



Renaturierung Untere March-Auen

Life+ 10NAT/AT/015



Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2024



Jurrien Westerhof mit Beiträgen von Gerhard
Egger, Anna Lindenberger, Florian Schneider,
und Thomas Zuna-Kratky

Impressum

Titel: Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2024, Bericht des WWF Österreich im Rahmen des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen. Wien. 71 S.

Projekt-Mitwirkende: Julia und Vinzenz Harbich (Rinderhaltung), Gerhard Neuhauser (Reservatleiter, Weideinfrastruktur), Christoph Roland (Pferdebetreuung, Weideinfrastruktur, Vögel), Marion Schindlauer (Pferdebetreuung, Vögel, Weißstorch), Michael Stelzhammer (Projektleitung LIFE+, Biotoptypenkartierungen), Florian Schneider (Vegetationskartierungen), Gerhard Egger (Vegetationskartierungen), Jurrien Westerhof (Berichterfassung, Koordination, Weißstorch, Wetter/Wasserstand, Weidebetrieb), Thomas Zuna-Kratky (Heuschrecken, Weißstörche).

Das Vorhaben wurde von der Europäischen Union, dem Land Niederösterreich und dem BMNT im Rahmen des LIFE Projekts „Renaturierung Untere March-Auen“ unterstützt und von einem interdisziplinären Beirat wissenschaftlich begleitet.

Foto Titelseite: Jurrien Westerhof

Inhaltsverzeichnis

I.	Projektbeschreibung	7
II.	Das Weidejahr 2024	12
III.	Weißstörche	20
IV.	Auswirkungen von mehreren Überschwemmungssituationen auf den CO ₂ -Haushalt eines spezifischen Ökosystems in den Auwiesen von Marchegg	24
V.	Erfassung ausgewählter Pflanzenarten auf der Ganzjahres-Weidefläche im WWF-Auenreservat Marchegg	40
VI.	Vegetationsmonitoring 2024	56

Zusammenfassung

Seit dem Frühjahr 2015 läuft in den Unteren March-Auen ein großes Beweidungsprojekt, und lebt eine Herde Konik-Pferde auf einer knapp 80 Hektar großen Weidefläche. Ziel des Weideprojekts ist es, das Naturreservat noch ein Stück naturnäher zu gestalten. Durch die Beweidung soll sich ein Mosaik unterschiedlicher Lebensräume einstellen. Es wird erwartet, dass sich die scharfen Grenzen zwischen Wald und Offenland auflösen. Gefährdete Arten wie Weißstorch, Neuntöter, Totholzkäfer-Arten, und Pionierpflanzen, wie der Streifen-Klee, sollen von der Vielzahl an neuen Nischen profitieren.

Jetzt, nach zehn Jahren mit Beweidung, können noch nicht alle Fragen beantwortet werden. Die Untersuchungen und die ausführliche Dokumentation des Weidebetriebs erlauben jedoch einen guten Einblick in die Entwicklung des Beweidungsprojekts.

Zu den ursprünglichen sechs Konik-Stuten wurden im Sommer 2016 drei Hengstfohlen gestellt, und seitdem wurden in regelmäßigen Abständen ca. 30 Fohlen geboren. Mehrmals wurden Tiere an vergleichbaren Beweidungsprojekte abgegeben, zuletzt an den Naturpark Leiser Berge. Die Herde bestand mit Jahresende 2024 aus 20 Tieren. Seit 2023 findet, nach drei Jahren Pause, in den Sommermonaten wieder eine Zusatzbeweidung mit einer kleinen Rinderherde statt. Die Besatzstärke lag 2024 bei 0,62 GVE pro Hektar Offenland, und bei 0,27 GVE pro ha über die gesamte Fläche gerechnet. Seit sieben Jahren wurden auf der Weidefläche keine Flächen mehr zusätzlich zur Beweidung gemäht.

Die **Gesundheit der Tiere** ist im Allgemeinen als sehr gut zu beurteilen. Die Herde ist aktiv und beweglich, zeigt ein weitgehend natürliches Verhalten, und legt täglich meist mehrere Kilometer zurück. Genetische Untersuchungen haben gezeigt, dass es in der zweiten Generation von im Reservat geborenen Fohlen zu Inzucht kommt. Um eine Verstärkung des Inzuchtgrades zu unterbinden, und das Herdenwachstum zu stoppen, wurde der Großteil der Hengste im Herbst 2021 und Frühling 2022 kastriert. Es hatten sich vor der Kastration zwei unterschiedlich große Gruppen mit jeweils einem Leithengst sowie eine Junggesellengruppe gebildet. Nach der Kastration hat sich diese Herdenstruktur allmählich wieder aufgelöst, und leben die Tiere wieder in einer großen Gruppe.

Eine Umfrage aus 2021 zeigt, dass die **Akzeptanz und Meinung der Besucher** bezüglich des Beweidungsprojektes mit den Konik-Pferden in Marchegg als sehr positiv eingestuft werden kann. Interessant dabei ist, dass 72% der Befragten ‚Pferde beobachten‘ als Besuchsgrund angeben – beinahe gleich viele wie ‚Störche beobachten‘ mit 79%, und deutlich mehr als 2017 (38%). Die Anzahl der unerwünschten Interaktionen zwischen Besucher und Pferde ist sehr gering, obwohl die Tiere immer wieder berührt und sogar gefüttert werden. Die Pferde zeigen gegenüber Menschen keine Aggression, und Probleme mit Besuchern sind seit Projektbeginn so gut wie nie nicht aufgetreten. Dabei beträgt die Besucher-Anzahl an starken Tagen bis zu 1.000 Personen.

Die **Raumnutzung durch die Koniks** wurde 2018 und 2021 mittels Halsbandsenderdaten untersucht. Es zeigte sich, dass die Pferde im Prinzip die gesamte Weidefläche nutzen, sie aber abhängig von etwa der Uhrzeit und Jahreszeit leichte Bereichs-Präferenzen haben. Beliebte Aufenthaltsorte sind die innere und äußere Badwiese und der Bereich um den Unterstand (obwohl der Unterstand nicht als Schutz vor Schlechtwetter benutzt wird). Abends und in der Nacht bevorzugen die Koniks halboffenes und offenes Gelände, vor allem auf der Schlosswiese. Tendenziell sind sie eher auf offenen Grasflächen als im geschlossenen Wald anzutreffen, aber im Herbst und Winter verlagert sich der Aufenthalts-Schwerpunkt teilweise in den Wald.

Das **Vegetationsmonitoring** im Beweidungsgebiet belegt deutlich die botanische Bedeutung des Gebiets. Alleine auf den Monitoringflächen konnten im Laufe der letzten 10 Jahren insgesamt 68 gefährdete Pflanzenarten, darunter Seltenheiten wie der Elbe-Ständelwurz, der Orchideen-Weiderich oder die Wilde Weinrebe nachgewiesen werden. Besonders erfreulich ist das Vorkommen von gefährdeten Lückenbewohnern wie Steif-Klee, Streifen-Klee und seit 2022 auch vom Hügel-Knäuelkraut. Die Artenzahl hat sich durch die Beweidung erwartungsgemäß erhöht, auf den Aufnahmeflächen seit 2014 von 190 auf 235 (2024). Die Anzahl gefährdeter Arten in den Aufnahmen

ist von 36 im Jahr 2014 auf 42 im Jahr 2024 gestiegen. Am deutlichsten zeichnet sich eine Veränderung in der Vegetationsstruktur auf den Wiesen ab. Auf den meisten Flächen bilden sich sehr starke kleinräumige Nutzungsgradienten von fast ungenutzten, hohen Beständen, bis zu stark genutzten niedrigen Weiderasen aus. Auf diesen konnten sich konkurrenzschwache Arten und Frühjahrsannuelle bereits deutlich stärker ausbreiten. Im Gegenzug konnte sich auf weniger genutzten Flächen die Lanzett-Aster stärker ausbreiten. Erfreulich ist, dass sich die Deckung der Lanzett-Aster in den beweideten Auwäldern wiederum etwas reduziert hat. Das gibt Hoffnung, da gerade der Unterwuchs lichter, feuchter Auwälder in den March-Thaya-Auen massiv von der Lanzett-Aster dominiert wird. Auch wenn die Art durch Beweidung nicht eliminiert werden kann, so verschaffen die Weidetiere zumindest wieder vermehrt Nischen für heimische Arten. Auf der Weidefläche hat sich die Lanzett-Aster in den letzten Jahren stärker etabliert. Wahrscheinlich gibt es Kombination von Ursachen: ein eher niedrigen Weidedruck, zahlreiche offene Bodenstellen als Folge von Wildschwein-Wühlaktivitäten, über mehrere Jahre ausbleibende Hochwässer, und die Tatsache das Pferde (in Gegensatz zu Rindern) die Aster eher nicht fressen, begünstigen die Verbreitung der Aster. Die zusätzliche Beweidung mit Rindern im Sommer und Frühherbst führte, dort wo die Rinder weideten, zu einer deutlichen Verringerung der Bedeckung mit Lanzett-Aster. Außerdem wurden die Aster stark in ihrem Wachstum gebremst, bildeten kaum Blüten, und konnte sich die Vegetation zwischen den Asterpflanzen weitgehend normal etablieren.

Untersucht wurde in den vergangenen Jahren auch, wie sich die Umstellung von Mähen auf Beweidung auf das **Vorkommen verschiedener seltener Pflanzenarten** auswirkt. Dazu wurde das Vorkommen ausgewählter und für die Region typischer Arten auf verschiedenen Mäh- und Weideflächen verglichen. Es zeigte sich, dass die Unterschiede im Allgemeinen sehr gering sind, und dass Unterschiede eher durch die Topografie (etwa Standorthöhe) als durch die Pflegemethode erklärt werden. Die Annahme, dass sich die Auflösung der Wald-Offenlandgrenze durch die Beweidung auch auf die Häufigkeiten seltener Arten auswirkt, konnte in dieser Kartierung nicht belegt werden. Es zeigt jedoch schon, dass durch die Beweidung mehr kleinräumige Abwechslung entsteht, und hierdurch z.B. konkurrenzschwächere Pflanzenarten profitieren könnten. Eine Erhebung ausgewählter **Arten, für die die March-Thaya-Auen eine hohe bis sehr hohe Bedeutung für den Erhalt haben**, zeigte 2024, dass keine der untersuchten Arten auf der Weidefläche, aufgrund der Beweidung deutlich negativ beeinflusst sein dürfte. Die Glanz-Wolfsmilch, die Pollei-Minze, der Streifen-Klee und vermutlich auch das Steppen-Stiefmütterchen profitieren offensichtlich von der Beweidung. Selbes gilt für den Kleinblütigen Klee, der im Rahmen anderer Arbeiten regelmäßig nachgewiesen wurde. Der Langblättriger Blauweiderich könnte derzeit dahingegen negativ beeinflusst sein. Für die übrigen Arten (Kanten-Lauch, Krapp-Labkraut, Sumpf-Platterbse, Schlammling, Stumpf-Sternmiere) ist die Situation unklar. Einige der Arten konnten zwar nicht auf den untersuchten Dauer-Beobachtungsflächen, aber dafür anderswo auf der Weidefläche nachgewiesen werden.

Auf Basis der gewählten Indikatoren kann die **Beweidungsintensität** als angemessen eingestuft werden, obwohl die Zunahme der Lanzett-Aster in Teilen des Offenlandes auf einer Unterbeweidung hindeutet. Die Zeigerwerte haben sich im Mittel erst wenig verändert und sind weit von kritischen Werten entfernt. Im Offenland etablieren sich kleinräumig einige Gehölzgruppen. Die Verbiss-Situation im Wald kann aus forstwirtschaftlicher Sicht als absolut unproblematisch eingestuft werden. In wenigen Bereichen der Weidefläche lassen sich bereits Veränderungen in der Vegetation feststellen, die sich auch in der Einstufung der **Biotoptypen** niederschlagen. Der Einfluss der Weidetiere ist hier aber am ehesten in der Änderung der Vegetationsstruktur und im Aufweichen der Grenzen zwischen Gehölzbeständen und Offenland zu suchen.

Rein rechnerisch würde die Fläche deutlich mehr Tiere ernähren können. Auf der Weidefläche ist die rechnerische Unterbeweidung etwa durch den sich langsam ins Offenland verlagernde Waldrand sichtbar. Auch halten sich die Pferde besonders in der Vegetationsperiode aufgrund des großen Futterangebots relativ wenig in den ‚hinteren‘ Bereichen der Weidefläche auf, und können sich wüchsige Arten wie Lanzett-Aster hier stärker etablieren. Eine verstärkte Rinderbeweidung wäre daher

aus Naturschutzsicht überlegenswert. Aber der **Herdenumfang** ist auch eine Managementfrage, abgesehen davon, dass die GVE-Obergrenze im Öpul-Programm hier rasch beschränkend wird.

Eine erste Erhebung zeigt, dass sich die Beweidung positiv auf die **Eichenverjüngung** auswirkt. In beweideten Saumzonen im Reservat findet sich im Schnitt alle 10,5 Meter eine Jungeiche, in unbeweideten Saumzonen nur alle 23,9 Meter. Eichen brauchen als Lichtaumart viel Licht um aufwachsen zu können, und gedeihen daher gut an sonnigen Waldrändern. Im geschlossenen Wald keimen zwar die Eicheln, aber mangels Licht gehen die jungen Bäumchen großteils rasch wieder ein. Entlang von Mähwiesen fallen junge Eichen auf Dauer meist entweder Mähmaschinen oder Schatten zum Opfer, während sie auf beweideten Flächen oft durch Dornsträucher wie Schlehen oder Wildrosen vor Fraß geschützt werden, und schließlich auswachsen können.

Als Folge der Beweidung entstehen zahlreiche Strukturen, die es ohne Beweidung nicht gäbe. Dazu zählen im Auenreservat etwa Dunghaufen, Trittsuren, Suhlen, Biss- und Wetzstellen (an Jungbäumen, Sträuchern), verbissene Sträucher, Scharrspuren, Standplätze (insbesondere unter großen Bäumen) und Tränken. Eine Untersuchung an einigen dieser ‚**Sonderstrukturen**‘ – Dunghaufen, Suhlen und Trittsuren – zeigt deren ökologische Bedeutung. Zwar sind auf diesen Strukturen in Vergleich zu Referenzflächen im allgemeinen weniger Arten festzustellen (weil Vegetation und Blüten oft zurückbleiben oder fehlen), aber die Anzahl gefährdeter Arten ist größer. Insgesamt wurden 147 unterschiedliche Pflanzen-, Insekten- und Pilzarten nachgewiesen, 49 davon ausschließlich auf den untersuchten Sonderstrukturen. Das zeigt die ökologische Bedeutung dieser Strukturen: gäbe es keine Beweidung, würden damit auch die Sonderstrukturen und wahrscheinlich auch viele dieser Arten im Gebiet fehlen. Die Biodiversität nimmt dank der Beweidung also zu.

Nach einer Streudatenanalyse 2018 wurde der **Vogelbestand** der Weidefläche 2019, 2020 und 2023 gezielt und strukturiert erfasst. 2019 wurden 67 verschiedene Arten nachgewiesen, 2020 stieg die Anzahl auf 84 Arten, und 2023 wurden sogar 95 verschiedene Arten nachgewiesen werden. Darunter gibt es seltene Arten, wie Raubwürger oder Neuntöter, die abwechslungsreiches Offenland mit eingestreuten Baumgruppen und Büschen bevorzugen, und nachweisbar von den zahlreichen (Groß-)Insekten profitieren. Weiters zeigen die Untersuchungen die Bedeutung des Reservats für diverse Spechtarten – Buntspecht, Grünspecht, Schwarzspecht, Mittelspecht und Kleinspecht kommen relativ häufig vor. Anzunehmen ist, dass hier der Altbaumbestand mit viel Totholz und Totholzinsekten ausschlaggebend ist. Grünspecht und Wendehals (2019 wahrgenommen) suchen ihre Nahrung bevorzugt auf kurzrasigen Weiden mit zahlreichen Ameisen, und sie profitieren damit direkt von der Beweidung. Von den 2020 erstmals wieder länger andauernden Überflutungen profitierten autypische Limikolenarten, wie Waldwasserläufer, Bekassine und Waldschnepfe, und 2023 brüteten erstmals fünf Neuntöter-Brutpaare auf der Badwiese.

Das Artenspektrum der **Heuschrecken und Fangschrecken** hat sich mit der Etablierung der Beweidung markant erweitert und umfasst inzwischen auch eine Reihe von Arten, die zuvor aus dem Naturschutzgebiet nicht bekannt waren. Die stetige Zunahme der Gesamtartenzahl ist erst im achten Untersuchungsjahr zum Erliegen gekommen. Mit nunmehr 40 Heuschrecken-Arten sowie der Gottesanbeterin gehört das Untersuchungsgebiet zu den artenreichsten Landschaftsausschnitten Niederösterreichs mit einem bemerkenswert hohen Anteil an gefährdeten Arten. Die Einführung der Beweidung hat nach den Ergebnissen des Monitorings in Summe jedenfalls zu einer deutlichen Zunahme des Artenspektrums mit hohen Anteilen gefährdeter und spezialisierter Arten, zu einer Ausweitung des besiedelbaren Habitatspektrums und zu einer Erhöhung der Individuendichte geführt. Gleichzeitig konnte gezeigt werden, dass externe Faktoren und hier vor allem der Einfluss des Hochwassers ebenfalls gravierenden Einfluss auf die Situation der Heuschrecken und Fangschrecken haben.

Die **Weißstorch**-Untersuchungen zeigen, dass die Störche Flächen mit kurzer Vegetation in der Nähe ihres Horstes bevorzugen. Ob die Flächen aber gemäht oder beweidet sind dürfte dabei grundsätzlich keine sehr große Bedeutung haben. Allerdings zeigen Wahrnehmungen, dass sich die Störche gerne in der Nähe von Weidetieren aufhalten um Insekten zu erbeuten, und diese Beobachtung wird durch

wissenschaftliche Untersuchungen belegt. Die Anzahl der Brutpaare lag 2024 bei 54, und erreichte damit einen Höchststand seit 25 Jahre. Die Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel pro Horstpaar lag mit einem Wert von 2,41 über dem Schnitt der letzten Jahre. Der relativ hohe Bruterfolg im Auenreservat seit Beginn des Weideprojektes dürfte ein Hinweis sein, dass die Störche von der Beweidung profitieren.

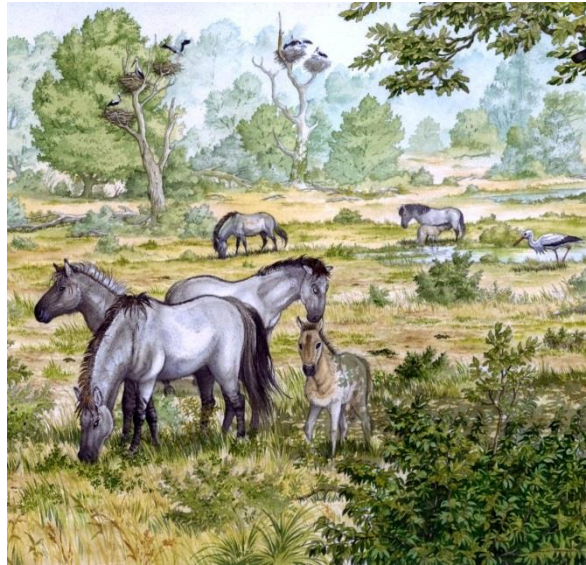
Das Monitoring der **Wildwechsel** mittels Fotofallen in den Jahren 2021/2022 zeigte, dass der Zaun für Wildtiere kein Hindernis darstellt, und sie die Weidefläche weiterhin intensiv nutzen. Damit wurde das Ergebnis der Erhebungen aus 2015/2016 bestätigt: alle Wildwechsel die damals genutzt wurden, werden das auch jetzt noch. Hiermit ist klargestellt, dass weder der Zaun noch die Weidetiere einen messbaren negativen Einfluss auf die Wildtiere haben.

Dungkäfer sind exzellente Indikatoren für die Biodiversität und Gesundheit der Umwelt. Mit dem Verschwinden der Weidetierwirtschaft einerseits, und dem Einsatz von antiparasitären Mitteln in der Viehzucht andererseits, ist die Dungkäferfauna in Österreich zusammengebrochen. Untersuchungen aus 2019 zeigen, dass das Reservat in Marchegg hier eine Ausnahme bildet, und es hat sich mit 31 seit 2015 nachgewiesenen Arten zu einem Dungkäfer-Hotspot entwickelt. Ein Grund ist, dass die Pferde nicht mit antiparasitären Mitteln entwurmt werden. 29 Prozent der gefundenen Arten sind in der Roten Liste der Käferarten eingetragen, und einige der gefundenen Arten sind gefährdet oder sogar unmittelbar von Aussterben bedroht.

2022 wurde der Bestand der **Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Spinnen und Landassel** untersucht. Der Vergleich mit der Artengemeinschaft der Jahre 1986–1987, Jahren mit langen Hochwässern, zeigte, dass alle hoch gefährdeten Flussauen-Überflutungsspezialisten fehlten. Die Dynamik durch Beweidung ist kein Ersatz für die natürliche Hochwasserdynamik. Es konnten keine signifikanten Unterschiede in Individuenzahlen, Artenzahlen, Shannon-Wiener-Diversität oder Artengemeinschaften zwischen beweideten und gemähten Wiesen festgestellt werden. Allerdings war eine extensiv genutzte Weidefläche, die Bienenhüttenwiese, sehr individuen- und artenreich, sie beherbergte außerdem die zwei seltene Feuchtbrachen-Arten Carabiden *Panagaeus cruxmajor* und *Dolichus halensis*, die anderswo nicht auftraten.

Eine **Tagfalter**-Erhebung im Sommer 2023 hat Arten- und Individuenzahl am beweideten und gemähten Teil vom Hochwasserschutzdamm verglichen. Sichtbar wird auch die gravierende Wirkung der Mahd – die Anzahl der Arten und Individuen fällt am frisch-gemähten Teil auf nahezu Null zurück. Zwar erholt sich der Tagfalter-Bestand am gemähten Teil 1-2 Monaten nach der Mahd, aber bleibt auch in weiterer Folge meist hinter dem beweideten Teil zurück.

Die Auenwiese in Marchegg bietet wertvolle Ökosystemdienstleistungen, um schwerwiegende Schäden zu verhindern, wie am Beispiel des schweren Hochwassers in Süddeutschland im Juni 2024 deutlich wird. Sie besitzt zudem ein großes Potenzial zur Kohlenstoffsequestration. Aus diesem Grund wurde der CO₂-Austausch der Auenwiese untersucht, um die Auswirkungen eines Überschwemmungsereignisses auf die **Kohlenstoffsequestration** zu quantifizieren. Die EC-Messungen (Eddy-Kovarianz-Messungen) von CO₂ wurden in verschiedenen Zeiträumen vor, während und nach dem Überschwemmungsereignis analysiert. Erste Ergebnisse zeigen, dass die Ökosystemleistungen in Bezug auf die Kohlenstoffbilanz stark vom Wasserstand am Untersuchungsstandort beeinflusst werden, wobei die durchschnittliche tägliche Brutto-Primärproduktion der Auenwiese in Marchegg vor der Überschwemmung 1,048 g C m⁻² Tag⁻¹ betrug und während der Überschwemmung auf 0,470 g C m⁻² Tag⁻¹ sank. Dennoch zeigt die Studie, dass die renaturierte Aue trotz vorübergehender Störungen durch Überschwemmungsereignisse als robuste Kohlenstoffspeicher fungiert, mit einer kumulierten NEE (Netto Ecosystem Exchange: Netto-Kohlenstoffspeicherung) von 38,8 g Kohlenstoff pro m² (388 kg pro Hektar) über den dreimonatigen Untersuchungszeitraum.



|

Projektbeschreibung

1. Hintergrund

Huftiere wie Auerochse und Tarpan (europäisches Wildpferd) prägten über Jahrtausende die Landschaft Mitteleuropas. Als große Pflanzenfresser schufen sie ein Mosaik unterschiedlichster Lebensräume - von geschlossenen Wäldern, parkartigen Lichtungen bis zu offenen Weiderasen. In der Neuzeit übernahmen Haustiere, wie Rinder diese Funktion, bis im Zuge der Industrialisierung im 19. und 20. Jahrhundert auch sie aus vielen Kulturlandschaften – wie den March-Auen - verschwanden (vgl. Bunzel-Drüke 2015, Täubling & Neuhauser 1999).

Damit ging auch wertvoller Lebensraum für viele an die Beweidung angepasste Arten, wie den Weißstorch oder unscheinbare Dungkäfer verloren. In sogenannten Naturentwicklungsgebieten wird heute europaweit versucht diesen Prozess umzukehren. Da der Auerochse und der Tarpan ausgestorben sind, ersetzt man die ursprünglichen Wildformen durch Abbildzüchtungen und naheverwandte Rassen. Im RAMSAR-Gebiet Oostvaardersplassen in den Niederlanden leben nunmehr beispielsweise auf 5.000 Hektar wieder hunderte Heckrinder und Konikpferde völlig selbstständig in freier Wildbahn. Dieses und zahlreiche andere Projekte, wie die Graurinderbeweidung im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel zeigen, dass Weidetiere eine außerordentlich positive Wirkung auf die Vielfalt der Landschaft und die Arten haben können.

Die March-Thaya-Auen im Nordosten Österreichs zählen zu den wenigen Gebieten des mitteleuropäischen Tieflands, die noch ein großes Potential als Naturentwicklungsgebiet aufweisen. Die Wälder und Wiesen sind sehr naturnahe, die Überschwemmungen der March prägen die Landschaft. Weidetiere können diesen Naturraum noch abwechslungsreicher und naturnäher gestalten.

Der WWF hat deshalb 2015 nach einer zweijährigen Planung (vgl. Holzer 2015) mit einem ambitionierten Beweidungsprojekt begonnen. Auf mittlerweile rund 80 Hektar werden seither Konikpferde (ganzjährig) und u.a. abhängig von der Futtermenge im Sommerhalbjahr auch Rinder als Landschaftsgestalter gehalten.

2. Projektziele

Das Beweidungsprojekt ist als Pilotversuch ausgelegt. Die Zielsetzung wurde bereits ausführlich im Projektkonzept (Holzer 2015) dargelegt und ist in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Ziele des Beweidungsprojekts (vgl. Holzer 2015)

-
1. Auf einer repräsentativen Naturentwicklungsfläche wird die dynamische Entwicklung der Au unter dem Einfluss von freilebenden Huftieren erprobt. Die Tiere erfüllen aber nicht (nur) eine Landschaftspflegefunktion, sie sind vielmehr ein integraler Bestandteil des Auenökosystems.
 2. Hochgradig gefährdete, ehemals charakteristische Arten der Au finden als Folge der Beweidung wieder mehr geeignete Habitate vor.
 3. Das Modellprojekt soll zeigen, ob und unter welchen Bedingungen eine Ganzjahresbeweidung in den March-Auen auch auf größeren Flächen möglich ist.
 4. Die Attraktivität des Naturschutzgebiets für Besucher wird gesteigert.
-

3. Gebietsbeschreibung

Das Projektgebiet liegt zur Gänze im Auenreservat Marchegg. Dieses ist fast flächenident mit dem Naturschutzgebiet Untere Marchauen und erstreckt sich an der March zwischen Zwerndorf (Flusskilometer 27) im Norden und Marchegg (Flusskilometer 15) im Süden. Fast die gesamte Fläche wird bei Hochwasser überschwemmt. Seit 1970 befindet sich das Reservat zur Hälfte im Besitz des WWF (2. Hälfte: 1970 Stadtgemeinde Marchegg, ab 1972 Familie Völkl/Gregor/Gorton). Das Naturreservat ist ein bedeutendes Kerngebiet des trilateralen Europa- und Ramsar-Schutzgebiets March-Thaya-Auen. Die Beweidung mit Schafen, Rindern und Pferden war über viele Jahrhunderte eine traditionelle Nutzungsform in der Au. Die Grundherrschaft besaß im Jahr 1820 einen Viehbestand von 1.200 Tieren und 4.900 Hammeln (Lapin 2010). Die Weidetiere waren wesentlich für die Ausformung der heute gefährdeten Auwiesen.

Abgrenzung der Pferdeweide Marchegg

Die Weide befindet sich im Südteil des Auenreservats und umfasst die bekannte Marchegger Storchkolonie und grenzt an das Schloss Marchegg unmittelbar an. Im Süden folgt die Abgrenzung weitgehend dem Hochwasserschutzdamm. Lediglich im Bereich der Badwiese und des östlich angrenzenden Waldbestandes um den Mühlbach werden auch Teile außerhalb des Überschwemmungsgebiets der Pferdeweide zugeschlagen. Im Osten schließt das Naturwaldreservat Herrschaftsau an, im Nordosten bildet die March die natürliche Grenze. Im Norden wird die Weidefläche durch das Naturwaldreservat Schleimlacke begrenzt. Die Weidefläche wird von zwei Fußwegen – der Baumgartner Allee und dem so genannten Storchweg – durchquert. Der Weg zur Aussichtsplattform bei der Storchkolonie liegt unmittelbar am Rand der Weideflächen.

Im Hinblick auf den zu errichtenden Zaun wurde eine möglichst geradlinige Abgrenzung angestrebt. Im Winterhalbjahr 2016/2017 erfolgte eine geringfügige Umgestaltung der Außengrenzen, um eine bessere Zaunführung, Versorgung mit Wasser und Erreichbarkeit von weiteren Futterflächen zu erreichen. Naturwaldreservate wurden nicht in die Pferdeweide einbezogen.

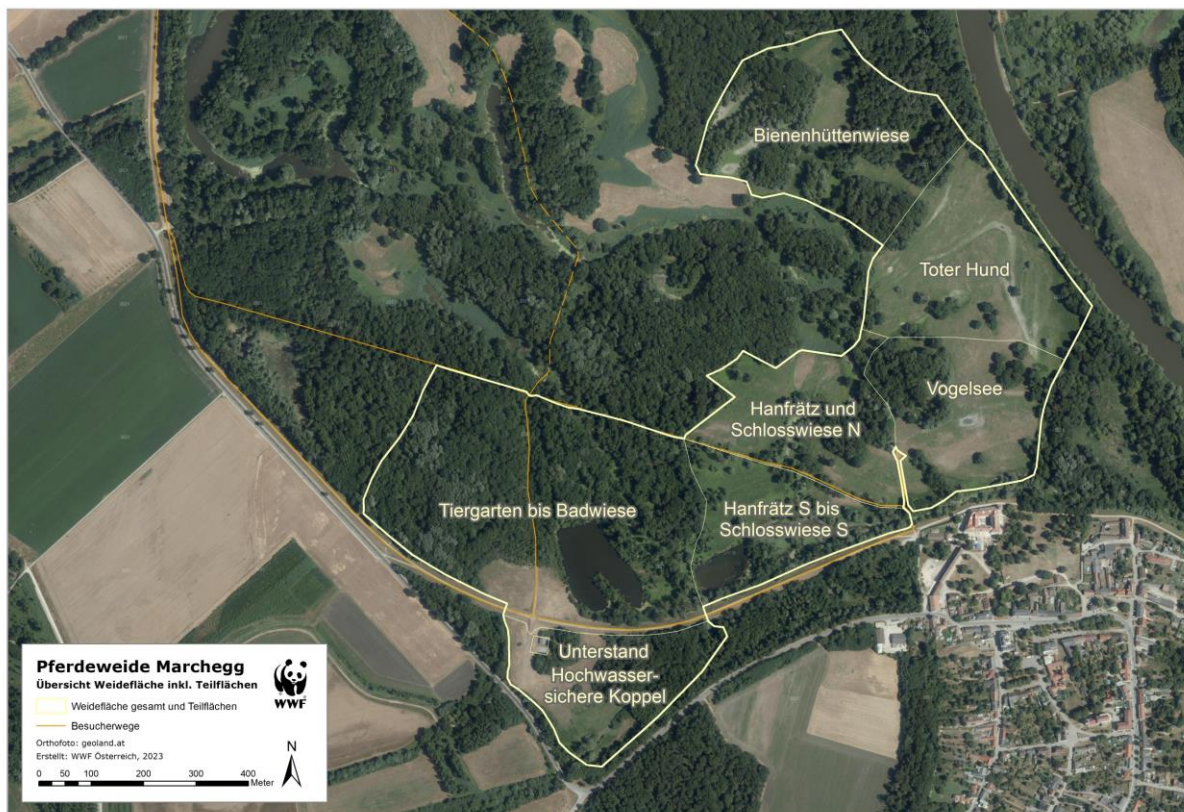


Abbildung 1: Abgrenzung der Weidefläche seit 2019

4. Übersicht über die Begleituntersuchungen

Wie die Zielsetzung in Tabelle 1 zeigt, hat das Beweidungsprojekt einen starken Versuchscharakter. Dementsprechend erfolgt ein intensives Begleitmonitoring, das einerseits den Erfolg bewerten soll, andererseits auch eine Steuerung der Weideintensität ermöglicht. Die vereinfachten Fragestellungen sind in Tabelle 2 dargestellt. Die ausführliche Methodik ist in den jeweiligen Fachkapiteln dargelegt.

Tabelle 2: Wesentliche Fragestellungen des begleitenden Monitorings

1. Sind die Tiere gesund und zeigt ihr Verhalten Wohlbefinden an?
2. Entwickelt sich durch die Beweidung eine halboffene artenreiche Weidelandschaft mit charakteristischen Habitaten, dynamischen Veränderungen, sowie mehr Randlinien?
3. Hat die Beweidung negative Auswirkungen auf Wildtiere, gefährdete Arten und Lebensräume?

Das Monitoring widmet sich im Wesentlichen drei Themenbereichen:

- Die Vegetation wird auf der Ebene der Biotoptypen und mit Dauerflächen untersucht.
- Die Auswirkungen auf die Tierwelt mit einem Monitoring der Wildwechsel, des Weißstorchs sowie der Heuschrecken.
- Das Wohlergehen der Weidetiere wird neben der täglichen Kontrolle durch den Pferdebetreuer und regelmäßigen Kontrolle durch einen Tierarzt im Zuge eines umfassenden Verhaltensmonitorings beurteilt.

Die Erhebungen erfolgen in der vorerst 10-jährigen Projektlaufzeit zu unterschiedlichen Zeitpunkten. Eine Übersicht über das ursprüngliche Monitoringprogramm ist in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Übersicht über das ursprünglich festgelegte Monitoringprogramm

Jahre	Biotop- kartierung	Vegetations- ökologisches M.	Verhaltens- Monitoring	Wild- wechsel	Weißstorch	Heu- schrecken
2012	X					
2013						
2014		X		X		X
2015		X	X	X	X	X
2016		X	X	X	X	X
2017	X	X	X	X	X	X
2018	X	X	X		X	
2019			X		X	X
2020						
2021	X	X	X	X	X	X
2022						
2023		X				
2024	X					

Legende: X: regulärer Durchgang; : Durchgang eingespart X: Zusätzlicher Durchgang

5. Jährliche Anpassungen des Monitoringprogramms

Im Sinne eines adaptiven Monitorings soll bewusst auf neue und praxisrelevante Fragestellungen eingegangen werden. Das kann dazu führen, dass Monitoringaufgaben reduziert werden, wenn die Fragestellung bereits hinreichend beantwortet ist. So wurde bereits gezeigt, dass die Anwesenheit der Weidetiere keinen wesentlichen Einfluss auf das Verhalten der Störche etwa bei der Futtersuche hat – daher beschränkt sich das Storchmonitoring auf die Anzahl der Brutpaare und den Bruterfolg. Im Gegenzug werden neue Fragestellungen durch zusätzliche Begleituntersuchungen erfasst.

Folgende Themen sind in einem adaptierten Monitoringprogramm für 2025 vorgeschlagen:

- Verhaltensmonitoring: im Rahmen der regelmäßigen Kontrollen wird auch das Wohlbefinden der Tiere und das Verhalten beobachtet.
- Biotoptypen: nach dem bisher letzten Durchgang im Jahr 2018 soll 2025 wieder erhoben werden, wie sich die Biotoptypen unter Einfluss der Beweidung entwickeln.
- Heuschrecken: diese Indikatorengruppe passt sich schnell an Änderungen an, sowohl in Zusammenhang mit geänderter Pflege (wie Beweidung statt Mahd) als auch in Zusammenhang mit natürlichen Ereignissen wie etwa Hochwässern. Daher wird der Heuschreckenbestand seit Projektbeginn in etwa alle 2 Jahre untersucht. Aufgrund eines Frühsommer-Hochwassers wurde das geplante Monitoring von 2024 auf 2025 verschoben.
- Weißstorch: im Rahmen der langjährigen Untersuchungen der Weißstorchbestände entlang von March und Thaya werden die Anzahl der Brutpaare und die Bruterfolge an der unteren March untersucht. Ein darüber hinaus gehendes Monitoring zu den Auswirkungen der Beweidung hat gezeigt, dass sich Verhalten oder Bruterfolg der Störche nicht geändert haben, und dieses Monitoring wurde daher 2017 abgeschlossen.

6. Quellen

Bunzel-Drücke, M., Böhm, C., Ellwanger, G., Finck, P., Grell, H., Hauswirth, L., Herrmann, A., Jedicke, E., Joest, R., Kämmer, G., Köhler, M., Kolligs, D., Krawczynski, R., Lorenz, A., Luick, R., Mann, S., Nickel, H., Raths, U., Reisinger, E., Riecken, U., Röbling, H., Sollmann, R., Ssymank, A., Thomsen, K., Tischew, S., Vierhaus, H., Wagner H.-G., Zimball, O. (2015): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000.

Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. Heinz Sielmann Stiftung, Duderstadt.

Holzer, T., Egger, G. & Neuhauser, G. (2015): Pferdeweide Schlosswiese Marchegg. Umsetzungskonzept. Machbarkeitsstudie im Zuge des EU Life Projekts Renaturierung Untere March-Auen. 50 S.

Lapin, K. (2010): Die Entwicklung der Lebensraumdiversität der Gemeinde Marchegg mit vegetationskundlichem Schwerpunkt. Masterarbeit Universität für Bodenkultur Wien, 118 S.

Täubling, A. & Neuhauser, G. (1999): Die Geschichte der Landschaft. In: Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien. S. 57-77.



Mai 2024: die slowakische Präsidentin Zuzana Čaputová und Bundespräsident Alexander van der Bellen besuchen das Auenreservat

II Das Weidejahr 2024

Jurrien Westerhof

Kernstück des Beweidungsmonitorings ist eine ausführliche Dokumentation des Weidegangs im Jahresverlauf. Auch wenn den Tieren grundsätzlich die gesamte Fläche das ganze Jahr zur Verfügung steht, so gibt es durch unterschiedliche Nutzungsmuster im Jahresverlauf eine vielfältige Differenzierung. Diese ist für die korrekte Interpretation des Monitorings wichtig. Das zweite wichtige Thema ist das Wohlergehen der Tiere. Im Weidebericht wird deshalb die regelmäßige Betreuung der Tiere und der erforderlichen Infrastruktur dokumentiert. Das dritte wichtige Thema ist das Zusammenspiel mit den Besuchern. Die Pferdeweide Marchegg ist entlang eines Rundwanderwegs für Besucher zugänglich und wird auch intensiv von Erholungssuchenden und Naturinteressierten frequentiert. Das ermöglicht einerseits ein sehr unmittelbares Erlebnis für Besucher, birgt jedoch andererseits auch ein Gefahrenpotential. Deshalb wird das Zusammenspiel von Besuchern und Weidetieren genau verfolgt.

1 Wetter und Wasserstand

Das Jahr 2024 hat 2023 den Rang als wärmstes Jahr in der österreichischen Messgeschichte abgelaufen. An lediglich 19 Tagen lag der Tagesmittelwert in der Messstation Salmhof bei Marchegg unter 0° C. Die tiefst gemessene Temperatur war -10,4 °C, am 10. Jänner. Es gab im Winter keine nennenswerte Schneedecke. Die Sommermonate waren durchwegs sehr warm.

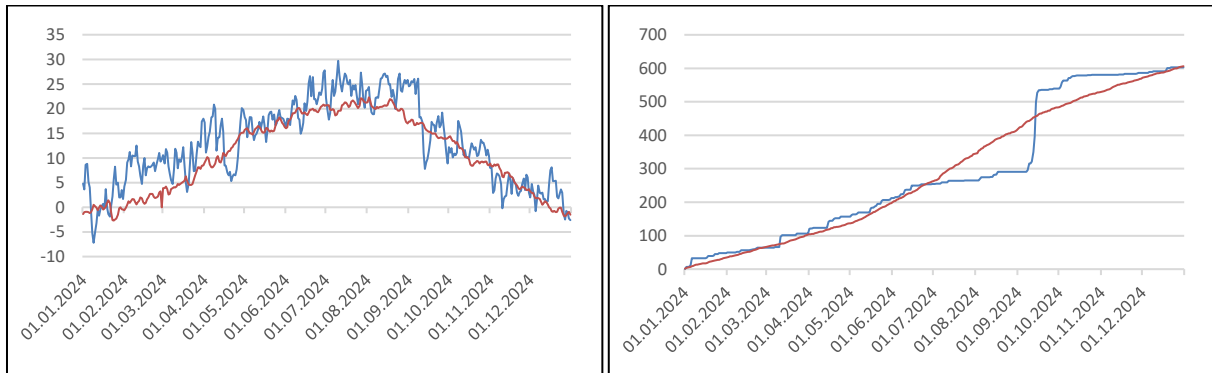


Abbildung 2 und 3: durchschnittliche Tagestemperatur bzw. langjähriger Schnitt, und kumulative Niederschläge in mm (2024: blau; durchschnittlich: rot), für Salmhof/Marchegg (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung. Abgerufen am 8.1.2025¹)

Der Trend der letzten Jahre, dass die Niederschlagsmengen im Spätwinter und Frühling hinter den Durchschnittswerten zurückbleiben, war 2024 nicht zu beobachten (siehe Abb. 3): Winter- und Frühlingsniederschläge waren sehr durchschnittlich. Ab Mitte Juni setzte eine trockene Periode ein, die bis September anhielt. Zwischen dem 8. und 16. September fielen an der unteren March in Summe beinahe 240 mm Regen. Danach gab es allerdings bis Jahresende nur noch 67 mm Niederschlag – sowohl Sommer als Herbst waren also bis auf 1 extrem regenreiche Woche überwiegend sehr trocken. Die Gesamt-Niederschlagsbilanz von 2024 fällt nur durch die enormen Regenmengen von Mitte September durchschnittlich aus.

Das Jahr 2024 fing mit einem wochenlang anhaltenden Hochwasser an, von Weihnachten 2023 bis Ende Jänner 2024. Die Kombination mit Frost sorgte für eine Eisdecke, die bei einem schwankenden Wasserstand zu erheblichen Zaunschäden führte. Mehrmals gab es kleinere Ausbrüche der Pferdeherde, und da die Futterfläche durch den hohen Wasserstand sehr geschrumpft war musste zugefüttert werden um weitere Ausbrüche zu vermeiden. Nach Mitte Jänner gab es zwar kaum noch Frost, aber der Wasserstand blieb lange Zeit hoch, und erst im Laufe von Februar und März konnte der Zaun wieder vollständig repariert werden.

Wie mittlerweile üblich, fiel mangels Schnee im Einzugsgebiet auch 2024 das Frühlingshochwasser als Folge der Schneeschmelze aus. Anfang Juni kam es zu einer Überflutung der Au, als Folge von starken Niederschlägen in Bayern. Diese führten zu einem kurzen aber starken Donau-Hochwasser, und zu Rückstau in die March bis flussauf von Marchegg. Die bereits angefangene Rinder-Beweidung auf Bienenhüttenwiese und Totem Hund musste wegen dem Wasserstand unterbrochen werden. Mitte September kam es schließlich zu einem etwa 30-jährigen Hochwasser, als Folge der großen Regenmengen im Einzugsgebiet. Die gesamte Au war teilweise meterhoch geflutet, die Pferde verbrachten mehrere Wochen auf der landseitig vom Damm gelegenen hochwassersicheren Fläche, und die Rinder wurden abgezogen.

¹ Amt der NÖ Landesregierung, <http://www.noel.gv.at/wasserstand/#/de/Messstellen>

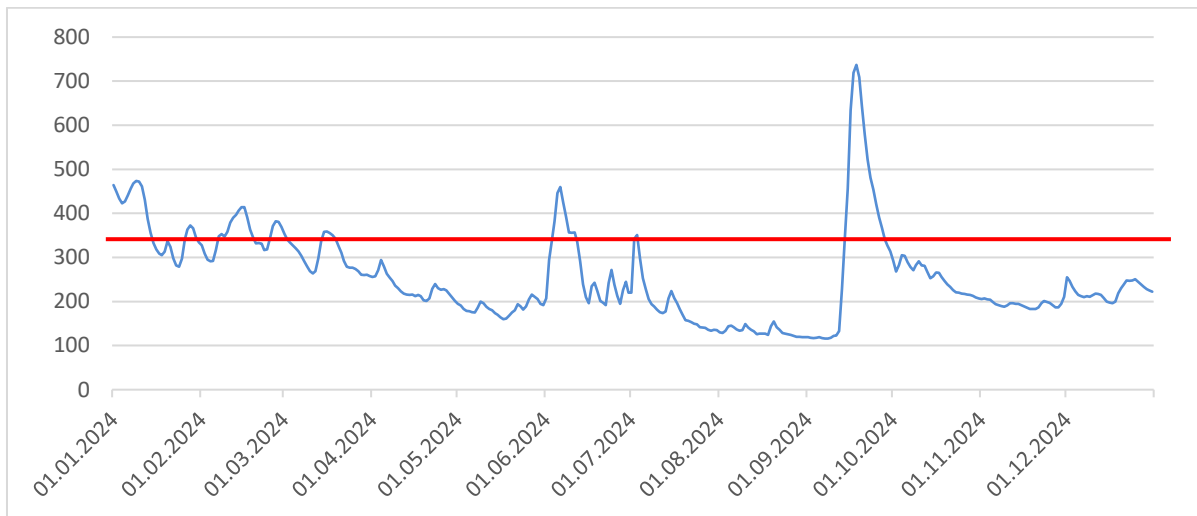


Abbildung 5: Wasserstandentwicklung in der March bei Marchegg in 2024 (in cm; Tagesmittelwerte). Rote Linie: Au wird geflutet (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, abgerufen am 8.1.2025¹)

Der seit Jahrzehnten feststellbarer Trend der fallenden Abflussmengen der March wurde 2024 unterbrochen (Abb. 6). Der Durchschnittsabfluss von 2024 von 119 m³/s ist der Höchstwert seit 2010. Allerdings kam dieser Wert vor allem durch die einmaligen, außerordentlichen Niederschläge von Mitte September zustande – rechnet man die daraus resultierende sehr starken Abflüsse der 2. Septemberhälfte weg, dann lag der Durchschnittsabfluss 15 m³/s niedriger. Damit wären sie allerdings immer noch deutlich höher als die ca. 80 bis 90 m³/s, die in den letzten Jahren üblich waren. Kombiniert mit der Eintiefung des Flusses, rekonstruierbar etwa anhand Korrekionsdaten der Pegelhöhe in Angern, ist zu errechnen wie der Wasserspiegel der March seit 1965 im Schnitt um ca. 1 m gefallen ist (Abb. 7). Derselbe fallende Trend ist auch im Grundwasserspiegel in den Marchauen sichtbar (Abb. 8).

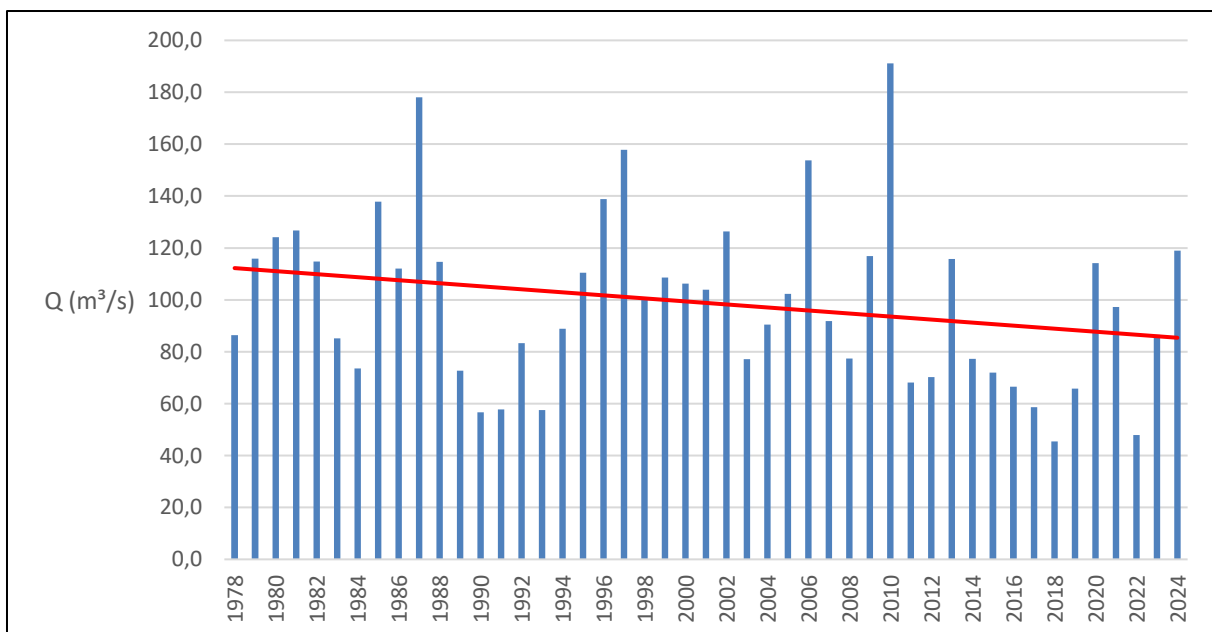


Abbildung 6: Entwicklung der durchschnittlichen Abfluss-Tagesmittelwerte an der March bei Angern seit 1977 und Trendlinie (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, abgerufen am 9. Jänner 2025²).

² Amt der NÖ Landesregierung, <http://www.noel.gv.at/wasserstand/#/de/Messstellen>

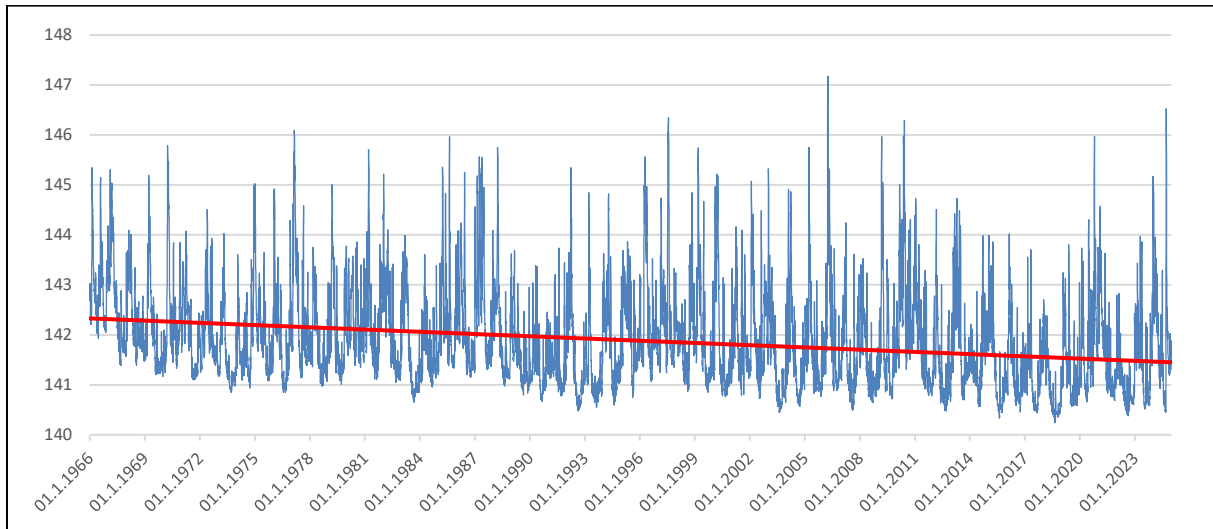


Abbildung 7: Entwicklung der Höhe des Wasserspiegels der March bei Angern seit 1965 und Trendlinie, errechnet anhand von Wasserstand und Pegelhöhe (in m ü. A.) (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, Daten abgerufen am 9. Jänner 2025).

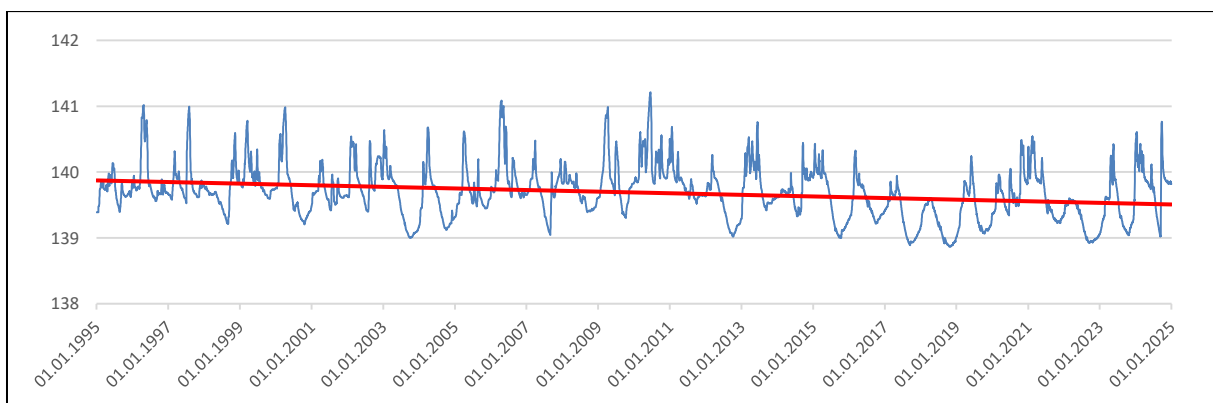


Abbildung 8: Entwicklung Grundwasserstand im Auenreservat (in m Meereshöhe; Messstelle Baumgarten), 1995 – 2024, und Trendlinie (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, abgerufen am 9. Jänner 2025³)

Diese Entwicklungen werden in den kommenden Jahrzehnten wahrscheinlich einen zunehmenden Einfluss auf das Auen-Ökosystem haben. Da nicht absehbar ist, dass eine dahinterliegende Ursache – der Klimawandel – gebremst oder sogar gestoppt wird, untermauert es die Bedeutung von Maßnahmen, die im March-Einzugsgebiet umsetzbar sind. Dazu gehören einerseits Maßnahmen die die Verdunstung einschränken, etwa von Kühlwasser für Atom- oder Kohlekraftwerke, aber auch von Stauseen und für Bewässerung, und Maßnahmen wie die Beschattung von Zubringern. Andererseits braucht es Maßnahmen die darauf abzielen, Wasser möglichst lang zurückzuhalten und das Grundwasser zu speisen, wie Moor-Restaurierung, Au-Anbindungen oder Re-Mäandrierungen. Idealerweise kann die Eintiefung dadurch zumindest gestoppt, und womöglich auch teilweise rückgängig gemacht werden.

³ Amt der NÖ Landesregierung, <http://www.noel.gv.at/wasserstand/#/de/Messstellen>



Abbildung 9 und 10: Hochwasser, Eis und Zaunschäden (Fotos Jurrien Westerhof)

2 Weidebetrieb

Das Jahr 2023 endete, nach zwei sehr trockenen Jahren, mit einem Überschuss von ca. 25 mm gegenüber dem langjährigen Schnitt. Durch den feuchten Winter war im Frühling 2024 genug Gras da, um ab Anfang Mai mit der Rinder-Zusatzbeweidung anzufangen. Diese wurde allerdings Anfang Juni wegen einem Hochwasser unterbrochen, und Ende Juli wieder aufgenommen. Die Rinder wurden Mitte September, vor dem Starkregen, wieder abgeholt.

Durch das lange anhaltende Winterhochwasser und die Zaunschäden, die durch das Eis entstanden, waren die Pferde von Jahresbeginn bis Anfang März größtenteils auf der hochwassersicheren Koppel. Um Ausbrüche zu vermeiden wurde mit Heu zugefüttert. Als Lehre aus den Ausbrüchen als Folge der Zaunschäden wurden Vorrichtungen getroffen, um die Tiere im Hochwasserfall relativ rasch auf einer kleineren Fläche einsperren zu können. Tiefergelegene Flächen wie Toter Hund und Bienenhüttenwiese, mit störungsempfindlichen Zaunstrecken, können so von der Beweidung ausgeschlossen werden. Außerdem gibt es hierdurch mehr Zeit, den Zaun in Ruhe zu reparieren.

Nach etlichen relativ trockenen Jahren, mit wenig Zaunschäden, ist 2024 doch sichtbar geworden, dass die Beweidung von einer Au, mit wechselnden Wasserständen, Herausforderungen mit sich bringt.

Raumnutzung der Weidetiere

Insgesamt stehen ca. 76 ha als Fläche zur Verfügung, wovon 33,31 ha Offenland. In den Jahren 2019 bis 2022 konnten die Pferde durchgehend die gesamte Fläche nutzen, höchstens eingeschränkt durch ein Hochwasser. Seit 2023 wird wieder ein Teil der Fläche durch Rindern beweidet, und steht den Pferden in diesem Zeitraum nicht zu Verfügung. Das steigert den Beweidungsdruck, wodurch die in den letzten Jahren sichtbar gewordene Ausbreitung der Marchaster Einhalt geboten wird.

Die allgemeine Raumnutzung der gesamten verfügbaren Fläche durch die Koniks wurde in den vergangenen Jahren mittels Halsbandsender untersucht und im Weidebericht 2018 ausführlich besprochen (Kraus, 2019). Es zeigt sich, dass die Pferde im Prinzip die ganze Weidefläche nutzen, aber abhängig von etwa der Uhrzeit und Jahreszeit leichte Bereichs-Präferenzen haben. An warmen Tagen sind die Pferde oft auf der Badwiese, am Damm und auf der hochwassersicheren Koppel zu finden. Analysen von Katja Mück in 2021 bestätigen dieses Bild. Abends und in der Nacht bevorzugen die Koniks halboffenes und offenes Gelände. Tendenziell sind sie eher auf offenen Grasflächen als im geschlossenen Wald anzutreffen. In den Herbst- und Wintermonaten verschiebt sich die Präferenz

aber leicht hin zu Waldflächen, was ein Indiz für eine Verschiebung im Nahrungsspektrum sein kann – so werden etwa gerne Laub und Eicheln oder heruntergewehrte Misteln gefressen, und Brennnesselwurzeln werden gezielt ausgegraben. Es stellen sich aber interessante Details der Flächennutzung heraus. So besuchen die Pferde im Herbst Flächen, die sonst eher links liegen gelassen werden – siehe Abb. 12 und 13.



Abbildung 12 und 13: Raumnutzungsmuster in Mai (linkes Bild) und Oktober (rechtes Bild). Auf den umkreisten Flächen, die im Frühling nur selten besucht wird, finden die Pferde im Herbst Eicheln (linker Kreis) bzw. Laub von Eschen, Weiden und Pappeln (rechter Kreis).

Nutzungsintensität

Die durchschnittliche Anzahl der Weidetiere pro Hektar lag über das ganze Jahr und die gesamte Offenlandfläche gerechnet bei 0,62 GVE/ha. Das ist niedriger als 2018 und 2019 – da betrugen die Werte 0,74 und 0,57 GVE/ha, und leicht höher als 2020 (0,50), 2021 (0,46), 2022 (0,52) und 2023 (0,60). Wegen Hochwasser waren die Pferde in Summe ca. 2½ Monate landseitig vom Damm, auf der Badwiese und im angrenzenden Wald konzentriert. Zweiter Grund ist die Rinderbeweidung auf einigen Teilflächen, mit einem relativ hohen Weidedruck von mehreren GVE pro ha während ein bis zwei Monaten. Rechnet man die Besatzdichten auf der gesamten zur Verfügung stehenden Fläche, inkl. Wald, dann betrug die Nutzungsintensität 2024 nur 0,27 GVE/ha.

Die Rinderbeweidung ist weniger intensiv ausgefallen als geplant, durch ein Hochwasser Anfang Juni und ein zweites Hochwasser Mitte September. Daher musste die Beweidung zuerst unterbrochen werden, und musste dann in September früher als geplant beendet werden. Erstmals seit ca. 6 Jahren wurde die Fläche zwischen Baumgartner Allee und Materialgruben (Hanfrätz-Süd) im Spätsommer wieder mit Rindern beweidet. Auf dieser Fläche gab es in den letzten Jahren stellenweise einen dichten Marchaster-Bestand, und die Rinder haben die Fläche gut aufgelichtet (siehe Abb. 14)).



Tabelle 4: Nutzungsintensität auf den Teilflächen der Weide im Jahr 2024. Effektive Futterflächen sind im wesentlichen Grünlandhabitate, dazu Waldflächen mit 8% ihrer Fläche (das entspricht dem Fressverhalten der Pferde laut Krischel 2016), GVE Berechnung gemäß EU-STAT Schlüssel, Vidal 2002).

Fläche	Gesamtfläche (ha)	Futterfläche (ha)	Besatzstärke (GVE/ha)	Mahd
Hochwassersichere Koppel	6,79	3,25	0,96	0
Tiergarten bis Badwiese	23,16	4,50	0,96	0
Hanfrätz Wald	3,69	0,30	0,87	0
Hanfrätz S bis Schlosswiese S	7,07	3,01	0,69	0
Hanfrätz N und Schlosswiese N	7,95	4,30	0,48	0
Vogelsee	8,03	5,28	0,48	0
Toter Hund	10,53	8,77	0,49	0
Bienenhüttenwiese	12,32	4,21	0,56	0
Summen, bzw. Durchschnitt Weidefläche	75,86	33,31	0,62	
Durchschnitt über gesamte Fläche			0,27	

Diese Zahlen sagen allerdings nur beschränkt was aus über den tatsächlichen Beweidungsdruck. So steht die Bienenhüttenwiese, wenn dort keine Rinder gekoppelt sind, den Koniks das ganze Jahr zu Verfügung. Allerdings wird die Fläche von den Pferden im Frühling und Sommer nicht viel genutzt, und erst im Herbst und Winter halten die Tiere sich hier vermehrt auf, und fressen etwa abgefallenes Laub. Umgekehrt werden Badwiese und Hochwasserschutzdamm sehr intensiv genutzt, auch wenn hier nur noch ein kurzer Rasen wächst, und anderswo viel mehr Gras vorhanden ist. Dieses Verhalten gehört zur Charakteristik einer wildnisnahen Beweidung, wobei die Weidetiere selbständig bestimmen wo sie sich aufhalten und was sie da fressen.

3 Gesundheit der Tiere

Erstmals seit 2017 wurden 2024 keine Fohlen mehr geboren. Damit bestand die Herde das ganze Jahr durch aus 24 Tieren. In Oktober wurde letztmals ein Junghengst kastriert. Mitte Dezember wurden 2 Stuten und 2 Junghengste an den Naturpark Leiser Berge abgegeben. Jahresende 2024 bestand die Herde damit aus 20 großteils erwachsenen Tieren.

Als Folge der Kastration hat sich das Verhalten der Hengste und der Herde in verschiedenen Bereichen geändert. Die Junghengst-Gruppe die sich etabliert hatte, löste sich im Laufe der Zeit weitgehend auf, und die Haremhengste haben allmählich weitgehend damit aufgehört, ihr Harem gegen Konkurrenten zu verteidigen. Ergebnis ist, dass sich im Laufe der Zeit wieder eine große Herde gebildet hat. Auch wenn Rangauseinandersetzungen und Konkurrenzkämpfe zwischen Hengsten weitgehend der Vergangenheit angehören, ist die Bewegungsdynamik in der Herde gutteils erhalten geblieben. Eine Befürchtung die in Zusammenhang mit Kastrationen gelegentlich geäußert wird – die Herde wird ‚faul‘ und inaktiv – hat sich bisher nicht bestätigt. Die Wanderbewegungen der Pferde bei der Nahrungssuche werden nach wie vor von der Leitstute vorgegeben, und die Tiere nutzen weiterhin nahezu die gesamte Fläche, und legen an den meisten Tagen mehrere Kilometer zurück.

Insgesamt ist die Herde durchwegs sehr gesund, und tierärztliche Hilfe wurde so gut wie nicht gebraucht. Ausnahme waren erstens die Kastration von einem Hengstfohlen, und zweitens ein Fall von Hufrehe. Denn im Frühling erkrankte eine junge Stute an Hufrehe, und musste behandelt werden. Ursache war möglicherweise das eiweißreiche Frühlingsgras. Nachdem das Tier kaum noch mit der Herde mitlaufen konnte, und eine Schonhaltung annahm, mussten die Rehehufe bearbeitet werden (siehe Abb. 15, Foto Christoph Roland), um wieder ein normales Gehen zu ermöglichen. Nach einigen Wochen mit einer täglichen Verabreichung von Schmerzmittel und Entzündungshemmer war das Tier symptomfrei und konnte wieder mit der Herde mitgehen.

Weitere Krankheitsfälle sind 2024 nicht aufgetreten. Der Leitsatz ist, dass Tiere nicht unnötig leiden sollen, und dass sie, wenn sinnvoll und möglich, tierärztlich und/oder medikamentös behandelt werden.



4. Literatur

Holzer, T., Egger, G. & Neuhauser, G. (2015): Pferdeweide Schlosswiese Marchegg. Umsetzungskonzept. Machbarkeitsstudie im Zuge des EU Life Projekts Renaturierung Untere March-Auen. 50 S.

Kraus, R. (2019): Raumnutzungsanalyse Konikpferde (in Westerhof, 2019: Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2018)

Krischel S. (2016): Raumnutzung und Verhalten von Konik-Pferden im Naturschutzgebiet Marchegg im Tagesverlauf sowie in Abhängigkeit vom Stechmückenaufkommen. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

Vidal, C. (2002): Dreißig Jahre europäische Landwirtschaft – Die Weideviehbetriebe haben sich unterschiedliche entwickelt. – Statistik kurz gefasst Thema 5 – 25/2002.



Abb. 16: Dohlen suchen Nestmaterial (Foto Christoph Roland)



III Weißstörche

Jurrien Westerhof und Thomas Zuna-Kratky

Erhebungen von Karin Donnerbaum, Ute Nüsken, Christoph Roland, Storchenhof Marchegg und Thomas Zuna-Kratky; zusammengestellt von Thomas Zuna-Kratky

Der Weißstorch (*Ciconia ciconia*) ist in besonderem Maße an offene Wiesen und Weide-Landschaften gebunden. Die Art braucht niedrigwüchsige Acker- und Grünlandflächen mit einem reichen Angebot an Krebsen, Insekten, Amphibien, Reptilien und Kleinsäugetern. Das Auenreservat Marchegg beherbergt eine sehr bedeutende Kolonie des geschützten Weißstorchs. Durchschnittlich brüten 40 Paare des Weißstorchs im unmittelbaren Umfeld der Marchegger Weidefläche (Zuna-Kratky 2010 und 2016). Die Störche nutzen das Gebiet zur Futtersuche, zur Aufnahme von Wasser und zum Sammeln von Nistmaterial.

Deshalb wird die Nutzung der Weidefläche durch den Weißstorch mit einem begleitenden Monitoring beobachtet. Mittelfristig wird erwartet, dass der Weißstorch auf der Weidefläche weiterhin gute Nahrungsgründe vorfindet. Im Gegensatz zur bisherigen Wiesennutzung, sollte durch die kontinuierliche Beweidung die zeitliche Nutzbarkeit für nahrungssuchende Störche sogar zunehmen.

Bereits in den vergangenen Jahren wurde festgestellt, dass Flächen mit kurzer Vegetation die meisten Storchensichtungen aufweisen, und die ungemähten, hochwüchsigen Bestände wiederum die geringsten (Westerhof, 2018). Offensichtlich ist die Kürze der Vegetation ausschlaggebend.

Tabelle 1: Verteilung der Störche nach Vegetationslänge im Jahr 2017

Bewuchs	Anzahl Störche	Prozentsatz	Davon Futtersuche	Prozentsatz
Hoch	25	4,2%	24	5,7%
Mittel	51	8,6%	43	10,2%
Niedrig	515	87,1%	354	84,2%
Summe:	591		421	

Deutlich sichtbar ist die Vorliebe der Störche für eine kurze Vegetation, sowohl bei der Futtersuche als auch bei anderen Aktivitäten. Grund ist wohl die leichtere Auffindbarkeit der Nahrung.

Aus direkten Beobachtungen ist abzuleiten, dass sich die Störche oft in der Nähe von den Weidetieren aufhalten. In einer aktuellen Studie zur Nahrungssuche von Störchen in Nordostpolen wird belegt, dass

sie auf Flächen mit Rinderbeweidung signifikant erfolgreicher sind, als auf Flächen ohne Beweidung. Abb. 1 zeigt, dass der Erfolg auf beweideten Flächen im Tagesverlauf zwischen meist 70 und 100 Prozent liegt, gegenüber 30 bis 80 Prozent auf unbeweideten Flächen. Die Nahrung, die weitestgehend aus Insekten besteht, wird schneller erbeutet, und die Störche müssen weniger weit gehen bis sie Nahrung gefunden haben. Anzunehmen ist, dass durch die erfolgreichere Nahrungssuche auch der Bruterfolg höher ist (Zbyryt et al, 2020).

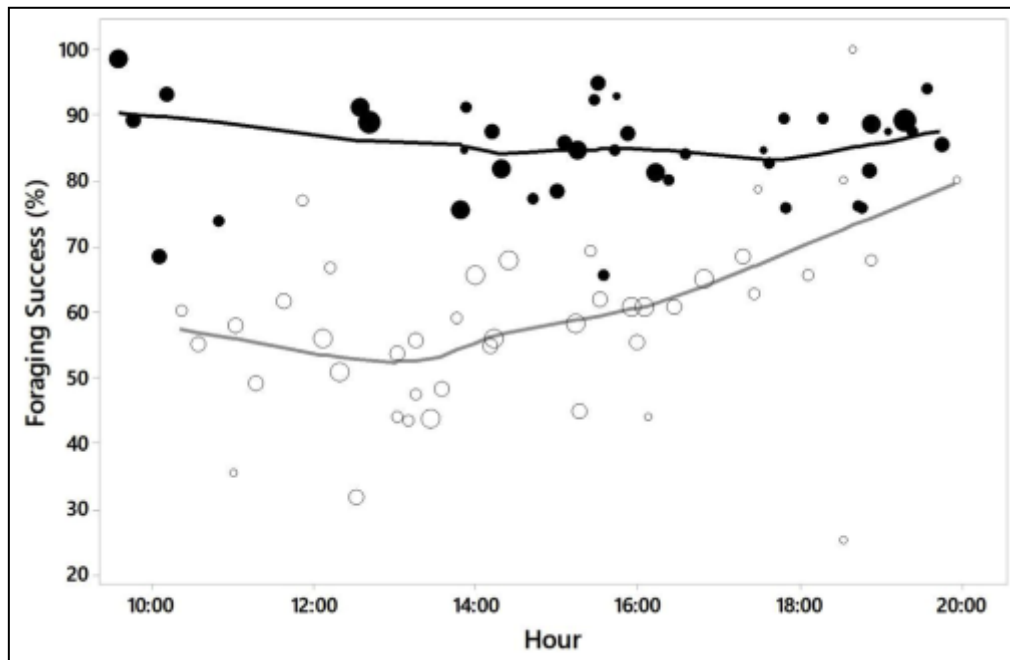


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen Erfolg bei der Nahrungssuche, und An- und Abwesenheit von Rindern (schwarze Punkte oben bzw. helle Punkte unten), bei Störchen in Nordostpolen. Der Kreisumfang zeigt die Anzahl der Versuche, Nahrung zu finden, in den Kategorien 1-20, 21-40, 41-60, 61-80 und mehr als 80 Mal (Zbyryt et al, 2020).

Mehrmals wurde auf der Weidefläche im Auenreservat beobachtet, dass Störche in Dung wühlten, und sogar Dung in die Horste gebracht wurde. Ein möglicher Grund ist, dass bestimmte Dungkäferarten bzw. -Larven ins Nahrungsspektrum von Störchen fallen. Eine Untersuchung aus 2019 (Rabl, 2019) zeigt, dass der Dungkäferbestand auf der Weidefläche sehr gut entwickelt ist. Daher ist die Annahme naheliegend, dass Störche gezielt im Dung nach Käfer oder Larven suchen.

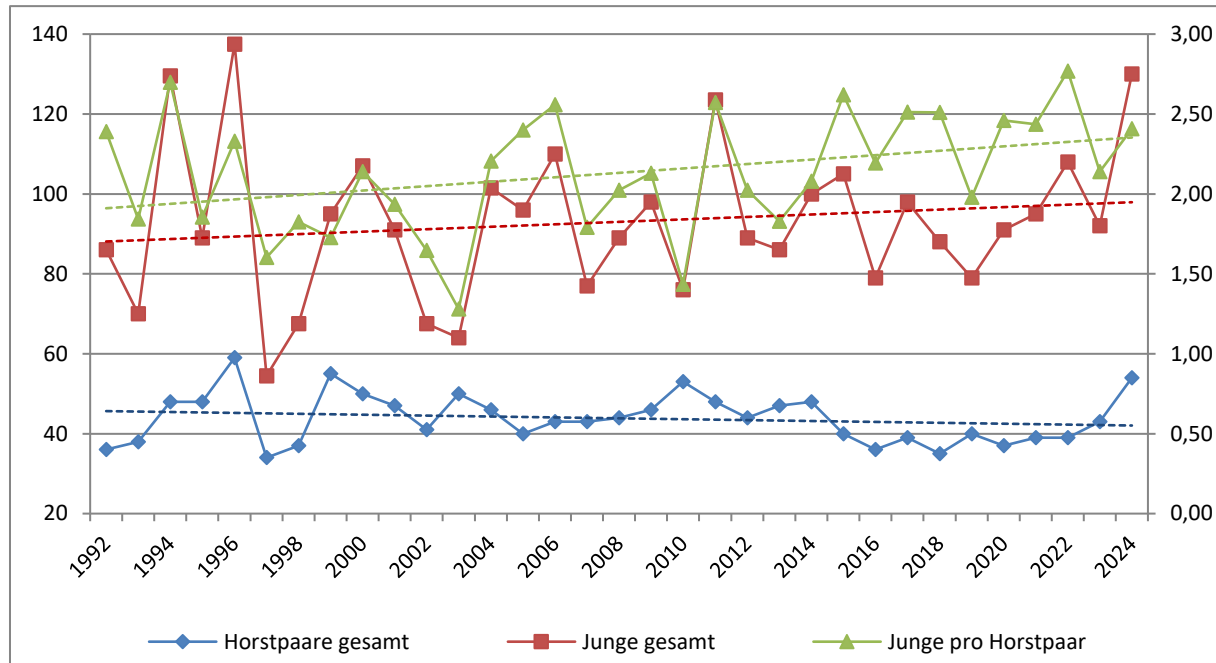
2. Bestandsentwicklung

Die Anzahl der Brutpaare in den unteren Marchauen ist nach einem Anstieg 2023 auch im Jahr 2024 weiter gewachsen, und erreichte mit 54 einen Wert, der zuletzt 1999 erreicht wurde. Die Anzahl der Jungvögel lag mit 130 sogar auf dem höchsten Stand seit 1996. Die fünf Kunsthorste die im Winter angebracht wurden, wurden größtenteils angenommen, und es wurden von den Störchen weitere Horste errichtet. Die Anzahl der Jungvögel pro Brutpaar war relativ hoch, aber nicht so hoch wie 2023 – womöglich durch einen kleinen Kälteeinbruch mit viel Regen, Anfang Juni.

Nichtsdestotrotz ist der Bestand im gesamten March-Thaya-Raum und im angrenzenden Teil von Tschechien und der Slowakei seit Jahren rückläufig. Die Hauptursache ist wahrscheinlich das Ausbleiben der früher üblichen Frühlingshochwässer, die Folge des Schneeschmelzes waren. Hierdurch haben die March-Thaya-Auen an Attraktivität verloren. Die Bedeutung der Marchegger Störchen für den Gesamtbestand an March und Thaya in Österreich wird immer größer: an der oberen March und an der Thaya brüteten 2024 insgesamt 7 Paare, 1 Paar mehr als 2023 (2022: 6 Brutpaare, 2021: 6

Brutpaare, 2020: 8 Brutpaare. Am Höhepunkt, im Jahr 1996, brüteten alleine zwischen Bernhardsthal und Angern 35 Paare (Zuna-Kratky, 2020). Erfreulicherweise sind 2024 an der Oberen March allerdings 18 Jungvögel ausgeflogen, gegenüber 11 im Jahr 2023.

Abbildung 2: Entwicklung des Storchbestandes in den unteren Marchauen seit 1992, und Trendlinien



3. Diskussion

Aufgrund der umfangreichen Monitoring-Ergebnisse aus den vergangenen Jahren, beschränkte sich das Storchmonitoring in den letzten Jahren auf die Zählung der Anzahl der Brutpaare und der Jungvögel.

Bereits in den vergangenen Jahren wurde gezeigt, dass Störche ihre Nahrung vorwiegend in der Nähe der Kolonie suchen, und dabei Flächen mit kurzer Vegetation bevorzugen. Die aktuelle Pflege der Flächen, mit ausschließlich Beweidung auf den Offenlandflächen im südlichen Teil des Reservats, anfangs noch ergänzt durch eine einmalige Mahd, kommt den Präferenzen der Störche entgegen. In Vergleich zu früheren Jahren, mit oft starkem Graswuchs nach der einzigen Mahd im Frühsommer, bedeutet das eine Verbesserung.

Oft halten sich die Störche in der Nähe der Weidetiere auf – die Anwesenheit von Pferden stört also nicht. Beobachtungen und Untersuchungen legen vielmehr nahe, dass Störche die Nähe der Weidetiere suchen, weil aufgeschreckte Insekten relativ leicht zu erbeuten sind. Wahrnehmungen und Untersuchungen zeigen auch, dass der Dung der Tiere durch die anwesenden Dungkäfer eine positive Rolle spielen dürfte – auch für andere Vogelarten. Interessant ist auch die negative Korrelation zwischen Anzahl Heuschrecken und Distanz zur Storchkolonie: die Störche nutzen die vorwiegend kurze Vegetation in Horstnähe so effektiv für die Nahrungssuche, dass der Heuschreckenbestand lokal sehr niedrig gehalten wird (Zuna-Kratky, 2022).

Die zumindest bis vor kurzem rückläufige Entwicklung der Anzahl der Storch-Brutpaare im Auenreservat folgt den Trend im Grenzraum Österreich-Tschechien-Slowakei, und eine eindeutige Ursache konnte bisher nicht ausgemacht werden. Auffällig ist, dass dieser Trend mit den fallenden Abflussmengen in der March, mit dem vermehrten Ausbleiben der Frühlings-Hochwässer und mit dem Austrocknen der Au-Gewässer einhergeht (siehe Kapitel 2). Womöglich bewerten die Störche das Gebiet durch die ausbleibenden Hochwässer während der Ankunftszeit als weniger attraktiv. Die

schleichende Austrocknung der Marchauen führt aber nicht zu einem niedrigeren Bruterfolg, was ein Indikator dafür ist, dass trotzdem genug Nahrung gefunden werden kann um die Jungen großzuziehen. Die positive Entwicklung der Brutergebnisse der Störche in Marchegg seit Anfang der Beweidung legen den Schluss nahe, dass die Beweidung keinen negativen Einfluss auf den Bruterfolg hat. Vielmehr zeigen die Bruterfolge, dass es den Störchen in Marchegg in Verhältnis zu anderen Populationen in der Region gut geht. Die zunehmende Anzahl von Großinsekten, die mit der Einführung der Beweidung einhergeht, dürfte hierbei eine Rolle spielen.

4. Quellen

Rabl, D. (2019): Bericht zur Untersuchung der Dungkäfer auf der Pferdeweide Marchegg. Unveröff., 10 S.

Westerhof, J. (2018): Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2017. 79 S.

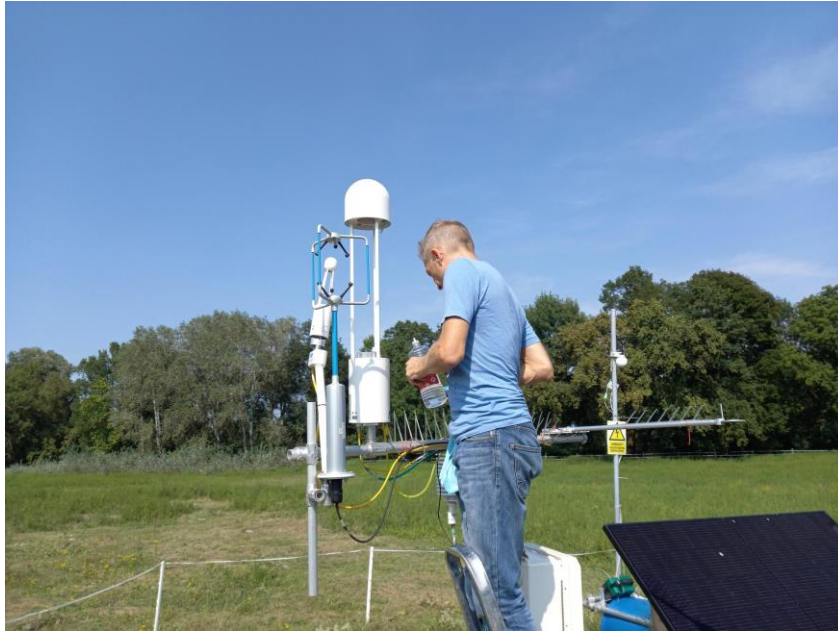
Zbyryt, A, Sparks, T.H., Tryjanowski, P (2020): Foraging efficiency of white stork *Ciconia ciconia* significantly increases in pastures containing cows. 4 S.

Zuna-Kratky, T. (2010): Die Weißstorchkolonie in Marchegg – Stand 2009. Unveröff. Bericht des Vereins Auring. 12. S.

Zuna-Kratky, T. (2016): Weißstorch-Erhebung March-Thaya aktuell. Bericht Verein Auring. 3 S.

Zuna-Kratky, T. (2021): Heuschrecken und Fangschrecken 2021. In: Westerhof, J. (2021): Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2021

Zuna-Kratky, T. (2024): Weißstorch in den March-Thaya-Auen in der Brutsaison 2024, unveröff.



IV Auswirkungen von mehreren Überschwemmungssituationen auf den CO₂-Haushalt eines spezifischen Ökosystems in den Auwiesen von Marchegg.

Lindenberger A.¹, Rauch H.P.¹, Kasak K.², Stelzhammer M.³, von der Thannen M.¹

¹ Institut für Ingenieurbiologie und Landschaftsbau, Department für Bautechnik und Naturgefahren, Universität für Bodenkultur Wien

² Department of Geography, Institute of Ecology and Earth Sciences, University of Tartu, Estonia

³ World Wide Fund - WWF Austria

1. Einleitung

Feuchtgebiete gehören zu den zentralen Ökosystemen der Erde. Obwohl sie nur 5–8 % der Erdoberfläche bedecken, erbringen sie essenzielle Ökosystemdienstleistungen, darunter die Kohlenstoffspeicherung, wodurch die Wiederherstellung von Feuchtgebieten zur Abschwächung des Klimawandels beitragen kann (Mitsch et al., 2013). Als natürliche Puffer zwischen Land und Wasser absorbieren und speichern Feuchtgebiete Oberflächenwasser, Regen, Schneeschmelze und Hochwasser und geben diese langsam wieder ab. Dadurch tragen sie zur Verringerung von Hochwasserspitzen und Erosionsereignissen bei (Gibbens, 2024; EPA, 2024). Ihre Fähigkeit, Ökosystemdienstleistungen wie Hochwasserschutz, Verbesserung der Wasserqualität und Klimaregulierung bereitzustellen, unterstreicht die Dringlichkeit derartige Ökosysteme zu renaturieren. Diese Dringlichkeit wird durch Initiativen wie das im Juni 2024 verabschiedete EU-Renaturierungsgesetz bekräftigt. Die Renaturierung von Feuchtgebieten durch naturbasierte Lösungen (Nature-Based Solutions, NBS) fördert sowohl die Biodiversität als auch das menschliche Wohlergehen (IUCN, 2020).

Binnenfeuchtgebiete wie Sümpfe, Moore und Auen können je nach Vegetation, Hydrologie und Managementpraktiken sowohl Kohlenstoffsinken als auch -quellen sein (Valach et al., 2021). Ziel dieser Studie ist es, die Auswirkungen von unterschiedlichen Maßnahmen auf die Wiederherstellung hydrologischer Bedingungen in einer Grünland-Aue zu untersuchen, die eine Schlüsselrolle bei der Kontrolle von Kohlenstoffflüssen durch Beeinflussung des Gleichgewichts zwischen Kohlendioxid (CO₂) und Methan (CH₄) spielen (Temminck et al., 2022; Wang et al., 2024; Wei et al., 2022). Änderungen der Wasserstände oder Überschwemmungsregime können die Kohlenstoffbilanz eines Feuchtgebiets

erheblich beeinflussen (Bohn et al., 2007; Christensen et al., 2003). Das Verständnis des Kohlenstoffspeicherungspotentials renaturierter Feuchtgebiete ist von entscheidender Bedeutung, um den Klimawandel abzumildern (Dalmagro et al., 2018; Pugh et al., 2018; Scheingross et al., 2021). Dennoch bleiben viele Feuchtgebietstypen, wie zum Beispiel das Auen-Grünland, in diesem Kontext unterforscht (Helbig et al., 2022; Mander et al., 2024; McDonald et al., 2023). Daher zielt diese Studie darauf ab, diese Forschungslücke zu schließen, indem untersucht wird, wie das hydrologische Regime den Kohlenstoffaustausch im Auen-Grünland beeinflussen. Mithilfe der Eddy-Kovarianz-Methode, die direkte Messungen der metabolischen Reaktionen von Ökosystemen auf ökologische und biologische Einflüsse ermöglicht (Baldocchi, 2020), werden die Auswirkungen der hydrologischen Bedingungen im Auen-Grünland auf Kohlenstoffflüsse des Ökosystems über drei Monate hinweg gemessen. Der Fokus liegt dabei auf den Auswirkungen größerer Überschwemmungen im Juni 2024. Ziel ist es, die Effekte plötzlicher Überschwemmungen auf die Treibhausgasbilanzen von Ökosystemen zu untersuchen. Diese Studie soll zu einem besseren Verständnis des Kohlenstoffhaushaltes bei mehreren Überschwemmungssituationen in einem Auen-Grünland führen und aufzeigen wie dieses Ökosystem die Kohlenstoffspeicherung optimieren und die Klimawandelminderung unterstützen kann.

2. Methodik

2.1. Eddy Kovarianz Methode

Das Eddy-Kovarianz (EC)-System wurde im Oktober 2023 auf einer offenen Grasland-Fläche innerhalb der Auenreservats des WWF bei Marchegg installiert. Aufgrund des unvorhersehbaren Überschwemmungsrisikos wurde die Messstation auf einer autarken, schwimmenden Plattform installiert, um die Messinstrumente vor den Auswirkungen der Wasserspiegelschwankungen und größeren Hochwasserereignissen zu schützen (siehe Abb. 1). Konstruktion und Design der Plattform basierten auf dem Ansatz von Dušek et al. (2009) für die Ökosystemstation in Třeboň.

Zur Berechnung des Gas-Fluss-Austauschs zwischen Ökosystem und Atmosphäre wurde ein 3D-Schallanemometer (Gill Instruments Ltd., Lymington, Hampshire, UK) mit einer Messfrequenz von 20 Hz installiert, um kontinuierlich die drei Windkomponenten, einschließlich der vertikalen Windkomponente von Verwirbelungen, zu messen. Gleichzeitig wurden die Konzentrationen von CO₂ und H₂O mit einem Open-Path-Gasanalysator (LI-7500 DS, LI-COR Biosciences, Lincoln, NE, USA) überwacht, welcher die Daten kontinuierlich mit einer Frequenz von 10 Hz aufzeichnete. Diese Studie analysiert die von Mai bis Ende Juli 2024 gesammelten Daten.



Abb. 1: Eddy-Kovarianz-Messstation im Auenreservat von Marchegg überflutet im Februar 2024 (links) und im März 2024 (rechts).

Zusätzlich wurden meteorologische Parameter in Intervallen von einer Sekunde durch die Messstation gemessen. Solare Strahlungsdaten wurden mit einem Radiometer (Kipp & Zonen B.V., Niederlande) erfasst, während Niederschlagsmengen mit einem Kippwaagen-Regenmesser (Texas Electronics, USA) gemessen wurden. Die photosynthetische Photonenflussdichte wurde mit einem Quantensensor (LI-

COR, USA) aufgezeichnet. Mikroklimatische Daten, einschließlich Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit, Bodentemperatur und Bodenwärmeflüsse (Hukseflux Thermal Sensors B.V.), gemessen an drei Standorten entlang eines Transekts, sowie der Bodenwassergehalt (an zwei Sensoren), wurden alle 5 Sekunden erfasst und in 30-Minuten-Intervallen gemittelt, wobei ein Datenlogger (Sutron Xlite, Deutschland) verwendet wurde.

Zur Auswahl der geeigneten Messhöhe war es notwendig, sicherzustellen, dass die Sensoren so positioniert sind, dass die gut durchmischte Luftschicht über der Pflanzendecke gemessen werden kann, ohne dass die Messungen durch die Rauigkeitsschicht gestört werden. Gleichzeitig mussten die Sensoren in einer ausreichend niedrigen Höhe positioniert sein, um sicherzustellen, dass der Fußabdruck der Messausdehnung nicht über die Grenzen des zu untersuchenden Gebiets hinausgeht. Für das untersuchte Auen-Grünland, mit einer mittleren Vegetationshöhe (h_c) unter 1,75 m, musste die Messhöhe daher im Bereich von 1,67 h_c bis 6 h_c liegen (Rebmann et al., 2018). Unter Berücksichtigung dieser Kriterien wurde die Messhöhe auf 2,7 m festgelegt, bei einer Vegetationshöhe zwischen 0,1 und 0,5 m, abhängig vom Wachstumsstadium.

Die Modellierung des Messfußabdrucks erfolgte gemäß der Methodik von Kljun et al. (2015). Nach einer Analyse des Fußabdrucks in den ersten vier Monaten nach der Installation wurde die Station Ende Januar 2024 nach Nordwesten verlegt, um ein größeres, ungestörtes Messgebiet in der Hauptwindrichtung zu erreichen und das gestörte Windfeld im Osten auf 45–115° zu verringern. Abbildung 2 zeigt die Windrosen und Fußabdruckanalysen vor der Umplatzierung im Januar 2024 und nach der Verlagerung im März 2024. Die Verlagerung reduzierte Störungen durch höhere Vegetation aus den Hauptwindrichtungen Nordwest und Südost. Daher konnten die Datensätze nach der Verlagerung erweitert werden, wobei Daten mit Windrichtung von Fluss und angrenzenden Bäumen aus dem Fußabdruckbereich ausgeschlossen werden mussten.

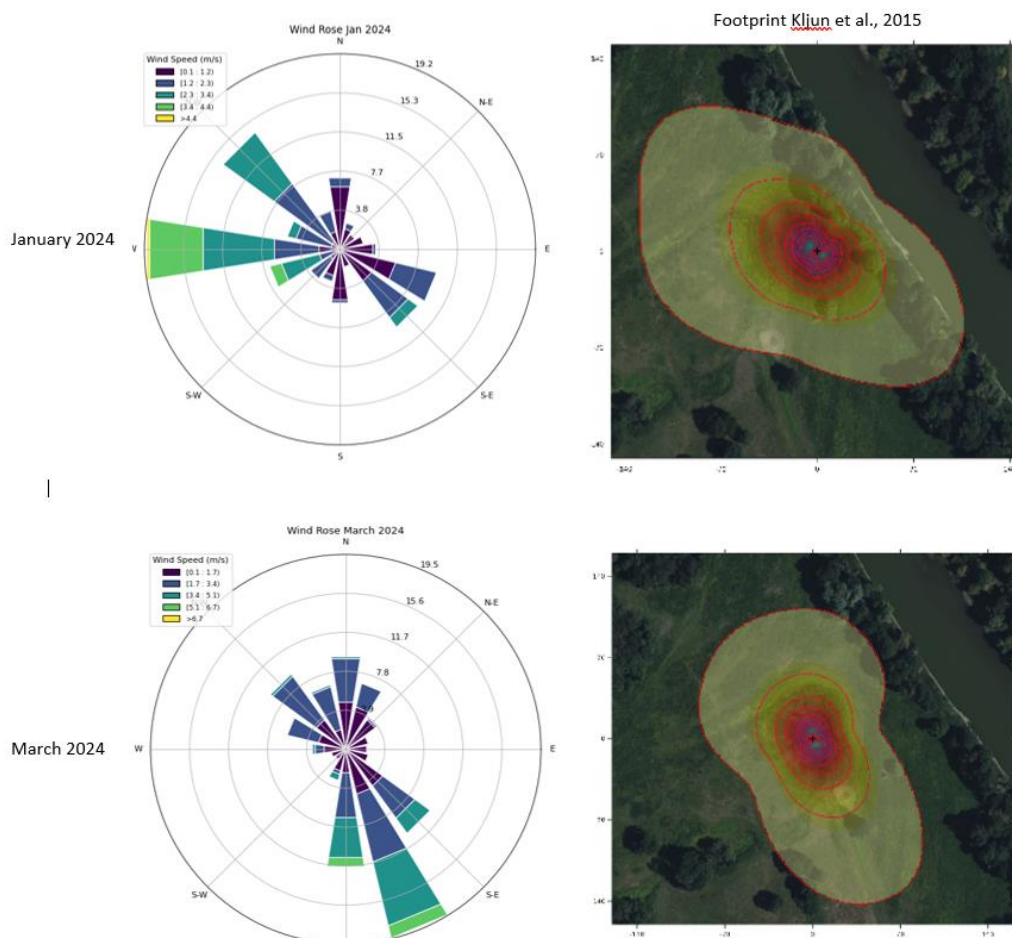


Abb. 2: Footprint-Analyse der EC-Station nach Kljun et al., 2015 vor der Umplatzierung im Januar 2024 (oben) und am neuen Standort im März 2024 (unten).

Die Verfügbarkeit eines ausreichenden Aufwinds mit minimalen Störungen garantiert jedoch nicht die Repräsentativität des Fußabdrucks für das gesamte Gebiet. Der Standort ist durch erhebliche Heterogenität gekennzeichnet, einschließlich Waldflächen, Grünland und Wasserflächen, deren Ausdehnung aufgrund von Überschwemmungen variiert.

Nach der Lösung technischer Probleme, die sich aus der Nutzung unterschiedlicher Messinstrumente und Energiequellen ergaben, konnte das EC-System seit März 2024 kontinuierlich CO₂-Konzentrationen und vertikalen Wind messen, wodurch die Berechnung des CO₂-Flusses zwischen Ökosystem und Atmosphäre ermöglicht wurde. Dies erlaubt die Quantifizierung der Ökosystemdienstleistungen in Bezug auf die Kohlenstoffbilanz des Auen-Gebiets. Die vorliegende Studie analysiert Daten, die zwischen dem 1. Mai und dem 31. Juli 2024 gesammelt wurden. Diese umfassen die Periode schwerer Überschwemmungen im Donaeinzugsgebiet Anfang Juni 2024.

2.2. Flussberechnung und Quantifizierung von NEE, GPP, Reco

Der Austausch von CO₂ und H₂O zwischen Atmosphäre und Vegetation wird durch Messung der Kovarianz zwischen Schwankungen der vertikalen Windgeschwindigkeit von Luftwirbeln und des CO₂- oder H₂O-Mischungsverhältnisses mittels der Eddy-Kovarianz (EC)-Methode quantifiziert (Aubinet et al., 2012; Baldocchi, 2003). Der Fluss kann beschrieben werden als

$$F = \overline{p_d w s} \quad (1) \quad (\text{Burba, 2013})$$

Dabei steht p_d für die Trockenluftdichte, w für die vertikale Windgeschwindigkeit und s für den trockenen Molanteil des Gases. Die Theorie sowie die physikalischen Gleichungen und Einschränkungen der EC-Methode werden ausführlich in Aubinet et al. (2012), Burba (2013) und Foken (2008) beschrieben. Die EC-Methode ist eine präzise und weit verbreitete Methode zur Messung von Flüssen zwischen Oberfläche und Atmosphäre, zur Bestimmung von Ökosystem-Gasbilanzen sowie zur Quantifizierung von Emissionen aus unterschiedlichen Ökosystemen, darunter landwirtschaftliche und urbane Gebiete, Wälder und Feuchtgebiete (Baldocchi, 2020; Kowalska et al., 2013).

Für eine präzise Berechnung der Kohlenstoffflüsse setzt die EC-Methode voraus, dass die atmosphärischen Bedingungen – insbesondere Wind, Temperatur, Feuchtigkeit und CO₂ – stationär bleiben. Zudem sollte das Untersuchungsgebiet relativ flach sein, eine homogene Vegetation aufweisen und keine signifikanten Windstörungen durch Veränderungen der Rauigkeit vorhanden sein (Baldocchi, 2003).

Die Aufteilung der nächtlichen Daten zur Ermittlung der Brutto-Primärproduktion (Gross Primary Production, GPP), der Ökosystemrespiration (R_{eco}) und des Netto-Ökosystemaustauschs (Net Ecosystem Exchange, NEE) erfolgte auf Grundlage mikrometeorologischer Daten entsprechend der Methodik von Reichstein et al. (2005):

$$NEE = GPP - R_{eco} \quad (2)$$

Positive NEE-Werte repräsentieren eine Senke für atmosphärisches CO₂, während negative Werte eine Quelle darstellen.

3. Ergebnisse

3.1. Hydrologische Bedingungen

Um das Hochwasser im Auenreservat bei Marchegg, das auf die schweren Hochwasserereignisse in Süddeutschland und im Donaeinzugsgebiet in Österreich folgte, näher zu beleuchten, wurden die Niederschlagswerte untersucht. Der Bericht von Mohr et al. (2024) dokumentiert Rekordniederschläge in ganz Südbayern, Westbayern und im östlichen Baden-Württemberg, die zu weit verbreiteten Überschwemmungen führten, insbesondere entlang der rechten Nebenflüsse der Donau von der Iller

bis zur Isar. Dabei summierten sich die Niederschläge regional auf über 100 mm innerhalb von 48 Stunden. Die täglichen und kumulierten Niederschlagsmengen in Südbayern (Donauwörth–Osterweiler), die als repräsentativ für die gesamte Region gelten, wurden analysiert. Die Niederschlagsdaten, die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) bereitgestellt werden, liegen in einer täglichen Auflösung für den dreimonatigen Untersuchungszeitraum vor.

Am 1. Juni 2024 kam es in Süddeutschland zu heftigen Regenfällen, bei denen die Niederschlagsmengen innerhalb von weniger als 48 Stunden fast 100 mm erreichten (siehe Abb. 3). Dies führte zu einem schweren Hochwasserereignis, das erhebliche Schäden in der gesamten Region verursachte. Die intensiven Niederschläge im Donaeinzugsgebiet, insbesondere in Süddeutschland, erhöhten die Wasserstände der Donau in Österreich und führten zu einem Rückstauereffekt in der March, was wiederum das Hochwasser am Untersuchungsstandort verursachte.

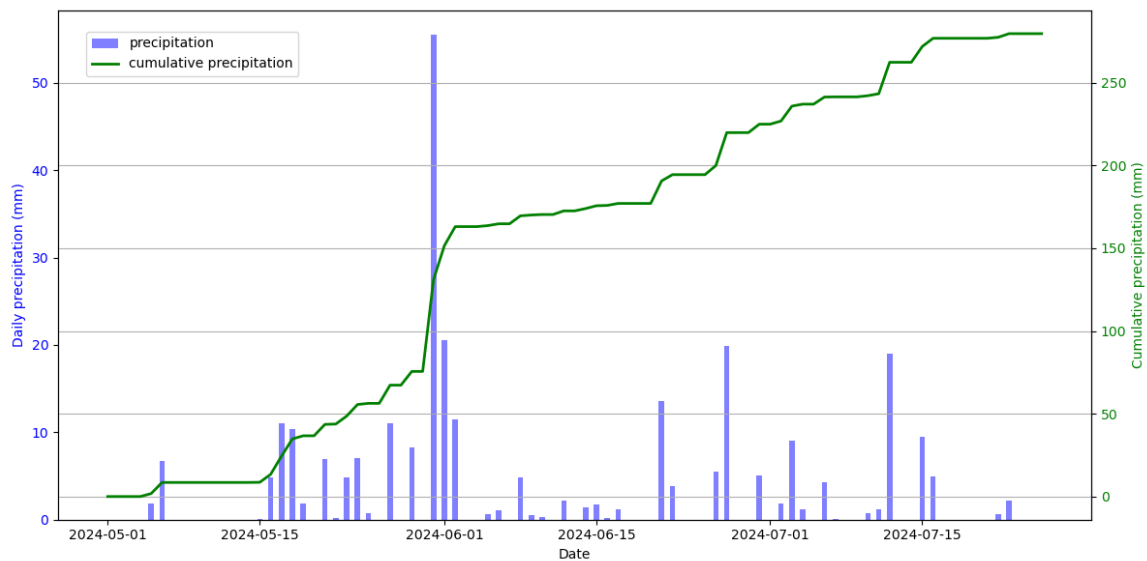


Abb. 3: Täglicher und kumulierter Niederschlag in Süddeutschland an der Wetterstation Donauwörth-Osterweiler von Mai bis Ende Juli 2024.

Die öffentlich verfügbaren Wasserstandsdaten werden von der NÖ Landesregierung mit viadonau als Betreiber in einer 30-minütigen Auflösung bereitgestellt. Im Untersuchungszeitraum erreichte der Wasserstand der Donau bei Thebnerstraß am 4. Juni 2024 einen extremen Höchstwasserstand über dem höchsten schiffbaren Wasserstand (HNWL) von 2020 (638 cm) und erreichte am 5. Juni ein Maximum von 719 cm. Der Wasserstand der March überschritt während des Studienzeitraums mehrfach den mittleren Wert von 251 cm.

Basierend auf den Wasserstandsdaten der Donau und der March wurde der Datensatz in verschiedene Zeitabschnitte unterteilt (siehe Abb. 4). Der Zeitraum zwischen dem 1. Mai und dem 31. Mai 2024 wird als Vor-Hochwasserperiode definiert. Am 4. Juni erreichte das Wasser gegen 4:00 Uhr morgens den Untersuchungsstandort, als der Wasserstand der March 350 cm überschritt, die Schwelle für eine Überflutung des Standorts. Am 5. Juni 2024 wurde der maximale Wasserstand von 468 cm gemessen, während der Wasserstand im Open Lab etwa 1,5 m erreichte, was einem 30-jährigen Ereignis entspricht. Diese erste Hochwasserwelle überflutete den gesamten Untersuchungsstandort und hielt bis zum 8. Juni an.

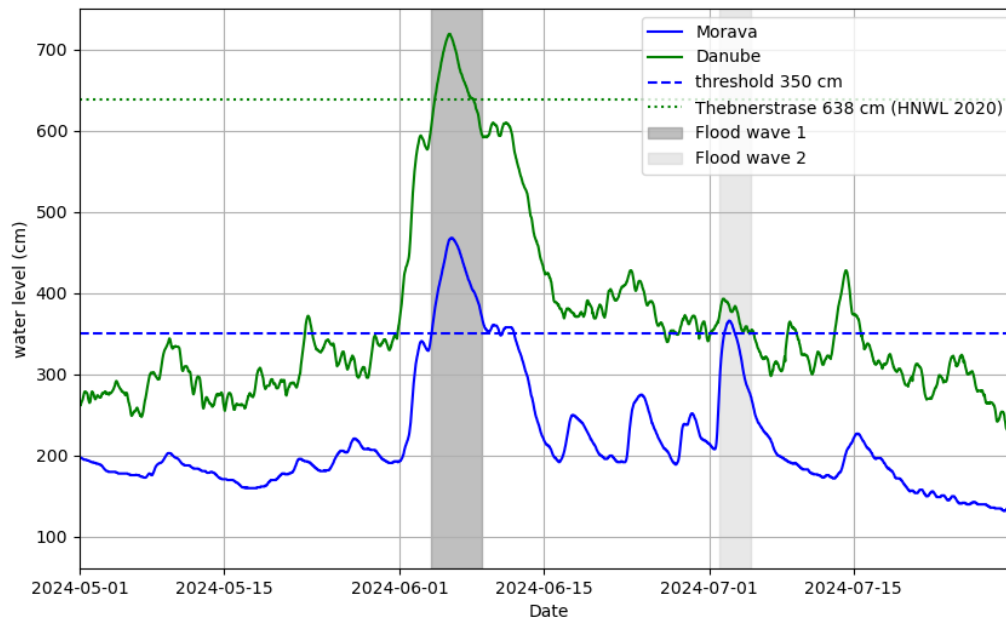


Abb. 4: Wasserstand der Donau und der March von Mai bis Ende Juli 2024. Die gestrichelte grüne Linie gibt den höchsten schiffbaren Wasserstand (HNWL) von 2020 an, also den Wert, ab dem die Donau nicht mehr schiffbar ist. Die gestrichelten Linien geben die Mittelwerte der beiden Flüsse an, beide Werte beziehen sich auf den Zeitraum 1991-2020.

Der Zeitraum vom 9. bis 18. Juni (während des langsamen Rückzugs des Wassers) wird in den folgenden Ergebnissen als "direkt nach dem Hochwasser" bezeichnet, da sich noch viele Wasseransammlungen am Standort befanden. Alles danach wird als "nach dem Hochwasser" definiert. Vom 2. Juli ab 12:00 Uhr bis zum 5. Juli kam es zu einem kleineren Hochwasserereignis, bei dem der Wasserstand der March etwa 380 cm erreichte, was zu einer teilweisen Überflutung der unteren Bereiche des Untersuchungsstandorts führte. Diese kleinere zweite Hochwasserwelle wurde jedoch aus der täglichen NEE-Analyse ausgeschlossen.

3.2. NEE, GPP, R_{eco}

Es wurden die CO_2 -Flüsse zwischen der Auvegetation und der Atmosphäre analysiert, um die Auswirkungen der unterschiedlichen hydrologischen Regime in den oben genannten Perioden zu untersuchen. Abbildung 5 zeigt deutlich den Einfluss der beiden Hochwasserwellen, bei denen der Gasaustausch nahe null liegt, ohne signifikante Unterschiede zwischen Tag und Nacht. Auch die unterschiedliche Ausdehnung der Hochwasserwellen ist erkennbar. Der Effekt der fehlenden Varianz zwischen Tag und Nacht ist in der ersten Hochwasserwelle Anfang Juni stärker ausgeprägt als in der kleineren Hochwasserwelle Anfang Juli. Abbildung 6 zeigt die täglichen Mittelwerte von NEE, GPP und R_{eco} sowie deren kumulierte Summen über den gesamten dreimonatigen Studienzeitraum. Dies ermöglicht es uns, die Dynamik der CO_2 -Flüsse zu untersuchen, die durch den Wasserstand beeinflusst werden. **Von Anfang Mai bis Ende Juli nimmt das Ökosystem 38,8 g Kohlenstoff pro m^2 auf, während die kumulierte GPP über den Studienzeitraum 143,1 g Kohlenstoff pro m^2 erreicht. Somit wirkt das untersuchte Auengrünland über den dreimonatigen Zeitraum zweifellos als CO_2 -Senke.** Es ist jedoch evident, dass die kumulierte Summe des NEE nicht linear oder kontinuierlich ansteigt. Dies liegt daran, dass das Ökosystem und die CO_2 -Aufnahme in unterschiedlichem Maße von den Wasserständen und Überschwemmungsereignissen beeinflusst werden. Als das Wasser den Untersuchungsstandort erreicht, sinkt der tägliche Mittelwert von NEE. Wenn das Gebiet vollständig überflutet ist, erreicht NEE null oder sogar negative Werte, was darauf hinweist, dass das Ökosystem eine Quelle für CO_2 ist. Daher bleibt der kumulierte NEE während des Hochwassers auf einem niedrigen Niveau und steigt erst nach dem Hochwasser wieder an, wenn das Ökosystem beginnt, wieder CO_2 aufzunehmen (Abbildung 6a). Die GPP über die Zeit (Abbildung 6b) folgt einem ähnlichen Muster wie der NEE, was darauf

hindeutet, dass die Kohlenstoffspeicherung durch photosynthetische Prozesse den Haupttreiber darstellt. Mit dem Wasser, das in das Untersuchungsgebiet vordringt, sinkt die R_{eco} kontinuierlich auf $2,5 \text{ g C m}^{-2}$ (Abbildung 6c). Sobald das Gebiet nicht mehr überflutet ist, steigt die R_{eco} wieder an und erreicht Werte, die höher sind als vor dem Hochwasser, was auf die Temperaturdifferenzen als Haupttreiber hinweist. Auch bei der kleine Hochwasserwelle am 2. Juli, sinken die Werte von R_{eco} signifikant. GPP zeigt nur einen Rückgang und setzt dann mit ähnlichen Werten wie vor der zweiten Hochwasserwelle fort. Daher hat die zweite Hochwasserwelle fast keinen Einfluss auf die GPP, während die erste Hochwasserwelle die GPP für eine gewisse Zeit gestoppt hat (siehe Abbildung 6b).

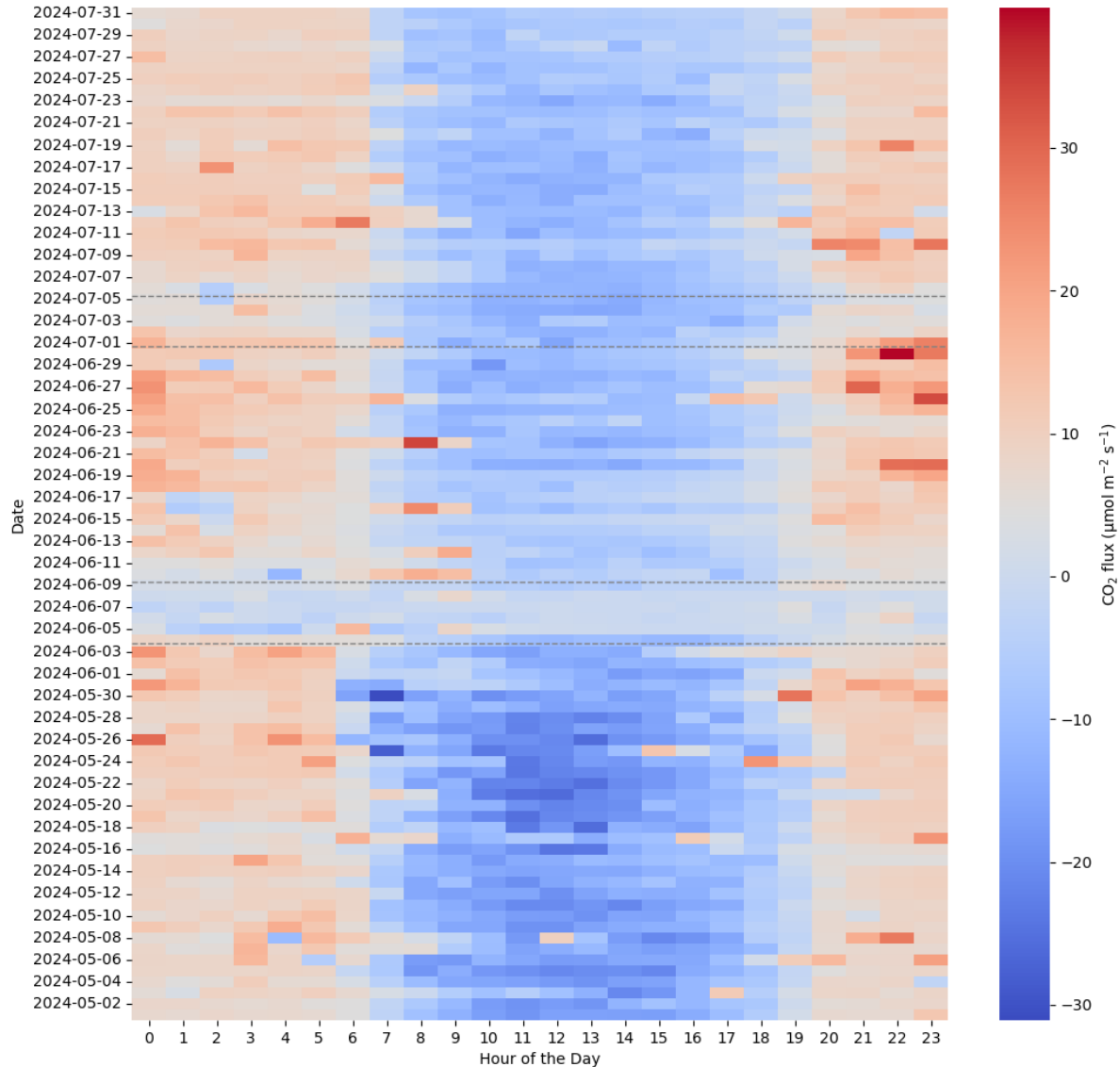


Abb. 5: CO_2 -Fluss von Mai bis Juli 2024. Die beiden Flutwellen sind mit einer grauen gestrichelten Linie markiert.

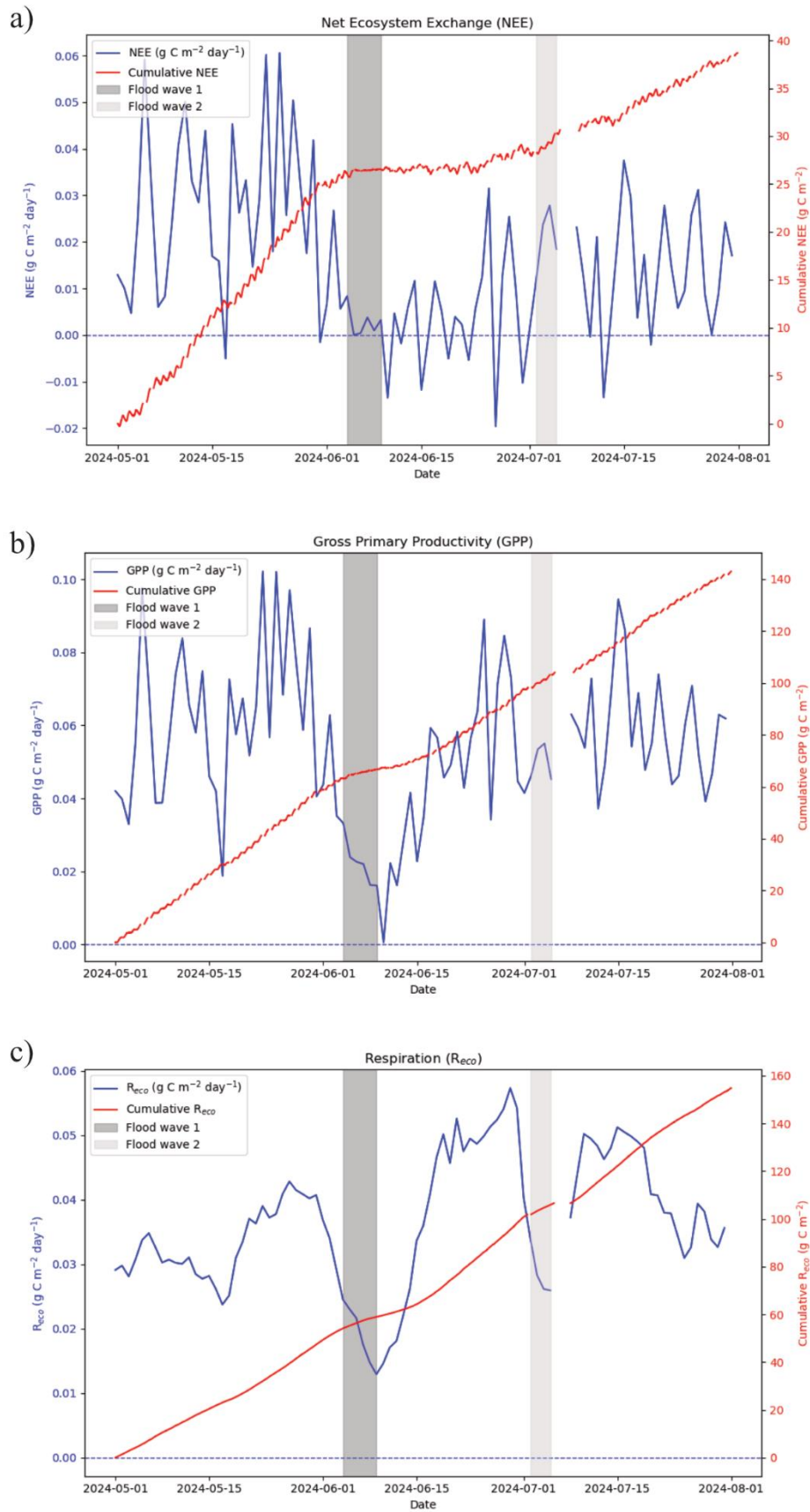


Abb. 6: Tagesmittelwerte und kumulative Summen von NEE (a), GPP (b) und R_{eco} (c) über den dreimonatigen Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte in blau, kumulative Summe der halbstündlichen Werte in rot).

Die täglichen Schwankungen in den verschiedenen Wasserstandsperioden haben einen signifikanten Einfluss auf den NEE. Abbildung 7 zeigt die täglichen Schwankungen von NEE für jene Perioden, die unterschiedlich vom Wasserstand beeinflusst wurden. Nach Sonnenaufgang wurde ein Anstieg des NEE zwischen 5:30 Uhr (1. Mai) und 4:55 Uhr (1. Juni) lokaler Zeit beobachtet. Die maximale CO_2 -Aufnahme wird gegen Mittag erreicht. Vor dem Hochwasser war das NEE signifikant höher als während des Hochwassers, mit einem Maximum von $18,59 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ um 11 Uhr und einem Mittelwert von $-8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ während der Nachtperiode. Die Überschwemmung des Gebiets führte zu einer signifikanten Veränderung der täglichen Schwankungen, mit einem bemerkenswerten Fehlen eines erkennbaren Unterschieds zwischen Tag und Nacht. Die während der Überschwemmungsperiode beobachteten Werte weisen einen kleineren Schankungsbereich von nur $-6,7$ bis $3,8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ auf. Die unmittelbar nach dem Hochwasser folgende Periode, in der immer noch große Wasserflächen im Untersuchungsgebiet vorhanden sind, zeigt, dass das Ökosystem Zeit zur Erholung benötigt, da der Höhepunkt der NEE-Werte vor dem Hochwasser mit $6,65 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ weniger als die Hälfte erreicht. Ein längeres Intervall nach dem Hochwasser (9.7. - 31.07., Daten des kleinen Hochwasserereignisses wurden ausgeschlossen) erreichte einen Maximumwert von $9,89 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Der durchschnittliche tägliche Wert für die GPP lag vor dem Hochwasser bei $1,048 \text{ g C m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$, während des Hochwassers sank er auf $0,470 \text{ g C m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$ und nach dem Hochwasser stieg er wieder auf $0,930 \text{ g C m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$. Da die R_{eco} nach dem Hochwasser höher ist ($1,013 \text{ g C m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$) als vor dem Hochwasser ($0,797 \text{ g C m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$), liegt auch der tägliche durchschnittliche Nettoaufnahmewert nach dem Hochwasser leicht im negativen Bereich ($-0,123 \text{ g C m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$), während er vor und während des Hochwassers ein Netto-Senke mit $0,255 \text{ g C m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$ und $0,0172 \text{ g C m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$ war.

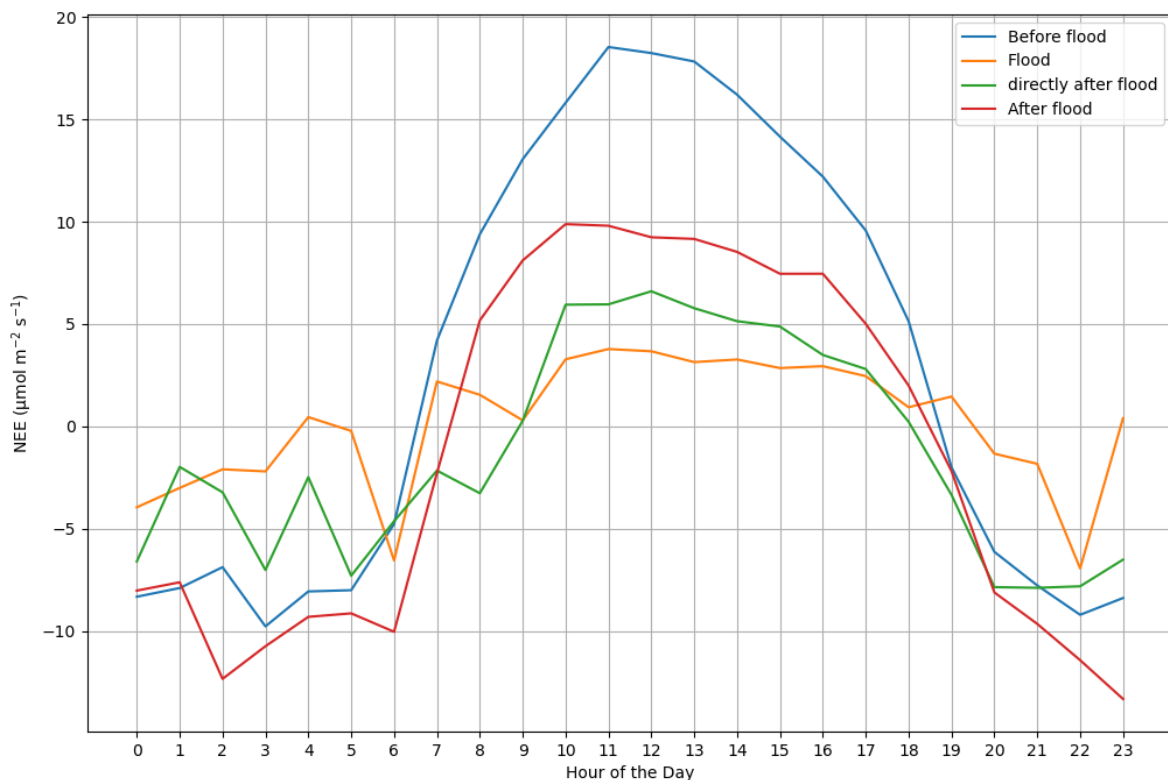


Abb. 7: Tägliche Schwankungen des NEE für die verschiedenen Zeiträume, vor dem Hochwasser (blau), während der ersten Hochwasserwelle (orange), direkt nach dem Hochwasser (grün) und länger nach dem Hochwasser (rot).

4. Diskussion

Die CO₂-Überwachung im Maßstab des Ökosystems im Auengrasland liefert wertvolle Daten über die Kohlenstoffbindung in Feuchtgebieten. Die Kohlenstoffflussmessungen ermöglichen Einblicke und ein umfassenderes Verständnis für die Kohlenstoffbilanz des Ökosystems und deren Beitrag zur Minderung des Klimawandels sowie deren Ökosystemdienstleistungen. Verschiedene Studien quantifizieren den Netto-Ökosystemaustausch von Torfmooren (Helbig et al., 2022; Mander et al., 2024; McDonald et al., 2023), Wäldern (Chi et al., 2021; Foken et al., 2022; Knohl et al., 2003) oder landwirtschaftlicher Nutzung (Anapalli et al., 2023; Cardenas et al., 2022), während Studien zu Auengrasland deutlich unterrepräsentiert sind.

4.1. Auswirkungen von Hochwasserereignissen auf die CO₂-Aufnahme

Während der Überschwemmung ist der CO₂-Austausch des Ökosystems eingeschränkt, was zu einer signifikanten Reduktion des NEE Wertes führt, ohne dass sich für 24 Stunden signifikante Änderungen ergeben. Dies liegt an der vollständigen Überflutung des Gebiets, die es der Vegetation unmöglich macht, Photosynthese zu betreiben. Zudem verursachte die Überschwemmung Schäden an den Pflanzen, und eine Schicht von braunem Schlamm war auf den Pflanzen sichtbar. Es wurde beobachtet, dass der untere Teil der Pflanzen mit Sedimentablagerungen bedeckt war, während die neu wachsenden Pflanzenteile wieder grün waren. Diese braune Schicht, die die Photosyntheseaktivität der Vegetation beeinträchtigte, führte zu einem deutlichen Rückgang des NEE während der Zeit direkt nach der Überschwemmung. Die Sedimentablagerung auf den Pflanzen erklärt die beobachteten Unterschiede im GPP-Verhalten während der ersten und zweiten Überschwemmungswelle. Die erste Überschwemmung, die durch den Rückstau aus der Donau verursacht wurde, brachte eine erhebliche Sedimentbewegung mit sich. Im Gegensatz dazu wurde die zweite, kleinere Überschwemmungswelle durch das Öffnen einer Schleuse oberhalb der March ausgelöst, was zu weniger Sedimenttransport führte. Dieser Unterschied in der Sedimentlast könnte erklären, warum die erste Überschwemmung die GPP für eine gewisse Zeit stoppte, während die zweite Überschwemmung nur einen vorübergehenden Rückgang verursachte, bevor die GPP wieder unbeeinträchtigt aktiv war. Der Einfluss des Sedimenttransports und der Pflanzengesundheit während der verschiedenen Wachstumsphasen auf den CO₂-Austausch des Ökosystems ist ein spannendes Thema für weiterführende Untersuchungen, die im Rahmen des Projektes angestrebt werden.

Selbst wenn die Grasfläche überschwemmt ist, würde der Auenwald rund um das Grasland weiter als Kohlenstoffsенke fungieren, da die Vegetation nicht vollständig bedeckt oder beschädigt wird. Daher ist es sinnvoll bei Renaturierung auf diverse Ökosysteme zu setzen. Dies wird durch die Ergebnisse von Shupe et al. (2022) unterstützt. Die Autoren dieser Studie stellten fest, dass Überschwemmungsgebiete geeignete Standorte für Aufforstungen sind, da die Bäume in diesen Gebieten eine hohe Kohlenstoffspeicherungsrate selbst unter extremen Bedingungen aufweisen. Zudem berichtet Kochendorfer et al. (2011) von einem Auen-Weidenwald, der als starke CO₂-Senke fungiert und im ersten Jahr der Studie sogar 310 g C m⁻² Jahr⁻¹ aus der Atmosphäre aufnimmt. Folglich bietet eine Au, die aus Grasland und Wald besteht, überlegene Ökosystemdienstleistungen im Vergleich zum klassischen Hochwasserrückhaltebecken. Dies liegt nicht nur an der Funktion als Biodiversitätshotspot bzw. der Schaffung eines Erholungsgebiets für die lokale Bevölkerung, sondern auch an der enormen Kohlenstoffspeicherkapazität und der damit verbundenen Abminderunseffekte des Klimawandels.

In Anbetracht der vorgestellten Ergebnisse lässt sich postulieren, dass die Fähigkeit eines Ökosystems, Kohlenstoff zu binden, empfindlich gegenüber Veränderungen des Wasserstandes ist. Weitere Studien zeigen auch, dass die Flüsse von CO₂, CH₄ und N₂O in Feuchtgebieten von der Höhe des Wasserstandes im Verhältnis zur Oberfläche abhängen (Helbig et al., 2022; Zou et al., 2022). Diese Untersuchung der Auenwiesen in Marchegg zeigt, dass die Fähigkeit des Ökosystems zur Kohlenstoffbindung durch das Hochwasserereignis unterbrochen wird, jedoch während des gesamten Studienzeitraums weiterhin als starker Kohlenstoffsенke wirkt. Es kann daher angenommen werden, dass Feuchtgebiete das Potenzial

besitzen, den natürlichen Prozess der Kohlenstoffbindung und -speicherung im Feuchtbodensystem zu regulieren (Limpert et al., 2020). Darüber hinaus unterstreichen weitere Untersuchungen die Empfindlichkeit der Treibhausgasflüsse gegenüber Veränderungen des Wassergehalts im Boden, des Wasserspiegels, des Salzgehalts, des Stickstoffgehalts im Boden, des pH-Werts und der Lagerungsdichte aufgrund von Veränderungen der Landnutzung in globalen renaturierten und natürlichen Feuchtgebieten (Tan et al., 2020).

4.2. Wiederhergestellte Überschwemmungsgebiete wirken als Nettokohlenstoffsinken

Die Auenwiesen im WWF-Auenreservat Marchegg fungieren als bedeutende Kohlenstoffsенке mit einem kumulierten NEE von $38,8 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2}$ während der Vegetationsperiode (Mai bis Ende Juli). Der kumulierte NEE ist eine weit verbreitete Kennzahl, um die Kohlenstoffsequestrationskapazität von Ökosystemen zu vergleichen, da sie die Wirkung mehrerer Prozesse und ihrer Wechselwirkungen auf Ökosystemebene darstellt (Valach et al., 2021). Die in dieser Studie beobachteten CO_2 -Werte für die Auenwiese sind vergleichbar mit anderen Studien zu Auengebieten (Dušek et al., 2009; Valach et al., 2021; Wang et al., 2024) und Feuchtgebieten (Aurela et al., 2022; Valach et al., 2021) unter verschiedenen klimatischen Bedingungen. Andere Studien zeigen, dass renaturierte Gebiete meist erst zwei Jahre nach der Renaturierung zu Netto-Kohlenstoffsенken wurden, wobei die Kohlenstoffsequestrationseffizienz mit zunehmendem Alter der Feuchtgebiete zunahm (Valach et al., 2021). Der Vergleich der Kohlenstoffsequestrationskapazität von Feuchtgebieten in verschiedenen Regionen ist jedoch eine Herausforderung, da klimatische Bedingungen einen erheblichen Einfluss auf diesen Prozess haben (Valach et al., 2021). So zeigen Torfmoore in polaren Regionen niedrigere Kohlenstoffsequestrationsraten im Vergleich zu denen in borealen und gemäßigten Zonen (Dušek et al., 2009). Zudem ist das Ökosystem der Auenwiese einzigartig, was Vergleiche mit anderen Studien zu Torfmooren erschwert, da Studien zu Auengebieten unterrepräsentiert sind. Diese Studie liefert daher neue Einblicke in die Dynamik der Kohlenstoffflüsse als Reaktion auf Veränderungen des Wasserstandes in renaturierten Auenökosystemen.

Die Kohlenstoffsequestrierung ist ein langsamer Prozess, und je nach Alter und Störungsregime des Feuchtgebiets werden diese nach etwa einem Jahrhundert zu Netto-Senken der Atmosphäre (Hemes et al., 2019). Angesichts der Natur der Auenwiese werden die Kohlenstoffflüsse jedoch überwiegend durch Photosynthese bestimmt, wodurch die Auenwiese viel schneller als Kohlenstoffsенке fungiert. Auen können jedoch auch CH_4 -Quellen sein. Daher kann es Jahrzehnte dauern, bis sie zu einer Treibhausgas-Senke werden, weshalb weitere Studien erforderlich sind.

Angesichts der vorherrschenden Klimakrise und der erwarteten Zunahme an Häufigkeit und Intensität von Extremereignissen wie Überschwemmungen ist es von entscheidender Bedeutung, die langfristigen Folgen von Überschwemmungen auf Ökosystemprozesse zu bewerten. Das Ergebnis der Studie, dass die GPP durch Überschwemmungen verringert wird, ist besonders bedeutend, da höhere Temperaturen und häufigere Überschwemmungen, wie sie im Rahmen des Klimawandels prognostiziert werden, die negativen Auswirkungen auf die Kohlenstoffsequestrationskapazität von Feuchtgebieten verschärfen könnten (Sánchez-Rodríguez et al., 2019). Obwohl der Datensatz der Studie einen Zeitraum von drei Monaten umfasst und sich auf ein einziges Überschwemmungserereignis konzentriert, was die Erkenntnisse über langfristige oder saisonale Auswirkungen einschränkt, verdeutlichen die Implikationen häufiger und intensiver Überschwemmungen die Notwendigkeit für weiterführende Forschung. Um ein vollständiges Verständnis dafür zu erlangen, wie wiederholte Überschwemmungen in Verbindung mit steigenden Temperaturen den Elementarkreislauf und die Biomasseproduktion stören könnten und dadurch die Fähigkeit der Feuchtgebiete zur Minderung des Klimawandels verringern, sind Daten aus mehrjährigen Studien erforderlich. Da sich diese Studie auf die Auswirkungen von Überschwemmungen konzentriert und nur einen kurzen Zeitraum untersucht, können keine wesentlichen Aussagen über die Wechselwirkung mit dem Klima oder dem Klimawandel getroffen werden. Es wird jedoch erwartet, dass in Zukunft mit Daten aus mehreren Jahren dieses Thema weiter untersucht werden kann.

Diese Studie konzentriert sich auf CO₂-Flüsse und deren Variabilität während Überschwemmungen, weshalb keine bedeutenden Aussagen über den Beitrag des Ökosystems zur Minderung des Klimawandels gemacht werden können, der häufig in Bezug auf das globale Erwärmungspotenzial (GWP) quantifiziert wird (Aurela et al., 2022; Friberg et al., 2003). Da CH₄ und N₂O mehr Energie absorbieren, ist ihr GWP und damit ihr Beitrag zur globalen Erwärmung höher als der von CO₂ (IPCC, 2021). Um das Potenzial der Klimawandelsminderung nicht nur von CO₂, sondern auch von CH₄- und N₂O-Flüssen zu quantifizieren, müssen diese ebenfalls untersucht werden (Tan et al., 2020). Der offene CH₄-Gasanalysator (LI-7700, LI-COR Bio sciences, Lincoln, NE, USA) wurde der Station im März 2024 hinzugefügt. Zudem wird erwartet, dass Veränderungen in den CH₄-Flüssen nur über einen längeren Zeitraum sichtbar werden als bei einem einzigen fünftägigen Überschwemmungsereignis. Daher werden die CH₄-Flüsse in dieser Studie nicht berücksichtigt, die darauf abzielt, die Auswirkungen von Überschwemmungen und der Variabilität des Wasserspiegels im Falle von starken Überschwemmungen im Juni 2024 zu untersuchen. Das GWP des gesamten Gebiets, einschließlich CH₄- und N₂O-Flüsse, ist Gegenstand einer weiteren Studie. Es wird jedoch angenommen, dass die Wiedervernässung von Feuchtgebieten zu Emissionen von CH₄ und N₂O führen könnte, deren strahlungsbeeinflussende Wirkung jedoch durch die CO₂-Aufnahme und die Umwandlung des Ökosystems in eine Kohlenstoffsенke aufgrund der SWBE übertroffen wird. Folglich wird das Treibhausgasgleichgewicht von Feuchtgebieten und deren Reaktion auf Veränderungen und somit die Auswirkung von Feuchtgebieten auf das Klima vom Gleichgewicht zwischen zukünftiger Degradation und Renaturierung abhängen (Zou et al., 2022).

Angesichts der Herausforderungen durch den Klimawandel ist es von entscheidender Bedeutung, Einblicke in die Art und Weise zu gewinnen, wie Ökosysteme reagieren und ihre Fähigkeit zur Kohlenstoffsequestration, insbesondere im Hinblick auf den Einfluss von Management- und Umweltfaktoren wie Überschwemmungsereignissen, bewerten. Dieses Verständnis ist entscheidend für die Beurteilung der langfristigen Auswirkungen der Renaturierung von Feuchtgebieten auf die Minderung des Klimawandels (Baldocchi, 2020; Hemes et al., 2019). Um zur Minderung des Klimawandels beizutragen, ist es wichtig, ein tieferes Verständnis der CO₂-Flüsse auf Ökosystemebene in komplexen, heterogenen Feuchtgebieten über längere Zeiträume zu erlangen. Denn Studien haben gezeigt, dass Feuchtgebiete in ihrer Rolle als Kohlenstoffsенke oder -quelle erheblich variieren können (Valach et al., 2021). Darüber hinaus kann die Renaturierung von Feuchtgebieten eine entscheidende Rolle dabei spielen, diese zu großen Netto-Kohlenstoffsенken zu transformieren. Zudem ist die Kohlenstoffsequestration ein grundlegender Bestandteil des SWBE-Ansatzes (Rauch et al., 2022; UN, 2015).

5. Fazit

Die Auenwiese in Marchegg bietet wertvolle Ökosystemdienstleistungen, um schwerwiegende Schäden zu verhindern, wie am Beispiel des schweren Hochwassers in Süddeutschland im Juni 2024 deutlich wird. Sie besitzt zudem ein großes Potenzial zur Kohlenstoffsequestration. Aus diesem Grund wurde der CO₂-Austausch der Auenwiese untersucht, um die Auswirkungen eines Überschwemmungsereignisses auf die Kohlenstoffsequestration zu quantifizieren. Die EC-Messungen von CO₂ wurden in verschiedenen Zeiträumen vor, während und nach dem Überschwemmungsereignis analysiert. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Ökosystemleistungen in Bezug auf die Kohlenstoffbilanz stark vom Wasserstand am Untersuchungsstandort beeinflusst werden, wobei die durchschnittliche tägliche GPP der Auenwiese in Marchegg vor der Überschwemmung 1,048 g C m⁻² Tag⁻¹ betrug und während der Überschwemmung auf 0,470 g C m⁻² Tag⁻¹ sank. Dennoch zeigt die Studie, dass die renaturierte Aue trotz vorübergehender Störungen durch Überschwemmungsereignisse als robuster Kohlenstoffsенker fungiert, mit einer kumulierten NEE von 38,8 g Kohlenstoff pro m² über den dreimonatigen Untersuchungszeitraum.

Die Einschränkungen dieser Studie, wie der Ausschluss von CH₄- und N₂O-Messungen und die Abhängigkeit von einem kurzen dreimonatigen Datensatz, der sich auf ein einziges

Überschwemmungsereignis konzentriert, schränken eine vollständige Bewertung des globalen Erwärmungspotentials (GWP) und der langfristigen Auswirkungen des Feuchtgebiets ein. Trotz dieser Einschränkungen bieten die Ergebnisse wertvolle Einblicke in die Auswirkungen von Überschwemmungen auf die GPP in renaturierten Feuchtgebieten. Angesichts der zu erwartenden Zunahme der Häufigkeit und Intensität von Überschwemmungen aufgrund des Klimawandels unterstreicht diese Forschung die bedeutende Rolle von Auenwiesen in der Kohlenstoffspeicherung und der Klimaminderung. Sie betont zudem die Notwendigkeit für langfristige Studien, um ein umfassendes Verständnis dieser Dynamiken zu gewinnen. Die Daten, die von der EC-Station in dieser Studie gewonnen wurden, liefern wertvolle Erkenntnisse, die die Verbesserung zukünftiger Renaturierungsprojekte unterstützen können.

Abschließend wird die Annahme der EU-Naturschutzverordnung und die Notwendigkeit, Feuchtgebiete, Auen und Flüsse wiederherzustellen, um die Wasserverfügbarkeit und die Biodiversität in diesen einzigartigen Ökosystemen zu sichern, unterstützt. NBS und insbesondere SWBE sind Methoden mit ökologischen Vorteilen und einem enormen Potenzial für die nachhaltige Rekreation von naturnahen Ökosystemen. Ein zukünftiges Ziel von SWBE ist es, den ökologischen Effekt auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Ebenen genauer zu betrachten. Es ist von entscheidender Bedeutung, diese positiven Effekte nachzuweisen und sie transparent in Bezug auf Qualitätssicherung und Ressourcennutzung auf eine nachhaltige und umweltfreundliche Weise zu quantifizieren. Die langfristige Perspektive von SWBE ist es, diese Methode als umweltfreundliche Technik im Hinblick auf den Klimawandel und die Ziele für nachhaltige Entwicklung (SDGs) anzuwenden.

Link zum Originalbeitrag:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857424003148?via%3Dihub>

Literatur

- Anapalli, S.S., Pinnamaneni, S.R., Chastain, D.R., Reddy, K.N., Simmons, C.D., 2023. Eddy covariance quantification of carbon and water dynamics in twin-row vs. single-row planted corn. *Agric. Water Manag.* 281, 108235. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108235>.
- Aubinet, M., Vesala, T., Papale, D., 2012. Eddy Covariance [Recurso electrónico]: A Practical Guide to Measurement and Data Analysis. Springer Atmospheric Sciences, Springer Netherlands.
- Aurela, M., Riutta, T., Laurila, T., Tuovinen, J.-P., Vesala, T., Tuittila, E.-S., Rinne, J., Haapanala, S., Laine, J., 2022. CO₂ exchange of a sedge fen in southern Finland—the impact of a drought period. *Tellus Ser. B Chem. Phys. Meteorol.* 59 (5), 826. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00309.x>.
- Baldocchi, D., 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Glob. Chang. Biol.* 9 (4), 479–492. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00629.x>.
- Baldocchi, D., 2020. How eddy covariance flux measurements have contributed to our understanding of Global Change Biology. *Glob. Chang. Biol.* 26 (1), 242–260. <https://doi.org/10.1111/gcb.14807>.
- Begemann, W., Schiechl, H.M., 1994. Ingenieurbioogie: Handbuch zum ökologischen Wasser- und Erdbau, 2., neubearb. Aufl. Bauverl.
- Bischetti, G.B., Di Fi Dio, M., Florineth, F., 2014. On the origin of soil bioengineering. *Landsc. Res.* 39 (5), 583–595. <https://doi.org/10.1080/01426397.2012.730139>.
- Bohn, T.J., Lettenmaier, D.P., Sathulur, K., Bowling, L.C., Podest, E., McDonald, K.C., Friborg, T., 2007. Methane emissions from western Siberian wetlands: heterogeneity and sensitivity to climate change. *Environ. Res. Lett.* 2 (4), 45015. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045015>.
- Burba, G., 2013. Eddy Covariance Method for Scientific, Industrial, Agricultural, and Regulatory Applications: A Field Book on Measuring Ecosystem Gas Exchange and Areal Emission Rates. LI-COR Biosciences.
- Cardenas, L.M., Olde, L., Loick, N., Griffith, B., Hill, T., Evans, J., Cowan, N., Segura, C., Sint, H., Harris, P., McCalmont, J., Zhu, S., Dobermann, A., Lee, M.R.F., 2022. Co₂ fluxes from three different temperate grazed pastures using Eddy covariance measurements. *Sci. Total Environ.* 831, 154819. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154819>.

- Chi, J., Zhao, P., Klosterhalfen, A., Jocher, G., Kljun, N., Nilsson, M.B., Peichl, M. [Matthias], 2021. Forest floor fluxes drive differences in the carbon balance of contrasting boreal forest stands. *Agric. For. Meteorol.* 306, 108454. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108454>.
- Christensen, T.R., Ekberg, A., Ström, L., Mastepanov, M., Panikov, N., Oquist, M., Svensson, B.H., Nykänen, H., Martikainen, P.J., Oskarsson, H., 2003. Factors controlling large scale variations in methane emissions from wetlands. *Geophys. Res. Lett.* 30 (7). <https://doi.org/10.1029/2002GL016848>. Article 2002GL016848.
- Dalmagro, H.J., Lathuillière, M.J., Hawthorne, I., Morais, D.D., Pinto Jr., O.B., Couto, E. G., Johnson, M.S., 2018. Carbon biogeochemistry of a flooded Pantanal forest over three annual flood cycles. *Biogeochemistry* 139 (1), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0450-1>.
- Dušek, J., Čížková, H., Czerný, R., Taufarová, K., Šmídová, M., Janous, D., 2009. Influence of summer flood on the net ecosystem exchange of CO₂ in a temperate sedge-grass marsh. *Agric. For. Meteorol.* 149 (9), 1524–1530. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.04.007>.
- Egger, G., Hohensinner, S., Haidvogel, G., 2022. Die Marchauen: Eine Flusslandschaft im Wandel der Zeit. WWF Österreich. <https://permalink.obvsg.at/AC16585006>.
- EPA, 2024. Why are Wetlands Important? United States Environmental Protection Agency (EPA). <https://www.epa.gov/wetlands/why-are-wetlands-important>.
- Evette, A., Labonne, S., Rey, F., Liebault, F., Jancke, O., Girel, J., 2009. History of bioengineering techniques for erosion control in rivers in Western Europe. *Environ. Manag.* 43 (6), 972–984. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9275-y>.
- Florineth, F., 2012. Pflanzen statt Beton: Sichern und Gestalten mit Pflanzen [2. völlig überarbeitete Auflage]. Patzer.
- Foken, T., 2008. *Micrometeorology* (C. J. Nappo, Trans.). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:31-epflicht-1610656>.
- Foken, T., Babel, W., Munger, J.W., Grönholm, T., Vesala, T., Knohl, A., 2022. Selected breakpoints of net forest carbon uptake at four eddy-covariance sites. *Tellus Ser. B Chem. Phys. Meteorol.* 73 (1), 1915648. <https://doi.org/10.1080/16000889.2021.1915648>.
- Fratini, G., Mauder, M., 2014. Towards a consistent eddy-covariance processing: an intercomparison of EddyPro and TK3. *Atmos. Meas. Tech.* 7 (7), 2273–2281. <https://doi.org/10.5194/amt-7-2273-2014>.
- Friborg, T., Soegaard, H., Christensen, T.R., Lloyd, C.R., Panikov, N.S., 2003. Siberian wetlands: Where a sink is a source. *Geophys. Res. Lett.* 30 (21), 2003GL017797. <https://doi.org/10.1029/2003GL017797>.
- Gibbens, S., 2024. What are wetlands, and why are they so critical for life on Earth? [these unique ecosystems have a small footprint but play a big role in providing habitat for wildlife, and protecting us against floods and pollution]. <https://www.nationalgeographic.com/environment/article/what-are-wetland-ecosystems>.
- Gray, D.H., Sotir, R.B., 1996. *Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization: A Practical Guide for erosion Control*. A Wiley-Interscience publication. Wiley. <http://www.loc.gov/catdir/bios/wiley041/96010211.html>.
- Helbig, M., Živković, T., Alekseychik, P., Aurela, M., El-Madany, T.S., Euskirchen, E.S., Flanagan, L.B., Griffis, T.J., Hanson, P.J., Hattakka, J., Helfter, C., Hirano, T., Humphreys, E.R., Kiely, G., Kolka, R.K., Laurila, T., Leahy, P.G., Lohila, A., Mammarella, I., Zaehle, S., 2022. Warming response of peatland CO₂ sink is sensitive to seasonality in warming trends. *Nat. Clim. Chang.* 12 (8), 743–749. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01428-z>.
- Hemes, K.S., Chamberlain, S.D., Eichmann, E., Anthony, T., Valach, A., Kasak, K., Szutu, D., Verfaillie, J., Silver, W.L., Baldocchi, D., 2019. Assessing the carbon and climate benefit of restoring degraded agricultural peat soils to managed wetlands. *Agric. For. Meteorol.* 268, 202–214. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.01.017>.
- IPCC, 2021. Climate change 2021: The physical science basis. In: Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., P'ean, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J.B.R., Maycock, T.K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., Zhou, B. (Eds.), *Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>. In press.
- Isaac, P., Cleverly, J., McHugh, I., van Gorsel, E., Ewenz, C., Beringer, J., 2017. OzFlux data: network integration from collection to curation. *Biogeosciences* 14 (12), 2903–2928. <https://doi.org/10.5194/bg-14-2903-2017>.
- IUCN, 2020. Guidance for Using the IUCN Global Standard for Nature-Based Solutions: First Editions. IUCN, International Union for Conservation of Nature. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2020-021-En.pdf>. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.09.en>.
- Kettenhuber, P.L.W., dos Santos Sousa, R., Dewes, J.J., Rauch, H.P., Sutli, F.J., Hörbinger, S., 2023. Performance assessment of a soil and water bioengineering work on the basis of the flora development and its associated ecosystem processes. *Ecol. Eng.* 186, 106840. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106840>.

- Kljun, N., Calanca, P., Rotach, M.W., Schmid, H.P., 2015. A simple two-dimensional parameterisation for Flux Footprint Prediction (FFP). *Geosci. Model Dev.* 8 (11), 3695–3713. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-3695-2015>.
- Knohl, A., Schulze, E.-D., Kolle, O., Buchmann, N., 2003. Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. *Agric. For. Meteorol.* 118 (3–4), 151–167. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(03\)00115-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(03)00115-1).
- Kochendorfer, J., Castillo, E.G., Haas, E., Oechel, W.C., Paw, U., K. T., 2011. Net ecosystem exchange, evapotranspiration and canopy conductance in a riparian forest. *Agric. For. Meteorol.* 151 (5), 544–553. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.12.012>.
- Kowalska, N., Chojnicki, B.H., Rinne, J., Haapanala, S., Siedlecki, P., Urbaniak, M., Juszczak, R., Olejnik, J., 2013. Measurements of methane emission from a temperate wetland by the eddy covariance method. *Int. Agrophys.* 27 (3), 283–290. <https://doi.org/10.2478/v10247-012-0096-5>.
- Limpert, K.E., Carnell, P.E., Trevathan-Tackett, S.M., Macreadie, P.I., 2020. Reducing emissions from degraded floodplain wetlands. *Front. Environ. Sci.* 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00008>. Article 8.
- Mander, Ü., Espenberg, M., Melling, L., Kull, A., 2024. Peatland restoration pathways to mitigate greenhouse gas emissions and retain peat carbon. *Biogeochemistry* 167 (4), 523–543. <https://doi.org/10.1007/s10533-023-01103-1>.
- Mauder, M., Foken, T., 2006. Impact of post-field data processing on eddy covariance flux estimates and energy balance closure. *Meteorol. Z.* 15 (6), 597–609. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0167>.
- Mauder, M., Cuntz, M., Drüe, C., Graf, A., Rebmann, C., Schmid, H.P., Schmidt, M., Steinbrecher, R., 2013. A strategy for quality and uncertainty assessment of long-term eddy-covariance measurements. *Agric. For. Meteorol.* 169, 122–135. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.09.006>.
- McDonald, R.M., Moore, P.A., Helbig, M., Waddington, J.M., 2023. Reduced net CO₂ uptake during dry summers in a boreal shield peatland. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 128 (2). <https://doi.org/10.1029/2022JG006923>. Article e2022JG006923.
- Mitsch, W.J., Bernal, B., Nahlik, A.M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C.J., Jørgensen, S.E., Brix, H., 2013. Wetlands, carbon, and climate change. *Landsc. Ecol.* 28 (4), 583–597. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9758-8>.
- Mohr, S., Daniell, J.E., Ehret, U., Küpfer, K., Ludwig, P., Mühr, B., Rosenberg, S., Schäfer, A.M., Wilhelm, J., Kunz, M., 2024. CEDIM Forensic Disaster Analysis Group (FDA): Außergewöhnliche Niederschläge und Hochwasser in Süddeutschland im Juni 2024. <https://doi.org/10.5445/IR/1000171441>.
- Preti, F., Capobianco, V., Sangalli, P., 2022. Soil and Water Bioengineering (SWB) is and has always been a nature-based solution (NBS): a reasoned comparison of terms and definitions. *Ecol. Eng.* 181, 106687. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106687>.
- Pugh, C.A., Reed, D.E., Desai, A.R., Sulman, B.N., 2018. Wetland flux controls: how does interacting water table levels and temperature influence carbon dioxide and methane fluxes in northern Wisconsin? *Biogeochemistry* 137 (1–2), 15–25. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0414-x>.
- Rauch, H.P., Suttili, F., Hörbinger, S., 2014. Installation of a riparian forest by means of soil bio engineering techniques—monitoring results from a river restoration work in Southern Brazil. *Open J. Forest.* 04 (02), 161–169. <https://doi.org/10.4236/ojf.2014.42022>.
- Rauch, H.P., von der Thannen, M., Raymond, P., Mira, E., Evette, A., 2022. Ecological challenges* for the use of soil and water bioengineering techniques in river and coastal engineering projects. *Ecol. Eng.* 176, 106539. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106539>.
- Rebmann, C., Aubinet, M., Schmid, H., Arriga, N., Aurela, M., Burba, G., Clement, R., de Ligne, A., Fratini, G., Gielen, B., Grace, J., Graf, A., Gross, P., Haapanala, S., Herbst, M., Hörtnagl, L., Ibrom, A., Joly, L., Kljun, N., Franz, D., 2018. ICOS eddy covariance flux-station site setup: a review. *Int. Agrophys.* 32 (4), 471–494. <https://doi.org/10.1515/intag-2017-0044>.
- Reichstein, M., Falge, E., Baldocchi, D., Papale, D., Aubinet, M., Berbigier, P., Bernhofer, C., Buchmann, N., Gilmanov, T., Granier, A., Grünwald, T., Havr'ankov'a, K., Ilvesniemi, H., Janous, D., Knohl, A., Laurila, T., Lohila, A., Loustau, D., Matteucci, G., Valentini, R., 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Glob. Chang. Biol.* 11 (9), 1424–1439. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001002.x>.
- Rey, F., Bifulco, C., Bischetti, G.B., Bourrier, F., de Cesare, G., Florineth, F., Graf, F., Marden, M., Mickovski, S.B., Phillips, C., Peklo, K., Poesen, J., Polster, D., Preti, F., Rauch, H.P., Raymond, P., Sangalli, P., Tardio, G., Stokes, A., 2019. Soil and water bioengineering: Practice and research needs for reconciling natural hazard control and ecological restoration. *Sci. Total Environ.* 648, 1210–1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.217>.
- Sánchez-Rodríguez, A.R., Nie, C., Hill, P.W., Chadwick, D.R., Jones, D.L., 2019. Extreme flood events at higher temperatures exacerbate the loss of soil functionality and trace gas emissions in grassland. *Soil Biol. Biochem.* 130, 227–236. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.12.021>.

- Scheingross, J.S., Repasch, M.N., Hovius, N., Sachse, D., Lupker, M., Fuchs, M., Halevy, I., Gröcke, D.R., Golombek, N.Y., Haghipour, N., Eglinton, T.I., Orfeo, O., Schleicher, A.M., 2021. The fate of fluvially-deposited organic carbon during transient floodplain storage. *Earth Planet. Sci. Lett.* 561, 116822. <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2021.116822>.
- Schiechtl, H., 1980. *Bioengineering for Land Reclamation and Conservation*. University of Alberta Press. <https://www.sidalc.net/search/record/unfao:611736/description>.
- Schiechtl, H., Stern, R., 1994. *Handbuch für naturnahen Wasserbau: Eine Anleitung für ingenieurblogische Bauweisen; 13 Tabellen*. Österreichischer Agrarverl.
- Shupe, H.A., Jensen, K., Oldeland, J., Ludewig, K., 2022. Droughts decrease and floods increase carbon sequestration rates of *Quercus robur* in hardwood floodplain forests. *Trees, Forests People* 9, 100294. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100294>.
- Tan, L., Ge, Z., Zhou, X., Li, S., Li, X., Tang, J., 2020. Conversion of coastal wetlands, riparian wetlands, and peatlands increases greenhouse gas emissions: A global meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 26 (3), 1638–1653. <https://doi.org/10.1111/gcb.14933>.
- Temmink, R.J.M., Lamers, L.P.M., Angelini, C., Bouma, T.J., Fritz, C., van de Koppel, J., Lexmond, R., Rietkerk, M., Silliman, B.R., Joosten, H., van der Heide, T., 2022. Recovering wetland biogeomorphic feedbacks to restore the world's biotic carbon hotspots. *Science* (New York, N.Y.) 376 (6593), eabn1479. <https://doi.org/10.1126/science.abn1479>.
- UN, 2015. *Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development*. Department of Economic and Social Affairs. <https://sdgs.un.org/sites/default/files/publications/21252030%20Agenda%20for%20Sustainable%20Development%20web.pdf>.
- Valach, A.C., Kasak, K., Hemes, K.S., Anthony, T., Dronova, I., Taddeo, S., Silver, W.L., Szutu, D., Verfaillie, J.G., Baldocchi, D., 2021. Productive wetlands restored for carbon sequestration quickly become net CO₂ sinks with site-level factors driving uptake variability. *PLoS One* 16 (3), e0248398. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0248398>.
- van Eck, W.H.J.M., Lenssen, J.P.M., van de Steeg, H.M., Blom, C.W.P.M., de Kroon, H., 2006. Seasonal dependent effects of flooding on plant species survival and zonation: a comparative study of 10 terrestrial grassland species. *Hydrobiologia* 565 (1), 59–69. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1905-7>.
- von der Thannen, M., Hoerbinger, S., Paratscha, R., Smutny, R., Lampalzer, T., Strauss, A., Rauch, H.P., 2020. Development of an environmental life cycle assessment model for soil bioengineering constructions. *Eur. J. Environ. Civ. Eng.* 24 (2), 141–155. <https://doi.org/10.1080/19648189.2017.1369460>.
- von der Thannen, M., Hoerbinger, S., Muellebner, C., Biber, H., Rauch, H.P., 2021. Case study of a water bioengineering construction site in Austria. Ecological aspects and application of an environmental life cycle assessment model. *Int. J. Energy Environ. Eng.* 12 (4), 599–609. <https://doi.org/10.1007/s40095-021-00419-8>.
- Wang, T., Deng, Z., Zhang, C., Zou, Y., Xie, Y., Li, F., Xiao, F., Peng, C., 2024. Vegetation types and flood water level are dominant factors controlling the carbon sequestration potential in Dongting Lake floodplain, China. *Sci. Total Environ.* 921, 171146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171146>.
- Wei, J., Li, X., Liu, L., Christensen, T.R., Jiang, Z., Ma, Y., Wu, X., Yao, H., López-Blanco, E., 2022. Radiation, soil water content, and temperature effects on carbon cycling in an alpine swamp meadow of the northeastern Qinghai–Tibetan Plateau. *Biogeosciences* 19 (3), 861–875. <https://doi.org/10.5194/bg-19-861-2022>.
- Zeh, H., 2007. *Ingenieurblogie: Handbuch Bautypen =Génie biologique*. vdf Hochschulverl.
- Zou, J., Ziegler, A.D., Chen, D., McNicol, G., Ciais, P., Jiang, X., Zheng, C., Wu, J., Wu, J., Lin, Z., He, X., Brown, L.E., Holden, J., Zhang, Z., Ramchunder, S.J., Chen, A., Zeng, Z., 2022. Rewetting global wetlands effectively reduces major greenhouse gas emissions. *Nat. Geosci.* 15 (8), 627–632. <https://doi.org/10.1038/s41561-022-00989-0>.



V Erfassung ausgewählter Pflanzenarten auf der Ganzjahres-Weidefläche im WWF Auenreservat Marchegg

Florian Schneider

V.I.N.C.A. - Institut für Naturschutzforschung und Ökologie
GmbH
Gießergasse 6/7, A-1090 Wien



Dank

Besonderer Dank gilt Dr. Norbert Sauberer für die fachliche Unterstützung – Danke Norbert!

1. Hintergrund und Zusammenfassung

Im Rahmen eines regelmäßig umgesetzten Vegetationsmonitorings (EGGER in WESTERHOF et al. 2022) liegen bereits langjährige Datenreihen zum Vorkommen von Pflanzenarten auf der Weidefläche vor. Allerdings konnten einige Arten bisher nicht, oder nur sehr selten nachgewiesen werden. Im Rahmen der gegenständigen Arbeit wurden daher jene Pflanzenarten ausgewählt und anschließend auf Dauerbeobachtungsflächen hinsichtlich ihres Vorkommens untersucht, die im bisherigen Monitoring

nur unzureichend abgebildet wurden. Dabei kamen zu dem nur Arten in Frage, für die die March-Thaya-Auen (MTA) eine hohe bis sehr hohe Bedeutung für den Erhalt der jeweiligen Art haben (Einstufung laut STROHMAIER & EGGER 2009).

In Summe wurden 11 Zielarten ausgewählt (Kanten-Lauch / *Allium angulosum*, Glanz-Wolfsmilch / *Euphorbia lucida*, Krapp-Labkraut / *Galium rubioides*, Sumpf-Platterbse / *Lathyrus palustris*, Schlammling / *Limosella aquatica*, Pollei-Minze / *Mentha pulegium*, Stumpf-Sternmiere / *Stellaria palustris*, Kleinblütiger Klee / *Trifolium retusum*, Streifen-Klee / *Trifolium striatum*, Langblättriger Blauweiderich / *Veronica maritima*, Steppen-Stiefmütterchen / *Viola kitaibeliana*).

Im Rahmen des Monitorings wurden 91 Dauerbeobachtungsflächen (DBF), die bereits für andere Monitoringzwecke eingerichtet wurden, untersucht und dabei 6 der 11 Zielarten nachgewiesen. Aufgrund der erst einmal durchgeführten Erhebungen ist der Datensatz klein, was weitreichende Interpretationen oder Auswertung nicht ermöglicht. Unterstützt von begleitenden Beobachtungen konnten dennoch Annahmen zur Bestandssituation der Arten getroffen werden. Für einige Arten (Krapp-Labkraut, Sumpf-Platterbse, Schlammling) konnte keine Einschätzung abgegeben werden, da sie weder in den Aufnahmen enthalten waren noch anderweitig festgestellt werden konnten. Die übrigen Arten konnten im Rahmen der Erhebungen auf den DBF nachgewiesen werden (Kanten-Lauch, Glanz-Wolfsmilch, Sumpf-Sternmiere, Streifen-Klee, Langblättriger Blauweiderich, Steppen-Stiefmütterchen), wurden abseits davon beobachtet (Polei-Minze) oder konnten in Rahmen anderer Arbeiten nachgewiesen werden (Kleinblütiger Klee), weshalb hier zumindest grobe Abschätzungen bzw. Vermutungen zur Bestandssituation gemacht werden.

Zusammenfassend kann vorsichtig vermutet werden, dass keine der untersuchten Arten, auf der Weidefläche, aufgrund der Beweidung deutlich negativ beeinflusst sein dürfte. Die Glanz-Wolfsmilch, die Pollei-Minze, der Streifen-Klee und vermutlich auch das Steppen-Stiefmütterchen profitieren offensichtlich von der Beweidung. Selbes gilt für den Kleinblütigen Klee, der im Rahmen anderer Arbeiten regelmäßig nachgewiesen wurde. Der Langblättriger Blauweiderich könnte derzeit dahingegen negativ beeinflusst sein. Für die übrigen Arten (Kanten-Lauch, Krapp-Labkraut, Sumpf-Platterbse, Schlammling, Stumpf-Sternmiere) ist die Situation unklar.

2. Methodik

Die Ziele sind die Auswahl und die anschließende Erfassung von Pflanzenarten des Offenlandes zur Abschätzung deren Bestandssituation auf der Ganzjahres-Weidefläche im WWF-Auenreservat Marchegg.

In einem ersten Schritt wurden jene Pflanzenarten (= Zielarten; siehe *Tabelle 4*) ausgewählt, für deren Erhalt die March-Thaya-Auen (MTA) eine hohe bis sehr hohe Bedeutung oder Erhaltungsverantwortung haben (Einstufung laut STROHMAIER & EGGER 2009), und die im bisherigen Monitoring (EGGER in WESTERHOF et al. 2022) nicht oder unzureichend abgebildet wurden. Zudem wurden nur jene Arten ausgewählt, die auf der Weidefläche vor dem Start des Beweidungsprojektes (2015), ein Vorkommen hatten bzw. heute noch haben (EGGER & STELZHAMMER 2014).

Im Folgenden fanden die Aufnahmen im Gelände statt, wobei die Grundgesamtheit für die Untersuchungen ausschließlich Offenland ist (kein Wald, keine Gebüsche, keine perennierenden Gewässer). Das Offenland besteht aus mehreren Vegetationstypen. Eine topografische Besonderheit sind sogenannte Sutzen (z.B. mit Rasigen Großseggenriedern).

Innerhalb der Grundgesamtheit werden die Zielarten mittels zufallsverteilter repräsentativer Stichproben erfasst. Ein Stichprobenpunkt entspricht einer kreisförmigen Fläche mit 1 m Radius um den Zentroid der jeweiligen Dauerbeobachtungsfläche (kurz: DBF; siehe nachfolgend). Auf der jeweiligen DBF wird das Vorhandensein einer Zielarten als Präsenz/Absenz festgestellt. Die DBF wird mit einem handelsüblichen, GPS-fähigen, Tablett mit der Software QField (QGIS 2024) aufgesucht.

Im Rahmen weitere Monitoring-Programme wurden bereits 110 zufallsverteilte Dauerbeobachtungsflächen (DBF) eingerichtet, welche regelmäßig, hinsichtlich unterschiedlicher Zielgruppen oder Organismen, beprobt werden (Verwendung der 110 DBF: 110 Lanzettblättrige Aster-Monitoring [99 DBF innerhalb der Weidefläche, 11 DBF als Referenzflächen außerhalb der Weidefläche], 42 Vegetationsmonitoring, 59 Heuschreckenmonitoring).

Um eine gute Vergleichbarkeit/Verschneidung der Daten zu gewährleisten, werden jene 110 Stichprobenpunkte für das gegenständige Monitoring verwendet, sofern diese nicht im Wald oder einem Gehölzbestand liegen. Die Überschirmung durch angrenzende Bäume oder die Lage im Verbund mit Gebüsch führt zu keinem Ausschluss. 100 DBF befinden sich innerhalb, 10 DBF außerhalb der Weidefläche.

3. Ergebnisse

Auswahl der Pflanzenarten

Resultierend aus dem Abgleich der Bedeutung der MTA für den Erhalt der Art, der Abbildung im bisherigen Monitoring und dem nachweislichen Vorkommen auf der Weidefläche wurden 11 Arten ausgewählt (Tabelle 4).

Tabelle 4: Für die Erhebungen ausgewählte Pflanzenarten. Bedeutung: Einstufung der Bedeutung der MTA für den Erhalt der Art nach STROHMAIER & EGGER (2010); RL: Gefährdungseinstufung nach Roter Liste (SCHRATT-EHRENDORFER et al. 2022), EN = stark gefährdet, VU = Gefährdet; Lebensraum: ordnet Art hinsichtlich ihres zu erwartenden Standortes grob ein, W = Auwiesen, S = Sutte/Schlamm, T = Trockenrasen. Langblättriger Blauweiderich: Syn. Pseudolysimachion longifolium, V. longifolia.

Artname	Deutscher Name	Bedeutung	RL	Lebensraum
<i>Allium angulosum</i>	Kanten-Lauch	sehr hoch / mittel	VU	W
<i>Glanz-Wolfsmilch</i>	Glanz-Wolfsmilch	sehr hoch / mittel	VU	W
<i>Galium rubioides</i>	Krapp-Labkraut	sehr hoch / mittel	EN	W
<i>Lathyrus palustris</i>	Sumpf-Platterbse	sehr hoch / mittel	EN	W
<i>Limosella aquatica</i>	Schlammling	hoch / groß	VU	S
<i>Mentha pulegium</i>	Polei-Minze	hoch / groß	EN	S
<i>Stellaria palustris</i>	Sumpf-Sternmiere	sehr hoch / mittel	EN	S
<i>Trifolium retusum</i>	Kleinblütiger Klee	sehr hoch / groß	EN	T
<i>Trifolium striatum</i>	Streifen-Klee	sehr hoch / groß	VU	T
<i>Veronica maritima</i>	Langblättriger Blauweiderich	hoch / mittel	VU	W
<i>Viola kitaibeliana</i>	Steppen-Stiefmütterchen	sehr hoch / groß	EN	T

Wahl der Dauerbeobachtungsflächen

Im Gelände wurden, aufgrund der Lage im Wald oder eines Gehölzbestandes, 18 der 110 DBF von der Erhebung ausgeschlossen. Außerdem musste eine Aufnahmefläche aufgrund von Überflutung von den Aufnahmen ausgeschlossen werden (SLr05). Insgesamt wurden damit 91 DBF hinsichtlich des Vorkommens der Zielarten untersucht, wovon sich 8 DBF außerhalb der Weidefläche („Referenzflächen“) befinden. Eine Liste, als auch eine Karte der Lage aller DBF, findet sich im Anhang.

Artenerhebung

Die Erhebungen fanden am 16. Mai 2024 und 21. Mai 2024 statt. Bei einem Lokalaugenschein am 22. August 2024 wurden diese zusätzlich begangen.

In Summe konnten 6 der 11 Zielarten im Rahmen der Erhebungen nachgewiesen werden. Nachgewiesen wurden die Arten Kanten-Lauch, Glanz-Wolfsmilch, Sumpf-Sternmiere, Streifen-Klee, Langblättriger Blauweiderich und Steppen-Stiefmütterchen. Beim Lokalaugenschein (ohne Erhebungen) im August 2024 konnte zudem, auf weiten Teilen des Untersuchungsgebiets, Polei-Minze nachgewiesen werden. Die Art hat daher im Datensatz keine Nachweise, wird im Kapitel Diskussion & Interpretation aber berücksichtigt. Nicht nachgewiesen wurden die Arten Krapp-Labkraut, Sumpf-Platterbse, Schlammling, Kleinblütiger Klee und, sofern man den Nachweis im Rahmen des Lokalaugenscheins außen vor lässt, Polei-Minze.

Auf 16 der 91 untersuchten DBF konnten Zielarten nachgewiesen werden (17,6%). Dabei kamen auf 15 der 16 Flächen 1 Zielart und auf 1 der 16 Flächen 2 Zielarten (SL77: Streifen-Klee und Steppen-Stiefmütterchen) vor. Auf den Referenzflächen konnte nur eine Art auf einer DBF (SLr11: Sumpf-Sternmiere) nachgewiesen werden. Die restlichen 16 Nachweise fallen auf die Weidefläche. Auf 94 DBF wurde keine Zielart nachgewiesen. Eine DBF (SLr05) war zum Zeitpunkt der Aufnahme überflutet, weshalb die Aufnahme ausgeschlossen wurde.

Die Anzahl der Nachweise je Art können Tabelle 5 entnommen werden.

Auf den DBF außerhalb der Weidefläche (n = 8) konnte nur auf einer DBF (SLr11) eine Zielart (Sumpf-Sternmiere) nachgewiesen werden.

Tabelle 5: Anzahl der Nachweise je Zielart. Gesamt: Gesamtanzahl der Nachweise; Weidefläche/Referenzfläche: Anzahl der Nachweise auf der Weidefläche/ der Referenzfläche (außerhalb Weidefläche).

	Kanten-Lauch	Glanz-Wolfsmilch	Krapp-Labkraut	Sumpf-Platterbse	Schlammling	Polei-Minze	Sumpf-Sternmiere	Kleinblütiger Klee	Streifen Klee	Langblättriger Blauweiderich	Steppen-Stiefmütterchen
Gesamt	2	3	0	0	0	0	2	0	5	3	2
Weidefläche	2	3	0	0	0	0	1	0	5	3	2
Referenzfläche	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Generelle Beobachtungen

Bei den Begehungen viel auf, dass es über die letzten Jahre auf der Weidefläche im Bereich der feuchteren Ausprägungen (Auwiesen, Sutzen, keine Trockenrasen) bereichsweise zu einer Zonierung der Vegetation in einerseits hochwüchsige und oftmals vom Neophyten Lanzett-Herbstaster (*Symphotrichum lanceolatum*) dominierte und andererseits in eher niedrigrasige – da häufig abgegraste – Bereiche gekommen ist.

4. Diskussion & Interpretation

Grundsätzlich sei darauf hingewiesen, dass die Untersuchungen in nur einem Jahr durchgeführt wurden. Populationsschwankungen können daher nicht erkannt werden. Um Populationsentwicklungen abbilden und Trends erkennen zu können bedarf es der (mehrfachen) Wiederholung der Untersuchungen mit entsprechendem zeitlichem Abstand über mehrere Jahre hinweg. Nachfolgend wird dennoch eine vorsichtige und grobe Einschätzung des Zustandes der Populationen der untersuchten Arten gegeben.

Der **Kanten-Lauch** wurde lediglich auf 2 DBF nachgewiesen. Die Pflanzen waren zu diesem Zeitpunkt von kleinem Wuchs, blühten oder hatten Blütenknospen ausgebildet. Möglich ist, dass nicht blühende Individuen übersehen wurden, sind die Laubblätter doch unscheinbar und schmal. Es empfiehlt sich daher, die Aufnahme der Art zukünftig zu einem späteren Zeitpunkt durchzuführen. Interessanterweise wurde eine Pflanze, auf sonst sehr kurzrasigen Weiderasen, nicht verbissen (Abbildung 3). Ob es sich hierbei um einen Einzelfall handelt oder die Pflanzen gemieden werden, kann nicht abschließend beurteilt werden. Beobachtungen von STELZHAMMER (mdl. Mitt. 2025) zeigen jedoch ebenfalls, dass Pflanzen öfters nicht verbissen wurden. Zur Gefährdungssituation der Art auf der Weidefläche kann auf Grundlage der Erhebungen keine Aussage getroffen werden.



Abbildung 3: Kanten-Lauch (*Allium angulosum*) auf der Weidefläche im Bereich eines sonst kurz abgegrasten Weiderasens. Foto: © F. Schneider.

Die **Glanz-Wolfsmilch** kommt mit vergleichsweise großen Beständen (Abbildung 4) verteilt über das Offenland der Weidefläche vor. Dennoch wurde die Art auf den DBF recht selten nachgewiesen. Ursache hierfür kann die deutlich geklumpfte Verteilung der Art auf der Fläche sein. Hintergrund für die Verteilung dürfte die Bildung unterirdischer Ausläufer und die damit zusammenhängende Ausbildung recht kompakter Bestände sein. Möglicherweise ist die Anzahl der Stichproben (Anzahl der DBF) zu gering bzw. eignet sich die Methode nicht zum Monitoring der Art. In Summe konnten beiläufig zu den Erhebungen etliche Bestände der Glanz-Wolfsmilch auf der Weidefläche nachgewiesen werden. Interessanterweise wurde die Art auch in ansonsten

hauptsächlich, wenn auch eher nicht zu dichten, durch den Neophyt Lanzettblättrige Aster aufgebauten Beständen nachgewiesen (Abbildung 4). Von einer Gefährdung der Art auf der Weidefläche ist, wie auch schon von SCHNEIDER (2019) vermutet, nicht auszugehen.



Abbildung 4: Glanz-Wolfsmilch (*Euphorbia lucida*) in Blüte auf der Weidefläche in einem Bestand der Lanzettblättrigen Aster (*Symphyotrichum lanceolatum*). Foto: © F. Schneider

Das **Krapp-Labkraut** konnte nicht nachgewiesen werden. Die nach Roter Liste mit stark gefährdet (EN) eingestufte Art (SCHRATT-EHRENDORFER et al. 2022) ist generell sehr selten und wurde auch von EGGER (in WESTERHOF et al. 2022) noch nicht auf der Weidefläche nachgewiesen. Nachweisen von einem Teilbereich der Weidefläche (Bad-Wiese SE Teil) liegen vor (ZUNA-KRATKY 2014), konnten im Rahmen dieser Arbeit aber nicht bestätigt werden. Eine gezielte Nachsuche könnte zukünftig zielführender sein.

Die **Sumpf-Platterbse** konnte nicht nachgewiesen werden. Die nach Roter Liste mit stark gefährdet (EN) eingestufte Art (SCHRATT-EHRENDORFER et al. 2022) konnte auch von EGGER (in WESTERHOF et al. 2022) bisher nur auf einer Aufnahme Fläche in einem Jahr nachgewiesen. Die Art dürfte auf der Weidefläche – wie auch sonst – sehr selten sein, was die Nachweiswahrscheinlichkeit senkt. Eine gezielte Nachsuche im Bereich des bekannten Vorkommens (ebd.) könnte zur Überprüfung des Zustandes der Population erfolgen.

Der **Schlammling** ist mit seiner Entwicklung von fallenden Wasserständen im Sommer und Herbst abhängig, was schwankende Populationsgrößen mit sich bringt (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER et al. 2022). Es ist daher nicht verwunderlich, wenn die Art in einem Jahr nicht, im nächsten dafür umso häufiger nachgewiesen wird. Jedoch ist fraglich, ob die eher später entwickelnde Art im Untersuchungszeitraum repräsentativ abgebildet werden kann. Ein (zusätzlicher) späterer Untersuchungszeitraum wäre sinnvoll. Außerdem dürfte die Anzahl der DBF in tief gelegenen Geländeeinheiten, wie Sutzen, nicht ausreichend hoch sein. Möglicherweise sollten die Aufnahmen zukünftig um die gezielte Nachsuche im Bereich von vegetationsarmen Sutzen und Gewässerrändern, insbesondere im Anschluss an Hochwasserereignisse, ergänzt werden. Die konkurrenzschwache Art sollte grundsätzlich von der Beweidung profitieren, wichtig dürfte in diesem Zusammenhang aber sein, dass die tiefsten Geländestellen bzw. Sutzen ausreichend intensiv beweidet werden, so dass offene Schlammböden vorliegen.

Die **Polei-Minze** konnte bei den Erhebungen auf den DBF nicht nachgewiesen werden. Jedoch wurde bei einer zusätzlichen Begehung am 22. August 2024 festgestellt, dass die Art mit großen Beständen auf weiten Teilen der Weidefläche vorkommt. Vermutlich war die Art zum Zeitpunkt der Erhebungen nicht weit genug entwickelt und wurde so übersehen. Die Art bildete, besonders auf den niedrig abgegrasten Weiderasen, vermutlich aufgrund der konkurrenzarmen Situation und des vermutlich geringen Verbisses (aromatische Pflanze), dichte Bestände aus und dürfte von der derzeitigen Beweidung deutlich profitieren. Von einer Gefährdung der Art durch die Beweidung ist daher nicht aus zu gehen.

Die **Sumpf-Sternmiere** dürfte als konkurrenzschwache Art von Lücken in der Vegetationsdecke und damit der Beweidung profitieren. Inwieweit die Art bei derzeitiger Zonierung der Vegetation (Weiderasen, Lanzettblättrige Aster) ihr Auskommen findet, kann auf Grundlage der Daten nicht abgeschätzt werden. Weitere Aufnahmen können hier Klarheit schaffen. AHRENDT (2004) beobachtete auf nassen Flutrasen des nord-west-deutschen Naturschutzgebiets Nuthseen, dass Rinder die Flutrasen im Sommer aufsuchen und Binsenhorste verbeißen, was deren Vorherrschaft verhinderte und in Summe zu einem Vegetationsmosaik führte, das Arten wie die Sumpf-Sternmiere förderte. Inwieweit dies auf die doch recht unterschiedliche Situation in den Marchauen – im Bereich der Weidefläche wären am ehesten wohl die Sutzen im Bereich der Bienenhüttenwiese vergleichbar – übertragen werden kann, ist fraglich, jedoch ist eine Rinderbeweidung zur Auflichtung der Bestände mit der Lanzettblättrigen Aster geeignet (vgl. PAUER 2005).

Der **Kleinblütiger Klee** konnte nicht nachgewiesen werden. Die Art, die auf der Weidefläche lediglich auf einem kleinen Flächenteil vorkommt (Bad-Wiese, Trockenrasen), nahm seit Beginn des Beweidungsprojekts auf der Weidefläche jedoch zu (EGGER et al. 2017, WESTERHOF et al. 2022). Da die Art von Lücken in der Vegetation profitieren dürfte, verwundet dies nicht. Eine Gefährdung der Art auf der Weidefläche ist, nachzeitigem Kenntnisstand (ebd.) eher nicht zu erwarten, auch wenn sich dies über das gegenständliche Monitoring nicht abbilden ließ. Ein Vorkommen auf den Referenzflächen (nicht beweidet) ist aufgrund des Standorts (keine (Halb-)Trockenrasen) eher nicht zu erwarten.

Der **Streifen-Klee** kommt, wie auch der Kleinblütige Klee, nur auf dem Trockenrasen der Bad-Wiese vor. Die Art wurde von allen Zielarten am häufigsten nachgewiesen und darüber hinaus mit großen Beständen auch außerhalb der DBF festgestellt, was sich mit den Feststellungen von WESTERHOF et al. (2022) deckt. Die vom Weideeinfluss sehr lückige Vegetationsstruktur und eine damit einhergehend geringe Konkurrenz dürften die Art bevorteilen. Zudem profitiert diese wärmeliebende Art wahrscheinlich vom Klimawandel (mdl. Mitt. SAUBERER 2024; vgl. Raabe 2015). Ein Vorkommen auf den Referenzflächen (außerhalb Weidefläche) ist aufgrund des Standorts nicht zu erwarten.

Der **Langblättriger Blauweiderich** wurde zwar nachgewiesen, jedoch waren die Pflanzen eher klein, was eventuell auf Verbiss zurückgeführt werden kann. Der Zustand der Population kann auf Grundlage der Daten nicht bestimmt werden. Die Art dürfte vermutlich nicht auf den intensiv begrasten Rasen ihr Auskommen finden. Die weniger stark begrastten Bereiche weisen jedoch oftmals eine hohe Dominanz der Lanzettblättrigen Aster auf, was negativ zu bewerten sein dürfte. Die geplante Steigerung der Beweidungsintensität unter Einsatz von Rindern (mdl. Mitt. WESTERHOF 2024) kann die Situation für die Art möglicherweise verbessern. Dies bleibt abzuwarten und sollte gezielt beobachtet werden.

Das **Steppen-Stiefmütterchen** ist eine konkurrenzschwache Art, die lückige Trockenrasen besiedelt. Es verwundert daher nicht, dass sie regelmäßig auf Weideflächen nachgewiesen werden konnte (vgl. BOROVYK et al. 2024). Typischerweise tritt die Art u.a. in frühen Sukzessionsstadien von Pannonischen Sand-Steppen auf (RANDALL 2004), weshalb die regelmäßige Störung durch die Beweidung positiv zu interpretieren sein dürfte, was sich mit der Schilderung von RANDALL (ebd.) deckt, dass die Art durch Betritt begünstigt wird. Die Art sollte weiterhin beobachtet werden, um bei negativen Entwicklungen gegensteuern zu können.

Empfehlungen für Wiederholungsaufnahmen

Um den Zustand der Populationen der Zielarten sicher beurteilen zu können und etwaige Trends abbilden zu können, bedarf es der regelmäßigen Wiederholung der Erhebungen. Diese sollten etwa alle zwei Jahre durchgeführt werden.

Grundsätzlich ist es empfehlenswert, alle Zielarten, gerade aufgrund des generell ungünstigen Erhaltungszustandes, auch zukünftig zu beobachten. Jedoch scheint dies auf der Weidefläche für die Glanz-Wolfsmilch aufgrund deren großen Vorkommen derzeit nicht von vordergründiger Bedeutung zu sein. Die übrigen Arten sollten in jedem Fall weiterhin erfasst werden.

Aufgrund der Phänologie einiger Arten sollte ein zweiter Erhebungsdurchgang im Sommer (Juli/August) eingeführt werden. Kann nur ein Durchgang realisiert werden, ist die Frühjahrserhebung zu bevorzugen, da so auch später entwickelnde Arten häufig miterfasst werden können.

Aufgrund des geringen Aufwands bietet es sich generell an, alle Arten bei zukünftigen Aufnahmen auf den DBF zu erfassen. Da sich die gegenwärtig angewandte Methode jedoch scheinbar nicht uneingeschränkt zum Monitoring aller Zielarten eignet (siehe Diskussion einzelner Arten), sollte über alternative Methoden zur Untersuchung der jeweiligen Arten nachgedacht werden. Möglicherweise ist, als Ersatz oder Ergänzung zu den Aufnahmen auf den DBF, die gezielte Nachsuche zielführender. Ebenfalls kann damit Klarheit geschaffen werden, ob und wo die Arten auf der Weidefläche vertreten sind und eingeschätzt werden kann, ob die Arten überhaupt auf den zufallsverteilten DBF nachgewiesen werden könnten.

Tabelle 6 stellt Empfehlungen für das zukünftige Monitoring im Überblick da.

*Tabelle 6: Empfehlungen für zukünftiges Monitoring je Zielart. DBF = Dauerbeobachtungsfläche, gibt an ob Art auf DBF weiterhin untersucht werden sollte. WH = Wiederholung, Ob Art auf DBF erneut untersucht werden sollt: Ja = sollte wiederholt Untersucht werden, (ja) = sollte untersucht werden sofern Kapazität vorhanden. Adaption = Ob Erhebungen für Art angepasst werden sollten, 2. DG = zweiten Erhebungsdurchgang im Sommer umsetzen, * = Art direkt an Auendynamik geknüpft und Zeitpunkt der Entwicklung daher nicht vorhersagbar; Alternative Methode = Vorschlag einer Methode, mit der Art alternativ erfasst werden könnte. Nachsuche = Gezielte Nachsuche, (Nachsuche) = sofern Kapazität vorhanden.*

Artname	Deutscher Name	DBF		Alternative Methode
		WH	Adaption	
<i>Allium angulosum</i>	Kanten-Lauch	Ja	2. DG	(Nachsuche)
<i>Glanz-Wolfsmilch</i>	Glanz-Wolfsmilch	(Ja)	-	Nachsuche
<i>Galium rubioides</i>	Krapp-Labkraut	(Ja)	-	Nachsuche
<i>Lathyrus palustris</i>	Sumpf-Platterbse	Ja	2. DG	Nachsuche
<i>Limosella aquatica</i>	Schlammling	(Ja)	2. DG *	Nachsuche
<i>Mentha pulegium</i>	Polei-Minze	Ja	2. DG	-
<i>Stellaria palustris</i>	Sumpf-Sternmiere	Ja	-	-
<i>Trifolium retusum</i>	Kleinblütiger Klee	Ja	-	Nachsuche
<i>Trifolium striatum</i>	Streifen-Klee	Ja	-	-
<i>Veronica maritima</i>	Langblättriger Blauweiderich	Ja	2. DG	(Nachsuche)
<i>Viola kitaibeliana</i>	Steppen-Stiefmütterchen	Ja	-	-

Anhang

Liste der zum Monitoring ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen

Tabelle 7: Dauerbeobachtungsflächen (DBF). DBF untersucht (n=91): auf Vorkommen der Zielarten untersuchte DBF. DBF ausgeschlossen (n=19): Von den Untersuchungen, aufgrund der Lage im Wald oder eines Gehölzbestandes ausgeschlossen, oder aufgrund von Überflutung nicht untersucht (grau hinterlegt) DBF.

DBF untersucht		DBF ausgeschlossen
SL01	SL07	SL05
SL02	SL18	SL12
SL04	SL15	SL20
SL76	SL14	SL23
SL06	SL11	SL24
SL09	SL08	SL25
SL77	SL17	SL33
SL10	SL22	SL34
SL03	SL26	SL36
SL13	SL27	SL37
SL75	SL28	SL40
SL16	SL29	SL42
SL32	SL30	SL45
SL50	SL31	SL83
SL38	SL39	SL94
SL73	SL43	SL95
SL74	SL44	SLr01
SL21	SL46	SLr03
SL49	SL78	SLr05
SL72	SL79	
SL35	SL80	
SL69	SL81	
SL70	SL82	
SL71	SL84	
SL67	SL85	
SL68	SL86	
SL41	SL87	
SL65	SL88	
SL66	SL89	
SL19	SLm01	
SL47	SLm02	
SL63	SLm03	

SL62	SL90	
SL61	SL91	
SL64	SL92	
SL48	SL93	
SL55	SL96	
SL57	SLr02	
SL58	SLr04	
SL59	SLr06	
SL51	SLr07	
SL60	SLr08	
SL54	SLr09	
SL56	SLr10	
SL52	SLr11	
SL53		

Aufnahmen der Zielarten

Tabelle 8: Monitoring ausgewählter Zielarten auf Dauerbeobachtungsflächen (DBF); DBF = Nummer DBF, dargestellt sind nur untersuchte DBF (Ausnahme grau hinterlegt: Überflutete DBF, daher nicht untersucht); Koord = Koordinate des Zentrums der DBF; 0 = Art nicht nachgewiesen, 1 = Art nachgewiesen.

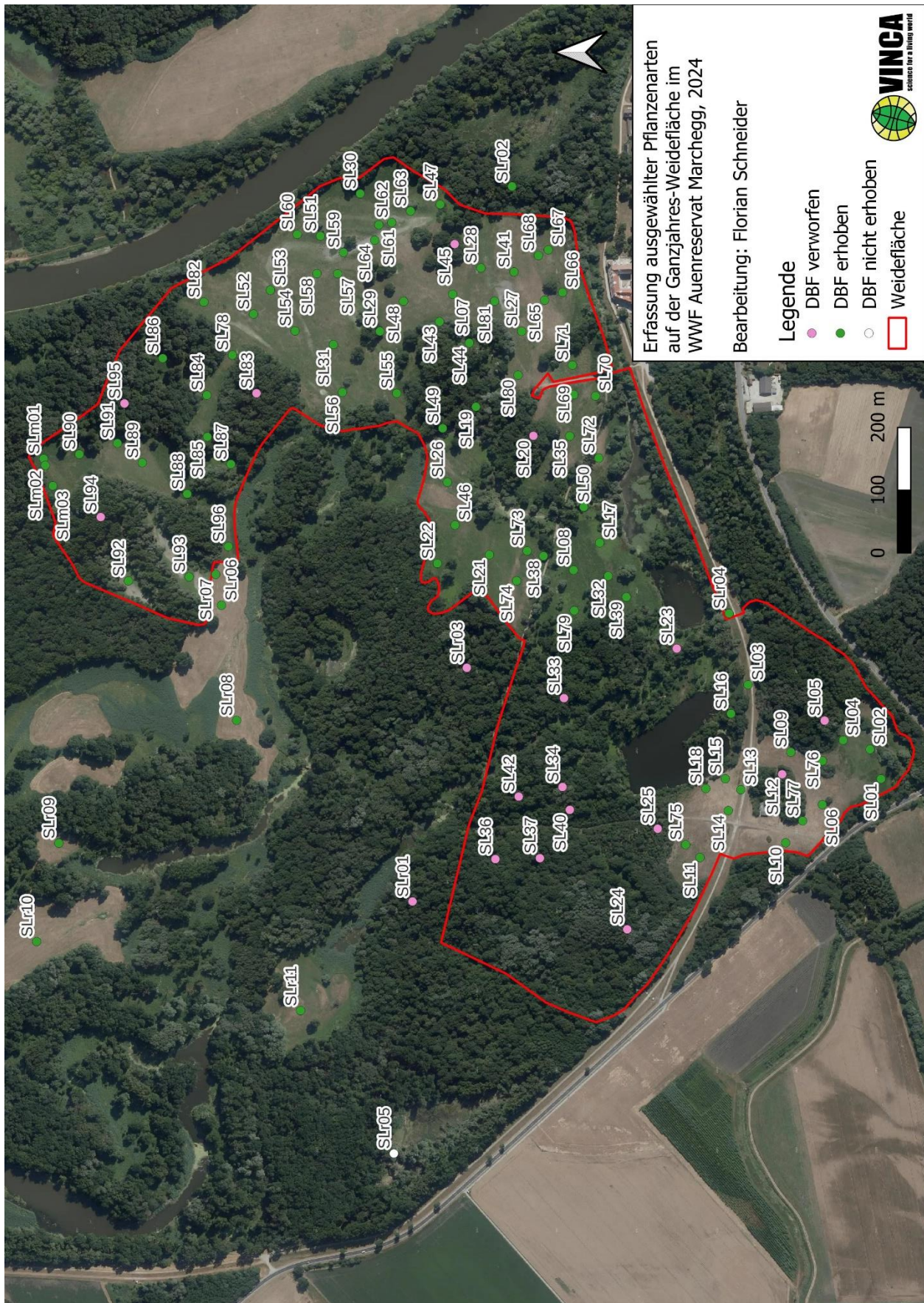
DBF	Y - Koord	X – Koord	Kanten-Lauch	Glanz-Wolfsmilch	Krapp-Labkraut	Sumpf-Platterbse	Schlammling	Polei-Minze	Sumpf-Sternmiere	Kleinblütiger Klee	Streifen Klee	Langblättriger Blauweiderich	Steppen-Stiefmütterchen
SL01	48,2782	16,896	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL02	48,2784	16,897	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL03	48,2801	16,898	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL04	48,2788	16,897	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL06	48,2791	16,896	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
SL07	48,2843	16,906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL08	48,2826	16,901	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL09	48,2795	16,897	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL10	48,2796	16,895	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL11	48,2808	16,894	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL13	48,2802	16,896	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
SL14	48,2804	16,895	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
SL15	48,2804	16,896	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
SL16	48,2804	16,897	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

DBF	Y - Koord	X – Koord	Kanten-Lauch	Glanz-Wolfsmilch	Krapp-Labkraut	Sumpf-Platterbse	Schlammling	Polei-Minze	Sumpf-Sternmiere	Kleinblütiger Klee	Streifen Klee	Langblättriger Blauweiderich	Steppen-Stiefmütterchen
SL17	48,2822	16,901	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL18	48,2807	16,896	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
SL19	48,284	16,904	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL21	48,2838	16,901	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL22	48,2846	16,901	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL26	48,2844	16,902	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL27	48,2834	16,906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL28	48,2839	16,907	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL29	48,2854	16,906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL30	48,2857	16,909	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL31	48,286	16,905	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL32	48,2821	16,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL35	48,2827	16,903	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL38	48,283	16,901	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
SL39	48,2819	16,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL41	48,2835	16,907	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL43	48,2845	16,906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL44	48,2841	16,905	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL46	48,2843	16,902	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL47	48,2845	16,908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL48	48,285	16,906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL49	48,2845	16,904	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL50	48,2825	16,902	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL51	48,2862	16,908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL52	48,2872	16,906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL53	48,2869	16,907	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL54	48,2866	16,906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL55	48,2851	16,904	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL56	48,2859	16,904	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL57	48,286	16,907	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
SL58	48,2863	16,907	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL59	48,2859	16,907	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL60	48,2866	16,908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL61	48,2854	16,908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL62	48,2852	16,908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL63	48,2849	16,908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

DBF	Y - Koord	X – Koord	Kanten-Lauch	Glanz-Wolfsmilch	Krapp-Labkraut	Sumpf-Platterbse	Schlammling	Polei-Minze	Sumpf-Sternmiere	Kleinblütiger Klee	Streifen Klee	Langblättriger Blauweiderich	Steppen-Stiefmütterchen
SL64	48,2855	16,908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL65	48,283	16,906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL66	48,2828	16,907	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL67	48,283	16,907	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL68	48,2831	16,907	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
SL69	48,2826	16,904	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL70	48,2823	16,904	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL71	48,2826	16,905	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
SL72	48,2822	16,903	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL73	48,2833	16,901	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL74	48,2834	16,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL75	48,281	16,895	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL76	48,2791	16,896	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL77	48,2793	16,895	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
SL78	48,2875	16,905	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL79	48,2826	16,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL80	48,2834	16,905	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL81	48,2837	16,906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL82	48,2879	16,906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL84	48,2879	16,904	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL85	48,2878	16,903	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL86	48,2885	16,905	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL87	48,2875	16,903	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL88	48,2881	16,902	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL89	48,2888	16,903	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL90	48,2897	16,903	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL91	48,2891	16,903	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL92	48,289	16,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL93	48,2881	16,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SL96	48,2875	16,901	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SLm01	48,2902	16,903	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SLm02	48,2902	16,903	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SLm03	48,29	16,902	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SLr02	48,2835	16,909	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SLr04	48,2804	16,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SLr05	48,2852	16,888	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

DBF	Y - Koord	X – Koord	Kanten-Lauch	Glanz-Wolfsmilch	Krapp-Labkraut	Sumpf-Platterbse	Schlammling	Polei-Minze	Sumpf-Sternmiere	Kleinblütiger Klee	Streifen Klee	Langblättriger Blauweiderich	Steppen-Stiefmütterchen
SLr06	48,2876	16,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SLr07	48,2877	16,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SLr08	48,2874	16,897	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SLr09	48,29	16,895	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SLr10	48,2903	16,893	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SLr11	48,2865	16,891	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Übersichtskarte Lage der Dauerbeobachtungsflächen



Literatur

- AHRENDT, W. (2004): Hochlandrinder als Landschaftspfleger an den Nuthseen bei Hommersum – Kalender für das Klever Land auf das Jahr 2004: S. 45–50.
- BOROVYK, D., DEMBICZ, I., DENGLER, J., GUARINO, R., KUZEMKO, A., LAVRINENKO, K., MOYSIYENKO, I., SKOBEL, N., BEDNARSKA, I., BABYTSKIY, A., BEZSMERTNA, O., BOROVYK, L., BUZHDYGAN, O., CHUSOVA, O., IEMELIANOVA, S., KALASHNIK, K., KHODOSOVTSSEV, O., KOLOMIETS, G., KOLOMIYCHUK, V., KUCHER, O., SHAPOVAL, V., ZAGORODNIUK, N., ZAKHAROVA, M. & VYNOKUROV, D. (2024): Plant species richness records in Ukrainian steppes. – *Tuexenia*, 44: 1–32. doi: 10.14471/2024.44.002.
- EGGER, G. 2015-2022: Vegetationsmonitoring, In: Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht, Bericht des WWF Österreich im Rahmen des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen. Berichte der Jahre 2015-2022. Wien.
- EGGER, G. & STELZHAMMER, M. (2014): Renaturierung Untere March-Auen. Life+ 10NAT/AT/015. Katalog prioritärer Pflanzenarten. 189 S.
- EGGER, G. BARTOSCH, M., HELM, N., KRAUS, R., SCHNEIDER, F., STELZHAMMER, M., SUMMER, L., SVOBODA, L., WESTERHOF, J., & ZUNA-KRATKY, T. (2017): Pferdeweide Marchegg. Jahresbericht 2017. Bericht im Rahmen des LIFE Projekts Renaturierung Untere March-Auen. WWF Österreich. 80 S.
- PAUER, E. (2005): Trockenstandorte (Parzen) in den Auen des unteren Marchtales (Niederösterreich) – Bodenkundliche und geobotanische Untersuchungen. Dipl. Arb. Univ. Wien. 136 S.
- RABBE, U. (2015): Der Winkel-Klee (*Trifolium angulatum*) in Österreich, nebst Notizen zum Vorkommen des Kleinblüten-Klees (*Kleinblütiger Klee*) und des Streifen-Klees (*Streifen Klee*) im nordöstlichen Burgenland – *Neireichia* - Zeitschrift für Pflanzensystematik und Floristik Österreichs – 7: 103 - 117.
- RANDALL, R.E. (2004): Steppen-Stiefmütterchen Schult(es). – *Journal of Ecology*, 92/2: 361–369. doi: 10.1111/j.0022-0477.2004.00877.x.
- SAUBERER, N. (2024): Mündliche Mitteilung zum Vorkommen des Streifenklees (*Trifolium striatum*) in Ost-Österreich, 16. Dezember 2024, Wien.
- SCHNEIDER, F. (2019): Auswirkungen naturnaher Beweidung auf auentypische Pflanzenarten - Untersuchungen im WWF-Auenreservat Marchegg. Masterarbeit. Universität Wien, Wien. 131 S.
- SCHRATT-EHRENDORFER L., NIKLFELD H., SCHRÖCK C., STÖHR O., GILLI C., SONNLEITNER M., ADLER W., BARTA T., BEISER A., BERG C., BOHNER A., FRANZ, W., GOTTSCHLICH G., GRIEBL N., HAUG G., HEBER G., HEHENBERGER R., HOFBAUER M., HOHLA M., HÖRAND E., KAISER R., KARRER G., KEUSCH C., KIRÁLY G., KLEESADL G., KNIELY G., KÖCKINGER H., KROPF M., KUDRNOVSKY H., LEFNAER S., MRKVICKA A., NADLER K., NOVAK N., NOWOTNY G., PACHSCHWÖLL C., PAGITZ K., PALL K., PFLUGBEIL G., PILSL P., RAABE U., SAUBERER N., SCHAU H., SCHÖNSWETTER P., STARLINGER F., STRAUCH M., THALINGER M., TRÁVNÍČEK B., TRUMMER-FINK E., WEISS S., WIESER B., WILLNER W., WITTMANN H., WOLKERSTORFER C., ZERNIG K. & ZUNA-KRATKY T. (2022): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs. (Herausgegeben von L. Schratt-Ehrendorfer, H. Niklfeld, C. Schröck & O. Stöhr) — *Stapfia* 114, Land Oberösterreich, Linz.
- STELZHAMMER, M. (2025): Mündliche Mitteilung zur potenziellen Meidung des Kanten-Lauchs (*Allium angulosum*) durch Konikpferde auf der Pferdeweide Marchegg, 30.01.2025, Wien.
- STROHMAIER, B. & EGGER, G. (2010): Prioritäten für den Natur- und Artenschutz in den March-Thaya-Auen Studie des MARTHA-Forums. 86 S.
- QGIS DEVELOPMENT TEAM (2024): QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.

WESTERHOF, J., EGGER, G., GEISER, H., KUZMICH, M., RAZUMOVSKY, N., SCHINDLAUER, M., ZULKA, K.P. & ZUNA-KRATKY, T. (2022): Pferdeweide Marchegg - Jahresbericht 2022, Bericht des WWF Österreich im Rahmen des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen. Wien. 100 S.

WESTERHOF, J. (2024): Mündliche Mitteilung. Beweidungsmanagement auf der Konikweide im „WWF Auenreservat Marchegg“. April 2024.

ZUNA-KRATKY, T. (2014): Aufzeichnungen. Unveröffentlicht. Enthalten in vom Auftraggeber zur Bearbeitung des Projektes zur Verfügung gestellten Geodaten.



VI

Pferdeweide Marchegg - Vegetationsmonitoring Jahresbericht 2024

Gerhard Egger

Bericht im Auftrag des WWF Österreich

Zur Kontrolle der Veränderungen der Auenlandschaft bei Marchegg durch die im Frühling 2015 begonnene Beweidung wurde ein begleitendes Monitoring eingerichtet (Holzer 2015). Ein Teil der Untersuchungen behandelt die Auswirkungen der Beweidung auf das Vorkommen von Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften, sowie die Veränderung der Vegetationsstruktur durch die Weidetiere. Die Ergebnisse werden im Weidebericht jährlich aktualisiert. **In diesem Bericht werden die aktuellen Erhebungen aus dem Jahr 2024 im Vergleich zu den Erhebungen 2014 bis 2022 zusammengefasst.**

Die Wirkung von Pflanzenfressern auf die Pflanzenwelt ist naturgemäß sehr groß. Die Intensität der Beweidung und die Lenkung der Tiere haben einen großen Einfluss auf die tatsächlichen Veränderungen. Da die Vegetationsstruktur auch für viele Tierarten eine entscheidende Rolle im Hinblick auf die Habitateignung spielt, erlaubt die Untersuchung der Vegetation im Sinne einer Bioindikation auch Aussagen über die Qualität der Lebensräume. Das Monitoring soll deshalb auch einen Beitrag zur Steuerung des Projekts insgesamt leisten.

1 Methodik

Das Vegetationsmonitoring erfolgt nach vier unterschiedlichen Ansätzen, auf unterschiedlichen Maßstabsebenen:

1. Erfassung der vertikalen Vegetationsstruktur auf Kleintransekten im Offenland.
2. Pflanzensoziologische Aufnahmen auf Daueruntersuchungsflächen von 16-100 m².
3. Tiereinflussmonitoring im Wald im Hinblick auf die Waldfunktionen gemäß Forstgesetz.
4. Langfristiges Monitoring der Biotoptypen auf der gesamten Fläche.

1.1 Auswahl der Untersuchungsflächen

Für die ersten drei Methoden wurden 42 Daueruntersuchungsflächen eingerichtet. Diese wurden im Zuge einer stratifizierten Zufallsauswahl ermittelt. Die Aufnahmen geben einen repräsentativen Querschnitt über alle Biotoptypen, unterschiedliche Überschwemmungshäufigkeiten und Wald-Bestandsalter wieder. Für das Tiereinflussmonitoring im Wald wurden zudem vier Vergleichsflächen außerhalb der Beweidungsfläche angelegt. Auf ausgezäunte Vergleichsflächen im Offenland der Weidefläche wurde, wegen des unverhältnismäßig höheren Aufwands, verzichtet. Ein Vergleich der Artenzusammensetzung im Vergleich zu herkömmlich bewirtschafteten Wiesenflächen wurde von Schneider (2019) durchgeführt. Die Aufnahmeflächen wurden jeweils mit Vermessungsnägeln im Gelände markiert und mit einem GPS eingemessen. Da die Raumnutzung der Tiere nicht vorhersehbar war wurden zusätzlich drei sehr intensiv genutzte Flächen 2015 subjektiv ergänzt (N3, N4, 33b). Zwei Flächen aus der Voruntersuchung (43, 34) wurden aus unterschiedlichen Gründen seit 2016 ausgeschieden. Die Vegetationsaufnahmen werden alle zwei Jahre in der Vegetationsperiode von Mai (Offenland) bis August (Wald) durchgeführt.

1.2 Erhebung der vertikalen Vegetationsstruktur

Im Offenland stellen sich Veränderungen in der Vegetationsstruktur durch die Beweidung sehr rasch ein. Um diese zu messen, wurden auf allen Untersuchungsflächen im Offenland vertikale Vegetationsaufnahmen auf Kleintransekten von 1 Meter Länge durchgeführt. Dabei wird die Vegetationsbedeckung in 20 cm Schichten erhoben. Insgesamt wurde die Struktur in 19 Aufnahmeflächen wiederholt erhoben.

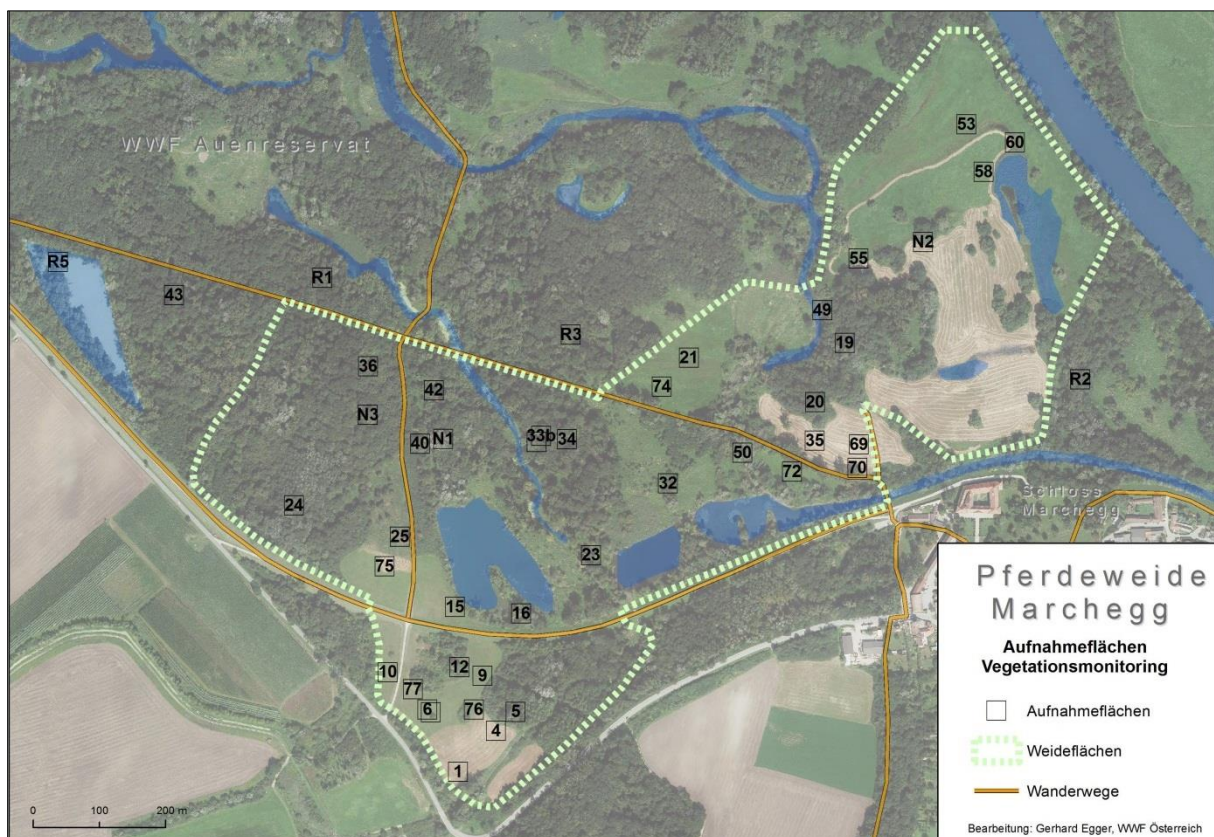


Abbildung 1: Lage der Daueruntersuchungsflächen im Beweidungsgebiet.



Abbildung 2: Methodik für die Erfassung der vertikalen Vegetationsstruktur

1.3 Dauerbeobachtungsflächen für die Vegetation

Pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode von Braun-Blanquet (1964) werden auf 42 Daueruntersuchungsflächen (mit 4*4 m im Offenland und 10*10 m im Wald) durchgeführt. Auf jeder Fläche wird die vollständige Artengarnitur erhoben. Als Häufigkeitsmaß wurde in Abweichung von der Standardmethode, zum Zwecke der leichteren statistischen Auswertbarkeit, die Deckung in Prozent abgeschätzt. Zusätzlich werden noch beweidungsrelevante Parameter erfasst. Das sind der Anteil an Offenboden, der Anteil an Baumkeimlingen, die Gehölzverjüngung, der Verbissanteil, sowie der Anteil an Totholz und Faeces (Tierkot). Die pflanzensoziologischen Vegetationsaufnahmen erlaubt mittelfristig eine sehr gute Einschätzung der Vegetationsveränderung.

1.4 Tiereinflussmonitoring im Wald

Ein gewisses Maß an Beeinflussung der Waldvegetation durch Verbiss, Schälung und Komfortverhalten durch Weidetiere wird im Projekt erwartet und ist sogar ausdrücklich erwünscht. Im Zuge dieses Monitorings wird vor allem der Fragestellung nachgegangen ob durch die Waldweide Verpflichtungen, die sich aus dem Forstrecht ergeben, entgegengewirkt wird. Das betrifft insbesondere die Verpflichtung zur Wiederbewaldung (§13 Forstgesetz 1975) und das Verbot der Waldverwüstung (§16). In den Daueruntersuchungsflächen, die in Wäldern liegen, wurden deshalb zusätzlich Parameter zur Beeinflussung der Waldvegetation durch Wildtiere und Weidetiere erhoben. Der Verbiss von Gehölzpflanzen und die Schälung von Bäumen wurden in einer vierstufigen Skala für jede Baumart und Vegetationsschicht getrennt erhoben.

Eine ausreichende Verjüngung zur Wiederbewaldung auf Schlagflächen und Räumden liegt laut §13 Absatz (8) dann vor, wenn die Verjüngung durch mindestens drei Wachstumsperioden angewachsen ist und eine nach forstwirtschaftlichen Erfordernissen ausreichende Pflanzenanzahl aufweist und keine

erkennbare Gefährdung vorliegt. Im gegenständlichen Monitoring wird der Schwellenwert folgendermaßen definiert: Die Wiederbewaldung ist eingeschränkt, wenn bei Fehlen einer Baumschicht der Anteil an lebenden Gehölzen für mehr als 10 Jahre und auf mehr als 1.000 m² unter 1% Deckung liegt (Annahme Deckung von Jungwuchs ca. 5 dm²/Individuum).

1.5 Beweidungssteuerung

Für eine rasche Beurteilung der Beweidungsintensität werden zur leichteren Steuerung (durch z.B. Koppelung, Anpassung der Besatzstärke, etc.) einfache Indikatoren und Schwellenwerte definiert und ausgewertet. Die Schwellenwerte wurden auf Basis der Erfahrungen aus anderen Projektgebieten zu Projektbeginn vorläufig festgelegt. Die Schwellenwerte sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1. Schwellenwerte für die Beweidungsintensität

Hinweise und Schwellenwerte für eine Unterbeweidung:
- Die Lebensformen und Weideverträglichkeit der Arten im Offenland ändert sich nicht - Der Anteil an kurzen Weidrasen im Offenland liegt unter 10% - Der Anteil an offenen Böden im Offenland liegt unter 10% - Der Anteil an Flächen mit einem starken Gehölzaufkommen (mehr als 5% Deckung) im Offenland liegt höher als 50%
Hinweise und Schwellenwerte für eine Überbeweidung:
- Der Anteil an offenen Bodenstellen im Offenland liegt über 50% - Der Anteil an Kotstellen im Offenland liegt über 20% - Der Anteil an nitrophilen Arten nimmt signifikant zu (Ellenberg-Zahl steigt um 3 Stufen) - Der Anteil an geschälten Bäumen und verbissenen Trieben ist im Durchschnitt erheblich, bzw. mäßig (nur bei Vollerhebung alle 2 Jahre, vgl. Methodik Tiereinflussmonitoring).

2 Ergebnisse

Mit der Vorerhebung 2014 und den fünf vollständigen Folgeerhebung 2016, 2018, 2020, 2022 und 2024 liegen mittlerweile sechs Durchgänge mit insgesamt 334 Aufnahmen vor.

Insgesamt wurden mit den Aufnahmen 351 Pflanzenarten im Weidegebiet festgestellt, von denen 68 gemäß der Roten Liste (Schratt-Ehrendorfer 2022) in Österreich als gefährdet, stark gefährdet, bzw. vom Aussterben bedroht eingestuft wurden. Anzumerken ist, dass einige weitere gefährdete Arten zwar im Weidegebiet vorkommen, bisher aber nicht in Aufnahmeflächen festgestellt wurden. Dazu zählt das Spieß-Helmkraut (*Scutellaria hastifolia*). In absoluten Zahlen stieg die Anzahl an festgestellten Arten in den Aufnahmeflächen von 190 im Jahr 2014 auf 235 im Jahr 2022 und 2024.

In Tabelle sind die 2014 bis 2024 nachgewiesenen gefährdeten Pflanzenarten aufgelistet. Der Großteil dieser Arten ist typisch für feuchte, bis (wechsel-)trockene Wiesen, sowie Auwälder und Verlandungsgesellschaften. Häufig sind insbesondere Nickende Segge (*Carex melanostachya*), Ufer-Segge (*Carex riparia*), Sommerknotenblume (*Leucojum aestivum*), Piemonteser Kreuzlabkraut (*Cruciata pedemontana*), Kleinblütige Karthäusernelke (*Dianthus pontedere*), Schmalblättrige Esche (*Fraxinus angustifolia*), Auenlöwenschwanz (*Leonurus marrubiastrum*) und die Phönizische Königskerze (*Verbascum phoeniceum*).

Die Anzahl gefährdeter Arten in den Aufnahmen steigt tendenziell von 36 im Jahr 2014 auf 42 im Jahr 2024. Im Vergleich zu früheren Jahresberichten ergibt sich ein etwas anderes Bild. Das ist auf die nunmehr verwendete neue Fassung der Roten Liste (Schratt-Ehrendorfer 2022) zurückzuführen.

Tabelle 2: Anzahl der Vorkommen von gefährdeten Pflanzenarten im Beweidungsgebiet auf den Aufnahme­flächen in den Jahren 2014 bis 2024. Einstufung nach Rote Liste Österreichs (RLOE), Schratt-Ehrendorfer (2022)

Pflanzenart	RLOE	2014	2016	2018	2020	2022	2024
Feinblatt-Schafgarbe (<i>Achillea setacea</i>)	EN	2	6	5	6	2	2
Kanten-Lauch (<i>Allium angulosum</i>)	VU				2		
Echter Eibisch (<i>Althaea officinalis</i>)	VU						1
Auen-Gänsekresse (<i>Arabis nemorensis</i>)	CR						1
Sand-Grasnelke (<i>Armeria elongata</i>)	EN	4		2	3	2	
Steifes Barbarakraut (<i>Barbarea stricta</i>)	VU	6	2	3	3	4	2
Weißes Wiesenschaumkraut (<i>Cardamine matthioli</i>)	VU		1	2	2	4	5
Kleinblütiges Schaumkraut (<i>Cardamine parviflora</i>)	EN	6	3	7	8	5	6
Spitz-Segge (<i>Carex acuta</i>)	VU	3	5	3		4	7
Nickende Segge (<i>Carex melanostachya</i>)	EN	8	9	5	9	11	6
Ufer-Segge (<i>Carex riparia</i>)	VU	8	9	8	9	5	9
Kleine Segge (<i>Carex supina</i>)	EN			2	1	1	1
Fuchs-Segge (<i>Carex vulpina</i>)	VU	2	2	2		1	1
Drüsen-Hornkraut (<i>Cerastium dubium</i>)	EN	1		8	3	6	7
Ganzblättrige Waldrebe (<i>Clematis integrifolia</i>)	EN	2	1	3	5	3	2
Piemonteser Kreuzlabkraut (<i>Cruciata pedemontana</i>)	VU	5	7	8	5	7	7
Kleinblütige Karthäusernelke (<i>Dianthus pontederiae</i>)	VU	6	2	5	6	3	4
Zitzen-Sumpfbirse (<i>Eleocharis mamillata</i>)	VU					1	
Einspelzige-Sumpfbirse (<i>Eleocharis uniglumis</i>)	VU	5	2	1		2	3
Elbe-Ständelwurz (<i>Epipactis albensis</i>)	CR		1		1		
Glanz-Wolfsmilch (<i>Euphorbia lucida</i>)	VU						1
Sumpf-Wolfsmilch (<i>Euphorbia palustris</i>)	EN	1	2	2	2	1	1
Acker-Filzkraut (<i>Filago arvensis</i>)	VU						1
Steppen-Mädesüß (<i>Filipendula ulmaria</i> subsp. <i>picbaueri</i>)	EN					1	
Knollen-Mädesüß (<i>Filipendula vulgaris</i>)	VU	4	5	4	5	4	3
Quirl-Esche (<i>Fraxinus angustifolia</i>)	VU	22	22	22	21	24	24
Verlängertes Labkraut (<i>Galium elongatum</i>)	VU	6	1				1
Gnadenkraut (<i>Gratiola officinalis</i>)	EN	4	4	4	6	5	4
Wiesen-Alant (<i>Inula britannica</i>)	VU			1	6	8	3
Sibirische Schwertlilie (<i>Iris sibirica</i>)	VU		1	3	1		
Steppen-Kammschmiele (<i>Koeleria macrantha</i>)	VU	4	3	5	6	4	4
Sumpf-Platterbse (<i>Lathyrus palustris</i>)	EN					1	
Auen-Löwenschwanz (<i>Leonurus marrubiastrum</i>)	EN	7	7	3	6	2	1
Sommerknotenblume (<i>Leucosium aestivum</i>)	EN	10	13	10	12	18	16
Schlammling (<i>Limosella aquatica</i>)	VU					1	
Hoher Wolfsfuß (<i>Lycopus exaltatus</i>)	EN						1
Kleinblütige Malve (<i>Malva pusilla</i>)	EN			2			
Polei-Minze, Bientee (<i>Mentha pulegium</i>)	EN					2	1
Wasserfenchel (<i>Oenanthe aquatica</i>)	VU	2	1	1		1	
Acker-Knorpelkraut (<i>Polycnemum arvense</i>)	CR				1		
Schwarz-Pappel (<i>Populus nigra</i>)	EN	1	2	2	1	3	

Weißer Brunelle (<i>Prunella laciniata</i>)	VU					1	1
Gewöhnlicher Wasserhahnenfuß (<i>Ranunculus aquatilis</i>)	CR	1				1	
Ufer-Sumpfkresse (<i>Rorippa amphibia</i>)	VU	5	1			2	
Südöstlicher Zwerg-Sauerampfer (<i>Rumex acetosella</i> subsp. <i>acetoselloides</i>)	VU				1		
Wasser-Ampfer (<i>Rumex aquaticus</i>)	VU					4	
Teich-Ampfer (<i>Rumex hydrolapathum</i>)	VU	1		1			
Strand-Ampfer (<i>Rumex maritimus</i>)	VU	2					
Zwiebel-Steinbrech (<i>Saxifraga bulbifera</i>)	EN		1				
Kugelbinse (<i>Scirpoides holoschoenus</i>)	VU	1	1	1	1	1	1
Wildes Knäuelkraut (<i>Scleranthus polycarpus</i>)	VU				1		2
Hügel-Knäuelkraut (<i>Scleranthus verticillatus</i>)	EN					1	
Brenndolde (<i>Selinum venosum</i>)	EN	5	4	5	6	2	2
Ohrlöffel-Leimkraut (<i>Silene otites</i>)	VU	1		2	1	1	2
Breitblättriger Merk (<i>Sium latifolium</i>)	EN		1	3			
Sumpf-Sternmiere (<i>Stellaria palustris</i>)	EN	1					
Gelbe Wiesenraute (<i>Thalictrum flavum</i>)	VU	3	5	1	1		1
Mittlerer Bergflachs (<i>Thesium linophyllum</i>)	VU			2	1		
Steif-Klee (<i>Trifolium retusum</i>)	EN			1			
Streifen-Klee (<i>Trifolium striatum</i>)	VU		1	4	4	3	2
Purpur-Königskerze (<i>Verbascum phoeniceum</i>)	VU	2	4	5	7	6	6
Langblatt-Blauweiderich (<i>Veronica maritima</i>)	VU	4	2	2	3	2	2
Orchideen-Blauweiderich (<i>Veronica orchidea</i>)	EN			4	5	1	3
Liegender Ehrenpreis (<i>Veronica prostrata</i>)	VU	2	1	2	5	3	
Ähren-Blauweiderich (<i>Veronica spicata</i>)	VU					1	
Schmalblatt-Wicke (<i>Vicia angustifolia</i>)	G	3	3	3	2	1	4
Steppen-Stiefmütterchen (<i>Viola kitaibeliana</i>)	EN					1	3
Wilde Weinrebe (<i>Vitis vinifera</i> subsp. <i>sylvestris</i>)	EN				1		1

Bemerkenswert ist das zunehmende Vorkommen des Streifen-Klees (*Trifolium striatum*) und die Ausdehnung des Vorkommens des Steifklees (*Trifolium retusum*) auch wenn dieser zuletzt in keiner Aufnahme mehr vertreten war. Das Steppen-Stiefmütterchen (*Viola kitaibeliana*) dürfte sich etabliert haben. Zudem trat das Knäuelkraut (*Scleranthus spec.*) in den letzten Jahren stark auf. Die wilde Weinrebe (*Vitis vinifera* subsp. *sylvestris*) kann seit einigen Jahren immer wieder mit jungen Individuen verzeichnet werden. Während der Orchideen-Blauweiderich (*Veronica orchidea*) seit 2018 stetig in mehreren Aufnahmeflächen vorkommt, konnten der Liegende Ehrenpreis (*Veronica prostrata*) 2024 in den Aufnahmeflächen nicht mehr nachgewiesen werden.

Ein differenziertes Bild zeigt sich bei der Auswertung der Deckung gefährdeter und gebietstypischer Arten in den einzelnen Aufnahmeflächen. Hierfür wurden diejenigen Arten die für die Lebensräume des Gebiets charakteristisch sind (vgl. Schratt-Ehrendorfer 1999) und gleichzeitig in der Roten Liste als bedroht angeführt sind ausgewertet. Es zeigt sich, dass sich in mehreren Fluren ein teils stark positiver Trend eingestellt hat. Ausgewählte Wald- und Offenlandflächen zeigen jedoch auch einen negativen Trend.



Abbildung 3: Zu- bzw. Abnahme der Deckung von charakteristischen und gefährdeten Arten der March-Thaya-Auen dargestellt als Regression über die Jahre 2014 bis 2022.

Ein wichtiges naturschutzfachliches Kriterium für die Beurteilung der Auswirkungen der Beweidung ist die Entwicklung der Neophytenvorkommen auf der Weidefläche. Im Gebiet sind vor allem Lanzett-Aster (*Symphotrichum lanceolatum*), Schwarzfrucht-Zweizahn (*Bidens frondosa*) und Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) fast flächendeckend auf geeigneten Standorten verbreitet. Vergleichbare Untersuchungen von Pauer (2006) und ARGE Vegetationsökologie (2009) zeigten, dass Rinderbeweidung in den March-Auen grundsätzlich dazu beitragen kann, den Anteil an fremdländischen Arten, insbesondere die Lanzett-Aster, zu reduzieren. Diese Art ist grundsätzlich flächendeckend in den March-Thaya-Auen - vor allem in den Auwäldern - verbreitet. Auf der Weidefläche ist jedoch eine verstärkte Ausbreitung auch im Offenland zu beobachten.

Tabelle 3: Durchschnittliche Deckung von fremdländischen Pflanzenarten (Neophyten) in den Aufnahmeflächen im Offenland im Beweidungsgebiet (n=21) in Prozent.

Jahr	2014	2016	2018	2020	2022	2024
Durchschnittliche Deckung pro Aufnahme (%)	4,42	5,35	12,29	12,00	12,43	15,90

Betrachtet man die Deckungswerte und lokale Ausprägung in Abbildung 4, zeigt sich ein lokal differenzierteres Bild der Hotspots. Während in einigen Waldfluren durchaus eine Abnahme der Lanzett-Aster zu beobachten ist, nimmt die durchschnittliche Deckung vor allem im Offenland zu.



Abbildung 4: Entwicklung der Deckung von fremdländischen Arten (Neophyten) in den Aufnahmeflächen (Korrelationskoeffizient 2014-2024).

2.1.1 Veränderung der Vegetationsstruktur auf den Weideflächen

Die Vegetationsstruktur im Offenland hat sich in den Jahren 2014 bis 2024 deutlich verändert. In Abbildung 5 ist die durchschnittliche Deckung der Vegetation in unterschiedlichen Höhengschichten im Offenland auf unbeweideten (2014) und beweideten (2016 bis 2024) Flächen dargestellt. Es zeigt sich, dass die Deckung in niedrigen Schichten zuerst zugenommen hat, während die durchschnittliche Vegetationshöhe in höheren Schichten ab 30 cm von Beginn an deutlich abgenommen hat. Die hohe Standardabweichung zeigt, dass diese Ergebnisse allerdings eine hohe Schwankung aufweisen und der Durchschnitt nicht sehr aussagekräftig ist. Das deckt sich mit der Beobachtung, dass sich ein Mosaik aus wenig genutzten hochgrasigen Staudenfluren und sehr niedrigwüchsigen, intensiv beweideten Weiderasen eingestellt hat.

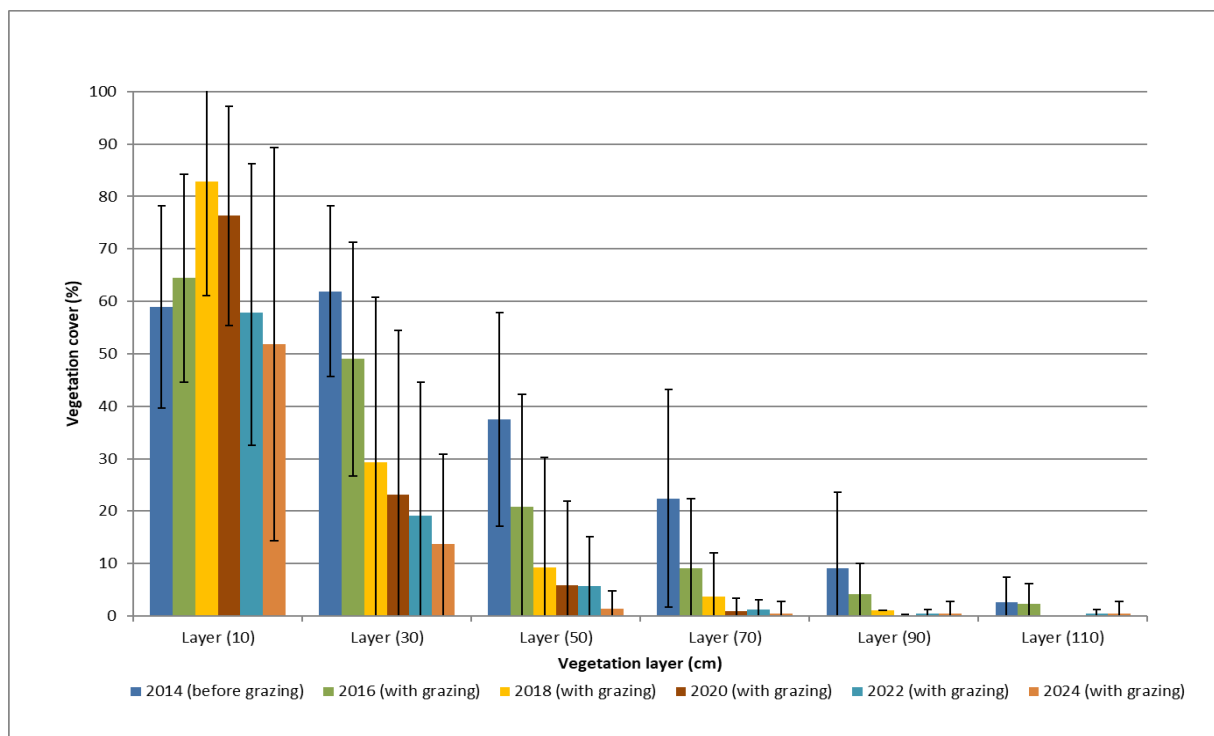


Abbildung 5: Durchschnittliche Dichte der Vegetationsbedeckung in 6 Höhenklassen (0 - 10 cm, 10-30 cm, 30-50 cm, 50-70 cm, 70-90 cm und 90 - 110 cm) in den Jahre 2014 bis 2024 (n=21).

Der Vergleich in Abbildung 6 zeigt die Vegetationsbedeckung auf der Äußeren Badwiese und beim Vogelsee vor der Beweidung (2014) und nach fünf Jahren Beweidung. Die Vegetation ist niedriger, lückiger und heterogener geworden. Der Anteil an Gräsern ist zurückgegangen.



Abbildung 6: Bildvergleich der Vegetationsbedeckung ohne Beweidung (2014, links) und mit Beweidung (2022, rechts). Aufnahmeflächen Nr. 6, sowie 58.

In Abbildung 7 ist die Veränderung der Lebensformen der Pflanzenbedeckung in den Offenland-Aufnahmen dargestellt. Es zeigt sich, dass sich die geänderte Nutzungsweise bisher nur geringfügig auswirkt. Bemerkenswert ist der leichte Rückgang der Geophyten und die Zunahme an Therophyten.

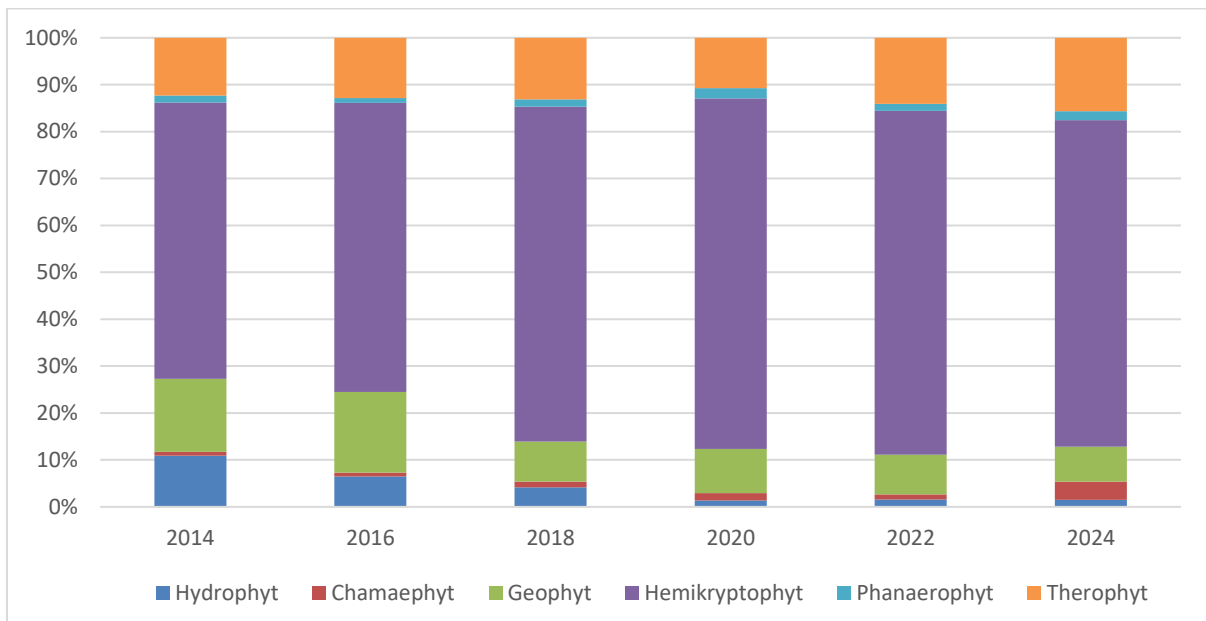


Abbildung 7: Anteil der Lebensformen unter den Pflanzen des Offenlandes (nach Ellenberg & Leuschner 2010) an der Vegetationsbedeckung (Mittelwert) in den Jahren 2014 bis 2022.

2.1.2 Indikatoren für die Beweidungsintensität im Offenland

Wie eingangs dargestellt, wurden für die Beurteilung und Steuerung der Weideintensität einfache Indikatoren vorgeschlagen. In Abbildung 8 sind diese über alle Daueruntersuchungsflächen im Offenland gemittelt dargestellt. Es zeigt sich, dass sich die Auswirkungen innerhalb der zu Projektbeginn festgelegten Schwellenwerte bewegen. Die markanteste Veränderung ergibt sich im Bereich des Neophytenaufkommens.

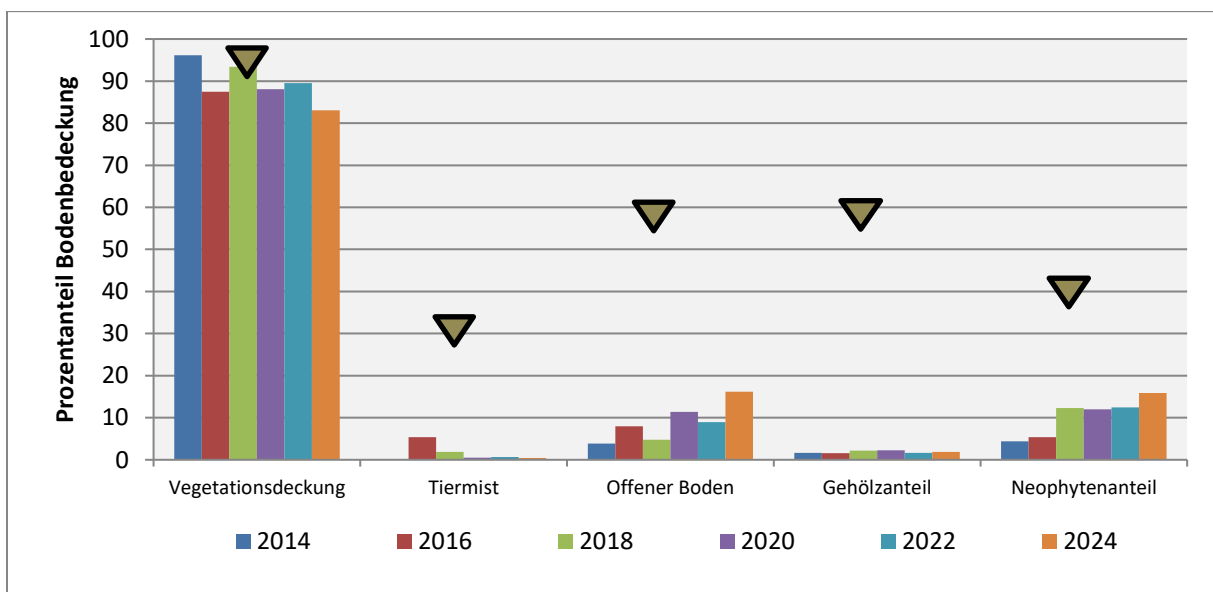


Abbildung 8: Mittlere Bedeckung der Aufnahmeflächen mit Vegetation, Boden und Faeces, sowie der Anteil an Gehölzpflanzen und Neophyten in Offenland Aufnahmeflächen in Prozent.

2.1.3 Indikatoren für den Weideinfluss im Wald

Im Wald ist der Grad der Beeinflussung der Gehölze durch die Weidetiere von Interesse. Wie in der Methodik beschrieben geht es auch darum, eine negative Beeinträchtigung des Waldes im Sinne des Forstgesetzes auszuschließen. Ein gewisses Maß an Nutzung von Gehölzen entspricht dabei durchaus dem Verhalten der Tiere und ist auch erwünscht.

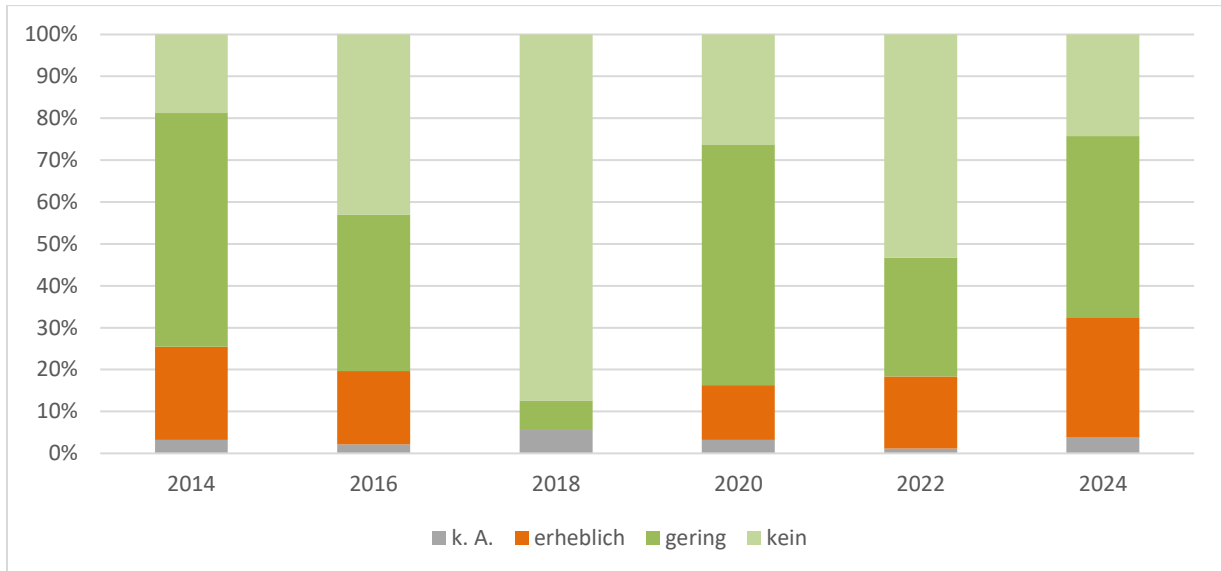


Abbildung 9: Anteil unterschiedlich stark verbissener Gehölzpflanzen im Unterwuchs in Waldflächen des Gebiets in den Jahren 2014 bis 2024.

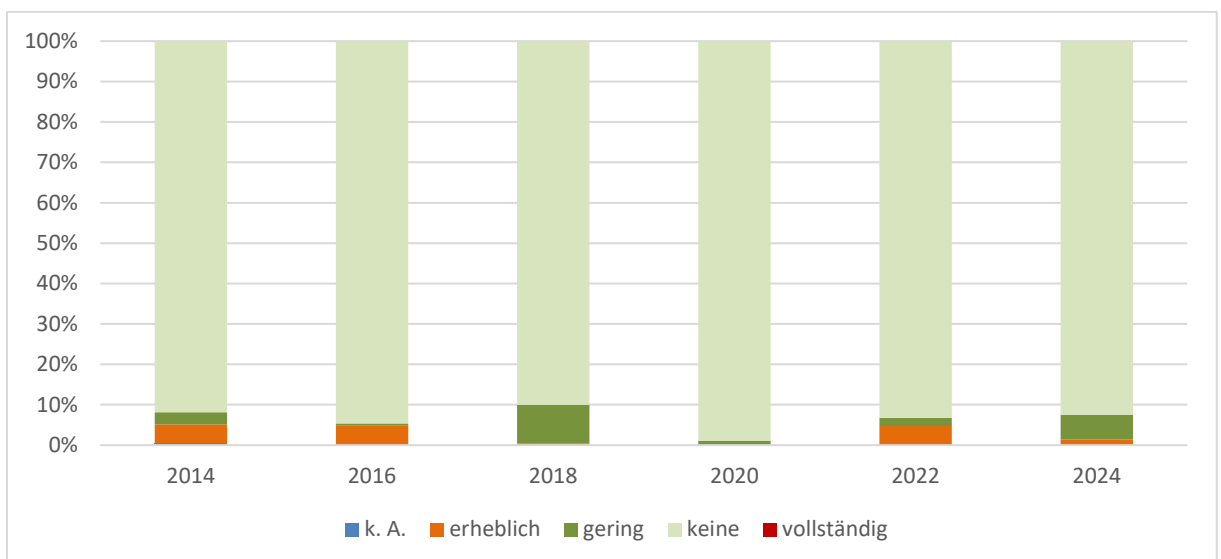


Abbildung 10: Anteil unterschiedlich stark geschälter Gehölzpflanzen in der Strauch- und Baumschicht in Waldflächen des Untersuchungsgebiets in den Jahren 2014-2024.

Abbildung 9 und 10 zeigen den Grad der Nutzung von Gehölzpflanzen durch die Weidetiere und im Gebiet vorhandene Wildtiere (Reh, Rotwild, Biber). Es zeigt sich, dass die Nutzung insgesamt durchaus deutlich ausfällt, wobei der Anteil an stark genutzten Gehölz-Individuen trotzdem sehr gering ist. Wie die Auswertung 2020 zeigte, werden praktisch alle relevanten Baumarten verbissen. Am stärksten sind Weißpappel, Stieleiche, Rot-Esche und Flatterulme betroffen. Anzumerken ist, dass die Eiche zwar in der Krautschicht einen geringen Verbiss aufweist, junge Exemplare allerdings eher selten anzutreffen sind, und die Überlebensrate über mehrere Jahre hinweg mit diesem methodischen Zugang nicht beurteilt werden kann.

3 Diskussion

Das Vegetationsmonitoring im Beweidungsgebiet belegt deutlich den naturschutzfachlichen Stellenwert des Gebiets. Auf rund 76 Hektar konnten - alleine auf den Stichprobenflächen - 68 gefährdete Pflanzenarten, darunter Seltenheiten wie der Elbe-Ständelwurz (*Epipactis albens*), der Orchideen-Weiderich (*Veronica orchidea*), oder die Wilde Weinrebe (*Vitis vinifera* susp. *sylvestris*) nachgewiesen werden. Besonders erfreulich ist das Vorkommen von gefährdeten Lückenbewohnern wie dem Steif-Klee (*Trifolium retusum*), Streifen-Klee (*Trifolium striatum*) und seit 2022 auch von zwei Knäuelkraut Arten (*Scleranthus* sp.). Der Gradient der Biotoptypen reicht von häufig überschwemmten Weidenauwäldern, Großseggenriedern über typische Brenndoldenwiesen bis hin zu wechsel-trockenen, basenarmen Halbtrockenrasen und Eichenwäldern.

Nach zehn Jahren Beweidung zeichnen sich gewisse, bemerkenswerte Trends in der Vegetationsentwicklung ab.

Die Artenzahl hat sich erwartungsgemäß erhöht. Entscheidend dabei ist, dass sich auch der Anteil von charakteristischen und gefährdeten Arten erhöht hat. Hochgradig gefährdete Lückenbewohner und Pionierarten finden offenbar wieder vermehrt günstige Verhältnisse vor. Attraktive Arten der Brenndoldenwiesen wie die Ganzblattwalldrebe, oder das kleine Zwerg-Veilchen treten auf niedrigwüchsigen Weiderasen hervor.

Am deutlichsten zeichnet sich eine Veränderung in der Vegetationsstruktur auf den Wiesen ab. Die anfangs augenscheinliche Steigerung des Anteils von offenen Bodenflächen und Kotstellen, hat teilweise wieder abgenommen. Augenscheinlich ist, dass fast alle Fluren von den Weidetieren regelmäßig genutzt werden. Auf den meisten Flächen bilden sich (unabhängig vom ausgebildeten Biotoptyp) sehr starke kleinräumige Nutzungsgradienten von fast ungenutzten, hohen Beständen, bis zu stark genutzten niedrigen Weiderasen aus. Auf diesen konnten sich konkurrenzschwache Arten und Frühjahrsannuelle bereits deutlich stärker ausbreiten. Auch Gehölze werden von den Weidetieren stark genutzt. Im Offenland ist die Verbuschung im Durchschnitt gering. In den Waldflächen wird der Aufwuchs moderat verbissen, immer wieder werden auch junge Bäume geschält.

Aufmerksamkeit erfordert die stetige Zunahme der Neophyten im Offenland. Angesichts eines steigenden Deckungsanteils von mittlerweile 15 Prozent ist ein Gegensteuern über das Weidemanagement (Wiederaufnahme einer regelmäßigen Rinderbeweidung insbesondere auf den Fluren Schlosswiese, Toter Hund, Hanfrätz Nord, Hanfrätz Süd, Äußere Badwiese) zu empfehlen. Da der Nutzungsdruck stellenweise durchaus hoch ist, wäre auch eine Ausdehnung der Weidefläche zu begrüßen.

Die zu Projektbeginn gewählten Indikatoren für die Beweidungsintensität bewegen sich alle weit innerhalb der gewählten Schwellenwerte. Die Verbiss-Situation im Wald kann insgesamt als unproblematisch eingestuft werden. Lokal kommt es zwar zu einer sichtbaren Nutzung vor allem der Pappeln und Ulmen. Diese sind aber in Relation zur Dichte der Vorkommen naturschutzfachlich unbedenklich. Die immer noch geringen Verbissanteile könnten mit der großen Verfügbarkeit von frischem Astmaterial aufgrund von häufigem Windbruch zusammenhängen.

Von klassischen Weide-Pflegemaßnahmen sollte im Moment Abstand genommen werden. Allenfalls anzudenken ist die Entfernung von Samenbäumen von noch in geringer Zahl vorkommenden fremdländischen Arten wie dem Eschenahorn und Robinie.

Methodisch wird nach zehn Jahren Monitoring eine ausführliche Revision der Schwellenwerte für die Beweidungsintensität angeregt. Die Datenlage sollte zudem mittlerweile eine ausreichende Stichprobe für eine multivariate Auswertung der Vegetationsveränderung erlauben.

4 Literatur

ARGE Vegetationsökologie (1998): Vegetationsökologisches Beweidungsmonitoring Eisteichwiese / Marchegg. Jahresbericht 1997. Unpubl. Bericht, Wien. 42 pp + Anhang.

Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Auflage.

Ellenberg, H. & Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Auflage. Ulmer Verlag, 1357 S.

Holzer, T., Egger, G. & Neuhauser, G. (2015): Pferdeweide Schlosswiese Marchegg. Umsetzungskonzept. Machbarkeitsstudie im Zuge des EU Life Projekts Renaturierung Untere March-Auen. 50 S.

Pauer, E. (2005): Trockenstandorte (Parzen) in den Auen des unteren Marchtales (Niederösterreich) – Bodenkundliche und geobotanische Untersuchungen. Dipl. Arb. Univ. Wien. 136 pp..

Schneider F. (2019): Auswirkungen naturnaher Beweidung auf auentypische Pflanzenarten - Untersuchungen im WWF-Auenreservat Marchegg. Masterarbeit. Universität Wien, Wien. 131 S.

Schratt-Ehrendorfer, L (1999): Zur Flora und Vegetation des österreichischen March- und Thaya-Tales. In: Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien S. 181-202.

Schratt-Ehrendorfer, L., Niklfeld, H., Schröck, C. & O. Stöhr, Hrg. (2022). Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs - Stapfia 114, Land Oberösterreich, Linz.

Stelzhammer, M. (2013): Biotoptypenkartierung, Zwischenbericht 2012. Bericht im Rahmen des EU Life Projekts Untere March-Auen. 59 Seiten.

Anhang - Fotodokumentation



Storchenviese - Blick Richtung Toter Hund



Innere Badwiese - Blick Richtung Badeteich



Äußere Badwiese mit Wiesen-Alant (*Inula britannica*)



Neophytenflur Hanfrätz Süd mit Lanzett-Aster (*Symphyotrichum lanceolatum*)

Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2024, Bericht des WWF Österreich im Rahmen des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen

www.wwf.at/konik