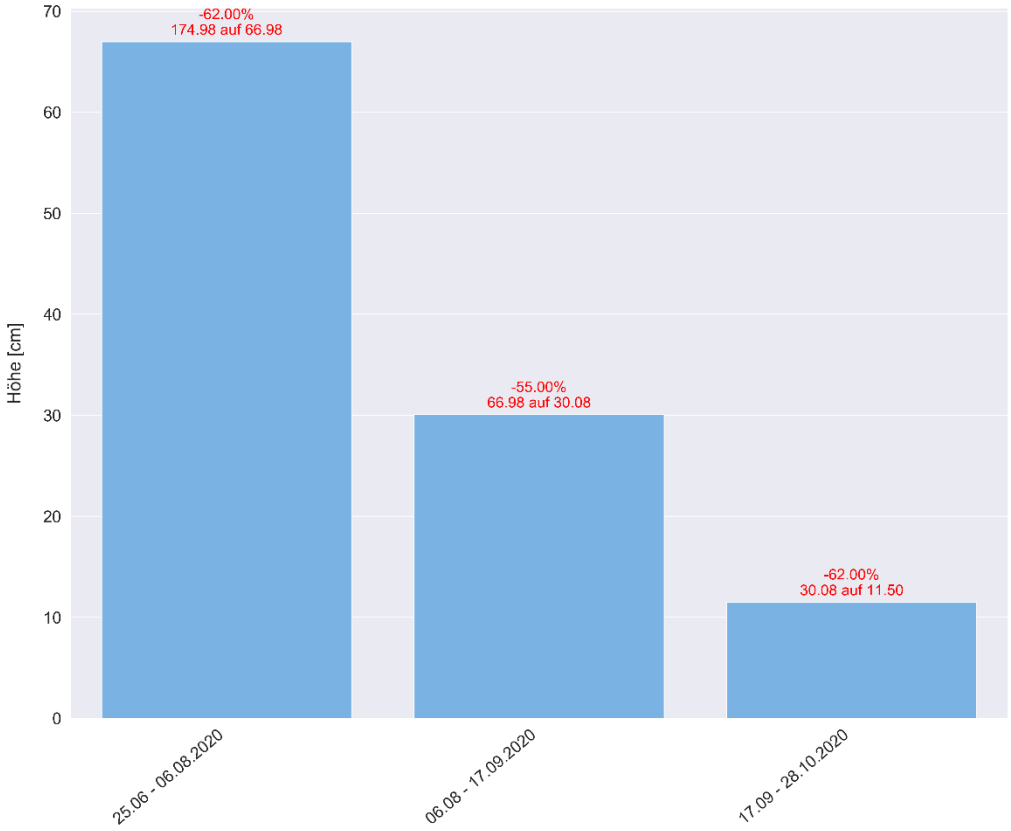

Abbildung 27: Durchschnittliche Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings der Varianten Ausreißen normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall

Abbildung 27 zeigt die Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings der Pflegevarianten Ausreißen. Die Veränderung der Werte vom 25.06.2020 zum 06.08.2020 zeigt eine Abnahme der durchschnittlichen Triebhöhe um 62 %. Dies führt zu einer Veränderung von 174,96 cm zu 66,98 cm. Der Zeitraum zwischen 06.08.2020 und 17.09.2020 weist eine Abnahme von 55% auf, was eine Veränderung von 66,98 cm zu 30,08 cm zur Folge hat. Die Werte von 17.09.2020 bis 26.10.2020 führen zu einer Veränderung der durchschnittlichen Triebhöhe von 30,08 cm zu 11,5 cm und somit einer Abnahme von 62%. Die durchschnittliche Triebhöhe über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 93% (174,96 cm auf 11,5 cm).

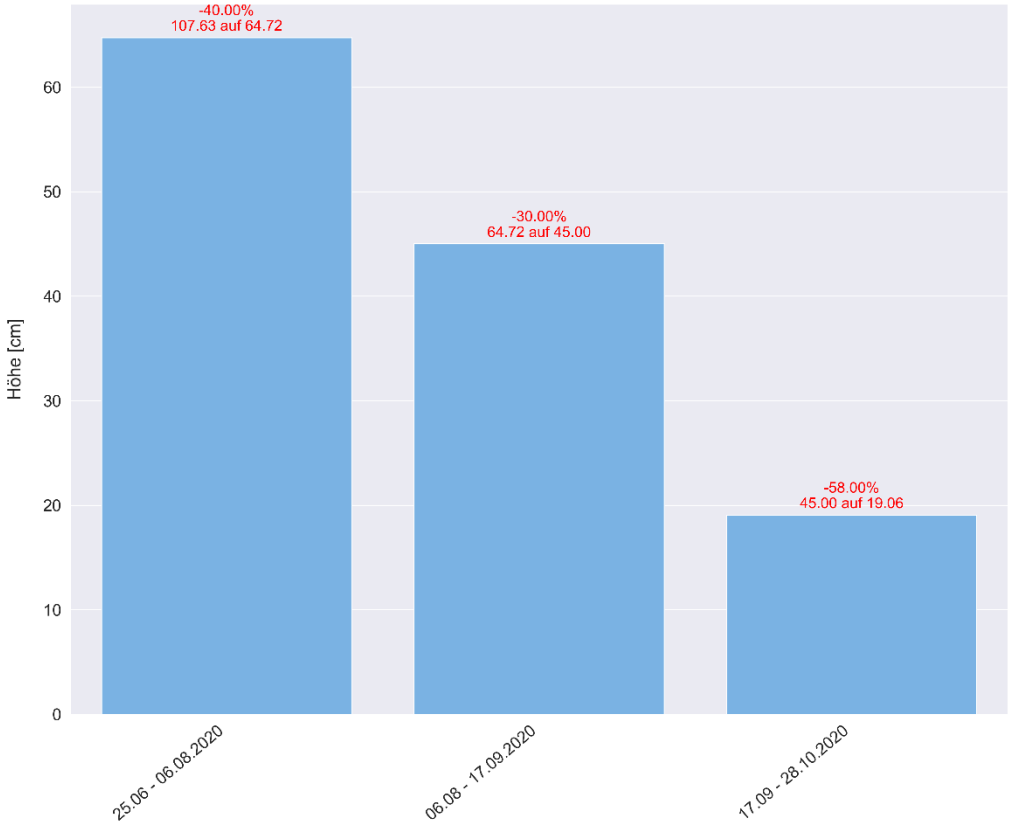

Abbildung 28: Durchschnittliche Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings der Varianten Mahd normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall

Abbildung 28 zeigt die Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings der Pflegevarianten Mahd. Die Veränderung der Werte von 25.06.2020 und 06.08.2020 zeigt eine Abnahme der durchschnittlichen Triebhöhe von 40%. Dies führt zu einer Veränderung von 107,63 cm zu 64,72 cm. Der Zeitraum zwischen 06.08.2020 und 17.09.2020 weist eine Abnahme von 30% auf, was eine Veränderung von 64,72 cm zu 45 cm zur Folge hat. Die Werte vom 17.09.2020 bis 26.10.2020 führen zu einer Veränderung der durchschnittlichen Triebhöhe von 45,00 cm zu 19,06 cm und somit einer Abnahme von 58%. Die durchschnittliche Triebhöhe über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 82% (107,63 cm auf 19,06).

6.3.2 Entwicklung der Trockenbiomasse

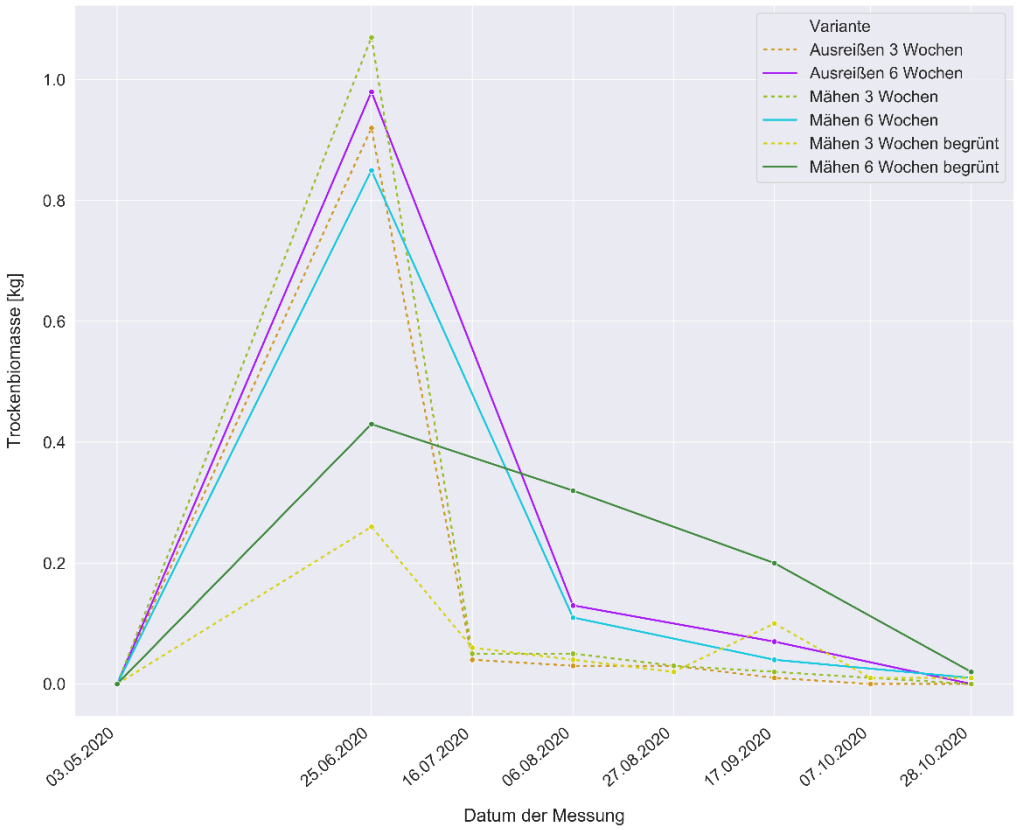

Abbildung 29: Entwicklung der Trockenbiomasse der Pflegevarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum

Abbildung 29 zeigt die Entwicklung der Trockenbiomasse der Pflegevarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum. Das erste Monitoring des gesamten Variantenspektrums ereignete sich am 25.06.2020 und zeigt eine geringere Trockenbiomasse der Varianten „Mähen 3 Wochen begrünt“ und „Mähen 6 Wochen begrünt“ verglichen mit den Varianten auf rhizombelastetem Untergrund im oberen Bodenabschnitt. Die Ergebnisse des 16.07.2020 umfassen die Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall. Hierbei ist ein allgemeiner Rückgang der Trockenbiomasse zu erkennen. Die ausgewerteten Monitoring Daten am 06.08.2020, welche die gesamten Varianten umfassen, zeigen eine deutliche Abnahme der Varianten im sechswöchigen Pflegeintervall. Die Ergebnisse am 27.08.2020 zeigen die leicht abnehmenden Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall. Die Trockenbiomasse am 17.09.2020 entwickelt sich bis auf einen kleinen Anstieg der Variante „Ausreißen 3 Wochen“ zurück. Im Laufe der weiteren Monitorings am 07.10.2020 und 28.10.2020 nähern sich die Werte der Trockenbiomasse aller Varianten gegen 0.

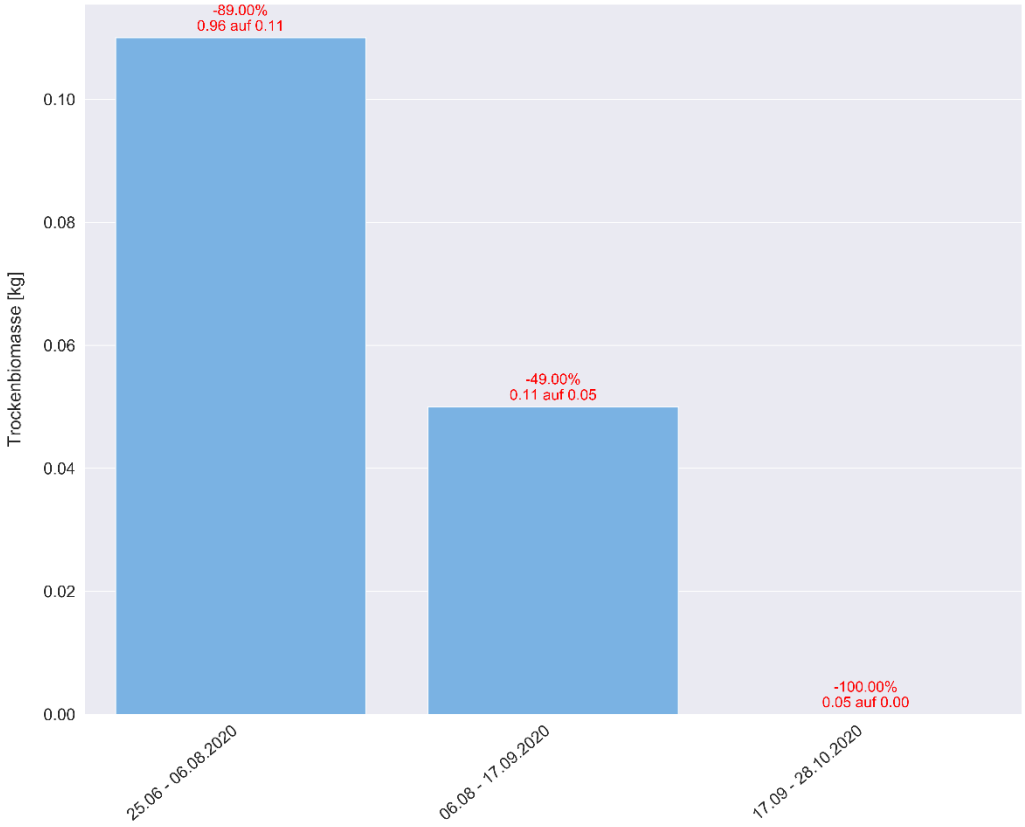

Abbildung 30: Durchschnittliche Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings der Varianten Ausreißen normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall

Abbildung 30 zeigt die Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings der Pflegevarianten Ausreißen. Die Veränderung der Werte von 25.06.2020 und 16.07.2020 zeigt eine Abnahme der durchschnittlichen Triebhöhe von 89 %. Dies führt zu einer Veränderung von 0,96 kg zu 0,11 kg. Der Barplot, welcher den Zeitraum von 16.07.2020 bis 06.08.2020 darstellt, zeigt eine Zunahme der durchschnittlichen Triebhöhe von 0,11 kg auf 0,05 kg, was eine prozentuale Abnahme von 49% ergibt. Die Werte vom 17.09.2020 bis 26.10.2020 führen zu einer Veränderung der Trockenbiomasse 0,05 kg zu 0 kg und somit einer Abnahme von 100%. Die Trockenbiomasse über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 100% (0,96 kg auf 0 kg).

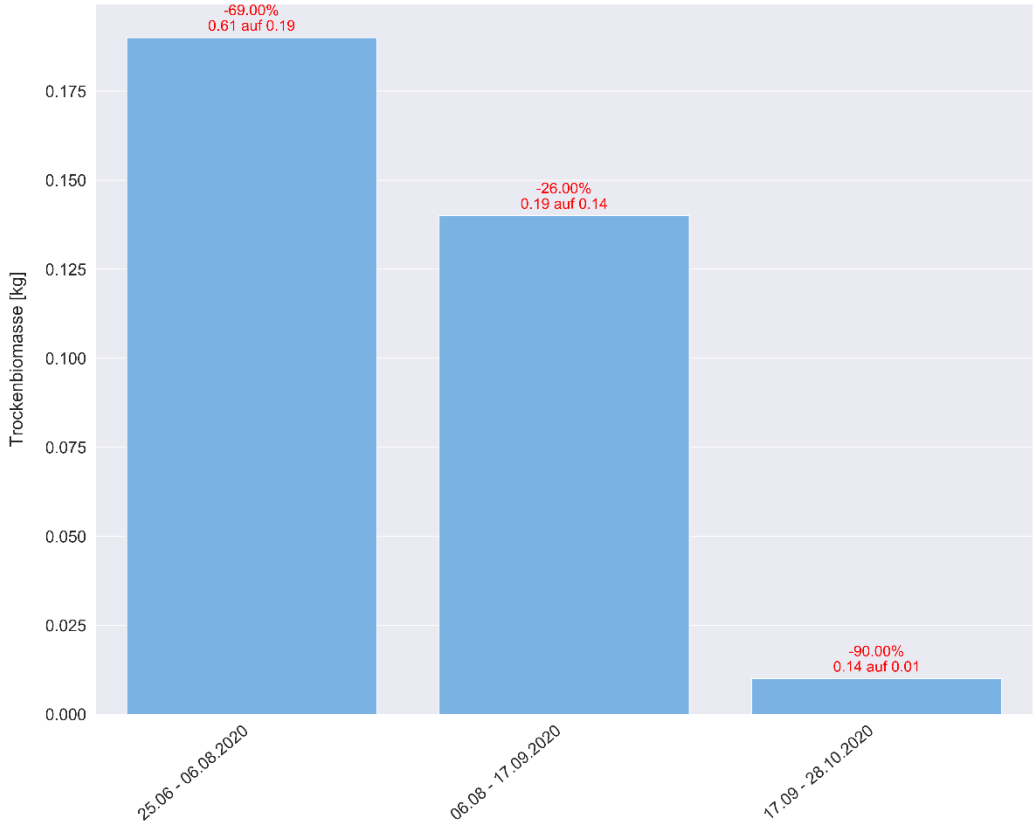

Abbildung 31: Durchschnittliche Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings der Varianten Mahd normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall

Abbildung 31 zeigt die Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings der Pflegevarianten Mahd. Die Veränderung der Werte vom 25.06.2020 und 16.07.2020 zeigt eine Abnahme der durchschnittlichen Triebhöhe von 69%. Dies führt zu einer Veränderung von 0,61 kg zu 0,19 kg. Der Barplot, welcher den Zeitraum von 16.07.2020 bis 06.08.2020 darstellt, zeigt eine Zunahme der durchschnittlichen Triebhöhe von 0,19 kg auf 0,14 kg, was eine prozentuale Abnahme von 26 % ergibt. Die Werte von 17.09.2020 bis 26.10.2020 führen zu einer Veränderung der Trockenbiomasse 0,14 kg zu 0,01 kg und somit einer Abnahme von 90%. Die Trockenbiomasse über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 98% (0,61 kg auf 0,01 kg).

6.3.3 Entwicklung des Deckungsgrades

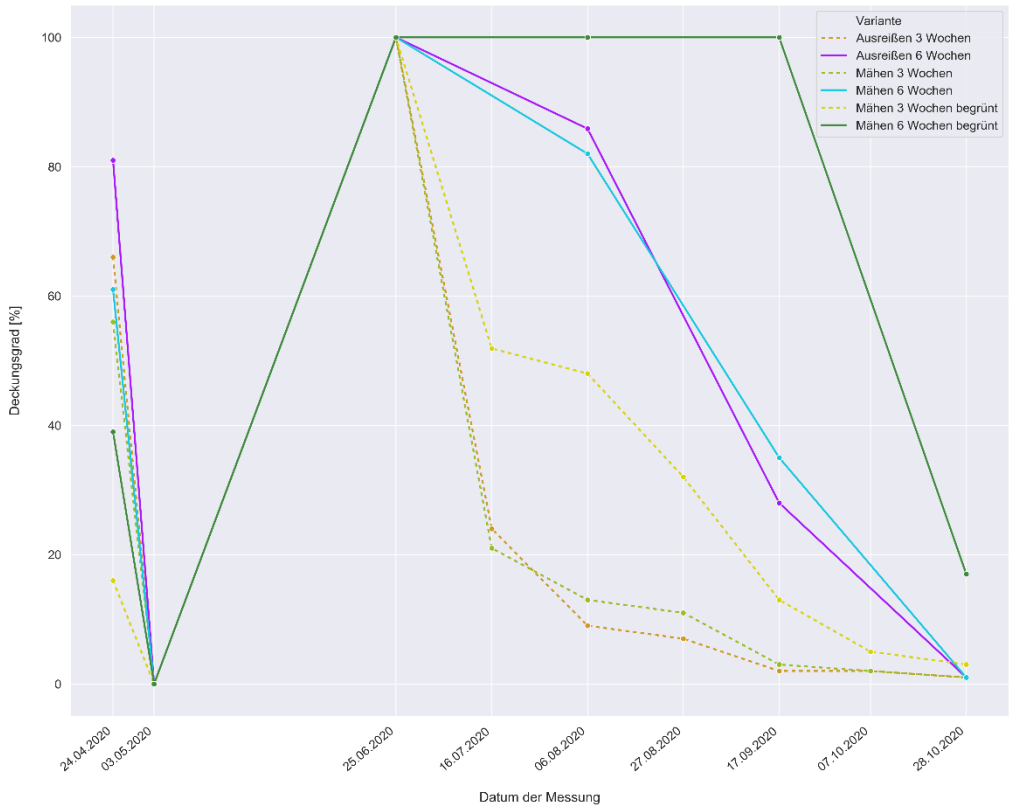

Abbildung 32: Durchschnittliche Entwicklung des Deckungsgrades der Pflegevarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum

Abbildung 32 zeigt die Entwicklung des Deckungsgrades der Pflegevarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum. Das erste Monitoring des gesamten Pflegevariantenspektrums ereignete sich am 25.06.2020 und zeigt einen Deckungsgrad aller Varianten von 100%. Die Ergebnisse des 16.07.2020 umfassen die Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall, wobei ein deutlicher Rückgang des Deckungsgrades zu erkennen ist. Die ausgewerteten Monitoring Daten am 06.08.2020,welche die gesamten Varianten umfassen, zeigen eine weitere Abnahme des Deckungsgrades. Einzig Variante „Mähen 6 Wochen begrünt“ bleibt unverändert. Die Ergebnisse am 27.08.2020 zeigen einen anhaltenden Rückgang des Deckungsgrades aller Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall. Die Werte aller Varianten entwickeln sich am 17.09.2020 bis auf Variante „Mähen 6 Wochen begrünt“, weiterhin zurück. Im Laufe der weiteren Monitorings am 07.10.2020 und 28.10.2020 nähern sich die Werte der Deckungsgrade aller Varianten gegen 0.

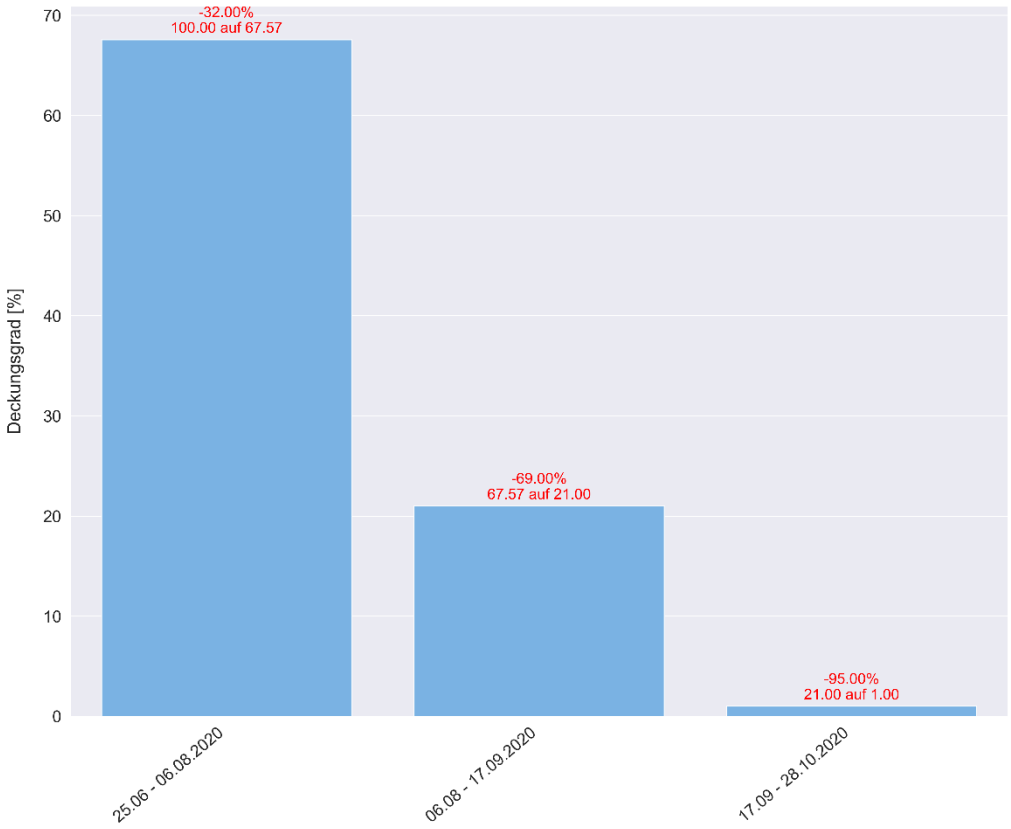

Abbildung 33: Durchschnittliche Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings der Varianten Ausreißen normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall

Abbildung 33 zeigt die Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings der Pflegevariante Ausreißen. Die Veränderung der Werte von 25.06.2020 und 16.07.2020 weist eine Abnahme des Deckungsgrades von 32% auf. Dies führt zu einer Veränderung von 100% zu 67,57%. Der Barplot, welcher den Zeitraum von 16.07.2020 bis 06.08.2020 darstellt, zeigt eine Abnahme des Deckungsgrades von 67,57% auf 21%, was eine prozentuale Abnahme von 69% ergibt. Die Werte von 17.09.2020 bis 26.10.2020 führen zu einer Veränderung des Deckungsgrades 21% zu 1% und somit einer Abnahme von 96%. Der Deckungsgrad über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 99 % (100% auf 1%).

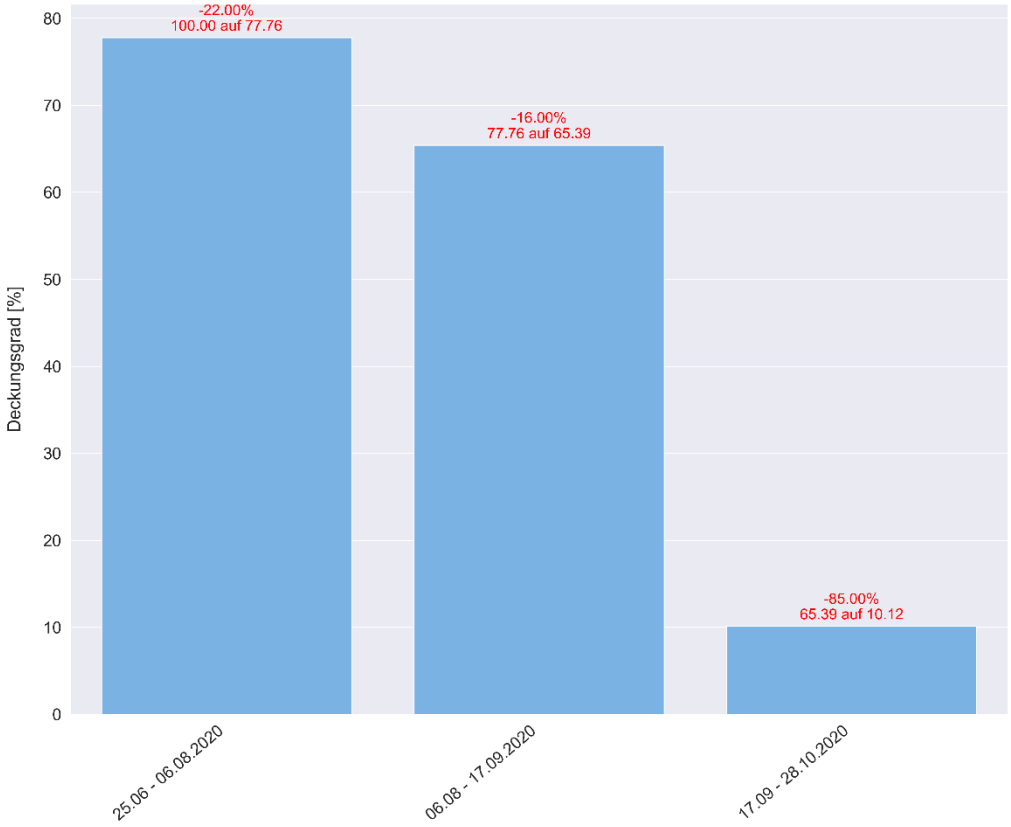

Abbildung 34: Durchschnittliche Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings der Varianten Mahd normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall

Abbildung 34 zeigt die Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings der Pflegevariante Mahd. Die Veränderung der Werte von 25.06.2020 und 16.07.2020 zeigt eine Abnahme des Deckungsgrades um 22%. Dies führt zu einer Veränderung von 100% zu 77,76%. Der Barplot, welcher den Zeitraum von 16.07.2020 bis 06.08.2020 darstellt, zeigt eine Abnahme des Deckungsgrades von 77,76% auf 65,39%, was eine prozentuale Abnahme von 16% ergibt. Die Werte von 17.09.2020 bis 26.10.2020 führen zu einer Veränderung des Deckungsgrades 65,39% zu 10,12% und somit einer Abnahme von 85%. Der Deckungsgrad über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 90% (100% auf 10,12%).

6.4 Gegenüberstellung der Abdeckungsvarianten

Die Gegenüberstellung der Abdeckungsvarianten umfassen die Varianten SV01, SV02, WV01 und WV02 (siehe Tabelle 1, S. 26). Hierbei werden die Ergebnisse, bezogen auf die ausgearbeiteten Vegetationsparameter, dargestellt und interpretiert.

Die Boxplot- und Lineplotdarstellungen am 24.04.2020 zeigen eine Bestandsaufnahme des vorhandenen Knöterichbestands auf den zugewiesenen Versuchsplots. Zum Zeitpunkt des 03.05.2020, an dem die Varianten auf den jeweiligen Plots eingerichtet wurden, befinden sich die Werte aller Versuchsplots auf 0.

6.4.1 Entwicklung der Triebhöhe

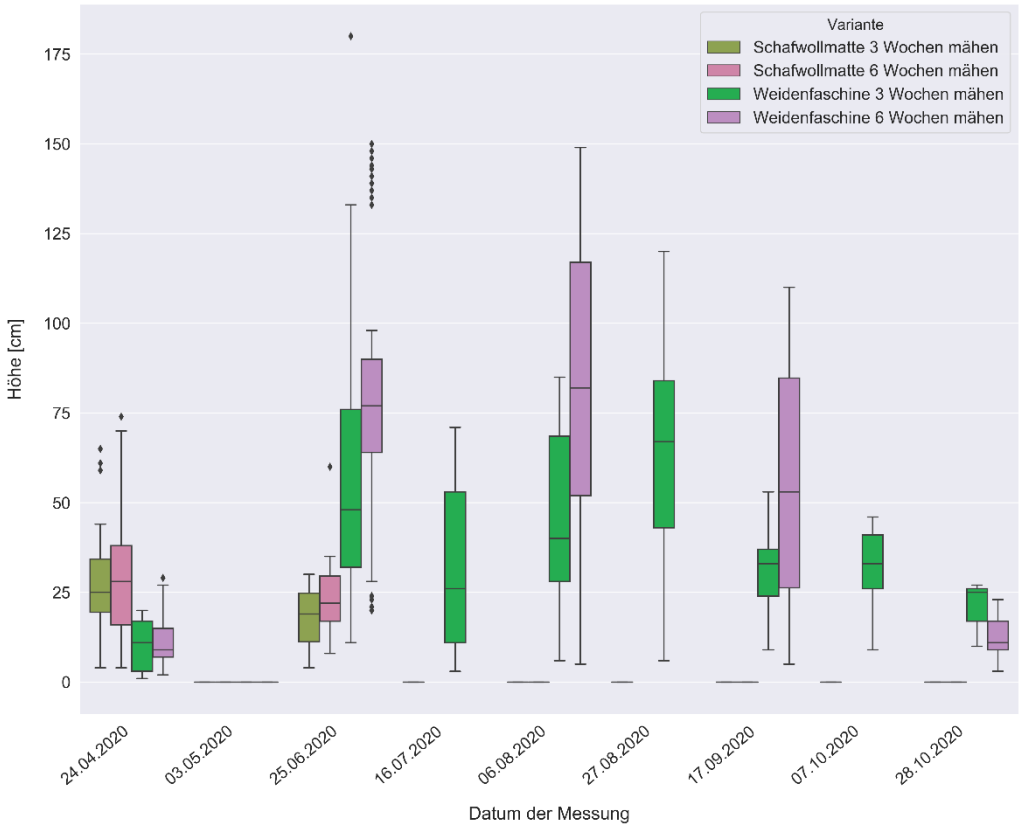

Abbildung 35: Entwicklung der Triebhöhe der Abdeckungsvarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum

Abbildung 35 zeigt die Entwicklung der Triebhöhe der Abdeckungsvarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum. Das erste Monitoring des gesamten Variantenspektrums ereignete sich am 25.06.2020 und zeigt eine starke Variation in der durchschnittlichen Triebhöhe der unterschiedlichen Maßnahmen. Die Varianten „Schafwollmatte 3 Wochen mähen“ und „Schafwollmatte 6 Wochen mähen“ weisen eine geringere Triebhöhe auf. Die Ergebnisse des 16.07.2020 umfassen die Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall. Hierbei ist ein totaler Rückgang der Variante „Schafwollmatte 3 Wochen Mähen“ zu erkennen und eine Reduzierung der durchschnittlichen Triebhöhe der Variante „Weidenfaschine 3 Wochen Mähen“ zu

beobachten. Die ausgewerteten Monitoring Daten am 06.08.2020 beinhalten die gesamten Varianten. Zu beobachten ist, dass die Varianten „Schafwollmatte 3 Wochen Mähen“ und „Schafwollmatte 6 Wochen Mähen“ einen totalen Rückgang aufweisen. Weiters erfolgt ein Anstieg der durchschnittlichen Triebhöhe der Varianten „Weidenfaschine 3 Wochen Mähen“ und „Weidenfaschine 6 Wochen Mähen“. Die Ergebnisse am 27.08.2020 zeigen die Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall, wobei die Variante „Schafwollmatte 3 Wochen Mähen“ weiterhin den Wert 0 aufweist. Die durchschnittliche Triebhöhe der Variante „Weidenfaschine 3 Wochen Mähen“ steigt hingegen weiter. Die Boxplots am 17.09.2020 zeigen ab diesem Zeitpunkt eine Abnahme der Triebhöhe der Varianten „Weidenfaschine 3 Wochen Mähen“ und „Weidenfaschine 6 Wochen Mähen“, wobei die „Schafwollmatte 3 Wochen Mähen“ und „Schafwollmatte 6 Wochen Mähen“ weiterhin eine totale Verdrängung aufweisen. Während die Werte der Varianten „Schafwollmatte 3 Wochen Mähen“ und „Schafwollmatte 6 Wochen Mähen“ bis zum Ende des Monitorings auf 0 bleiben, senkt sich die durchschnittliche Triebhöhe von Variante „Weidenfaschine 6 Wochen Mähen“ im Laufe der weiteren Monitorings am 07.10.2020 und 28.10.2020. Bei Variante „Weidenfaschine 3 Wochen Mähen“ erfolgt eine geringe Steigung am 07.10.2020 und sinkt im Anschluss am 28.10.2020.

Die Werte der Triebhöhe zwischen den Monitorings der Abdeckungsvarianten Schafwollmatte bleiben über den gesamten Monitoring Zeitraum unverändert auf 0. Die durchschnittliche Triebhöhe über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 100% ab dem ersten Monitoring.

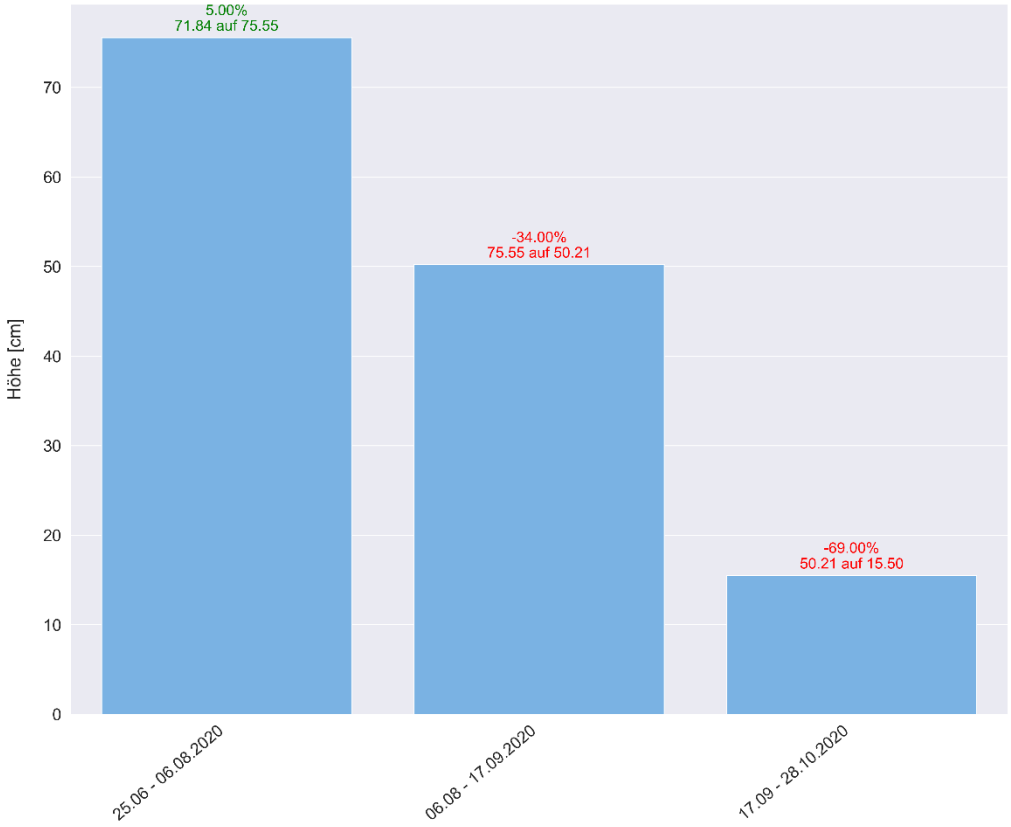

Abbildung 36: Durchschnittliche Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings der Varianten Weidenfaschinen normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall

Abbildung 36 zeigt die Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings der Varianten Weidenfaschinen. Die Veränderung der Werte vom 25.06.2020 und 06.08.2020 zeigt eine Zunahme der durchschnittlichen Triebhöhe von 5%. Dies führt zu einer Veränderung von 71,84 cm zu 75,55 cm. Der Zeitraum zwischen 06.08.2020 und 17.09.2020 weist eine Abnahme von 34% auf, was eine Veränderung von 75,56 cm zu 50,21 cm zur Folge hat. Die Werte von 17.09.2020 bis 26.10.2020 führen zu einer Veränderung der durchschnittlichen Triebhöhe von 50,21 cm zu 15,5 cm und somit einer Abnahme von 69%. Die durchschnittliche Triebhöhe über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 78% (71,84 cm auf 15,5 cm).

6.4.2 Entwicklung der Trockenbiomasse

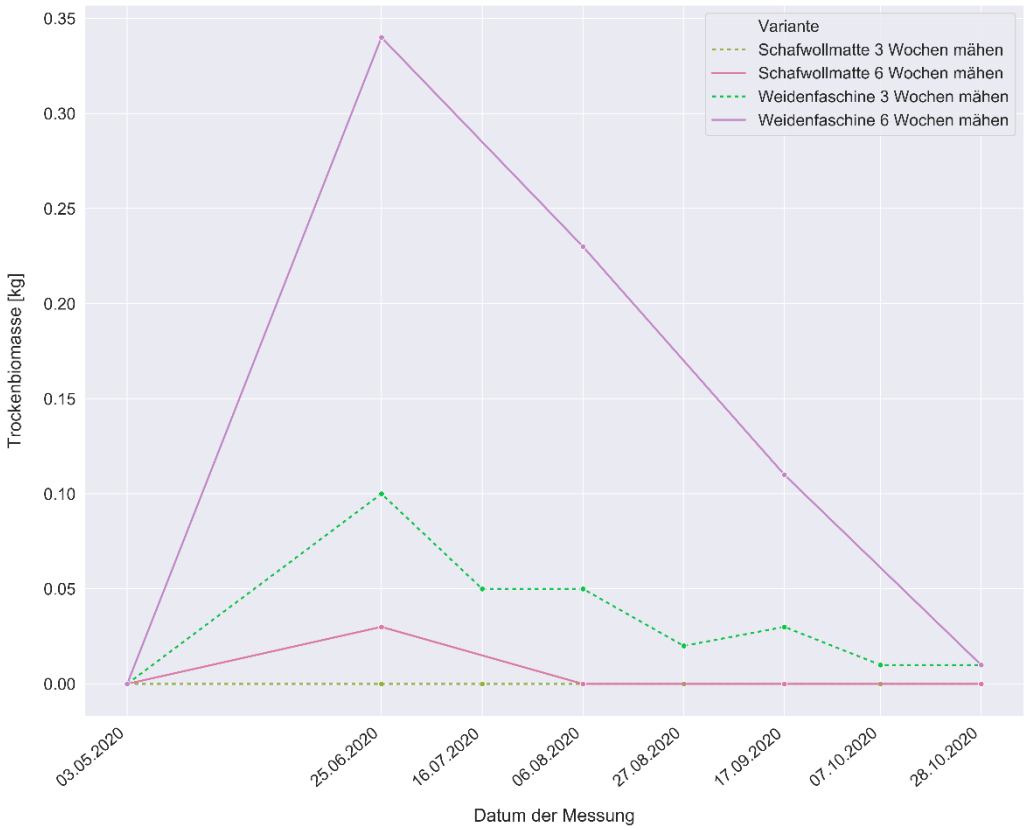

Abbildung 37: Entwicklung der Trockenbiomasse der Abdeckungsvarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum

Abbildung 37 zeigt die Entwicklung der Trockenbiomasse der Abdeckungsvarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum. Das erste Monitoring des gesamten Variantenspektrums ereignete sich am 25.06.2020 und zeigt große Unterschiede bezüglich der Trockenbiomasse. Die Werte der Variante „Schafwollmatte 3 Wochen mähen“ befinden sich über den gesamten Monitoring Zeitraum auf 0. Die Ergebnisse des 16.07.2020 umfassen die Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall. Hierbei ist ein Rückgang der Trockenbiomasse von Variante „Weidenfaschine 3 Wochen mähen“ zu erkennen. Die ausgewerteten Monitoring Daten am 06.08.2020, welche die gesamten Varianten umfassen, zeigen eine Abnahme der Variante „Weidenfaschine 6 Wochen mähen“ und einen gleichbleibenden Wert der Variante „Weidenfaschine 3 Wochen mähen“. Die Werte der Variante „Schafwollmatte 6 Wochen mähen“ befinden sich ab diesem Zeitpunkt auf 0. Die Ergebnisse am 27.08.2020 zeigen eine Abnahme der Trockenbiomasse von Variante „Weidenfaschine 3 Wochen mähen“. Die Trockenbiomasse von Variante

„Weidenfaschine 6 Wochen mähen“ gehen am 17.09.2020 zurück. Variante „Weidenfaschine 3 Wochen mähen“ weist eine geringe Steigung auf. Im Laufe der weiteren Monitorings am 07.10.2020 und 28.10.2020 nähern sich die Werte der Trockenbiomasse der Varianten „Weidenfaschine 3 Wochen mähen“ und „Weidenfaschine 6 Wochen mähen“ gegen 0.

Die Werte der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings der Abdeckungsvarianten Schafwollmatte bleiben über den gesamten Monitoring Zeitraum unverändert auf 0. Die Trockenbiomasse über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 100% ab dem ersten Monitoring.

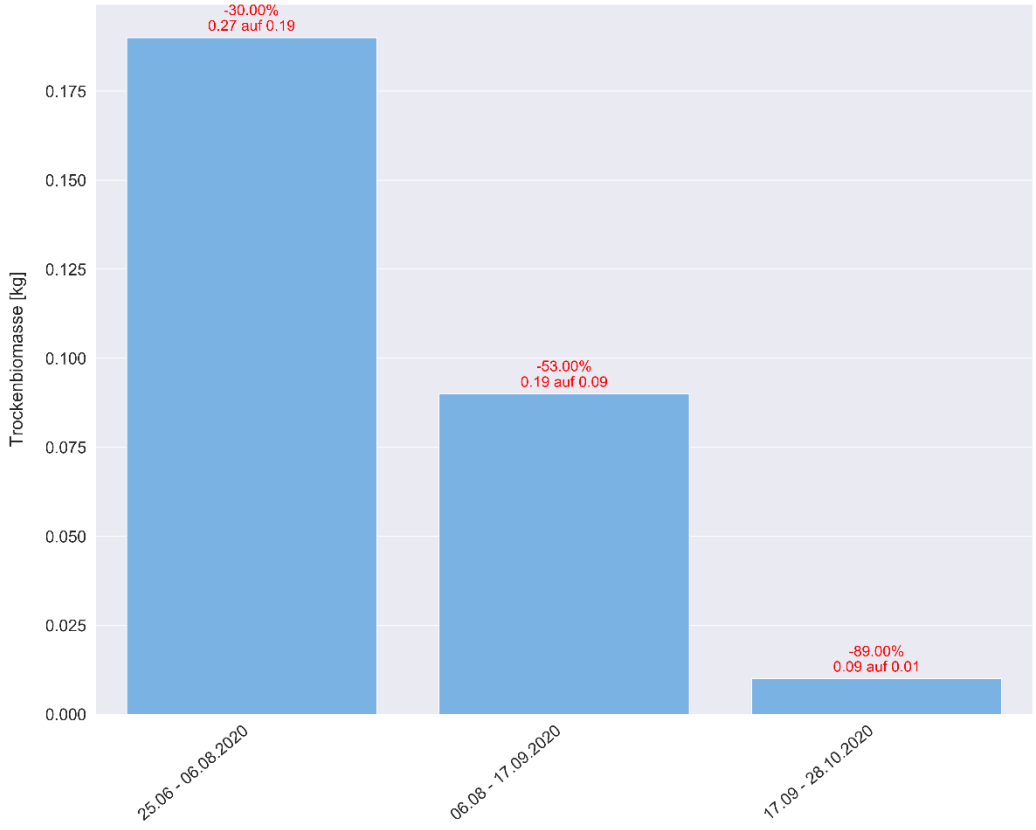

Abbildung 38: Durchschnittliche Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings der Varianten Weidenfaschinen normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall

Abbildung 38 zeigt die Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings der Varianten Weidenfaschinen. Die Veränderung der Werte vom 25.06.2020 und 16.07.2020 weist eine Abnahme der durchschnittlichen Triebhöhe von 30% auf. Dies führt zu einer Veränderung von 0,27 kg zu 0,19 kg. Der Barplot, welcher den Zeitraum von 16.07.2020 bis 06.08.2020 darstellt, zeigt eine Abnahme der

durchschnittlichen Triebhöhe von 0,19 kg auf 0,09 kg, was eine prozentuale Abnahme von 53% ergibt. Die Werte von 17.09.2020 bis 26.10.2020 führen zu einer Veränderung der Trockenbiomasse 0,09 kg zu 0,01 kg und somit einer Abnahme von 89%. Die Trockenbiomasse über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 96% (0,27 kg auf 0,01 kg).

6.4.3 Entwicklung des Deckungsgrades

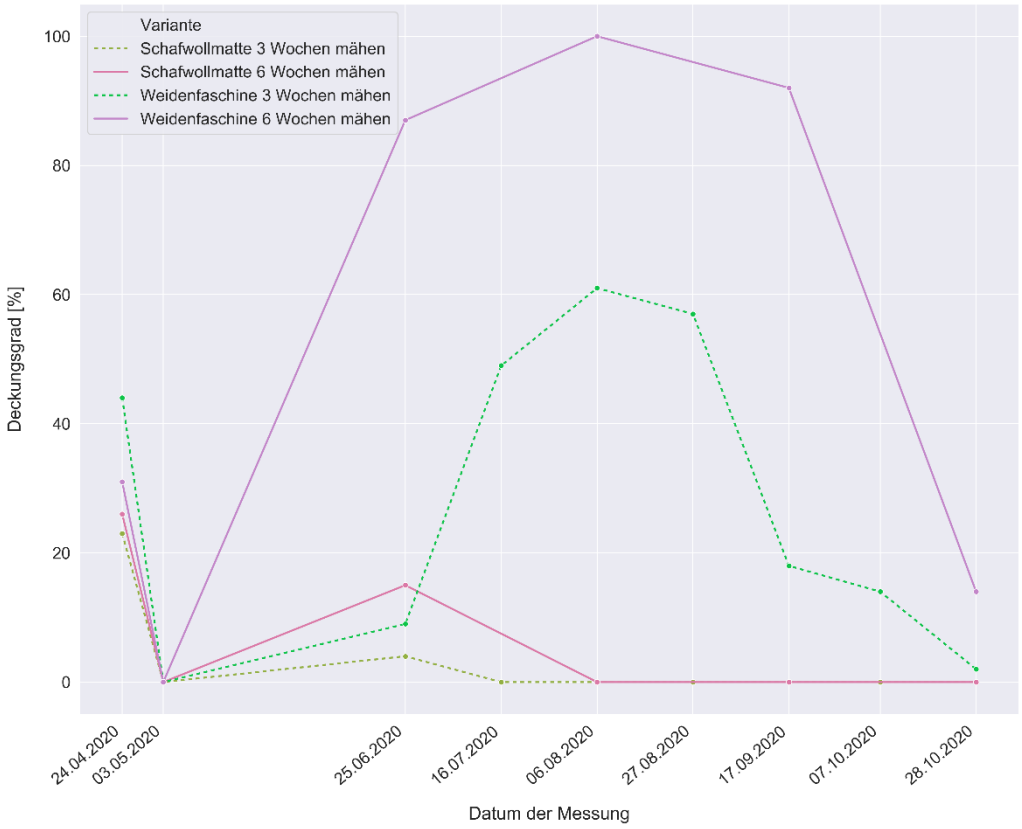

Abbildung 39: Entwicklung des Deckungsgrades der Abdeckungsvarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum

Abbildung 39 zeigt die Entwicklung des Deckungsgrades der Abdeckungsvarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum. Das erste Monitoring des gesamten Variantenspektrums ereignete sich am 25.06.2020 und zeigt einen hohen Deckungsgrad der Variante „Weidenfaschine 6 Wochen mähen“. Die Ergebnisse des 16.07.2020 umfassen die Varianten im dreiwöchigen Pflegeintervall. Hierbei ist ein Anstieg des Deckungsgrades von Variante „Weidenfaschine 3 Wochen mähen“ zu erkennen, wobei die Variante „Schafwollmatte 3 Wochen mähen“ ab diesem Zeitpunkt eine totale Verdrängung über den gesamten Monitoring Zeitraum aufweist. Die ausgewerteten Monitoring Daten am 06.08.2020, welche die gesamten Varianten

umfassen, zeigen einen weiteren Anstieg der Varianten „Weidenfaschine 3 Wochen mähen“ und „Weidenfaschine 6 Wochen mähen“. Die Werte der Variante „Schafwollmatte 6 Wochen mähen“ befinden sich ab diesem Monitoring, durch eine Verdrängung des Knöterichbestands, auf 0. Ab dem 27.08.2020 zeigen die Ergebnisse eine stetige Abnahme der Varianten „Weidenfaschine 3 Wochen mähen“ und „Weidenfaschine 6 Wochen mähen“.

Die Werte des Deckungsgrades zwischen den Monitorings der Abdeckungsvarianten Schafwollmatte bleiben über den gesamten Monitoring Zeitraum unverändert auf 0. Die durchschnittliche Triebhöhe über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 100% ab dem ersten Monitoring.

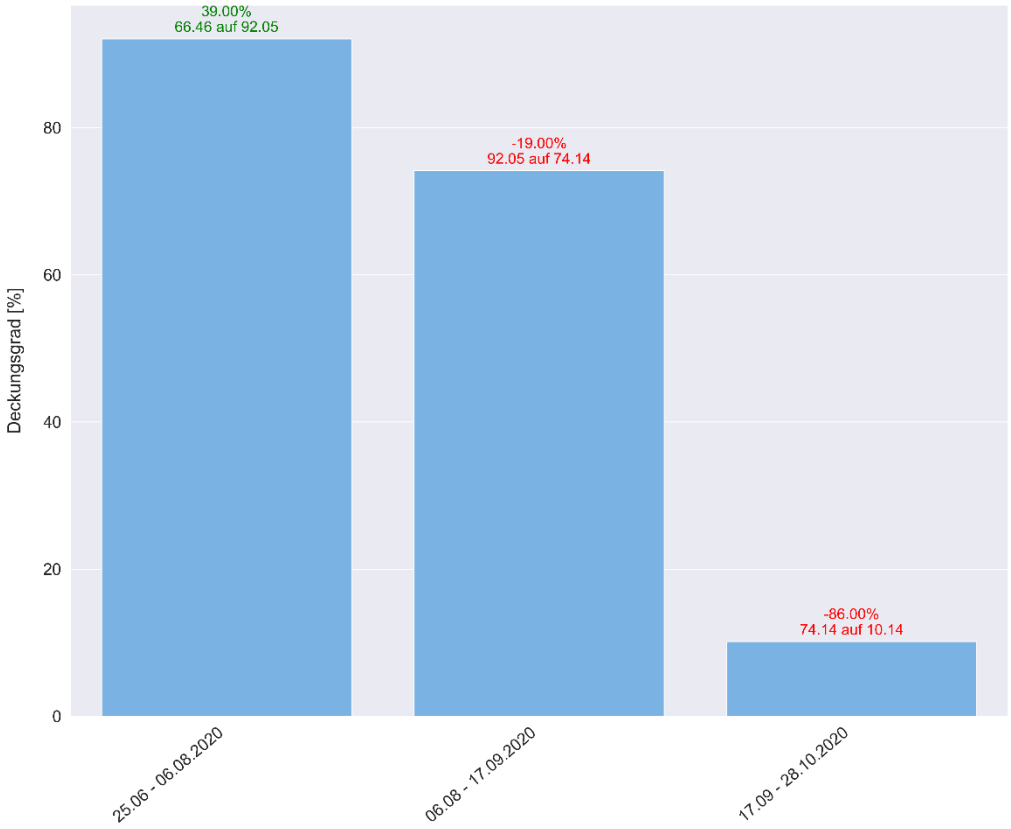

Abbildung 40: Durchschnittliche Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings der Varianten Weidenfaschinen normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall

Abbildung 40 zeigt die Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings der Varianten Weidenfaschinen. Die Veränderung der Werte von 25.06.2020 und 16.07.2020 zeigt eine Zunahme des Deckungsgrades von 39%. Dies führt zu einer Veränderung von 66,46% zu 92,05%. Der Barplot, welcher den Zeitraum von

16.07.2020 bis 06.08.2020 darstellt, zeigt eine Abnahme des Deckungsgrades von 92,05% auf 74,14%, was eine prozentuale Abnahme von 19% ergibt. Die Werte vom 17.09.2020 bis 26.10.2020 führen zu einer Veränderung des Deckungsgrades 74,14% zu 10,14% und somit einer Abnahme von 86%. Der Deckungsgrad über den gesamten Monitoring Zeitraum ergibt eine Abnahme von 85% (66,46% auf 10,14%).

7 Diskussion

Um die Eindämmung von *Fallopia japonica* zu behandeln, wurden in Form von Feldversuchen unterschiedliche Kontrollmaßnahmen bezüglich der relevanten Vegetationsparameter durchgeführt. Hierfür wurde die Entwicklung von *Fallopia japonica* auf Versuchsflächen über den Zeitraum einer Vegetationsperiode durch verschiedene Pflegeintervalle, Pflegemaßnahmen und Abdeckungsmaßnahmen beobachtet und statistisch ausgewertet. Im Rahmen eines Monitorings wurden Triebhöhe, Trockenbiomasse, Bewuchs, Triebdurchmesser und Anzahl der Triebe gemessen. Bei jedem der insgesamt sieben Monitorings wurden die Triebe von *Fallopia japonica* zugeschnitten und zur Bestimmung der Trockenbiomasse verwendet. Als wichtigster Vegetationsparameter in der Entwicklung von *Fallopia japonica* wird die Trockenbiomasse herangezogen. Durch eine starke Korrelation zwischen der Trockenbiomasse und der Triebhöhe, sowie der Trockenbiomasse und dem Deckungsgrades, zeigt sich eine Wichtigkeit zur Abschätzung einer Belastung durch *Fallopia Japonica*. Die Vegetationsparameter Anzahl der Triebe und Triebdurchmesser zeigen einen geringen Zusammenhang mit der Biomasseentwicklung. Aufgrund der Ergebnisse wird deutlich, dass speziell die Abdeckung durch Ökovlies kombiniert mit Mahd, eine schnelle und über eine Vegetationsperiode effiziente Maßnahme darstellt. Im Rahmen dieser Forschungsarbeit muss allerdings berücksichtigt werden, dass sich diese Kontrollmaßnahmen lediglich auf eine Vegetationsperiode beziehen. Eine Empfehlung für weitere Forschungen ist daher, anhand der bislang bearbeiteten Versuchsplots, weitere Vegetationsperioden zu untersuchen.

Welche Vegetationsparameter korrelieren am stärksten mit der Biomasseentwicklung?

Um eine Entwicklung durch *Fallopia japonica* am besten abschätzen zu können, benötigt es einer Bestimmung der vorhandenen Biomasse. Da die Trockenbiomasse aufgrund des hohen Aufwands oft schwer zu ermitteln ist, bedarf es einer überschaubareren Lösung für schnelle Diagnosen.

NACHTIGALL & WIRTZ (2004) beschreiben eine Korrelation mit einem Ergebnis zwischen 0,7 und 0,9 als hoch. Da die beiden Vegetationsparameter mit der höchsten Korrelation bezogen auf die Trockenbiomasse, mit 0,73 (Triebhöhe) und

0,66 (Deckungsgrad) diesem Bereich am nächsten kommen, ergibt dies den stärksten Zusammenhang der Trockenbiomasse mit Triebhöhe und Deckungsgrad. Hierbei kann anhand der Abschätzung der stark korrelierenden Vegetationsparameter eines vorhandenen *Fallopia japonica* Bestands eine grobe, unkompliziertere Kategorisierung des Problems erstellt werden.

Bestehen Unterschiede zwischen Mahd und Ausreißen bezogen auf die Entwicklung der aufgenommenen Vegetationsparameter?

Die Abnahme der durchschnittlichen Triebhöhe unterscheidet sich bezüglich der Pflegemaßnahmen, von Anfang bis Ende, um 11%, wobei die Varianten Ausreißen gegenüber der Varianten Mähen ebenfalls eine konstantere Abnahme zur Folge haben. Auch in der Entwicklung der Trockenbiomasse ergibt die Datenauswertung mit lediglich 2% Unterschied ein ähnliches Endergebnis, wobei die Varianten Ausreißen auch hier eine konstant höhere Abnahme zeigen. Die Entwicklung des Deckungsgrades der verschiedenen Pflegevarianten unterscheidet sich stärker als die zuvor genannten Vegetationsparameter. Während die Abnahme der Varianten Ausreißen schon prozentual in der Mitte des Monitoring Zeitraums erfolgt, weisen die Varianten Mahd eine starke Abnahme erst gegen Ende der Vegetationsperiode auf. In der Betrachtung des Endergebnisses der Abnahme des Deckungsgrades erweisen sich die Varianten Ausreißen als 9% effizienter.

Die Auswertung der unterschiedlichen Pflegemaßnahmen zeigt somit, dass sowohl die Varianten Ausreißen als auch die Varianten Mahd über eine Vegetationsperiode als sinnvolle Kontrollmaßnahme herangezogen werden können. Betrachtet man die Ergebnisse, weist Ausreißen eine prozentual höhere Wirksamkeit auf als Mähen. Zu beachten ist allerdings, dass dies lediglich auf Variante „Mähen 6 Wochen begrünt“, als stark abweichende Variante zurückzuführen ist und die übrigen Varianten eine ähnliche Wirksamkeit aufweisen. Zwar beschreibt GELPKE (2006) das Ausreißen im Vergleich zur Mahd aufgrund der potenziellen Entfernung von unterirdischer Biomasse als effektivere Bekämpfungsmaßnahme, jedoch schließen die Erkenntnisse dieser Arbeit auf eine ähnliche Wirksamkeit. Ein Grund für dieses Ergebnis könnte der fehlende Eingriff in die untere Bodenschicht sein, da durch die leicht brechenden Rhizome oftmals nur die unterirdische Biomasse der oberen Bodenschicht entfernt werden kann und dies nicht zu einer relevanten Schwächung des Bestandes führt.

Bestehen Unterschiede zwischen Abdeckung durch Weidenfaschinen und Abdeckung durch Ökovlies bezogen auf die Entwicklung der aufgenommenen Vegetationsparameter?

Die Entwicklung der durchschnittlichen Triebhöhe über den gesamten Monitoring Zeitraum weist bezüglich der Abdeckung durch Ökovlies, ab dem ersten Monitoring eine totale Verdrängung des *Fallopia japonica* Bestands auf. Die Abdeckung durch Weidenfaschinen weist einen geringeren Erfolg auf. Über den gesamten Monitoring Verlauf verringert sich die durchschnittliche Triebhöhe um lediglich 78%, wobei der prozentual größte Anteil des Rückgangs gegen Ende der Vegetationsperiode geschieht. Auch in Anbetracht der Trockenbiomasseentwicklung erweist sich die Abdeckung durch Ökovlies als weitaus effizienter als die Abdeckung durch Weidenfaschinen, wobei die prozentual größte Abnahme der Varianten der Weidenfaschinen abermals gegen Ende der Vegetationsperiode geschah. Über die gesamte Vegetationsperiode ist ein Rückgang des *Fallopia japonica* Bestands von 96% zu verzeichnen. Bei der Betrachtung der Deckungsgradentwicklung zeichnet sich ein ähnliches Bild ab. Während die Abdeckungsvarianten durch Ökovlies bereits ab dem ersten Monitoring eine totale Verdrängung vorweisen, geschieht der prozentual höchste Rückgang durch Weidenfaschinen erst gegen Ende der Vegetationsperiode. Über die gesamte Vegetationsperiode ist ein Rückgang des *Fallopia japonica* Bestands von 85% zu verzeichnen.

Beide Varianten mit Ökovlies konnten im frühen Monitoring Zeitraum eine totale Verdrängung aufweisen. Die Maßnahmen in Form von Weidenfaschinen konnten zwar Erfolge aufweisen, stellten sich jedoch im Vergleich zu den Varianten mit Ökovlies als weniger wirksam heraus. Während die Varianten mit Ökovlies schnell und über den gesamten Monitoring Zeitraum effizient wirkten, zeigten die Varianten der Weidenfaschinen erst gegen Ende des Monitoring Zeitraums Wirkung. Laut BUWAL (2005) gelten Weiden aufgrund ihres schnellen Wachstums als optimale Vegetation für ingenieurbiologische Maßnahmen, allerdings konnte dies im Falle des durchgeführten Monitorings nicht bestätigt werden. Die von HASEKE & REMSCHAK (2010) angeführte Schattenbildung und der Wurzeldruck blieben aus und der aufkommende Weidenbestand wurde von *Fallopia japonica* überschattet. Eine mögliche Abschwächung der Wirkung durch Weidenfaschinen könnte die verspätete

Ausbringung der Weiden sein und die am Standort andauernde Trockenheit, wodurch sich diese nicht entwickeln konnten.

Bestehen Unterschiede durch unterschiedliche Pflegeintervalle bezogen auf die Entwicklung der aufgenommenen Vegetationsparameter?

Die Entwicklung der Triebhöhe über den gesamten Monitoring Zeitraum weist eine Abnahme von 86% im dreiwöchigen Pflegeintervall und eine Abnahme von 84% im sechswöchigen Pflegeintervall auf, was lediglich einen Unterschied von 2% bedeutet. Zwar ist diese Abnahme sehr ähnlich, dennoch unterscheiden sich die verschiedenen Pflegeintervalle anhand ihrer Entwicklung. Während die Triebhöhe im dreiwöchigen Pflegeintervall stetig zurückgeht, nimmt die Triebhöhe der Versuchsplots im sechswöchigen Pflegeintervall größtenteils erst gegen Ende der Vegetationsperiode ab. Die Entwicklung der Trockenbiomasse über den gesamten Monitoring Zeitraum weist in beiden Pflegeintervallen eine Abnahme von 97% auf. Während die Abnahme über den gesamten Monitoring Zeitraum der verschiedenen Pflegeintervalle ident ist, unterscheidet sich die Entwicklung auch hier deutlich. Während die Trockenbiomasse im dreiwöchigen Pflegeintervall ab dem ersten Monitoring um 91% reduziert werden konnte und ab diesem Zeitpunkt mit leichten Schwankungen sank, nimmt die Trockenbiomasse der Versuchsplots im sechswöchigen Pflegeintervall erst im weiteren Monitoring Verlauf deutlich ab. Die Entwicklung des Deckungsgrades über den gesamten Monitoring Zeitraum weist eine Abnahme von 98% im dreiwöchigen Pflegeintervall und eine Abnahme von 86% im sechswöchigen Pflegeintervall auf. Für die Abnahme des Deckungsgrades über den gesamten Monitoring Verlauf beträgt der Unterschied lediglich 13%, die Entwicklung unterscheidet sich jedoch auch hier deutlich. Während der Deckungsgrad im dreiwöchigen Pflegeintervall ab dem ersten Monitoring um 51% reduziert werden konnte und ab dem zweiten Monitoring stetig sank, wurde der Deckungsgrad der Versuchsplots im sechswöchigen Pflegeintervall erst im Zuge des letzten Pflegeschnitts stark verringert. Anhand der Erkenntnisse, dass das Bestandsniveau von *Fallopia japonica* bereits nach dem dritten Schnitt erheblich abnimmt, könnte ein flexibles Pflegeintervall herangezogen werden. In diesem Fall wäre ein intensives Pflegeintervall am Beginn der Vegetationsperiode wirksam, gefolgt von einer Reduzierung der Eingriffe mit abfallender Wachstumsdynamik.

Aufgrund der hohen Widerstandskraft von *Fallopia japonica* ist eine Bekämpfung durch Pflegemaßnahmen nur in sehr hoher Frequenz wirksam. Um eine Eindämmung der Bestände zu erreichen, muss laut BESSING et al. (2000) sechs bis acht Mal pro Jahr gemäht werden. Die Ergebnisse der Kontrollmaßnahme durch unterschiedliche Pflegeintervalle ergeben, dass der bearbeitete *Fallopia japonica* Bestand allerdings über den gesamten Monitoringzeitraum auf ähnlich effektive Weise verdrängt werden kann, jedoch ein höherer Pflegeintervall für einen deutlich schnelleren Rückgang sorgt. Zwar beobachtet ADLER (1993) eine Rückentwicklung der Dominanz von Fallopia japonica mit sechs bis acht Schnitten pro Jahr, jedoch bezieht sich diese Erkenntnis auf die Ergebnisse einer mehrjährigen Mahd. Zu beobachten ist, dass schon der erste Schnitt für eine Schwächung sorgt. Dies deutet auf eine Wichtigkeit der Pflegemaßnahmen in einem hohen Pflegeintervall hin, speziell am Anfang der Vegetationsperiode. Die Ursache für die abweichenden Entwicklungen zwischen den unterschiedlichen Pflegeintervallen könnten die von BESSING et al. (2000) angeführten sechs Schnitte pro Vegetationsperiode sein, da auf diese Weise der *Fallopia japonica* Bestand in seinem Wachstum ausreichend geschwächt wird. Ein möglicher Grund für ein ähnliches Ergebnis am Ende des Monitorings könnte die späte Jahreszeit darstellen und das damit verbundene Ende der Vegetationsperiode. Ein Indiz für diese Annahme stellt der prozentual starke Rückgang der Varianten im sechswöchigen Pflegeintervall, zwischen 17.09.2020 und 28.10.2020 dar. Die Entwicklung von *Fallopia japonica* Beständen unterscheidet sich daher durch unterschiedliche Pflegeintervalle. Zwar resultieren kaum Abweichungen bezüglich des Bestands am Ende der Vegetationsperiode, jedoch hemmt ein höheres Pflegeintervall die stetige Entwicklung.

8 Ausblick

Seit jeher breiten sich Pflanzenarten, sowohl natürlich als auch durch anthropogene Verschleppung, in neue Lebensräume aus. Die Bewertung dieses Prozesses ist sehr komplex und bedarf einer langfristigen Beobachtung.

Im Falle der unkontrollierbaren Ausbreitung von *Fallopia japonica* ist zu empfehlen, Kontrollmaßnahmen durchzuführen. Zu unterscheiden ist allerdings, in welcher Situation die Pflegemaßnahmen anzuwenden sind. Den größten Faktor hierbei spielt die Größe des zu bearbeitenden Areals. Unumgänglich ist hierbei die Kontrolle durch Pflegemaßnahmen in regelmäßigem Intervall. Die Mahd erweist sich als effiziente und kostengünstige Variante, speziell bei größeren Flächen. Falls es sich um kleine Bestände mit lockerem Unterbewuchs handelt, kann das Ausreißen der Triebe als verhältnismäßige Alternative herangezogen werden. Als Pflegeintervall sollten je nach Notwendigkeit mindestens fünf Schnitte in einem flexiblen Pflegeintervall erfolgen. Ökovlies als wirksamste Methode, stellt aufgrund von hohem Aufwand und den damit verbundenen Kosten, eine gute Lösung bei sensiblen und kleineren Flächen dar. Um großflächige Areale durch Abdeckung zu bekämpfen, könnte Ökovlies nach dem Rückschnitt des *Fallopia japonica* Bestands auf die Fläche gelegt werden. In diesem Fall erfolgt zwar kein Erdaustausch, allerdings könnte dies den Aufwand der Aufbringung reduzieren.

Als Empfehlung für die Bekämpfung von *Fallopia japonica* ergeben sich daher folgende Bereiche: Große Flächen, welche in keinem sensiblen Kontext stehen, können auf Kontrollmaßnahmen durch Mahd reduziert werden. Hierbei sollte der Schnitt drei Mal in einem dreichwöchigen Pflegeintervall erfolgen und anschließend auf ein sechswöchiges Pflegeintervall reduziert werden. Da ein höheres Pflegeintervall mit höheren Kosten und Aufwand verbunden ist, ist hierbei abzuwägen, welche Problematik der bestehende *Fallopia japonica* Bestand darstellt und wie intensiv dieser nach den ersten drei Schnitten bekämpft werden soll. Sensible Gebiete von kleinerem Ausmaß sollten durch eine Kombination der Maßnahmen bearbeitet werden. Hierbei erweist sich das Einbringen von Ökovlies als effizienteste Methode. Je nach Wirksamkeit und Notwendigkeit, sollte diese Maßnahme mit Mähen oder Ausreißen, in einem angepassten Pflegeintervall unterstützt werden.

9 Literaturverzeichnis

ADACHI, N.; TERASHIMA, I.; TAKAHASHI, M. (1996): Nitrogen translocation via rhizomesystems in monoclonal stands of *Reynoutria japonica* in an oligotroph desert on Mt. Fuji: field experiments. Ecology Reservoir 11 (1996). S. 176-186.

ADLER, C. (1993): Zur Strategie und Vergesellschaftung des Neophyten Polygonum cuspidatum unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. Tuexenia 13: S. 373-397.

AGUILERA, A.; G.; ALPERT, P.; DUKES, J., S. et al. (2010): Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. BiolInvasions Biol invasions 12, S. 1243-1252. https://doi.org/10.1007/s10530-009-9543-z

ALBERTERNST, B., W. KONOLD & R. BÖCKER (1995): Genetische und morphologische Unterschiede bei der Gattung Reynoutria. – In: R. BÖCKER, H. GEBHARDT, W. KONOLD & S. SCHMIDT-FISCHER (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, Landsberg. S. 113-124;151f.

AMMONDT, S.; LITTON, C.; ELLSWORTH, L.; LEARY, J. (2012): Restoration of native plant communities in a Hawaiian dry lowland ecosystem dominated by the invasive grass Megathyrsus maximus. Applied Vegetation Science. 16. S. 29-39. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01208.x

BASHTANOVA, U.; BECKETT, P.; FLOWERS, T. (2009): Review: Physiological Approaches to the Improvement of Chemical Control of Japanese Knotweed (Fallopia japonica). Weed Science. 57. S: 584-592. https://doi.org/10.1614/WS-09-069.1

BESSING, U.; BONK, K.; TAUCHNITZ, H. (2000): Empfehlungen im Umgang mit Neophyten. – Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. – FLL; Bonn. S. 4-8.

BOLLENS, U. (2005): Bekämpfung des Japanischen Staudenknöterichs – Literaturreview und Empfehlungen für Bahnanlagen. Umwelt Materialien Nr. 192, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. S. 28f.;44.

BÖHMER, H. J.; HEGER, T.; ALBERTERNST, B.; WALSER, B. (2006): Ökologie, Ausbreitung und Bekämpfung des Japanischen Staudenknöterichs (Fallopia japonica) in Deutschland. Anliegen Natur (Berichte der ANL). 30. S. 29-34.

BRAM, M., R.; MCNAIR, J., N. “Seed Germinability and Its Seasonal Onset of Japanese Knotweed (Polygonum Cuspidatum).” Weed Science 52, no. 5 (2004): S. 759–767. http://www.jstor.org/stable/4046821

CRONK, Q., C., B. & FULLER, J., L. (2001): Plant Invaders: the threat to natural ecosystems. Earthscan Pubilcations, London, UK. Conservation Ecology. 5. S. 35-40. https://doi.org/10.5751/ES-00275-050203

DAVIS, M., W.; LAMAR, R. T. (1992): Evaluation of methods to extract ergosteral for quantitation of soil fungal biomass, Soil Biology and Biochemistry Volume 24, Issue 3, 1992, S. 189-198, ISSN 0038-0717, https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90218-M

DELBART, E.; MAHY, G.; WEICKMANS, B.; HENRIET, F.; CRÉMER, S.; PIERET, N.; VANDERHOEVEN, S.; MONTY, A. (2012): Can land managers control Japanese knotweed? Lessons from control tests in Belgium. Environ Manage. Dec;50(6). S. 1089-1097 https://doi.org/10.1007/s00267-012-9945-z

DE MICHELI, A.; BOLLENS, U.; GELPKE, G.; STREIT, B.; FISCHER, D. (2006): Bericht und Empfehlung zur Bekämpfung des Japanknöterichs Kanton Zürich (Federführung) AWEL. S. 28;32;75.

DE WAAL, L. (2001): A viability study of *Fallopia japonica* stem tissue. Weed Research 41, S. 447-460. https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.2001.00249.x

DOMMANGET, F.; SPIEGELBERGER, T.; CAVAILLÉ, P.; EVETTE, A. (2013): Light Availability Prevails Over Soil Fertility and Structure in the Performance of Asian Knotweeds on Riverbanks: New Management Perspectives. Environmental management. 52. S. 1453-1462. https://doi.org/10.1007/s00267-013-0160-3

DOMMANGET, F.; EVETTE, A.; SPIEGELBERGER, T.; GALLET, C.; PACÉ, M.; IMBERT, M.; NAVAS, M., L. (2014): Differential allelopathic effects of Japanese knotweed on willow and cotton wood cuttings used in riverbank restoration techniques. Journal of Environmental Management 132. S. 71-78.

DOMMANGET, F.; EVETTE, A.; BRETON, V.; DAUMERGUE, N.; FORESTIER, O.; POUPART, P.; MARTIN, F.-M.; NAVAS, M.-L. (2019): Fast-growing willows significantly reduce invasive knotweed spread. Journal of Environmental Management 231. S. 1-9.

EBERSTALLER-FLEISCHANDERL D.; EBERSTALLER J. (2014): Flussbau und Ökologie. Flussbauliche Maßnahmen zur Erreichung des gewässerökologischen Zielzustandes. Amt der NÖ Landesregierung und dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. St. Pölten.

ESCHTRUTH, A., K.; BATTLES, J., J. (2011): The importance of quantifying propagule pressure to understand invasion: an examination of riparian forest invasibility. Ecology, 92: S. 1314-1322. https://doi.org/10.1890/10-0857.1

ESSL, F. & RABITSCH, W. (2002): Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt Wien (Hrsg. Und Medieninhaber). 432ff.

ESSL, F. & RABITSCH, W. (2004): Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. S. 26.

GIGON, A. & WEBER, E. (2005): Invasive Neophyten in der Schweiz. Lagebericht und Handlungsbedarf. Bericht der SKEW/CPS zu Handen des BUWAL, S.19

GREGECO GMBH. (2019): Managementkonzept Asiatische Staudenknöteriche. Praxishilfe für die Planung, Ausführung und Kontrolle. Version 1.0 / 21.01.2019. Erstellt im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU), S. 49

GRIMSBY, J.; TSIRELSON, D.; GAMMON, M.; KESSELI, R. (2007): Genetic diversity and clonal vs. sexual reproduction in *Fallopia* spp. (Polygonaceae). American Journal of Botany 94. S. 957-964. https://doi.org/10.3732/ajb.94.6.957

HAGEMANN, W. (1995): Wuchsform und individuelle Bekämpfung des Japanknöterichs durch Herbizidinjektionen: ein vorläufiger Bericht. In. BÖCKER, R.; GEBHARDT, H.; KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, Landsberg. S. 179-194.

HARTMANN, E.; SCHULDES, H.; KÜBLER, R.; KONOLD, W. (1995): Neophyten, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. Landsberg. S. 79-90.

HASEKE, H. (2013): LIFE+ Projekt „Naturwald, Moore und Lebensraumverbund im Ausseerland" A.10 Managementplan Neophyten. Österreichische Bundesforste AG(ÖBf), Forstbetrieb Inneres Salzkammergut, Bad Goisern. S. 24.

HASEKE, H. & REMSCHAK, C. (2010): Managementplan Neobiota. Life- Gesäuse. Bericht d. Nationalpark Gesäuse GmbH. Wenig. S. 47.

HAYEN, B. (1995): Populationsökologische Untersuchungen an Reynoutria japonica. Erste Ergebnisse. Gebietsfremde Pflanzenarten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management (Ed. Böcker R., Gebhardt H. Konold W., Schmidt-Fischer S.), Ecomed, Landsberg. S. 125–140.

HÖRANDL, E.; FLORINETH F.; HADACEK, F. (2012): Weiden in Österreich und angrenzenden Gebieten. Wien. Eigenverlag des Institutes für Ingenieurbiologie und Landschaftsbau, Department für Bautechnik und Naturgefahren, Universität für Bodenkultur Wien.

HUBER, A. (2001): Bekämpfung von Japan-Knöterich (Reynoutria spec.) und Riesenbärenklau (Heracleummantegazzianum) in den Naturschutzzonen und angrenzenden Gebieten der Reussebene. Baudepartement des Kantons Aargau.

KEANE, R. M.; CRAWLEY, M., J. (2002): Keane RM, Crawley MJ.. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. Trends Ecol Evol 17: S. 164-170. Trends in Ecology & Evolution. 17. S. 164-170. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02499-0

KOBAYASHI, T.; OKAMOTO, K.; KANAZAWA, Y.; HORI, Y. (2005): Differences in plant-size structure and biomass allocation in plants between exposed and shaded Plantago asiatica populations at a mid elevated habitat in the cool-temperate region of Japan. Plant Species Biology 20. S. 47-56. https://doi.org/10.1111/j.1442-1984.2005.00123.x

KOWARIK, I. (1984): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (Ailanthus altissima [MiII.] Swingle) in Mitteleuropa. TUEXENIA. 4. S. 9-29.

KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co. S. 81-94.

Land NÖ – Amt der NÖ Landesregierung (2015): Naturschutzkonzept Niederösterreich. Naturschutz Niederösterreich. Gruppe Raumordnung, Umwelt und Verkehr; Abteilung Naturschutz

LANDOLT, E. (2001): Erklärungen zu den Artbeschreibungen. In: Flora der Stadt Zürich (1984–1998). Birkhäuser, Basel. https://doi.org/10.1007/978-3-0348-7987-3_4

LFU – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1994): Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern (Handbuch Wasser 2). Stuttgart.

LOHMEYER W. (1969): Über einige bach- und flussbegleitende nitrophile Stauden und
Staudengesellschaften in Westdeutschland und ihre Bedeutung für den Uferschutz. Natur und Landschaft, 44 (10), S. 96.

LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS S.; DE POORTER, M. (2000): 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive SpeciesSpecialist Group: 12.

MEINLSCHMIDT, E. (2006): Staudenknöteriche – Japanischer, Sachalin- und Böhmischer Knöterich. Faltblattreihe Integrierter Pflanzenschutz, Heft 6. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. Dresden. S. 8

NACHTIGALL, C. & WIRTZ, M. A. (2004): Wahrscheinlichkeitsrechnung und Inferenzstatistik (3. Aufl.). Weinheim: Juventa Verlag.

NENTWIG, W. (2010): Invasive Arten. Haupt Verlag AG, Bern. S. 10-17;108-110.

PIMENTEL, D.; LACH, L.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. (2000): Environmental and economic costs of non indigenous species in the United States. Bio Science 50(1). S. 53-65.

SCHULDES, H. & R. KÜBLER (1990): Ökologie und Vergesellschaftung von Solidago canadensis et gigantea, Reynoutria japonica et sachalinense, Impatiens glandulifera, Helianthus tuberosus, Heracleum mantegazzianum. Ihre Verbreitung in Baden-Württemberg sowie Notwendigkeit und Möglichkeiten ihrer Bekämpfung. Unveröff. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg.

SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (1991): Gewässer-begleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutz-Sicht unter Berücksichtigung Südwestdeutschlands. [Importance of neophytes on river and rivulet banks, especially in Southwestern Germany.]. NNA-Berichte (Hrsg. Norddeutsche Naturschutzakademie Hof Möhr). 4. S. 14-27.

SUKOPP H. & SUKOPP U. (1988): Reynoutria japonica HOUTT. in Japan und in Europa. – Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel: S. 354-372.

THUILLER, W. (2007): Climate change and the ecologist. Nature 448, S. 550–552. https://doi.org/10.1038/448550a

UNGER, J., G. (2004): Invasive gebietsfremde Arten im Bereich des Internationalen Pflanzenschutzübereinkommens. Gesunde Pflanzen 56**,** S. 80–85 https://doi.org/10.1007/s10343-004-0026-y

VANDERHOEVEN, S.; PIERET, N.; DELBART, E.; & MAHY, G. (2008): Invasive plant species management tests and advices along river banks in the Walloon Region. Paper presented at Ecological Restoration: Towards a sustainable future for European ecosystems? Ghent, Belgium.

WALLNER, R. M. (2005): Aliens-Neobiota in Österreich. Böhlau Vlg., Wien-Köln-Weimar. S. 283ff.

WESTON, L., A.; BARNEY, J., N.; DITOMMASO, A. (2005): A Review of the Biology and Ecology of Three Invasive Perennials in New York State: Japanese Knotweed (Polygonum cuspidatum), Mugwort (Artemisia vulgaris) and Pale Swallowwort (Vincetoxicum rossicum). Plant and Soil - PLANT SOIL. 277. S. 53-69. https://doi.org/10.1007/s11104-005-3102-x

WITTENBERG, R. (2005): An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI bioscience Switzwerland Centre report to the Swiss Agency for Environment, Forests and Landscape. Ehe environmental in practice no. 0629. Federal Office for the Environment, Bern. S. 155ff.

Onlinequellen

BfN – Bundesamt für Naturschutz (2018): Auswirkungen von Glyphosat auf die Biodiversität, Positions-papier des BfN, Bonn: BfN, online: https://www.bfn.de/pressemitteilungen/glyphosat-contra-biologische-vielfalt-empfehlungen-des-bfn Stand: 05.04.2022

BIOSPHÄRENPARK WIENERWALD MANAGEMENT GMBH (o.J.): Neophytenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald: Neobiota. Online: https://www.bpww.at/de/artikel/neophytenmanagement-im-biosphaerenpark-wienerwald, Stand: 24.9.2020.

BUWAL – Umweltamt für Umwelt, Wald und Landschaft (2005): Bekämpfung des japanischen Staudenknöterichs. Umweltmaterialien Nr. 192 Boden. Bern. Online: https://beruf.lu.ch/-/media/Beruf/Dokumente/schulen_berufsbildungszentren/natur_ernaehrung/Fachbereich_Landwirtschaft/Beratung/Aktuell/bbzn_lw_beratung_bekaempfung_japanischer_staudenknoeterich.pdf?la=de-CH, Stand: 07.09.2020

GELPKE, G. (2006): Problempflanze Zugespitzter oder Japan-Knöterich, Japanischer Staudenknöterich. Reynoutria japonica; Synonyme: Polygonum cuspidatum, Fallopia japonica. Baudirektion Kanton Zürich & Züricher Vogelschutz. Online: https://www.bioaktuell.ch/fileadmin/documents/ba/Pflanzenbau/Unkrautregulierung/MB-Japan-ZH.pdf Stand: 01.04.2022

GOOGLE MAPS (2020): Google Maps. Online: https://www.google.com/maps Stand: 17.10.2020.

METEOSTAT (2021): Online: https://meteostat.net/de/place/3W61BJ?t=2020-01-01/2020-12-31, Stand: 08.10.2021

VO EU-1143/2014 - VERORDNUNG (EU) Nr. 1143/2014 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten. Online: https://eurlex.europa.eu/legalcontent/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143&from=EN, Stand 18.09.2021.

10 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Veränderung der nachgewiesenen, etablierten Arten nichtheimischer Pflanzen, Vögel, Amphibien und Reptilien pro Jahr über einen Zeitraum von 100 Jahren in Europa (NENTWIG 2010). 6
Abbildung 2: Anzahl des Neophytenanstiegs der Tschechischen Republik, bezogen auf deren Herkunftsgebiete (NENTWIG 2010). 10
Abbildung 3: Ausbreitungsschema von Fallopia japonica in der Tschechischen Republik, unterschieden zwischen gewässernahen (grau) und gewässerfernen (schwarz) Fundorten (KOWARIK 2003)..... 18
Abbildung 4: Übersichtskarte mit Lage des Projektgebiets bei Traiskirchen mit Nähe zur Schwechat (GOOGLE MAPS 2020, eigene Bearbeitung). 23
Abbildung 5: Jahrestemperaturverlauf über den Monitoringzeitraum mit eingetragenen Monitoringzeitpunkten (METEOSTAT 2021, eigene Bearbeitung).... 24
Abbildung 6: Niederschlag in Traiskirchen über den Monitoringzeitraum (METEOSTAT 2021, eigene Bearbeitung). 24
Abbildung 7: Markierung der Versuchsplots 03.05.2020 25
Abbildung 8: Aufbereitung der Versuchsflächen 03.05.2020 25
Abbildung 9: Aufbereitete Versuchsfläche 03.05.2020 26
Abbildung 10: Anordnung der Versuchsplots Hochwasserdamm Traiskirchen (GOOGLE MAPS 2020, eigene Bearbeitung)..... 27
Abbildung 11: Versuchsflächen mit Ökovlies 03.05.2020 28
Abbildung 12: Versuchsflächen mit Weidenfaschinen 03.05.2020 28
Abbildung 13: Knöterich Deckungsgradanalyse in Form einer Pixelauswertung 31
Abbildung 14: Ausbreitung der Knöterich Bestände 16.07.2020 33
Abbildung 15: Plotentwicklung SV01 über den gesamten Monitoringzeitraum 34
Abbildung 16: Korrelationen der aufgenommenen Vegetationsparameter 36
Abbildung 17:Entwicklung der Triebhöhe aller Varianten über den gesamten Monitoring Zeitraum als Boxplotdarstellung..... 37
Abbildung 18: Durchschnittliche Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings im drei Wochen Pflegeintervall..... 38
Abbildung 19:Durchschnittliche Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings im sechs Wochen Pflegeintervall..... 39
Abbildung 20: Entwicklung der Trockenbiomasse aller Varianten über den gesamten Monitoring Zeitraum..... 40

Abbildung 21: Durchschnittliche Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings im drei Wochen Pflegeintervall 41
Abbildung 22: Durchschnittliche Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings im sechs Wochen Pflegeintervall 42
Abbildung 23: Entwicklung des Deckungsgrades aller Varianten über den gesamten Monitoring Zeitraum 43
Abbildung 24: Durchschnittliche Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings im drei Wochen Pflegeintervall 44
Abbildung 25: Durchschnittliche Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings im sechs Wochen Pflegeintervall 45
Abbildung 26: Entwicklung der Triebhöhe der Pflegevarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum 46
Abbildung 27: Durchschnittliche Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings der Varianten Ausreißen normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall 48
Abbildung 28: Durchschnittliche Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings der Varianten Mahd normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall 49
Abbildung 29: Entwicklung der Trockenbiomasse der Pflegevarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum 50
Abbildung 30: Durchschnittliche Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings der Varianten Ausreißen normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall 51
Abbildung 31: Durchschnittliche Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings der Varianten Mahd normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall 52
Abbildung 32: Durchschnittliche Entwicklung des Deckungsgrades der Pflegevarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum 53
Abbildung 33: Durchschnittliche Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings der Varianten Ausreißen normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall 54
Abbildung 34: Durchschnittliche Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings der Varianten Mahd normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall 55
Abbildung 35: Entwicklung der Triebhöhe der Abdeckungsvarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum 56

Abbildung 36: Durchschnittliche Entwicklung der Triebhöhe zwischen den Monitorings der Varianten Weidenfaschinen normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall 58
Abbildung 37: Entwicklung der Trockenbiomasse der Abdeckungsvarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum 59
Abbildung 38: Durchschnittliche Entwicklung der Trockenbiomasse zwischen den Monitorings der Varianten Weidenfaschinen normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall 60
Abbildung 39: Entwicklung des Deckungsgrades der Abdeckungsvarianten über den gesamten Monitoring Zeitraum 61
Abbildung 40: Durchschnittliche Entwicklung des Deckungsgrades zwischen den Monitorings der Varianten Weidenfaschinen normalisiert auf sechs Wochen Pflegeintervall 62

11 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Überblick der angewandten Varianten 26
Tabelle 2: Zeitpunkte der Datenaufnahme und untersuchten Varianten pro Monitoring 32