





**Vergleich zweier
Bewirtschaftungsintensitäten auf
montanen Dauerwiesen hinsichtlich
Wassernutzungs- und Ökoeffizienz,
Ertrag, Futterqualität und
ökonomischer Aspekte**

 Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz,
Regionen und Wasserwirtschaft

 Bundesministerium
Frauen, Wissenschaft
und Forschung



umweltbundesamt^U



Projektmitarbeiter*innen und Autor*innen:

Veronika Forstner¹, Markus Herndl², Reinhard Resch², Steffen Birk³

¹ Raumberg-Gumpenstein Research & Development, Altirdning 11, 8952 Irdning-Donnersbachtal

² Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein, Institut für Pflanzenbau und Kulturlandschaftsforschung, Raumberg 38, 8952 Irdning-Donnersbachtal

³ Universität Graz, Institut für Erdwissenschaften, Heinrichstraße 26, 8010 Graz

RAUMBERG GUMPENSTEIN
RESEARCH & DEVELOPMENT

 **HBLFA**
Raumberg-Gumpenstein
Landwirtschaft



Diese Publikation sollte folgendermaßen zitiert werden:

Forstner, V.; Birk, S.; Herndl, M.; Resch, R. (2025): Vergleich zweier Bewirtschaftungsintensitäten auf montanen Dauerwiesen hinsichtlich Wassernutzungs- und Ökoeffizienz, Ertrag, Futterqualität und ökonomischer Aspekte. Endbericht von StartClim2024.H in StartClim2024: Extremereignisse, Ökosysteme und gerechte Transformation, Auftraggeber: BMLUK, BMFWF, Klima- und Energiefonds, Land Oberösterreich.

Wien, im September 2025

Druck, November 2025

StartClim2024.H

Teilprojekt von StartClim2024

Projektleitung von StartClim:

BOKU University, Department für Ökosystemmanagement, Klima und Biodiversität

Institut für Meteorologie und Klimatologie, Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien

www.startclim.at

StartClim2024 wurde aus Mitteln des BMK, BMFWF, Klima- und Energiefonds und dem Land Oberösterreich gefördert.

Inhaltsverzeichnis

H-1	Kurzfassung.....	7
H-2	Einleitung	8
H-2.1	Forschungsziel.....	8
H-2.2	Grünlandbewirtschaftung in Österreich.....	9
H-3	Material und Methodik am Versuchsstandort.....	11
H-3.1	Lage des Untersuchungsgebietes und des Versuchsstandortes.....	11
H-3.1.1	Wetterstation.....	12
H-3.1.2	Bewirtschaftungsflächen.....	13
H-3.1.3	Sickerwassersammler.....	13
H-3.1.4	Bodenfeuchtesensoren.....	14
H-3.2	Erhebungen an der Versuchsfläche	15
H-3.2.1	Wetter und Wasserbilanz	15
H-3.2.2	Botanik und Ertrag.....	16
H-3.2.3	Ökoeffizienz	17
H-4	Ergebnisse und Diskussion.....	20
H-4.1	Wetter und Wasserbilanz.....	20
H-4.1.1	Wetter- und Bodenfeuchtebedingungen der Jahre 2021 bis 2024	20
H-4.1.2	Bodenfeuchtebedingungen in den Vegetationsperioden.....	23
H-4.1.3	Wasserbilanz in den Vegetationsperioden	24
H-4.2	Botanik und Ertrag	27
H-4.2.1	Botanische Erhebungen	27
H-4.2.2	Pflanzenbestandsaufnahme.....	28
H-4.2.3	Ertragserhebungen	31
H-4.3	Einfluss der Wetter- und Bodenfeuchtebedingungen auf den Ertrag	37
H-4.4	Ökoeffizienzbewertung.....	39
H-4.4.1	Ökoeffizienzbewertung der standortüblichen Nutzung.....	39
H-4.4.2	Ökoeffizienzbewertung der intensiven Nutzung	42
H-5	Schlussfolgerungen.....	47
H-6	Literaturverzeichnis.....	49
H-7	Anhang	52

Abbildungsverzeichnis

Abb. H-1: Übersicht des Versuchsgebietes im Ortsteil Oppenberg, Gemeinde Rottenmann (A) und detaillierte Lage der Versuchsfläche (B) (https://www.gis.stmk.gv.at).....	11
Abb. H-2: Bodentyp (A) und Bodeneigenschaft (Gründigkeit) (B) (https://www.bodenkarte.at) am Schlag der Versuchsfläche sowie ein Bodenprofil (C) an der Versuchsfläche zum Zeitpunkt der Anlage des Versuchsfeldes.....	12
Abb. H-3: Wetterstation (Atmos41) (Meter Group AG) ca. 200 m. südlich des Versuchsfeldes.....	12
Abb. H-4: Unterteilung der Versuchsfläche in eine Fläche mit standortüblicher und intensiver Nutzung.....	13
Abb. H-5: Einbau der 6 Sickerwassersammler in drei unterschiedlichen Tiefen (30 cm, 60 cm und 90 cm) an der Versuchsfläche (A und B) sowie die gestochenen Bodenmonolithe zum Zeitpunkt des Einbaus (C und D). 13	
Abb. H-6: Fertig eingebaute Sickerwassersammler an der standortüblichen und der intensiven Fläche in den unterschiedlichen Tiefenstufen von 30 cm, 60 cm und 90 cm (roter Kreis).	14
Abb. H-7: Einbau der Bodenfeuchtesensoren in unterschiedliche Tiefen (A) und Entnahme einer Bodenprobe zum Zeitpunkt der Versuchsanlage (B).	14
Abb. H-8: Bewirtschaftung am Schlag der Versuchsfläche am Grünlandbetrieb.....	17
Abb. H-9: Betriebsmanagement-Tool FarmLife (https://www.farmlife.at).....	18
Abb. H-10: Dateneingabe in das Betriebsmanagement-Tool FarmLife (https://www.farmlife.at).....	18
Abb. H-11: Datenauswertung des Betriebsmanagement-Tools FarmLife (A) mit Kennzahlenvergleich (B) und Gesamtbewertung der Ökoeffizienz (C) eines Betriebes (https://www.farmlife.at).....	19
Abb. H-12: Monatlicher Niederschlag (mm) und monatliche durchschnittliche Lufttemperaturen (°C) am Versuchsstandort von 2021 bis 2024.....	20
Abb. H-13: Tägliche Niederschläge, tägliche durchschnittliche Bodenwassergehalte und Bodentemperaturen am Versuchsstandort von 2021 bis 2024.....	22
Abb. H-14: Tägliche Niederschläge sowie tägliche durchschnittliche Bodenwassergehalte und Bodentemperaturen in 10 cm Tiefe der Vegetationsperioden 2021 bis 2024 an der standortüblichen (SÜ) und intensiven Versuchsfläche (I).....	24
Abb. H-15: Tägliche Niederschlagsmengen und kumulierte Bodenwasserspeicheränderungen in 60 cm Tiefe an der standortüblichen (SÜ) und intensiven (I) Versuchsfläche der Vegetationsperioden 2021 (A), 2022 (B), 2023 (C) und 2024 (D).....	26
Abb. H-16: Verlauf der Wuchshöhe (A) und projektiven Deckung (B) der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024 an der standortüblichen und intensiven Versuchsflächen.....	27
Abb. H-17: Verlauf der Gräser,- Kräuter- und Leguminosen Entwicklung der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024 an der standortüblichen und intensiven Versuchsfläche.....	28
Abb. H-18: Trockenmasseertrag (TM-Ertrag) der standortüblichen (SÜ) und intensiven (I) Nutzung der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.	32
Abb. H-19: Trockenmasseertrag (TM-Ertrag) der standortüblichen (SÜ) und intensiven (I) Nutzung aller Schnitte der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.....	33
Abb. H-20: Durchschnittliche Futtergehaltswerte der Rohproteine (CP) an der standortüblichen (SÜ) und intensiven (I) Versuchsfläche der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.	34
Abb. H-21: Jahressaldo des Stickstoffs (N), Phosphors (P) und Kaliums (K) in den Jahren von 2021 bis 2024 an der standortüblichen (SÜ) und intensiven (I) Versuchsfläche.....	37
Abb. H-22: Trockenmasseerträge (TM-Erträge) sowie Niederschläge und durchschnittliche Lufttemperaturen in den Vegetationsperioden von 2021 bis 2024 am Versuchsstandort.....	39
Abb. H-23: Ergebnisse des Ressourcenmanagements (Ertrag am Betrieb) der standortüblichen Nutzung.....	40

Abb. H-24: Umweltwirkungen (Treibhauspotential) des Ressourcenmanagements der standortüblichen Nutzung.....	40
Abb. H-25: Umweltwirkungen (Stickstoffeintrag in das Wasser) des Nährstoffmanagements der standortüblichen Nutzung.....	41
Abb. H-26: Gesamtbewertung der Umweltwirkungen der standortüblichen Nutzung.....	42
Abb. H-27: Gesamtbewertung der Ökoeffizienz der standortüblichen Nutzung.....	42
Abb. H-28: Ergebnisse des Ressourcenmanagements (Ertrag am Betrieb) der intensiven Nutzung.....	43
Abb. H-29: Umweltwirkungen (Treibhauspotential) des Ressourcenmanagements der intensiven Nutzung.....	43
Abb. H-30: Ergebnisse des Nährstoffmanagements (Stickstoff Dünger-Teilbilanz) am Gesamtbetrieb pro ha an der intensiven Versuchsfläche.....	44
Abb. H-31: Gesamtbewertung der Umweltwirkungen der intensiven Nutzung.....	45
Abb. H-32: Gesamtbewertung der Ökoeffizienz der intensiven Nutzung.....	45

Tabellenverzeichnis

Tab. H-1: Nutzungstermine an der standortüblichen (SÜ) und intensiven (I) Versuchsfläche der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.	16
Tab. H-2: Jahresniederschlag, jährliche potenzielle Verdunstung und durchschnittliche jährliche Lufttemperatur am Versuchsstandort von 2021 bis 2024.	21
Tab. H-3: Anzahl der Frost-, Eis-, Sommer- und Tropentage am Versuchsstandort von 2021 bis 2024.	21
Tab. H-4: Niederschlag, potenzielle Verdunstung und Lufttemperatur am Versuchsstandort während der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.	23
Tab. H-5: Klimatische Wasserbilanz (SW_{KWB}), gemessene Sickerwassermengen (SW) sowie Änderungen des Bodenwasserspeichers (ΔS) am Versuchsstandort in den Vegetationsperioden (jeweils ab Beginn der einzelnen Vegetationsperioden bis 30. September) von 2021 bis 2024 an der standortüblich (SÜ) und intensiven (I) Versuchsfläche.	25
Tab. H-6: Pflanzenbestandsaufnahme (Flächenprozent) der standortüblichen (SÜ-Fläche) und intensiven (I-Fläche) Versuchsfläche im Mai 2025.	29
Tab. H-7: Durchschnittliche Futtergehaltswerte der Rohnährstoffe Rohfaser (CF), Neutral-Detergenzien-Faser (aNDFom), Säure-Detergenzien-Faser (ADFom), Säure-Detergenzien-Lignin (ADL), Rohfett (CL) sowie Rohasche (CA) an der standortüblichen (SÜ-Fläche) und intensiven Versuchsfläche (I-Fläche) der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.	34
Tab. H-8: Durchschnittliche Mengenelemente Calcium (Ca), Phosphor (P), Magnesium (Mg), Kalium (K) und Natrium (Na) sowie Spurenelemente Eisen (Fe), Zink (Zn), Mangan (Mn) und Kupfer (Cu) an der standortüblichen (SÜ-Fläche) und intensiven Versuchsfläche (I-Fläche) der Vegetationsperiode von 2021 bis 2024.	35
Tab. H-9: Monatlicher Niederschlag und monatliche potenzielle Verdunstung von April bis Oktober in den Jahren 2021 bis 2024.	52
Tab. H-10: Trockenmasseerträge (TM-Erträge) der standortüblichen (SÜ-Fläche) und intensiven Versuchsfläche (I-Fläche) in der Beobachtungsperiode von 2021 bis 2024.	54
Tab. H-11: Durchschnittliche Futtergehaltswerte der Rohnährstoffe Rohfaser (CF), Neutral-Detergenzien-Faser (aNDFom), Säure-Detergenzien-Faser (ADFom), Säure-Detergenzien-Lignin (ADL), Rohfett (CL), Rohasche (CA) sowie Rohprotein (CP) an der standortüblichen (SÜ-Fläche) und intensiven Versuchsfläche (I-Fläche) in den Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.	55
Tab. H-12: Durchschnittliche Mengenelemente Calcium (Ca), Phosphor (P), Magnesium (Mg), Kalium (K) und Natrium (Na) sowie der Spurenelemente Eisen (Fe), Zink (Zn), Mangan (Mn) und Kupfer (Cu) an der standortüblichen (SÜ-Fläche) und intensiven Versuchsfläche (I-Fläche) in den Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.	56

H-1 Kurzfassung

Das Dauergrünland spielt besonders in den benachteiligten Berggebieten Österreichs eine zentrale Rolle für die nachhaltige Lebensmittelproduktion als auch für die Kulturlandschaftserhaltung. In Tallagen erfahren Dauergrünlandflächen aufgrund der günstigeren Klima- und Wetterbedingungen oftmals eine intensivere Bewirtschaftung (> drei Nutzungen pro Jahr) als jene Flächen in topografisch bzw. klimatisch benachteiligten Gebieten. In montanen Höhenstufen nördlich des Alpenhauptkammes wird meistens eine dort standortübliche Bewirtschaftung mit geringerer Düngungs- und Nutzungsintensität betrieben, welche oftmals nur zwei Nutzungen inklusive einer eventuellen herbstlichen Nachweide erlaubt. Aufgrund des Klimawandels lässt sich jedoch speziell in Berggebieten eine Temperaturzunahme in den letzten Jahrzehnten erkennen und damit eine oftmals früher beginnende und längere Vegetationsperiode. Die Niederschläge zeigen in den nordwestlichen Gebieten Österreichs eine tendenzielle Zunahme, in den südöstlichen Gebieten hingegen eine Abnahme. Inwiefern die durch den Klimawandel bedingte Verlängerung der Vegetationsperiode die Erträge beeinflusst (in Form einer möglichen Ertragssteigerung durch eine zusätzliche Nutzung), wird in diesem Projekt anhand eines aktiv bewirtschafteten Grünlandbetriebes in der westlichen Obersteiermark untersucht. Weiters wird die Bewirtschaftungsvariante mit erhöhtem Arbeitsaufwand durch die zusätzliche Nutzung ökonomisch bewertet und mit der ortsüblichen Variante verglichen.

Die Ergebnisse der Wasserbilanz an diesem humiden Grünlandstandort zeigte keine maßgeblich verminderte Verfügbarkeit von Bodenwasser bei einer Intensivierung. Das Ertragspotential war bei der intensiveren verglichen zur halb-intensiven Nutzung in zwei von vier Beobachtungsperioden höher. Dabei handelte es sich um jene zwei Perioden, wo höhere Niederschlags- und Sickerwassermengen verglichen mit den anderen zwei Perioden gemessen wurden. Jedoch war die halb-intensive Nutzung in jenen zwei Perioden ertragreicher, wo geringere Niederschläge verglichen zu den anderen zwei Perioden gemessen wurden. Im Allgemeinen ist der Ertrag an diesem Standort nicht wasser-, sondern temperaturlimitiert. Demnach lassen die ersten Ergebnisse vermuten, dass es sich bei solch einem humiden Standort möglicherweise um eine Grenzlage zweier Bewirtschaftungsintensitäten (2-Schnitt- bzw. 3-Schnitt Nutzung) handelt, sodass der Ertragsgewinn stark von den Witterungsbedingungen und den jeweiligen Schnittzeitpunkten abhängig ist. Aus den höheren Erträgen der intensiveren Nutzung an dieser Versuchsfläche für eine Periode resultierte jedoch kein ökonomischer Benefit. Inwieweit eine Dreischnittnutzung in einer humiden Mittelgebirgslage eine nachhaltige Bewirtschaftungsintensität aus ökonomischer und ökologischer Sicht darstellt, bedarf weiterer Forschung, da bisher nur Daten für wenige Jahre vorliegen. Für genauere Aussagen der Ertragssituation in Hinblick auf die Bodenwasserbilanz und Ökologie bzw. Ökonomie ist es daher wichtig, weitere Vegetationsperioden zu analysieren.

Keywords: Grünland, Wetter, Wasserbilanz, Ertrag, Ökonomie

H-2 Einleitung

H-2.1 Forschungsziel

Das Ziel dieses Forschungsprojektes ist es zwei Bewirtschaftungsintensitäten an einem montanen humiden Grünlandstandort hinsichtlich der Bodenwasserbilanz und dem Ertragspotential sowie der Ökoeffizienz miteinander zu vergleichen. Die Motivation, zwei Bewirtschaftungssysteme in einem montanen Gebiet zu testen, liegt darin, dass speziell in den Berggebieten die Temperaturzunahme aufgrund des Klimawandels deutlich spürbar ist, jedoch die Niederschläge, speziell im Nordwesten Österreichs, konstant bleiben bzw. eine mögliche Zunahme erfahren (APCC, 2014). Aufgrund dieser klimatischen Ausgangssituation in Berggebieten wäre es denkbar, dass in nicht wasser-limitierten, humiden Grünlandregionen einerseits eine längere Vegetationsperiode auftritt, andererseits auch damit die landwirtschaftlichen Erträge davon profitieren könnten (Schuchardt et al., 2021; Schaumberger et al., 2019). Eine aufgrund des Klimawandels längere Vegetationsperiode in nicht wasser-limitierten Gebieten wurde bereits an einem inneralpinen Grünlandstandort untersucht (Schaumberger et al., 2019). In einem multifaktoriellen Freilandexperiment an einem inneralpinen Grünlandstandort in Österreich (Herndl et al., 2011) wurden bei erhöhten Temperaturbedingungen (+3 °C gegenüber Umgebungstemperatur) sowie erhöhten CO₂-Konzentrationen (+300 ppm) Änderungen in den Wasserbilanzparametern festgestellt (Forstner et al., 2021 a, Forstner et al., 2023). Dabei zeigte sich, dass erhöhte Temperaturen verglichen zu ambienten und erhöhten CO₂-Bedingungen zu einer Abnahme von Tau und Sickerwasser, jedoch zu einer Zunahme von aktueller Verdunstung führten. Erhöhte CO₂-Bedingungen führten demgegenüber, verglichen zu ambienten und erhöhten Temperaturbedingungen, zu höchsten Tau- und Sickerwassermengen, jedoch zu geringsten aktuellen Verdunstungsmengen (Forstner et al., 2021 a). Extreme Trockenperioden, welche auch in den Alpen durch erhöhte Lufttemperaturen und einer zunehmenden Variabilität in den Niederschlägen zunehmen könnten (Frenck et al., 2018), zeigten sowohl unter ambienten- als auch manipulierten Klimabedingungen eine Abnahme der Wasserverfügbarkeit (Forstner et al., 2023). Dabei wurden auch stark negative Ertragsanomalien unter erhöhten Temperaturbedingungen, hingegen geringste Ertragsanomalien unter erhöhten CO₂-Konzentrationen festgestellt. Hingegen wurde in kühleren Perioden, wo die Wasserverfügbarkeit nicht limitierend war, auch positive Ertragsanomalien unter erhöhten Temperaturbedingungen beobachtet (Forstner et al., 2023). Aufgrund dessen wird in diesem Projekt an einem humiden Mittelgebirgsstandort über vier Jahre hinweg der Verlauf der Vegetationsperiode, die Wasserverfügbarkeit als auch die Biomasse in Zeiten veränderter Klimabedingungen analysiert. Zudem wird auch der humide Standort, aufgrund einer möglichen Ertragssteigerung durch wärmere Temperaturen, auf eine intensivere Bewirtschaftung in Form einer zusätzlichen Nutzung zur standortüblichen Nutzung auf Wasserverfügbarkeit und Biomasse getestet. Ebenfalls wird die zusätzliche Nutzung aufgrund des höheren Arbeitsaufwandes auch ökonomisch mithilfe des Betriebsmanagement-Tools FarmLife (Herndl et al., 2016) betrachtet. Bis dato wurden im Berggebiet Österreichs, wo rund 35 % der Grünlandflächen im Alpenbogen bewirtschaftet werden (Buchgraber, 2018), noch wenige Untersuchungen über die Auswirkungen von Nutzungsintensivierung auf Bodenwasser und Biomasse durchgeführt.

Daher liegt die Motivation dieser Arbeit folgende zwei Forschungsfragen zu bearbeiten: Die erste Frage beschäftigt sich dabei mit den Auswirkungen der unterschiedlichen Witterungsbedingungen auf die Bodenwasserbilanz und den Ertrag bzw. der Futterqualität. Die zweite Frage soll die Unterschiede einer standortüblichen zu einer intensiveren Bewirtschaftung hinsichtlich Bodenwasserhaushalt und Ertrag sowie Futterqualität behandeln. Weiteres soll getestet werden, welche Nutzungsvariante ökonomisch sinnvoller und umweltverträglicher ist. Für die Beantwortung dieser Forschungsfragen wurden die Vegetationsperioden der letzten Jahre von 2021 bis 2024 herangezogen.

H-2.2 Grünlandbewirtschaftung in Österreich

Die Dauergrünlandbewirtschaftung spielt in Österreichs Bergregionen eine wichtige Rolle für eine nachhaltige Lebensmittelproduktion und der Erhaltung der Kulturlandschaft. Österreich ist von einer kleinstrukturierten Landwirtschaft geprägt, im Durchschnitt bewirtschaftet ein Betrieb rund 44,9 ha (im Jahr 2020) (Grüner Bericht, 2024). Insgesamt werden in Österreich 2,60 Mio. ha landwirtschaftlich genutzt, dabei entfallen 1,21 Mio. ha auf Dauergrünland (ohne Almflächen) und 1,32 Mio. ha auf Ackerland (Grüner Bericht, 2024). Bei Dauergrünland entfallen 634.519 ha auf extensives und 575.460 ha auf Grünland mit drei und mehr Nutzungen pro Jahr.

Der Strukturwandel in der Landwirtschaft ist in Form einer Abnahme land- und forstwirtschaftlicher Betriebe in Österreich erkennbar. Diese steht jedoch mit einer Zunahme von durchschnittlich landwirtschaftlich genutzten Flächen sowie der Herdengröße je Betrieb entgegen (Grüner Bericht, 2024). Ebenfalls hat die durchschnittliche Milchleistung der österreichischen Kontrollkühe nach Angabe der Rinderzucht Austria aufgrund der Leistungszucht (ZAR, 2017) tendenziell zugenommen. Dabei ist auch die Bedeutung der Grundfutterqualität von hoher Relevanz, da optimales Grundfutter die Basis einer erfolgreichen Produktion darstellt (Resch et al., 2017). Dafür ist eine dem Standort angepasste Bewirtschaftungsintensität, welches auf ein Optimum zwischen Ertragsbildung und Ernte zielt, von großer Bedeutung. Ansonsten könnte sich aufgrund einer Über- oder Unternutzung eine Disharmonie zwischen Nutzung und Düngung einstellen und dies könnte weiters zu ertrags- und qualitätsrelevanten Konsequenzen führen, welche sich möglicherweise negativ auf Pflanzenbestand und Ökologie auswirken (Pötsch & Resch, 2005).

In Regionen von Österreich, wo Niederschläge hoch genug sind (durchschnittliche Niederschläge von 900 mm/Jahr bzw. mehr) und langjährige durchschnittliche Lufttemperaturen unter 7-8 °C vorherrschen, ist Grünland die dominierende Kulturart (Bohner et al., 2022). Dabei wird das Dauergrünland intensiv als auch extensiv genutzt. Intensive Flächen findet man meist in Tal- und Gunstlagen aufgrund höherer Lufttemperaturen, längerer Sonnenscheindauer durch geringere Bergabschattung sowie einer längeren Vegetationsperiode. Für eine intensive Grünlandbewirtschaftung ist ein jährlicher Niederschlag von ca. 1000 mm/Jahr in einer guten saisonalen Verteilung als auch eine jährliche durchschnittliche Temperatur von 8-10 °C günstig (Bohner et al., 2022). Als intensive Nutzung wird dabei eine Bewirtschaftung mit drei und mehr Nutzungen pro Jahr bezeichnet (Bockholt et al., 1996). In höher gelegenen Gebieten (montan bzw. (sub)alpin)) wird meist eine halb-intensive bzw. extensive Nutzung mit < 3 Nutzungen durchgeführt. Neben der Seehöhe spielt auch die Exposition für die Auswahl der Nutzungen eine wichtige Rolle. Dabei fängt eine Grünlandfläche auf der gleichen Seehöhe jedoch exponiert nach Süden, früher und schneller zu wachsen an verglichen zu einer Grünlandfläche, welche nach Norden exponiert liegt (Buchgraber & Gindl, 2004).

Dieses Forschungsprojekt befasst sich mit zwei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten (halb-intensiv bzw. standortüblich: 2 Nutzungen pro Jahr plus Nachweide und intensiv: 3 Nutzungen pro Jahr plus Nachweide) an einem montanen Grünlandstandort.

Als halb-intensives bzw. extensives Grünland werden, wie bereits vorhin erläutert, Wiesen oder Weiden mit maximal zwei oder einer Nutzung bezeichnet (Bockholt et al., 1996). Darunter fallen beispielsweise Bergwiesen, Bergmälder, Hutweiden und Streuwiesen. In montanen Gebieten Österreichs um 1000 m. Seehöhe nördlich des Alpenhauptkammes werden, aufgrund der kühleren Temperaturen und höheren Niederschlagsmengen verglichen zu Gebieten derselben Höhenlage südlich des Alpenhauptkammes, landwirtschaftliche Flächen häufig halb-intensiv in Form von Dauergrünland genutzt. Jedoch sind auch in Berggebieten nördlich des Alpenhauptkammes veränderte Klimabedingungen in Form erhöhter Lufttemperaturen spürbar. Die Niederschläge verzeichnen dabei einen Trend zu größeren täglichen Niederschlagsmengen, dabei geht die Zahl der Tage mit leichtem Niederschlag zurück, dafür gibt es mehr Tage mit großen Niederschlagsmengen (<https://www.geosphere.at>). Möglicherweise könnte sich daher die Nutzungsintensität von einer bisher

halb-intensiven Nutzung hin zu einer intensiveren Nutzung verschieben. Diese Nutzungsänderung soll in diesem Projekt hinsichtlich der Einflüsse auf die Bodenwasserbilanz als auch auf die Ertragsbildung quantifiziert werden.

Prinzipiell wurden nach Resch (2021) durchschnittliche Trockenmasseerträge an Zweischnittflächen in Österreich mit einer Spannbreite von 46,1 dt/ha bis 92,5 dt/ha, Dreischnittflächen mit einer Spannbreite von 52,2 dt/ha bis 115,6 dt/ha ermittelt.

Für die Biodiversität spielen extensiver bewirtschaftete Flächen eine große Rolle. Böhner et al., 2007 hat im mittleren Steirischen Ennstal auf mittel- bis tiefgründigen, carbonatfreien, mäßig nährstoffreichen Braunerden Rotschwingel-Straußgraswiesen pflanzensoziologisch beschrieben sowie vegetationsökologisch charakterisiert. Dabei wurde festgestellt, dass in den untersuchten Rotschwingel-Straußgraswiesen im Durchschnitt 45 Gefäßpflanzen und 1 bis 6 Moosarten pro 50 m² homogener Aufnahmefläche vorkommen. Somit ist die α -Diversität höher als an den intensiver genutzten Kulturweiden, Mähweiden, Goldhaferwiesen und sauren Braunerden oder Frauenmantel-Glatthaferwiesen; sie ist jedoch deutlich niedriger als in den extensiver genutzten Narzissenwiesen oder Trespen-Halbtrockenrasen. Die Gefahr einer Nutzungsintensivierung insbesondere der leichter zu bewirtschaftenden Fläche ist auf diesen Wiesen besonders groß. Die Rotschwingel-Straußgraswiesen müssen in Silikatgebieten zur Bewahrung des Landschaftsbildes und der Biotopvielfalt unbedingt in ihrem Umfang und in typischer Ausprägung erhalten bleiben (Böhner et al., 2007). Demzufolge ist auch in diesem Projekt eines der Ziele, die Biodiversität der Nutzungsintensivierung verglichen zur standortüblichen, halb-intensiven Nutzung zu beobachten und zu quantifizieren.

H-3 Material und Methodik am Versuchsstandort

H-3.1 Lage des Untersuchungsgebietes und des Versuchsstandortes

Das Untersuchungsgebiet liegt auf einem aktiv bewirtschafteten Bio-Grünlandbetrieb in der westlichen Obersteiermark, in der Gemeinde Rottenmann im Ortsteil Oppenberg (Abb. H-1:). Der Ort Oppenberg liegt auf etwa 1000 m. Seehöhe und ist über Rottenmann als auch Aigen im Ennstal erreichbar. Der durch das Tal fließende Fluss, die Gulling, entwässert in die Enns, über Vorberg nach Aigen im Ennstal. Oppenberg liegt im Bereich der Niederen Tauern, der höchste Gipfel ist der Hochrettelstein mit 2220 m Seehöhe. Das Gebiet gehört dem oberostalpinen Deckenstockwerk (östliche Grauwackenzone) an (Flügel & Neubauer, 1984). In Oppenberg sind ausschließlich Grünlandbetriebe (Milch-, Mutterkuh- und Mastbetriebe) zu finden, welche eher halb-intensiv mit 2 Nutzungen pro Jahr mit anschließender herbstlichen Nachweide bewirtschaftet werden.

Oppenberg ist durch ein humides Klima beeinflusst, welches oft durch Nordstaulagen ausreichend Niederschläge bekommt. Der durchschnittliche Jahresniederschlag (im Beobachtungszeitraum von 2020 bis 2024) liegt bei 1078 mm, die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur bei 6,6 °C. In den letzten Jahren lässt sich tendenziell eine im Winter geringere Schneedecke sowie in den Sommermonaten früherer Beginn der Vegetationsperiode aufgrund wärmerer Lufttemperaturen erkennen. Demnach ist der Klimawandel auch in dieser Mittelgebirgslage spürbar.

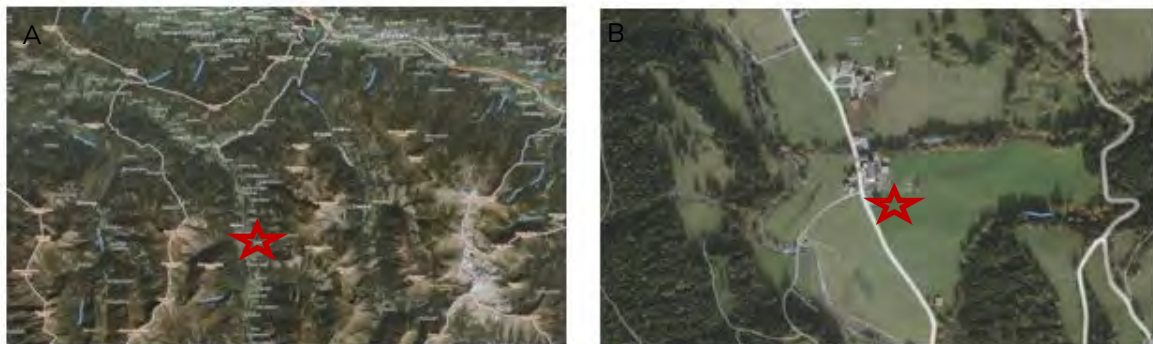


Abb. H-1: Übersicht des Versuchsgebietes im Ortsteil Oppenberg, Gemeinde Rottenmann (A) und detaillierte Lage der Versuchsfläche (B) (<https://www.gis.stmk.gv.at>).

Das Versuchsfeld liegt auf einem Grünlandbetrieb inmitten des Tales, zwischen dem Ort Oppenberg und dem Talschluss, der Gulling (Abb. H-1: A). Die Versuchsfläche, welches sich auf einem Feldstück mehrerer Schläge des bewirtschafteten Bauernhofes befindet, ist nach Südwesten hin ausgerichtet und liegt somit an jenem Schlag mit den meistgemessenen Sonnenstunden verglichen zu den anderen Schlägen des Betriebes. Das gesamte Feldstück, auf welcher sich die Versuchsfläche befindet, umfasst ca. 4 ha, wovon die Versuchsfläche auf ca. 500 m² eingebaut wurde (Abb. H-1: B). Die Versuchsfläche liegt auf einem Schwemmmaterial, der Bodentyp ist charakterisiert als eine tiefgründige lehmig sandige Braunerde (Abb. H-2: A, B). Die Wasserdurchlässigkeit wird als mäßig durchlässig eingestuft, die Humusform ist Mull (mittelhumos bis stark humos). Das dort vorkommende kalkfreie, eher saure Grünland wird als mittelwertig charakterisiert (<https://www.bodenkarte.at>). Das Bodenprofil zum Zeitpunkt der Anlage zeigt die typische A-B-C Horizontabfolge der Braunerde (Abb. H-2: C).

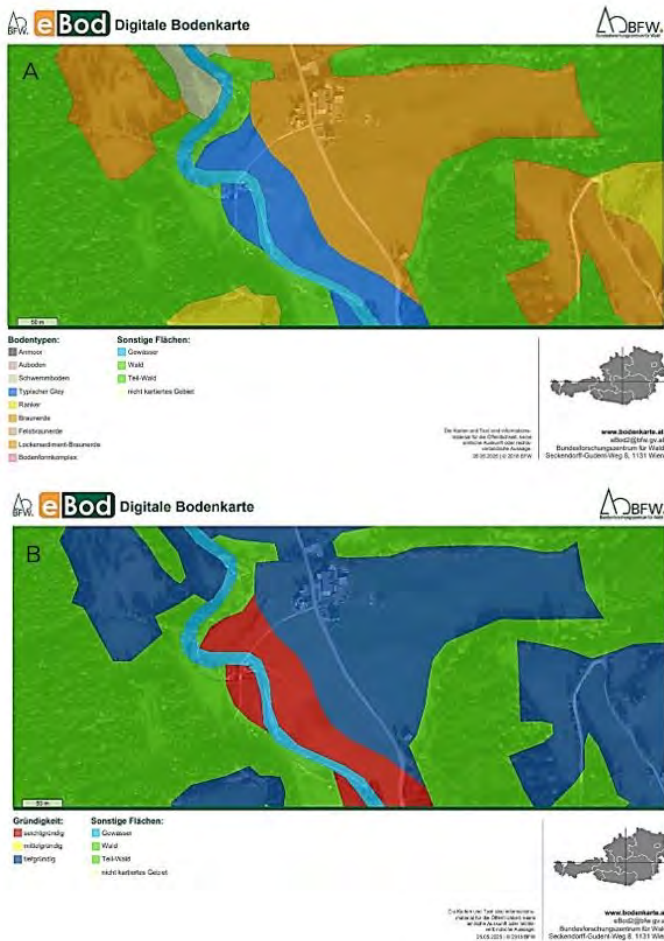


Abb. H-2: Bodentyp (A) und Bodeneigenschaft (Gründigkeit) (B) (<https://www.bodenkarte.at>) am Schlag der Versuchsfläche sowie ein Bodenprofil (C) an der Versuchsfläche zum Zeitpunkt der Anlage des Versuchsfeldes.

H-3.1.1 Wetterstation

Im Herbst 2019 wurde ca. 200 m südlich der Versuchsfläche eine Atmos41 Wetterstation (Meter Group AG) installiert (Abb. H-3:). Die Wetterstation misst dabei in hoher zeitlicher Auflösung (eingestellt auf 15-Minuten) die Wetterparameter Globalstrahlung, Niederschlag, Blitz(distanz), Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur, Relative Luftfeuchte, atmosphärischen Druck sowie den Referenzdruck.



Abb. H-3: Wetterstation (Atmos41) (Meter Group AG) ca. 200 m. südlich des Versuchsfeldes.

H-3.1.2 Bewirtschaftungsflächen

Die ca. 500 m² große Versuchsfläche wurde im April 2020 angelegt. Dabei wurde die Versuchsfläche in zwei Teile unterteilt, in eine 250 m² große Fläche für die standortübliche, halb-intensive Nutzung (2-Schnitt Nutzung mit anschließender Nachweide) sowie in eine 250 m² große Fläche für die intensivere Nutzung (3-Schnitt Nutzung mit anschließender Nachweide) (Abb. H-4:). In den nachfolgenden (Teil)kapiteln werden die beiden Flächen mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensitäten (standortüblich und intensiv) als SÜ- und I-Fläche bezeichnet.



Abb. H-4: Unterteilung der Versuchsfläche in eine Fläche mit standortüblicher und intensiver Nutzung.

H-3.1.3 Sickerwassersammler

Auf der Versuchsfläche wurden im April 2020 sechs Sickerwassersammler eingebaut. Davon wurden drei Sickerwassersammler auf der standortüblichen (SÜ-Fläche) sowie die weiteren drei Sickerwassersammler an der intensiven Nutzungsfläche (I-Fläche) eingebaut (Abb. H-5: A-D). Die Sickerwassersammler werden über ein Vakuumgerät (METER Group AG) mit einem konstant eingestellten Unterdruck (Matrixpotential) für das in unterschiedliche Tiefen (30 cm, 60 cm und 90 cm) gewonnene Sickerwasser betrieben. Die Sickerwassersammler wurden mit keramischen Platten für Drucktöpfe sowie Sickerwasser Sammelflaschenboxen (METER Group AG) in unterschiedlichen Tiefen (30 cm, 60 cm und 90 cm) installiert (Abb. H-6:).



Abb. H-5: Einbau der 6 Sickerwassersammler in drei unterschiedlichen Tiefen (30 cm, 60 cm und 90 cm) an der Versuchsfläche (A und B) sowie die gestochenen Bodenmonolithe zum Zeitpunkt des Einbaus (C und D).



Abb. H-6: Fertig eingebaute Sickerwassersammler an der standortüblichen und der intensiven Fläche in den unterschiedlichen Tiefenstufen von 30 cm, 60 cm und 90 cm (roter Kreis).

H-3.1.4 Bodenfeuchtesensoren

Zur Bestimmung der Wasserverhältnisse im Boden wurden an der standortüblichen (SÜ) und der intensiven (I) Versuchsfläche drei unterschiedliche Bodenfeuchtesensoren eingebaut. Dabei wurde ein Teros 12 Sensor (Meter Group AG) zur Bestimmung der volumetrischen Wassergehalte im Boden und der Bodentemperatur in 30 cm, 60 cm und 90 cm installiert. Ebenfalls wurde ein Teros 21 Sensor zur Bestimmung des Matrixpotentials sowie der Bodentemperatur in Tiefen von 30 cm, 60 cm und 90 cm sowie ein Teros 32 Sensor ebenfalls zur Bestimmung der Matrixpotentiale in unterschiedlichen Tiefen von 30 cm und 60 cm installiert (Abb. H-7: A). Das Matrixpotential beschreibt dabei mit welcher Wasserspannung das Bodenwasser durch Kapillarkräfte im Porenraum gebunden wird (Fohrer et al., 2016). Alle eingebauten Bodensensoren wurden mit einer zeitlichen Auflösung von 10 Minuten (Teros 12 und Teros 21) bzw. 15 Minuten (Teros 32) eingestellt.

Ebenfalls wurden zum Zeitpunkt der Versuchsanlage Bodenproben (10 Stechzylinderproben) entnommen (Abb. H-7: B). Dabei wurden sechs Proben im 90 cm tiefen Sickerwassersammler an der SÜ- und I-Fläche in einer Tiefe von 10 cm, 30 cm und 60 cm entnommen; vier weitere Proben wurden in den 60 cm tiefen Sickerwassersammlern der SÜ- und I-Fläche in einer Tiefe von 10 cm und 30 cm gezogen. An den 10 Stechzylinderproben wurden hydraulischen Durchlässigkeitswerte (k_s -Werte) mittels eines Permeameters („Constant head“ Methode) für jede Tiefenstufe in dreifacher Wiederholung ermittelt (Forstner et al., 2021 b).



Abb. H-7: Einbau der Bodenfeuchtesensoren in unterschiedliche Tiefen (A) und Entnahme einer Bodenprobe zum Zeitpunkt der Versuchsanlage (B).

H-3.2 Erhebungen an der Versuchsfläche

H-3.2.1 Wetter und Wasserbilanz

Die Wetterparameter zur Bestimmung der Dauer der Vegetationsperiode sowie für die weitere Berechnung der Bodenwasserbilanz (Parameter) am Versuchsstandort wurden monatlich bis vierteljährlich an der Station ausgelesen und auf Plausibilität überprüft. Im Falle von unrealistischen Peaks wurden diese manuell entfernt und interpoliert. Anschließend wurden die korrigierten 15-Minuten Daten auf Tagesbasis aggregiert und nochmals plausibilisiert.

Der Wetterparameter Lufttemperatur wurde für die Ermittlung der Länge der Vegetationsperiode nach Ernst & Loeper (1976) bestimmt. Dabei erfolgte die Berechnung des Vegetationsbeginns, indem die durchschnittlichen positiven täglichen Lufttemperaturen mit einem Faktor von 0,5 im Jänner, 0,75 im Februar und 1 im März multipliziert und anschließend bis zu einem Temperaturmaximum von 200 °C aufsummiert wurden. Das Ende der Vegetationsperiode wurde in gleicher Weise rückwärts berechnet, hier wurden die durchschnittlichen positiven täglichen Lufttemperaturen von Dezember bis Oktober mit den Faktoren 0,5 (Dezember), 0,75 (November) und 1 (Oktober) rückwärts multipliziert und anschließend auf 200 °C aufsummiert. Die Lufttemperatur wurde auch weiters herangezogen um die Anzahl der Frost- (Lufttemperatur Minimum < 0 °C), Eis- (Lufttemperatur Maximum < 0 °C), Sommer- (Lufttemperatur Maximum ≥ 25 °C) und Tropentage (Lufttemperatur Maximum ≥ 30 °C) an diesem Standort zu quantifizieren.

Weiteres wurden die Wetterparameter Globalstrahlung, Lufttemperatur, relative Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit zur Berechnung der potenziellen Verdunstung nach Penman-Monteith (Allen et al., 2006) herangezogen. Zur Berechnung wurde das Python Paket PyET (Vremec et al., 2024) herangezogen. Die dabei ermittelte potenzielle Verdunstung (ET_p) wurde dann für die Berechnung des hydrologischen Ökosystems (Budyko Plot (Jimenez-Donaire et al., 2020)), der klimatischen Wasserbilanz (SW_{KWB}) (Formel 1) und zum Vergleich der Gras-Referenzverdunstung (ET_c) verwendet.

$$SW_{KWB} = N - ET_p$$

Formel 1

Dabei ist N der gemessene Niederschlag der Wetterstation (mm) und ET_p die anhand des Python Paket PyET (Vremec et al., 2024) berechnete potenzielle Evapotranspiration (mm).

Die Bodenfeuchtedaten zur Bestimmung des Matrixpotentials, der Bodenwassergehalte und der Bodentemperaturen wurden ebenfalls monatlich bis vierteljährlich an der Station ausgelesen und die 10- bzw. 15 Minuten Daten auf Plausibilität überprüft. Im Falle von kurzen Ausfällen bzw. unrealistischen Peaks wurden die Werte interpoliert, bei längeren Ausfällen wurden keine Korrekturen vorgenommen (Lücke blieb erhalten).

Die Bodenwasserbilanz wurde anhand der klimatischen Wasserbilanz (Formel 1) auf Tagesbasis berechnet und mit den gemessenen Sickerwassermengen an der Versuchsfläche verglichen. Die gemessenen Sickerwassermengen ergaben sich durch die wöchentliche Entleerung der Sickerwasserflaschen der Sickerwassersammler. Bei größeren Niederschlagsereignissen wurden die Sickerwasserflaschen öfters (täglich), bei länger anhaltenden Trockenperioden in größeren Abständen (ca. 14 Tage) entleert. Durch die Bodenwasserbilanzgleichung (Formel 2) wurde dann die Änderung des Bodenwasserspeichers zur Bestimmung der Menge von verfügbarer Feuchte innerhalb der Pflanzenwurzelzone quantifiziert.

$$\Delta S = N - ET_c - SW$$

Formel 2

Dabei ist N der gemessene Niederschlag der Wetterstation (mm), ET_c die Gras-Referenzverdunstung (mm) und SW die gemessene Sickerwassermenge (mm). Die Gras-Referenzverdunstung (ET_c) wurde

anhand eines Pflanzenkoeffizientfaktors berechnet. Der kc-Faktor beschreibt dabei die Pflanzenentwicklung als auch den Wasserverbrauch und spielt daher in der Landwirtschaft eine wichtige Rolle (Allen et al., 1998).

H-3.2.2 Botanik und Ertrag

Die botanischen Erhebungen wurden an der Versuchsfläche ab Beginn der Vegetationsperiode erhoben. Dabei wurde in allen Jahren der Vegetationsbeginn, visuell an der Fläche als auch nach Ernst & Loeper (1976) berechnet, analysiert. Zum Zeitpunkt der Nutzungen (Tab. H-1:) wurde mittels eines 1m² großen Frequenzrahmens die Wuchshöhe in cm, projektive Deckung und Artengruppenbestimmungen der Gräser, Kräuter und Leguminosen in % nach Schechtner (1958) in dreifacher Wiederholung bestimmt.

Tab. H-1: Nutzungstermine an der standortüblichen (SÜ) und intensiven (I) Versuchsfläche der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.

Jahr (SÜ- / I -Fläche)	1. Schnitt	2. Schnitt	3. Schnitt	Nachweide
2021	18.06 / 08.06	19.08 / 19.07	- / 02.09	30.09 / 30.09
2022	19.06 / 30.05	15.08 / 24.07	- / 05.09	09.10 / 09.10
2023	12.06 / 29.05	15.08 / 23.07	- / 03.09	11.10 / 11.10
2024	20.06 / 27.05	18.08 / 22.07	- / 01.09	01.10 / 07.10

Der Frischmassegehalt zur Bestimmung der Trockenmasseerträge (TM-Erträge), wurde ebenfalls unmittelbar an den Schnittterminen mittels eines Frequenzrahmens in dreifacher Wiederholung bestimmt. Dabei wurde mit einem Motormäher die Fläche auf 7-8 cm Schnitthöhe gemäht, die Frischmasseproben in Säcke gefüllt und anschließend abgewogen. Binnen 24 Stunden wurden die Proben an die HBLFA Raumberg-Gumpenstein gebracht und dort nach VDLUFA (1976) eine Weender Rohnährstoffanalyse durchgeführt. Dabei wurden die Rohnährstoffe Rohprotein (CP), Rohfaser (CF), Rohfett (CL), Rohasche (CA) in g/kg TM sowie die Gerüstsubstanzen Neutral-Detergenzien-Faser (aNDFom), Säure-Detergenzien-Faser (ADFom), Säure-Detergenzien-Lignin (ADL) in g/kg TM bestimmt. Weiteres wurden die Mengenelemente Phosphor (P), Kalium (K), Magnesium (Mg), Calcium (Ca) und Natrium (Na) in g/kg TM als auch Spurenelemente Eisen (Fe), Mangan (Mn), Zink (Zn), und Kupfer (Cu) in mg/kg TM analysiert.

Die restliche Versuchsfläche wurde mit einem Scheibenmähwerk (Breite 250 cm bzw. 320 cm) auf mindestens 7 bis 8 cm gemäht (Abb. H-8:) und anschließend gedüngt. Düngeproben (Festmist und Rindergülleproben nach den Schnittterminen) wurden ebenfalls entnommen und an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein auf Stickstoff (N)-, Phosphor (P)- und Kaliumgehalte (K) analysiert. Damit konnten die Nährstoffzufuhren (Formel 3) auf das Feld als auch die Nährstoffentzüge vom Feld (Formel 4) berechnet werden.

$$N, P, K_{Anfall\ ex\ Lager} = N, P, K_{Gehalt} * Güllemenge$$

Formel 3

Dabei stellt $N, P, K_{\text{Anfall ex Lager}}$ die Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumzufuhren (kg/ha) am Feld und die N, P, K Gehalte die Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumgehalte (g/kg FM) der analysierten Rindergülle dar. Die Güllemenge, welche auf das Feld gebracht wurde, wurde in m^3/ha bestimmt.

$$N, P, K_{\text{Entzug}} = TM_{\text{Ertrag}} * \frac{CP}{1000} / 6,25$$

Formel 4

Dabei stellt N, P, K_{Entzug} den berechneten Stickstoff-, Phosphor- und Kalium Entzug (kg/ha), TM -Ertrag den Trockenmasseertrag (kg/ha) ohne Feldverluste der beprobten Biomasse und CP das Rohprotein (g/kg TM) dar. Der Wert 6,25 bildet den Umrechnungsfaktor von Rohprotein zu Stickstoff ab.

Anhand der berechneten Nährstoffzufuhren als auch Nährstoffentzüge lässt sich die Nährstoffbilanz (Bilanzsaldo) berechnen (Formel 5).

$$\text{Bilanzsaldo} = N, P, K_{\text{Anfall ex Lager}} - N, P, K_{\text{Entzug}}$$

Formel 5

Für die Biodiversitätsanalyse beider Bewirtschaftungsintensitäten wurde an der Versuchsfläche eine detaillierte Artenzusammensetzung nach modifizierter Braun-Blanquet (1951) Skala im Juni 2021 sowie im Mai 2025 für die standortübliche als auch für die intensive Versuchsfläche im Ausmaß von 20 m^2 aufgenommen.



Abb. H-8: Bewirtschaftung am Schlag der Versuchsfläche am Grünlandbetrieb.

H-3.2.3 Ökoeffizienz

Die Ökoeffizienzbewertung beider Bewirtschaftungsintensitäten wurde anhand des Betriebsmanagement-Tools FarmLife (Herndl et al., 2016) durchgeführt (Abb. H-9:). FarmLife ist ein Management-Werkzeug, welches landwirtschaftliche Betriebe in ihren Bemühungen um eine standortgerechte und leistungsorientierte Produktion unterstützt. Aufgrund von Minimierung der Emissionen und Verlusten gelingt es den FarmLife-Betrieben leichter, die ökologischen und ökonomischen Betriebsziele zu erreichen.

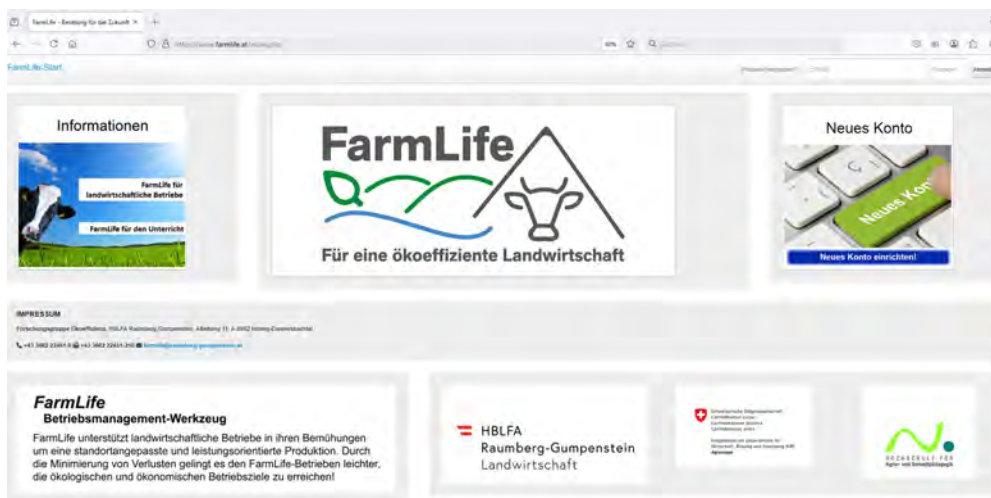


Abb. H-9: Betriebsmanagement-Tool FarmLife (<https://www.farmlife.at/>).

Um Umweltwirkungen auf Betriebsebene quantifizieren zu können und weiters einzelne Betriebe hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit der Bewirtschaftung vergleichen zu können, werden im ersten Schritt der Durchführung, in der Dateneingabe, die Inventare, Zu-/Verkäufe, Feldarbeiten und Felderträge eingegeben (Abb. H-10;). Bei den Inventaren werden die Flächen, Maschinen, Gebäude und Tiere/Emissionen abgefragt. Die Zukäufe umfassen die Futtermittel (Fertigfutter, Einzelfutter, Mischungen), Energie/Fett/Öl, Handelsdünger, Pflanzenschutz, Tiere, Wirtschaftsdünger, Saat-/Pflanzgut sowie Kosten für Tierhaltung, Konservierung, Betriebsführung, Fremdleistungen, Reparatur/Instandhaltung bis hin zu Almzins/Pacht. Die Verkäufe gliedern sich in Grundfutter, Marktfrüchte, Tiere, Milch, Eier, Wirtschaftsdünger, Innerbetriebliche Lieferungen sowie Erlöse aus Direktzahlungen, Ländliche Entwicklung, Nationale und Sonstige Zahlungen. Bei den Feldarbeiten werden Handels- und Wirtschaftsdüngerausbringungen, Pflanzenschutzmaßnahmen, Transport, Grundfutter ernten, Beweiden und Weidepflege eingegeben. Die Felderträge umfasst die Grundfutterernte und die Marktfrüchte.

In diesem Projekt wurden für die standortübliche Bewirtschaftungsintensität jene Parameter eingegeben, die am Betrieb im Jahr 2023 vorlagen. Für die zweite Bewirtschaftungsintensität (intensiv) wurden auf Basis der für die standortübliche Nutzung vorhandenen Betriebsausstattung die Parameter hinsichtlich der Grundfutterernte und der dadurch angepassten Düngung bzw. der daraus entstehenden (Mehr)kosten eingegeben und mit jenen Auswertungen der halb-intensiven, standortüblichen Fläche verglichen.



Abb. H-10: Dateneingabe in das Betriebsmanagement-Tool FarmLife (<https://www.farmlife.at/>).

Die Datenauswertung umfasst die Bereiche Ressourcen-, Nährstoff- und Schadstoffmanagement, die Bereiche der Kosten und Leistungen sowie eine Gesamtbewertung (Abb. H-11: A). Dabei werden bei allen Bereichen die eingesetzten Betriebsmittel, ein Kennzahlenvergleich (Abb. H-11: B) und die dazugehörigen Umweltwirkungen angegeben. Bei den Auswertungen ist besonders die Einordnung

der eigenen Betriebsergebnisse in das österreichische Netzwerk von Referenzbetrieben besonders hilfreich. Das Benchmarking zeigt dabei, wie der Betrieb in den einzelnen Bereichen zu anderen Betrieben in Österreich abschnidet. Stellt der Kennzahlenvergleich eine Schwäche dar, können gezielte Maßnahmen für Verbesserungen gesetzt werden. Ebenfalls bietet der breite Blickwinkel der Betrachtung neue Einblicke in den Betrieb, sowohl für Produktivitätsdaten, Betriebswirtschaftsdaten als auch für Umweltwirkungen (Fritz et al., 2023).

Beim Nährstoffmanagement wird der Umgang mit den Nährstoffen am Feld und im Stall dargestellt. Das Schadstoffmanagement umfasst den Einsatz von Pflanzenschutzmittel und die Wirkungen von Düngern. Beim Bereich den Kosten und Leistungen wird eine Art "Vollkostenrechnung" umgesetzt und als wesentlicher Output das kalkulatorische Betriebsergebnis ermittelt. Die Gesamtbewertung eines landwirtschaftlichen Betriebes wird anhand der Einordnung der Umweltwirkungen, der wirtschaftlichen Entwicklung und der Ökoeffizienz (Abb. H-11: C) dargestellt. Zusätzlich werden die Ergebnisse der Managementbereiche sowie des Wirtschaftserfolges in einer Bewertungstabelle angegeben.

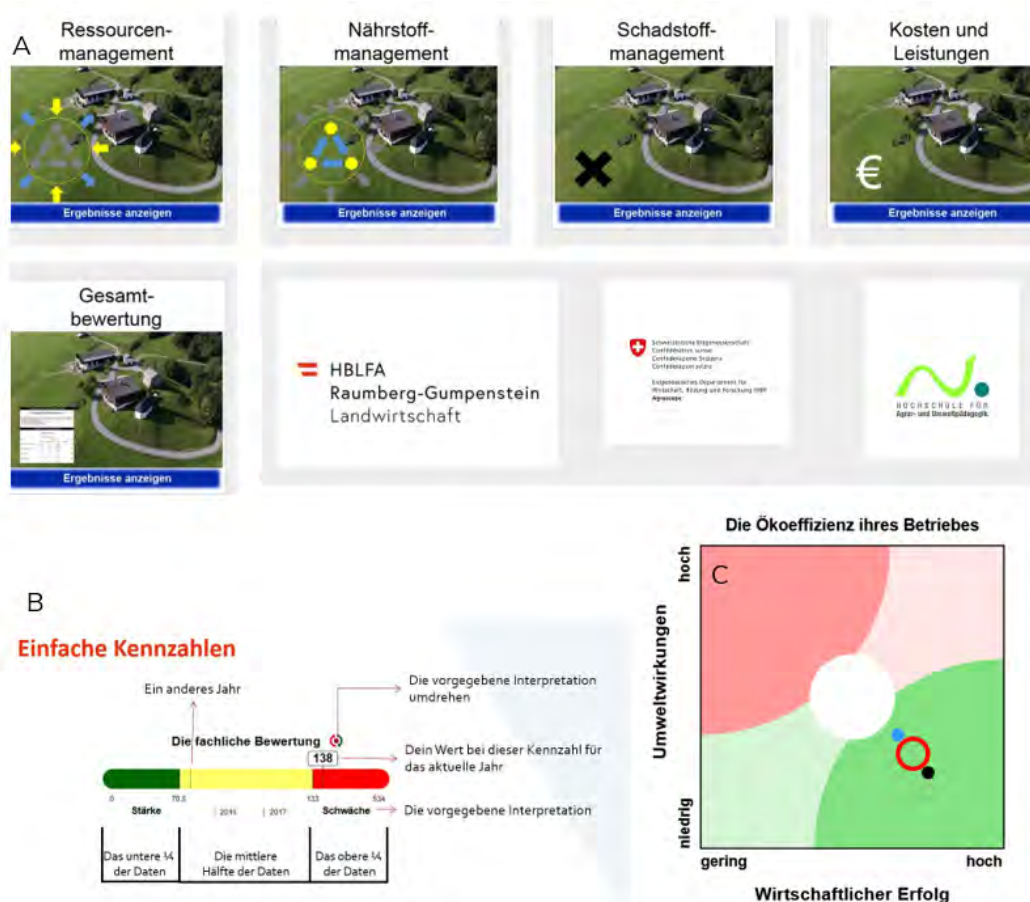


Abb. H-11: Datenauswertung des Betriebsmanagement-Tools FarmLife (A) mit Kennzahlenvergleich (B) und Gesamtbewertung der Ökoeffizienz (C) eines Betriebes (<https://www.farmlife.at/>).

H-4 Ergebnisse und Diskussion

H-4.1 Wetter und Wasserbilanz

H-4.1.1 Wetter- und Bodenfeuchtebedingungen der Jahre 2021 bis 2024

Die Niederschläge der Jahre 2021 bis 2024 lagen im Durchschnitt bei 1078 mm pro Jahr. Die Niederschläge fielen dabei in den Sommermonaten tendenziell höher aus verglichen zu den Wintermonaten (Abb. H-12; Anhang Tab. H-9;). Im November und Dezember 2023 waren die Niederschläge jedoch auch im Winter höher verglichen zu den anderen Jahren im November und Dezember 2021, 2022 und 2024. Eventuell wurden die Niederschläge aufgrund der unbeheizten Niederschlagskipplwaage an der Wetterstation in den Wintermonaten jedoch leicht unterschätzt (wie in den Jahren 2021 und 2022) (Tab. H-2;). Jedoch wurde in den letzten vier Jahren eine geringe Schneedecke visuell beobachtet, der Niederschlag fiel in den Wintermonaten oft in Form von Regen statt in Form von Schnee. Der Standort wurde anhand des Budyko-Plots (Jimenez-Donaire et al., 2020) als ein nicht wasser-limitiertes, jedoch energie-limitiertes hydrologisches Ökosystem definiert. Das niederschlagsreichste Jahr binnen den vier Beobachtungsjahren war das Jahr 2023 mit 1323 mm (Tab. H-2;), wie in Abb. H-12: lässt sich das auf die hohen Sommerniederschläge im August als auch im Herbst (November) zurückführen. Die mittleren jährlichen Lufttemperaturen lagen im Durchschnitt bei 6,6 °C pro Jahr, dabei wurde in den Jahren von 2021 bis 2024 ein Anstieg der mittleren jährlichen Lufttemperatur von 5,7 °C bis 7,5 °C gemessen (Tab. H-2;). Im Dezember und Jänner wurden in allen vier Jahren Lufttemperaturen unter 0 °C verzeichnet, im Februar 2021 und 2024 gab es bereits durchschnittliche Lufttemperaturen nahe bzw. über 0 °C (Abb. H-12;). Das Jahr 2024 war generell das wärmste Jahr der Messgeschichte, das bestätigt wiederum den Trend zu einem immer wärmeren Klima (<https://www.geosphere.at>). Die durchschnittliche potenzielle Verdunstung (ET_p) lag in allen vier Jahren bei 566 mm, dabei wurde die höchste ET_p im Jahr 2021 mit 604 mm, die niedrigste ET_p im Jahr 2024 mit 534 mm berechnet (Tab. H-2;). Der Grund in den geringeren potenziellen Verdunstungsmengen im Jahr 2023 und 2024 verglichen zu 2021 und 2022 lag neben der in der Vegetationsperiode geringer berechneten ET_p auch an der in den Wintermonaten von Jänner bis März bzw. Oktober bis Dezember geringer berechneten ET_p verglichen zu den Jahren 2021 und 2022. Der Grund für die geringere ET_p im Winter könnte auch an der geringen Schneedecke der letzten Jahre und der damit verminderten Sublimation in den Frühjahrsmonaten liegen, welche Analysen dazu jedoch noch genauere Untersuchungen bedarf.

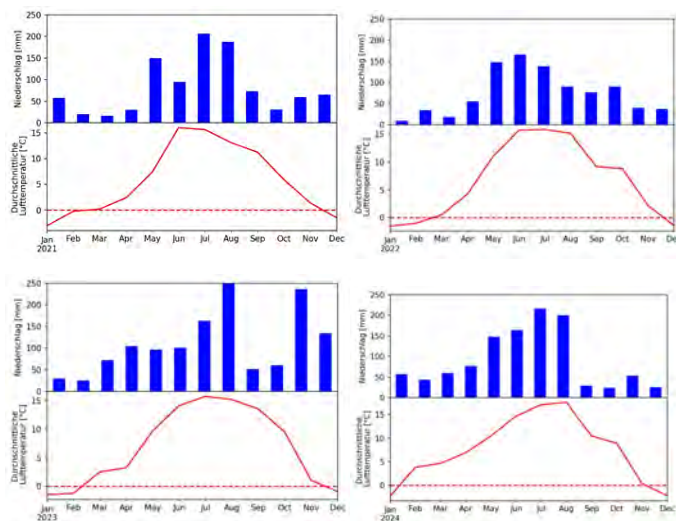


Abb. H-12: Monatlicher Niederschlag (mm) und monatliche durchschnittliche Lufttemperaturen (°C) am Versuchsstandort von 2021 bis 2024.

Tab. H-2: Jahresniederschlag, jährliche potenzielle Verdunstung und durchschnittliche jährliche Lufttemperatur am Versuchsstandort von 2021 bis 2024.

Jahr	Niederschlag (mm)	Potenzielle Verdunstung (mm)	Lufttemperatur (°C)
2021	991*	604	5,7
2022	901*	584	6,6
2023	1323	543	6,7
2024	1097	534	7,5

* eventuelle Unterschätzung aufgrund der unbeheizten Niederschlagskipplwaage

Anhand der durchschnittlichen täglichen Lufttemperaturen wurden die Frost-, Eis-, Sommer- und Tropentage an diesem Standort analysiert. Dabei zeigte sich eine Abnahme der Frosttage von 2021 bis 2024 von 185 zu 140 Tagen (Tab. H-3:). Ebenfalls kam es auch zu einer Abnahme der Eistage von 2021 bis 2024 von 44 zu nur 15 Tagen. Diese Tendenz spiegelt sich wider in den Jahresmitteltemperaturen, die, wie zuvor beschrieben, eine Zunahme von 2021 bis 2024 zeigten. Dadurch kam es auch zu einer Zunahme der Sommertage ab Beginn der Beobachtungsperiode 2021 bis 2024, hier stieg die Anzahl der Sommertage von 24 auf 37. Im Jahr 2021 wurde keine einzige Tropennacht gemessen, in den Jahren 2022, 2023 und 2024 wurde jeweils 1 Tropentag quantifiziert.

Tab. H-3: Anzahl der Frost-, Eis-, Sommer- und Tropentage am Versuchsstandort von 2021 bis 2024.

Jahr	Frosttage (Min. < 0 °C)	Eistage (Max. < 0 °C)	Sommertage (Max. ≥ 25 °C)	Tropentage (Max. ≥ 30 °C)
2021	185	44	24	0
2022	164	26	24	1
2023	141	27	29	1
2024	140	15	37	1

Die in Tab. H-2: beschriebenen geringeren Niederschläge im Jahr 2021 und 2022 sind in Abb. H-13: zu erkennen. Die Sommerniederschläge verzeichneten in den Jahren 2023 und 2024 teils über 200 mm/Monat (Anhang Tab. H-9:). Der Verlauf der volumetrischen Bodenwassergehalte in den unterschiedlichen Tiefenstufen von 10 cm, 30 cm und 60 cm zeigten jedoch stärkere Abnahmen im Sommer 2022 und 2023. Die Bodentemperaturen zeigte in allen Jahren eine ähnliche Dynamik. Die Bodentemperaturen kamen auch in den Wintermonaten aufgrund einer meist durchgängigen Schneedecke im Dezember und Jänner nie weit unter 0 °C.

Die Auswertung der Wetter- und Bodenfeuchtebedingungen über alle vier Jahre lassen rückschließen, dass der Standort gut wasserversorgt ist, jedoch kam es in den letzten vier Jahren zu einem stetigen Anstieg der mittleren Lufttemperatur und damit einhergehend zu einer höheren Anzahl an Sommertagen mit geringeren Frost- und Eistagen. Diese Zunahme der mittleren Lufttemperatur zeigte

sich auch an der visuell beobachteten geringeren Schneedecke verglichen zu den Jahren davor und ist damit im Einklang mit den Studien von APCC (2014), wo speziell die geringer vorherrschende Schneelage in Mittelgebirgslagen quantifiziert wurde. Die Bodenfeuchtebedingungen zeigten volumetrische Bodenwassergehalte zwischen 35 % und 40 % und ließen dabei trockenere Perioden im Sommer 2022 und 2023 erkennen. Das warme Jahr 2024 zeigte sich speziell in den Frühjahrs- und Wintermonaten mit Abnahmen der Bodenwassergehalte. Wie sich die unterschiedlichen Wetterbedingungen und die Zunahme der mittleren Lufttemperaturen auf die Länge der einzelnen Vegetationsperioden mit ihren Bodenfeuchtebedingungen, auf die Wasserbilanz, auf den Ertrag bis hin zur Ökoeffizienz auswirken, wird in den folgenden Kapiteln näher beschrieben.

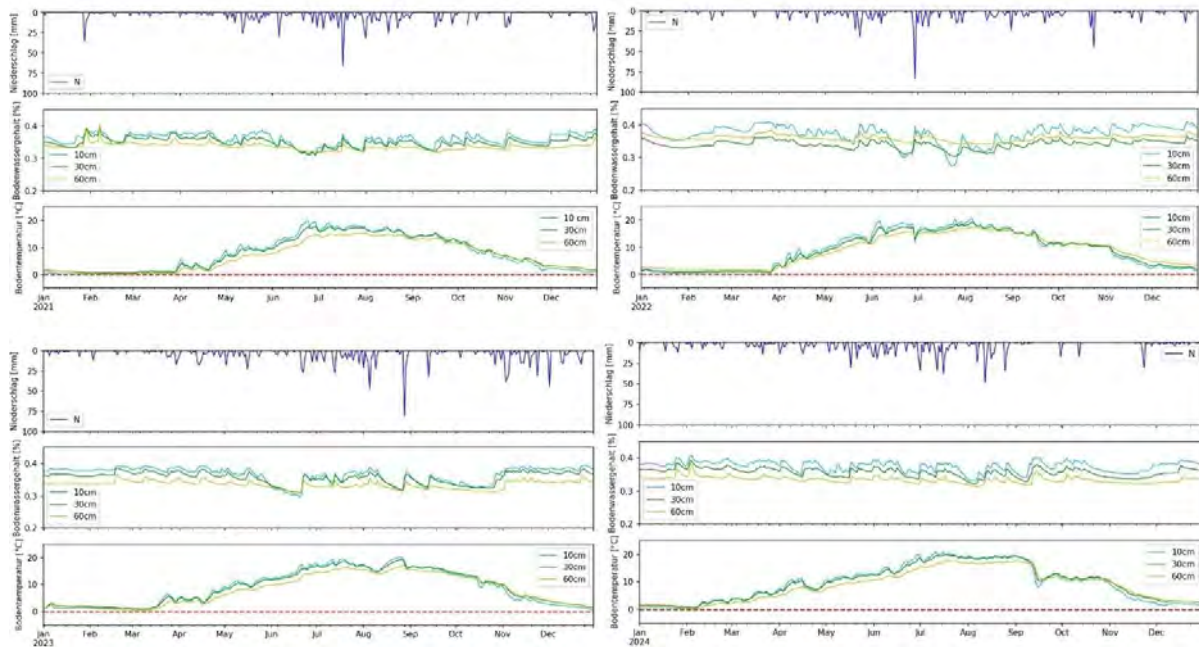


Abb. H-13: Tägliche Niederschläge, tägliche durchschnittliche Bodenwassergehalte und Bodentemperaturen am Versuchsstandort von 2021 bis 2024.

H-4.1.1.1 Vegetationsperioden

Die beobachteten Jahre 2021, 2022, 2023 und 2024 werden im Folgenden nun detailliert für die einzelnen Vegetationsperioden betrachtet. Dabei zeigte sich die längste Vegetationsperiode im Jahr 2024, die kürzeste im Jahr 2021 (Tab. H-4:), welche Beobachtung auch mit den in Kapitel H-4.1.1 beschriebenen Zunahme der mittleren Lufttemperatur von 2021 bis 2024 im Einklang ist. Die Vegetationsperiode im Jahr 2024 umfasst dabei mehr als 200 Tage, in den anderen Jahren wurde eine Dauer von unter 200 Tagen berechnet. Dabei begann auch die Vegetationsperiode 2024 bereits Ende März, im Jahre 2021 wurde der Vegetationsbeginn erst mit Anfang Mai berechnet (Tab. H-4:). Jedoch waren die Niederschlagsmengen der Vegetationsperioden 2021 und 2024 aufgrund der hohen Sommerniederschläge höher als in den anderen Vegetationsperioden 2022 und 2023 (Tab. H-4:), im gesamten Jahr betrachtet, lagen jedoch die Niederschläge im Jahr 2023 und 2024 höher vor (Tab. H-2:). Die ET_p lag in allen vier Vegetationsperioden recht ähnlich vor, mit der höchsten ET_p im Jahr 2024 (Tab. H-4:). Die hohe ET_p im Jahr 2024 kann sich möglicherweise aufgrund der hohen Niederschlagsmengen im Sommer 2024 erklären. Die mittlere Lufttemperatur erreichte in der Vegetationsperiode 2023 mit 13,3 °C den höchsten Wert, in der Vegetationsperiode 2024 mit 12,4 °C den geringsten Wert (Tab. H-4:). Das Jahr 2024 wurde prinzipiell von Jänner bis Dezember als das wärmste Jahr aller vier Beobachtungsjahre quantifiziert, dabei wurden von Jänner bis April die höchsten mittleren Lufttemperaturen verglichen zu den Jahren 2021 bis 2023 gemessen.

Die durchschnittliche Gras-Referenzverdunstung (ET_c) wurde an der standortüblichen Fläche mit 341 mm, an der intensiveren Fläche mit 348 mm berechnet. Dabei lag die ET_c in allen Jahren ähnlich denen der ET_p mit einer ähnlichen Schwankungsbreite von 340 bis 343 mm (SÜ-Fläche) und 335 bis 355 mm (I-Fläche).

Tab. H-4: Niederschlag, potenzielle Verdunstung und Lufttemperatur am Versuchsstandort während der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.

Vegetationsperiode	Niederschlag (mm)	Potenzielle Verdunstung (mm)	Lufttemperatur (°C)
3. Mai - 5. Oktober 2021 (156 Tage)	703	416	12,7
28. April – 18. Oktober 2022 (174 Tage)	641	418	12,9
26. April – 13. Oktober 2023 (171 Tage)	683	415	13,3
27. März – 15. Oktober 2024 (203 Tage)	862	430	12,4

H-4.1.2 Bodenfeuchtebedingungen in den Vegetationsperioden

Die häufigeren Sommerniederschläge im Jahr 2024 verglichen zu den anderen Jahren lassen sich in der nur für die Vegetationsperiode dargestellten Abb. H-14: gut erkennen. Die volumetrischen Bodenwassergehaltswerte (dargestellt in 10 cm Tiefe) beider Bewirtschaftungsintensitäten (SÜ- und I-Fläche) zeigten tendenziell aufgrund der häufigeren Nutzungen höhere Bodenwassergehalte an der intensiveren Fläche. Jedoch sind speziell nach erfolgter Nutzung der standortüblichen Fläche geringere Bodenwassergehaltswerte der intensiven Fläche beobachtbar, da an diesen Zeitpunkten bereits die intensive Fläche eine höhere Biomasseentwicklung aufwies. Längere Bodenwassergehaltsabnahmen wurden im Juni und September 2021, im Juni und Juli 2022 und im Juni und August 2023 verzeichnet (Abb. H-14:). Im Sommer 2024 wurden keine stärkeren Bodenwassergehaltsabnahmen quantifiziert. Die Bodentemperaturen zeigten nach den erfolgten Nutzungen der intensiven Fläche in 10 cm Tiefe ebenfalls, wie die Bodenwassergehalte, höhere Bodentemperaturen aufgrund eines niedrigeren vorliegenden Pflanzenbestandes. Ebenfalls korrelierten die Abnahmen der Bodenwassergehalte mit den Anstiegen der Bodentemperaturen. Deutliche Anstiege der Bodentemperaturen wurden hauptsächlich im Juni der Vegetationsperioden 2021 - 2023 beobachtet, jedoch kam es auch im August 2023 zu einem deutlichen Anstieg der Bodentemperaturen in 10 cm Tiefe. Eine stärkere Abnahme der Bodentemperaturen an beiden Flächen wurde im September 2024 verzeichnet.

Demnach zeigten die Ergebnisse der Bodenfeuchtebedingungen, dass die niederschlagsreicheren Sommermonate im Jahr 2024 nur zwei kürzere Bodenwassergehaltsabnahmen im Juni und August verglichen zum Sommer 2023 zeigten. Im Sommer 2023 wurden zwei längere Perioden mit Bodenwassergehaltsabnahmen (Juni und August) aufgrund der höheren mittleren Lufttemperaturen (Tab. H-4:) beobachtet. Generell wurden deutlichere Anstiege der Bodentemperaturen hauptsächlich im Juni verzeichnet, sowie im August 2023. Im Herbst 2024 wurde eine deutliche Abnahme der

Bodentemperaturen quantifiziert, der Grund dafür lag an einem Wintereinbruch im September 2024 welcher Schneefall bis in die Mittelgebirgslage brachte. Wie sich nun in weiterer Folge die Wetter- und Bodenfeuchtebedingungen am Standort und auf beiden Bewirtschaftungsflächen auf die Bodenwasserbilanz in den vergangenen Vegetationsperioden auswirkte, wird im folgenden Kapitel näher erläutert.

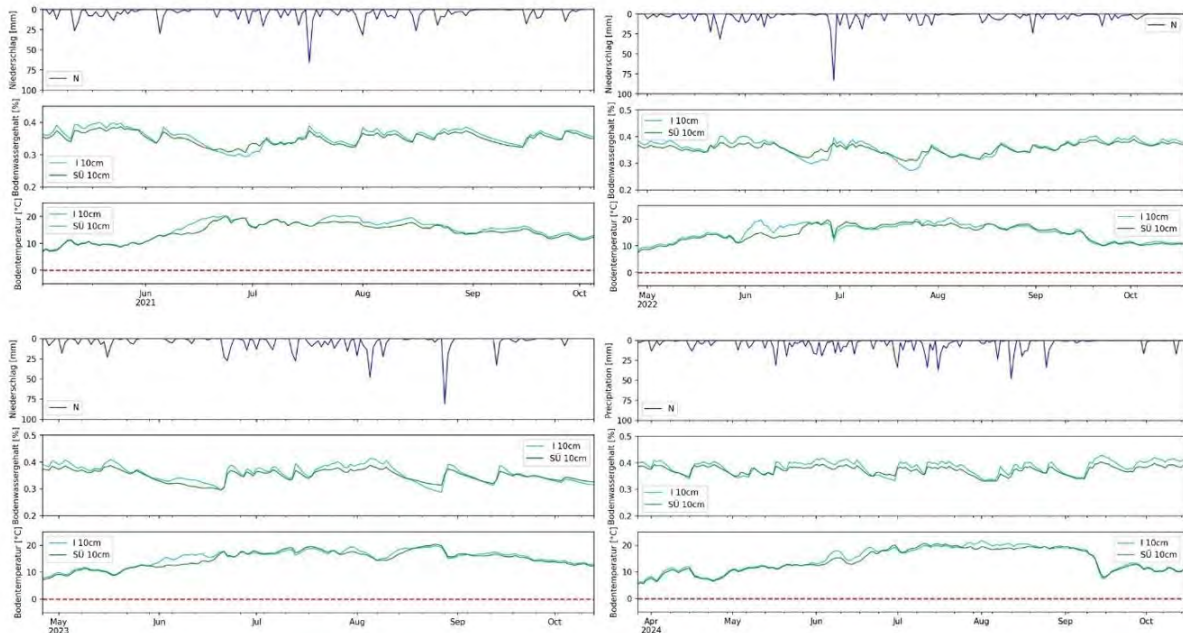


Abb. H-14: Tägliche Niederschläge sowie tägliche durchschnittliche Bodenwassergehalte und Bodentemperaturen in 10 cm Tiefe der Vegetationsperioden 2021 bis 2024 an der standortüblichen (SÜ) und intensiven Versuchsfläche (I).

H-4.1.3 Wasserbilanz in den Vegetationsperioden

Die klimatische Wasserbilanz und demnach die Menge an Sickerwasser innerhalb der Vegetationsperioden (von Beginn der einzelnen Vegetationsperioden bis 30. September aufgrund des Endes der Sickerwassermessungen) ergab an beiden Bewirtschaftungsflächen eine positive Wasserbilanz ($N > ET_p$). Dabei wurden in den Vegetationsperioden 2022 und 2023, aufgrund der geringeren Sommerniederschläge verglichen zu den Vegetationsperioden 2021 und 2024, geringere Sickerwassermengen ermittelt. Die aus der klimatischen Wasserbilanz ermittelten Sickerwassermengen wurden auch mit jenen Sickerwassermengen, welche an den Sickerwassersammlern gemessen wurden, verglichen. Dabei zeigten auch die gemessenen Sickerwassermengen geringere Werte im Sommer 2022 und 2023 an (Tab. H-5:), wenn auch allgemein etwas geringere Sickerwassermengen als die berechneten (SW_{KWB}). Im Durchschnitt wurden an der standortüblichen Fläche Sickerwassermengen in den Jahren 2021 bis 2024 von 329 mm, 186 mm, 177 mm sowie 267 mm, an der intensiven Fläche von 350 mm, 204 mm, 210 mm und 306 mm gemessen. Dabei wurden meist an beiden Versuchsflächen, begründet durch eventuelle präferentielle Fließwege, höhere Sickerwassermengen in 60 cm und 90 cm verglichen zu 30 cm festgestellt, welche in der Studie von Forstner et al., 2021 b) an derselben Versuchsfläche detailliert für das Jahr 2021 untersucht wurde. Die für alle Tiefenstufen in 30 cm, 60 cm und 90 cm gemessenen Sickerwassermengen unterschieden sich nur geringfügig an den zwei Bewirtschaftungsflächen.

Generell liegen die Sickerwassermengen bis zu 100 mm bzw. knapp unter 200 mm höher als jene, welche an 1,4 m tiefe Monolithlysometern der HBLFA Raumberg-Gumpenstein (690 m. Seehöhe, ca. 30 km nordwestlich von Oppenberg gelegen) für die Jahre 2020 - 2023 gemessen wurden. Die hier am

untersuchten Mittelgebirgsstandort gemessenen höheren Sickerwassermengen lassen sich durch die an diesem Standort flach eingebauten Sickerwassersammler (maximale Tiefe von 90 cm) sowie hohe hydraulische Durchlässigkeiten von bis zu 10^{-3} m/s erklären (Forstner et al., 2021 b). Die Niederschlagssummen innerhalb der einzelnen Vegetationsperioden lagen an beiden Standorten (Oppenberg und HBLFA Raumberg-Gumpenstein) recht ähnlich vor, welche genaueren Unterschiede der Wasserbilanzparameter an den zwei nahe gelegenen Grünlandstandorten in Forstner und Herndl (2024) detailliert beschrieben wurden.

Die Sickerwassermengen zeigten tendenziell große Unterschiede nach den jeweiligen Schnittterminen, wo einige Tage danach ein weitaus höherer Sickerwasseranfall in allen Tiefenstufen der gemähten Fläche verglichen zu jenem Anfall der noch ungemähten Fläche gemessen wurde. Dieser höhere Sickerwasseranfall erklärt deutlich die starke Änderung der Bodenwasserspeicherverfügbarkeit der Pflanzen nach erfolgter Bewirtschaftung. Unmittelbar nach den erfolgten Nutzungen an der Versuchsfläche zeigte sich zudem eine geringere ET_c sowie eine Erhöhung der Bodentemperatur (Forstner et al., 2021 b).

Tab. H-5: Klimatische Wasserbilanz (SW_{KWB}), gemessene Sickerwassermengen (SW) sowie Änderungen des Bodenwasserspeichers (ΔS) am Versuchsstandort in den Vegetationsperioden (jeweils ab Beginn der einzelnen Vegetationsperioden bis 30. September) von 2021 bis 2024 an der standortüblich (SÜ) und intensiven (I) Versuchsfläche.

Vegetationsperiode	SW_{KWB} (mm)	SW (SÜ) (mm)	SW (I) (mm)	ΔS (SÜ) (mm)	ΔS (I) (mm)
2021	305	329	350	40	24
2022	227	186	204	113	83
2023	259	177	210	175	130
2024	403	267	306	229	200

Bezüglich der Änderung des Bodenwasserspeichers (ΔS) wurde in allen Vegetationsperioden an der intensiven Fläche eine, durch die Bodenwasserbilanz ermittelte, geringere Menge von pflanzenverfügbarem Wasser im Bodenwasserspeicher ΔS (höhere Sickerwassermengen) verglichen zur standortüblichen Versuchsfläche beobachtet (Tab. H-5).

Die gut verteilten Niederschläge in allen Vegetationsperioden (Abb. H-12:) sowie die am Standort recht gering ermittelte ET_c , jedoch aufgrund der Bodeneigenschaften (Forstner et al., 2021 b) hohe Sickerwasseranfall, trugen prinzipiell zu einer Auffüllung des Bodenwasserspeichers in allen Vegetationsperioden bei. Die anhand der Bodenfeuchtebedingungen ermittelten Abnahmen der Bodenwassergehalte (Abb. H-14:) in den ersten Aufwüchsen im Juni 2021, 2022 und 2023 zeigten auch stärkere Abnahmen des Bodenwasserspeichers (Abb. H-15: A, B, C), die sich auch in konstanten Sickerwasserraten niederschlugen. Im zweiten Aufwuchs wurde anhand der Bodenwassergehalte eine längere Abnahme im Juli 2022 verzeichnet, hier wurden auch stärkere Änderungen des Bodenwasserspeichers berechnet (Abb. H-15: B). Im dritten Aufwuchs der intensiven Fläche korrelierte wiederum die Abnahme der Bodenwassergehalte im September 2021 mit den geringsten ΔS Werten (Abb. H-15: A) verglichen zu den anderen dritten Nutzungen der Jahre 2022, 2023 und 2024 (Abb. H-15: B, C, D).

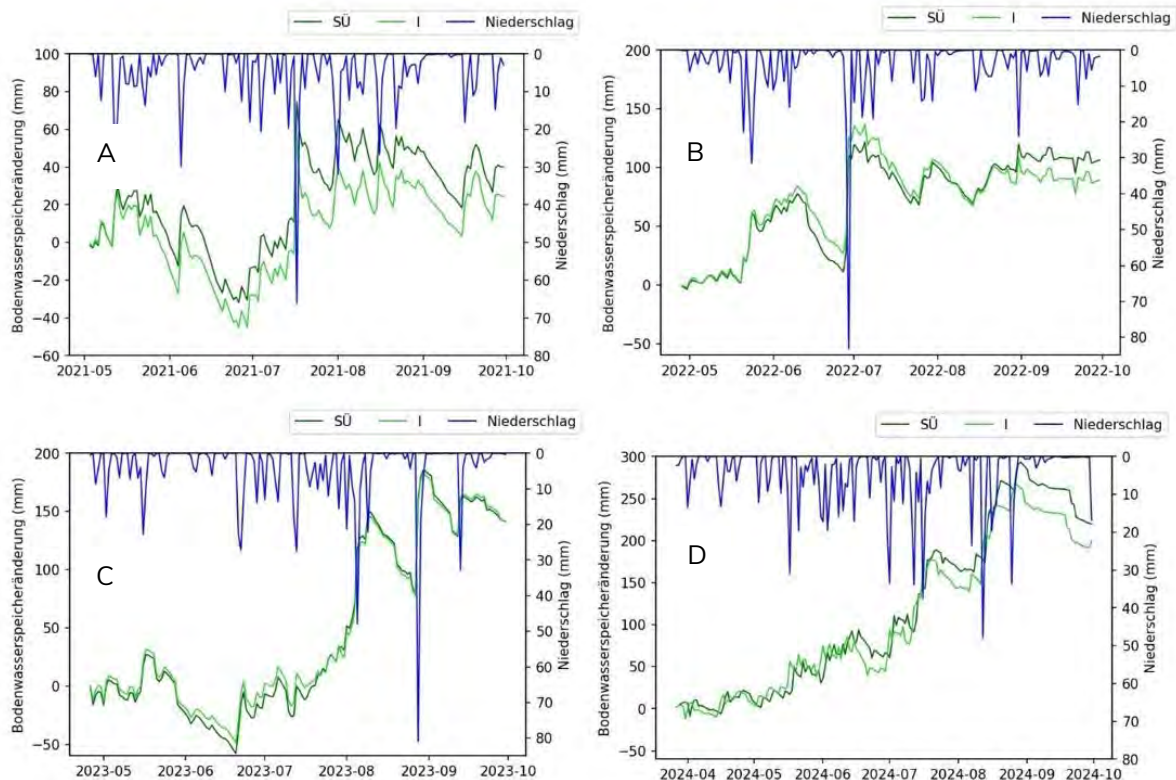


Abb. H-15: Tägliche Niederschlagsmengen und kumulierte Bodenwasserspeicheränderungen in 60 cm Tiefe an der standortüblichen (SÜ) und intensiven (I) Versuchsfläche der Vegetationsperioden 2021 (A), 2022 (B), 2023 (C) und 2024 (D).

Prinzipiell sind bei der Änderung der gespeicherten Wassermenge, gleich wie bei den Sickerwassermengen, nicht allzu große Unterschiede erkennbar, wenn auch eine etwas größere Änderung der gespeicherten Wassermenge und demnach höherer Sickerwasseranfall an der intensiven Versuchsfläche festgestellt wurde. Anhand der berechneten Auffüllung des Bodenwasserspeichers ließ sich am Standort für beide Bewirtschaftungssysteme ein stets ausreichend pflanzenverfügbares Wasser im Bodenspeicher in den gesamten Vegetationsperioden berechnen, welches verdeutlicht, dass mehr Niederschlag fiel als durch Verdunstung abgegeben werden konnte. Jedoch wurde auch an gewissen Tagen am Standort für beide Nutzungssysteme eine tägliche negative Wasserbilanz (Niederschlag minus potenzielle Verdunstung) sowie eine tägliche Abnahme des Bodenwasserspeichers für beide Bewirtschaftungssysteme berechnet. An diesen Tagen lässt sich eine Verminderung des Bodenwasservorrats ermitteln, da mehr Wasser verdunstete als durch Niederschläge wieder zugeführt werden konnte.

Prinzipiell sollte eine Nutzungsintensivierung nur auf Standorten mit ausreichender Wasserversorgung in Betracht gezogen werden (Klingler, 2023), da eine intensive Nutzung der Grünlandbestände zur Folge hat, dass die Wurzeln weniger tief in den Boden eindringen und dadurch im Unterboden gespeichertes Wasser schlechter erreichen können (Starz, 2023).

Zusammenfassend lässt sich an diesem humiden montanen Standort kein starker negativer Trend des Bodenwasserhaushaltes hinsichtlich einer zusätzlichen Nutzung in den beobachteten Vegetationsperioden erkennen. Wie sich jedoch in den weiteren Jahren bei möglichen längeren Trockenperioden eine Intensivierung der Flächen auf das Wurzelwachstum, der Biodiversität sowie auf eine mögliche stärkere Verdichtung der Böden durch häufigeres Befahren hinsichtlich der Bodeneigenschaften auswirkt, wird in den kommenden Jahren weiter angestrebt zu untersuchen. Ebenfalls könnte die in den letzten Jahren zunehmend geringere Schneedecke auch einen Einfluss auf

die Bodenwasserbilanz, speziell im Frühjahr, haben, welche ebenfalls interessant wäre genauer zu analysieren.

H-4.2 Botanik und Ertrag

H-4.2.1 Botanische Erhebungen

Die botanischen Erhebungen wurden anhand der Wuchshöhen, projektiven Deckungen und der Artengruppenverhältnisse (Gräser, Kräuter und Leguminosen) am Zeitpunkt der jeweiligen Nutzungen erhoben. Dabei ergaben sich Wuchshöhen in den letzten Vegetationsperioden von ~ 55 cm bis über 80 cm. Dabei lagen an der standortüblichen Fläche die Wuchshöhen höher vor als jene an der intensiven Fläche (Abb. H-16: A). Die höchste Wuchshöhe wurde an der standortüblichen Fläche dabei im Jahr 2023 gemessen. In dieser Vegetationsperiode wurden, wie in den vorherigen Kapiteln erwähnt, die höchsten mittleren Lufttemperaturen und geringere Niederschlags- und Sickerwassermengen verglichen zu den anderen Beobachtungsperioden 2021 und 2024 gemessen. Möglicherweise hatten an diesem nicht wasser-limitierten Standort die geringeren Niederschlagsmengen sowie die höheren Lufttemperaturen keinen Einfluss auf die Wuchshöhe. In den anderen Jahren wurde die durchschnittliche Wuchshöhe mit ~ 70 cm gemessen. Die durchschnittliche projektive Deckung lag zwischen 93 % und 98 %, dabei wurde wiederum an der standortüblichen Fläche eine höhere projektive Deckung gemessen als an der intensiven Fläche (Abb. H-16: B). Prinzipiell lagen die projektiven Deckungen sehr hoch vor mit nur einem äußerst geringen Anteil an offenen Boden. Demnach liegt an diesem Standort eine geschlossene, dichte Pflanzendecke mit einem geringen Anteil an offenen Boden und somit geringem Anteil an unproduktiven Bestandeslücken vor.

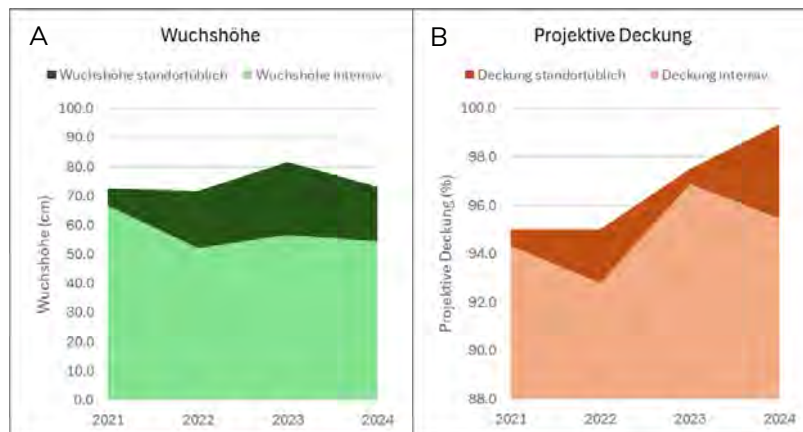


Abb. H-16: Verlauf der Wuchshöhe (A) und projektiven Deckung (B) der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024 an der standortüblichen und intensiven Versuchsflächen.

Betrachtet man die einzelnen Artengruppenverhältnisse zeigt sich ein höherer Gräser Anteil an der standortüblichen verglichen zur intensiven Nutzung (Abb. H-17: A). Jedoch wurde an der intensiven Fläche aufgrund der häufigeren Nutzung ein höherer Anteil an Kräutern und Leguminosen beobachtet (Abb. H-17: B, C). Korrelierend zur Wuchshöhe zeigte sich auch der höchste Gräser Anteil im Jahr 2023 an der standortüblichen Fläche. Auch in diesem Jahr wurde an der standortüblichen Fläche ein fast gleicher Anteil von Kräutern verglichen zur intensiven Fläche beobachtet, jedoch der geringste Anteil an Leguminosen (Abb. H-17: B, C). Der durchschnittliche Gräser Anteil lag an beiden Flächen zwischen 45 % und 70 %, dabei zeigte sich am Grünlandschlag, entsprechend der Bewirtschaftungsintensität, ein gut ausgewogenes Verhältnis zwischen wertvollen Unter-, Mittel- und Obergräsern. Der durchschnittliche Leguminosen Anteil lag zwischen 10 % und 30 %, welcher zur Stickstoffversorgung der Bestandespartner und zur Sicherstellung eines ausreichend hohen Proteingehaltes im Futter dient. Der durchschnittliche Kräuterbesatz lag bei knapp unter 30%. Anhand der botanischen Beobachtungen

lässt sich in den Jahren eine ähnliche Dynamik von Wuchshöhe, projektiver Deckung und Artengruppenverhältnisse erkennen mit Ausnahme des Jahres 2023, welches durch eine höhere Wuchshöhe und einem höheren Gräser- bzw. geringerem Leguminosen Anteil etwas hervorsticht. Wie sich diese botanischen Beobachtungen auf die Trockenmasseerträge auswirken, wird im übernächsten Kapitel 4.2.3 näher beschrieben.

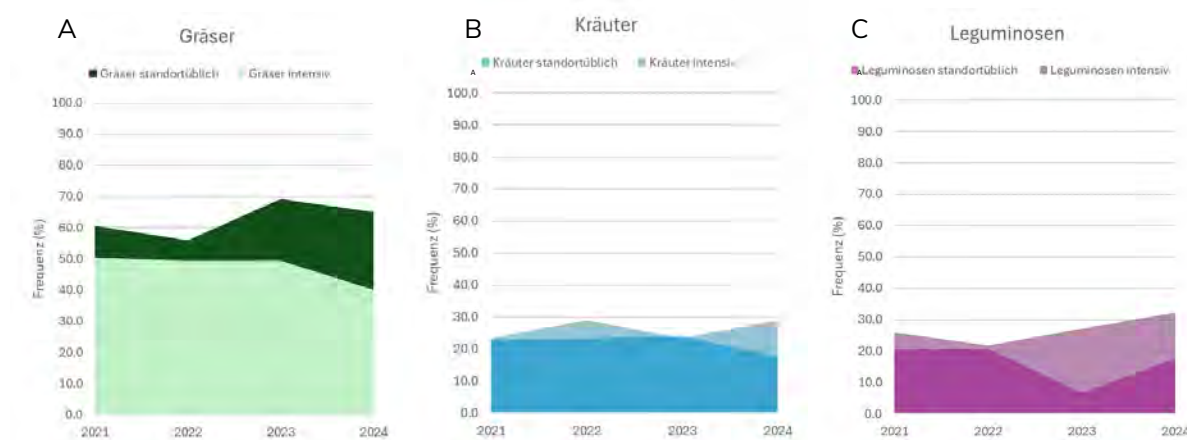


Abb. H-17: Verlauf der Gräser-, Kräuter- und Leguminosen Entwicklung der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024 an der standortüblichen und intensiven Versuchsfläche.

H-4.2.2 Pflanzenbestandsaufnahme

Die Auswirkungen der intensiven Nutzung auf die Anzahl der Arten und somit auf die Biodiversität wurde anhand einer Pflanzenbestandsaufnahme, welche zu Versuchsbeginn (Juni 2021) und vier Jahre danach (Ende Mai 2025) aufgenommen wurde, im Folgenden diskutiert (Pflanzenbestandsaufnahmen erfolgten durch Dr. Andreas Bohner der HBLFA Raumberg-Gumpenstein).

Bei der Pflanzenbestandsaufnahme im Mai 2025 wurden, wie auch bei der Aufnahme im Jahr 2021, an der standortüblichen Fläche das Leitgras *Trisetum flavescens* (Goldhafer) nach modifizierter Braun-Blanquet Skala (1951) mit einem Klassenmittelpunkt von 22 % Deckung klassifiziert (Tab. H-6:). Weitere Hauptbestandesbildner an dieser Versuchsfläche waren *Lolium perenne*, *Festuca nigrescens*, *Dactylis glomerata*, *Agrostis capillaris* und *Poa trivialis*. Ebenfalls kamen auch die Gräser *Phleum pratense*, *Poa pratensis* ssp. *angustifolia*, *Poa supina*, *Festuca pratensis*, *Deschampsia cespitosa*, *Anthoxanthum odoratum*, *Elymus repens* und *Carex leporina* an der Fläche vor. An der intensiven Fläche war ebenfalls der Hauptbestandesbildner der Goldhafer mit 22 % Deckung. Ebenfalls kamen auch die Gräser *Lolium perenne*, *Poa pratensis* ssp. *angustifolia*, *Dactylis glomerata*, *Agrostis capillaris*, *Poa supina*, *Poa trivialis*, *Phleum pratense*, *Festuca pratensis* sowie *Luzula campestris* vor. In kleineren Deckungsprozenten wurde auch das Gras *Anthoxanthum odoratum*, *Alopecurus pratensis* und *Deschampsia cespitosa* gefunden.

Die Leguminosen *Trifolium repens* und *Trifolium pratense* kamen an beiden Versuchsflächen mit insgesamt 18.5 % Deckung vor.

Bei den Kräutern wurden an beiden Flächen die Kräuter *Alchemilla monticola*, *Ranunculus acris* und *Taraxacum officinale* mit 15.5 % Deckung aufgenommen. Ebenfalls kamen auch die Kräuter *Plantago lanceolata*, *Veronica chamaedrys*, *Rumex acetosa*, *Bellis perennis*, *Achillea millefolium*, *Cerastium holosteoides*, *Leontodon autumnalis*, *Veronica arvensis*, *Veronica serpyllifolia* sowie *Ranunculus repens* an beiden Flächen vor. An der standortüblichen Fläche wurde auch das Kraut *Brunella vulgaris*, an der intensiveren Fläche die Kräuter *Aegopodium podagraria*, *Arabidopsis* und *Rumex obtusifolius* aufgenommen (Tab. H-6:)

Aufgrund der Bonitierung wurden an der standortüblichen Fläche 15 Gräser,- 2 Leguminosen- und 14 Kräuterarten beobachtet. An der intensiven Fläche wurden 13 Gräser,- 2 Leguminosen- und 16 Kräuterarten festgestellt. Dabei wurden insgesamt 31 Arten an der standortüblichen sowie an der intensiveren Fläche quantifiziert und somit um 8 Arten bzw. 1 Art mehr als bei der Pflanzenbestandsaufnahme im Juni 2021, kurz nach Anlage der Versuchsstation (Forstner et al., 2021 b). Auch unerwünschte Arten wie zum Beispiel *Rhinanthus minor* wurden nicht mehr an der Fläche gefunden, ebenfalls ging auch visuell die Anzahl des scharfen Hahnenfußes aufgrund der extensiveren Nutzung (geringere Düngungsintensität) zurück. Die Anzahl der Gräser,- Kräuter- und Leguminosenarten waren verglichen zu 27 untersuchten Standorten in Österreich (DW-Net Projekt; Resch et al., 2017) ähnlich, dort konnten zwischen 7 und 16 Gräserarten, 2 bis 7 Kleearten und 11 bis 34 Kräuterarten gefunden werden. Dabei wurde auch festgestellt, dass bei einer Erhöhung der Bewirtschaftungsintensität von 2- auf ein 4-Schnittregime die Anzahl der Gräserarten sich im Durchschnitt nicht veränderte, jedoch die Anzahl der Kräuerarten um ~ 2 Kräuterarten zunahm. Insgesamt stieg mit Zunahme der Bewirtschaftungs- und daher nutzungsangepassten Düngungsintensität die Artenanzahl auf Dauerwiesen um 1 Art an (Resch et al., 2017). In der Arbeit von Resch et al., (2021) wurde bei Untersuchungen auf 19 Standorten in Österreich im Zeitraum von 2002 bis 2022 gezeigt, dass hinsichtlich der Biodiversität eine bloße Reduktion der Nutzung nicht zu einer Steigerung der Artenvielfalt auf den Flächen führt. Für eine Steigerung der Artenanzahl ist eine Nachsaat der gewünschten Arten unbedingt erforderlich (Resch et al., 2021). Die Klimaveränderung führt tendenziell zu Veränderungen des Pflanzenbestandes, indem Gräser zurückgehen und deren Lücken hauptsächlich von Kräutern geschlossen werden, ebenso steigt auch der Anteil von Leguminosen. Weiters nimmt die Wuchshöhe unter geänderten Klimabedingungen ab, jedoch die Blattfläche zu. Demnach werden die Bestände tendenziell niedriger, jedoch blattrreicher (Schaumberger et al., 2019).

Anhand der im Mai 2025 aufgenommenen Pflanzenbestandsaufnahme kann die Versuchsfläche als repräsentative kriechende Schaumkresse Goldhafer Wiese bezeichnet werden, welche für diesen Standort typisch ist.

Tab. H-6: Pflanzenbestandsaufnahme (Flächenprozent) der standortüblichen (SÜ-Fläche) und intensiven (I-Fläche) Versuchsfläche im Mai 2025.

Nutzung	SÜ-Fläche	I-Fläche
Jahr	2025	2025
Offener Boden (%)	5	2
Moosbedeckung (%)	45	50
Gräser (%)	45	40
Kräuter (%)	30	35
Leguminosen (%)	25	25
Gräser		
Trisetum flavescens	22	22
Lolium perenne	15.5	15.5
Festuca nigrescens	8.5	-
Dactylis glomerata	3	3
Agrostis capillaris	3	3
Poa trivialis	3	1.5
Phleum pratense	1.5	1.5
Poa pratensis ssp. angustifolia	0.6	8.5
Poa supina	0.6	3
Festuca pratensis	0.6	1.5
Deschampsia cespitosa	0.6	0.1
Anthoxanthum odoratum	0.6	0.6
Elymus repens	0.6	-
Carex leporina	0.6	-
Bromus hordeaceus	0.1	-
Luzula campestris	-	1.5
Alopecurus pratensis	-	0.6
Deckung	60,8	61,1
Leguminosen		
Trifolium repens	15.5	15.5

Trifolium pratense	3	3
Deckung	18.5	18.5
Kräuter		
Alchemilla monticola	15.5	15.5
Ranunculus acris	15.5	15.5
Taraxacum officinale	15.5	15.5
Plantago lanceolata	15.5	8.5
Veronica chamaedrys	8.5	8.5
Rumex acetosa	4.5	4.5
Bellis perennis	4.5	8.5
Achillea millefolium	3	8.5
Cerastium holosteoides	3	3
Leontodon autumnalis	3	1.5
Veronica arvensis	3	1.5
Veronica serpyllifolia	3	1.5
Ranunculus repens	1.5	3
Brunella vulgaris	0.6	
Aegopodium podagraria		1.5
Arabisidopsis		1.5
Rumex obtusifolius		0.1
Deckung	96,6	98,6

H-4.2.3 Ertragserhebungen

H-4.2.3.1 Trockenmasseertrag

Der Trockenmasseertrag (TM-Ertrag) aller vier Beobachtungsjahre lag an der standortüblichen Fläche zwischen 3000 kg TM/ha und knapp unter 7700 kg TM/ha, an der intensiven Fläche zwischen > 4000 kg TM/ha und knapp über 6000 kg TM/ha (Abb. H-18:). Dabei folgte die Dynamik beider Flächen einem ähnlichen Verlauf (Abb. H-18:), die geringsten Erträge wurden an beiden Bewirtschaftungsflächen im Jahr 2021 und die höchsten Erträge im Jahr 2023 analysiert. An der standortüblichen Fläche wurden auch im Jahr 2022 höhere Erträge als jene im Jahr 2021 und 2024 gemessen, an der intensiven Fläche lagen die Jahreserträge im Jahr 2022 und 2024 fast ident vor. Im Projekt eines österreichischen Grünland-Versuchsnetzwerkes (Resch et al., 2009 a) erreichte das durchschnittliche Ertragsniveau eines Zweischnittnutzungssystems einen TM-Ertrag von 6800 kg TM/ha, dem eines

Dreischrittnutzungssystem 7610 kg TM/ha. Demzufolge liegen die gemessenen TM-Erträge an der beobachteten Versuchsfläche eher im unteren Bereich verglichen zu anderen Grünlandbeständen. Die Vergleiche von unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensitäten im DW-Net Projekt (Resch et al., 2009 a) zeigten, dass untersuchte Dreischrittwiesen verglichen zu Zweischrittwiesen auf klimatisch bedingten Stress wie im Jahre 2003 mit stärkeren Ertragsdepressionen reagierten. Auch in diesem Projekt wurden in zwei trockneren Perioden geringere Erträge an der intensiveren Fläche verglichen zur halb-intensiven Fläche quantifiziert.

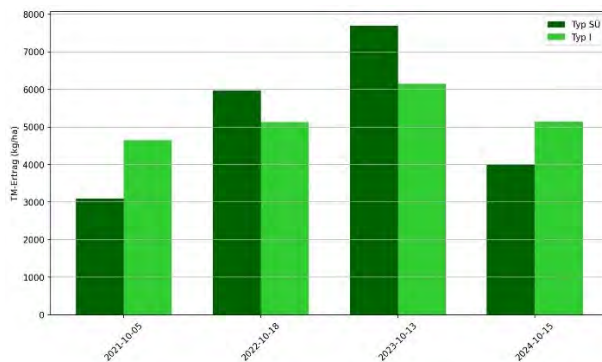


Abb. H-18: Trockenmasseertrag (TM-Ertrag) der standortüblichen (SÜ) und intensiven (I) Nutzung der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.

Betrachtet man die TM-Erträge der einzelnen Nutzungen wird ersichtlich, dass im Jahre 2023 der erste Schnitt an beiden Flächen (standortüblich und intensiv) am ertragreichsten ausfiel (Abb. H-19: C, Anhang Tab. H-10:). Die geringsten Trockenmasseerträge der ersten Nutzung an beiden Bewirtschaftungsflächen wurden 2021 gemessen (Abb. H-19: A).

Die höchsten TM-Erträge der zweiten Nutzungen wurden an beiden Bewirtschaftungsflächen in den Jahren 2022 und 2023 gemessen (Abb. H-19: B und C).

Die TM-Erträge der dritten Nutzungen (intensive Fläche) lagen hingegen 2021 und 2024 höher vor als jene in den Jahren 2022 und 2023 (Abb. H-19: A, B, C, D).

Die Trockenmasseerträge der Nachweide lagen wiederum in den Jahren 2022 und 2023 an der standortüblichen Fläche höher vor als in den Jahren 2021 und 2024, an der intensiven Fläche lagen die Nachweide Erträge in allen beobachteten Jahren in einer ähnlichen Größenordnung (Abb. H-19: A - D, Anhang Tab. H-10:).

Prinzipiell schwankten die Jahreserträge in den Beobachtungsperioden an beiden Bewirtschaftungsflächen, welche Ergebnisse weiter vermuten lassen, dass solche Mittelgebirgslagen eine Grenzlage zwischen beiden Nutzungsintensitäten darstellen könnten. Im Durchschnitt lagen über alle vier Jahre die TM-Erträge der intensiven Nutzung nur um +1.5 % höher als an der standortüblichen Fläche. In der Studie von Resch et al., (2009 a) stellte sich das Zweischrittsystem in Hinblick auf den TM-Bruttoertrag als positiv dar, da es bei angepasster Düngung langfristig in der Lage war, mehr Biomasse zu produzieren. Auch das Dreischrittsystem konnte für die Dauerwiesennutzung als positiv beurteilt werden, da hier die ausbalancierte Nutzung und Düngung im Stande war, das Ertragsniveau langfristig zu halten (Resch et al., 2009 a).

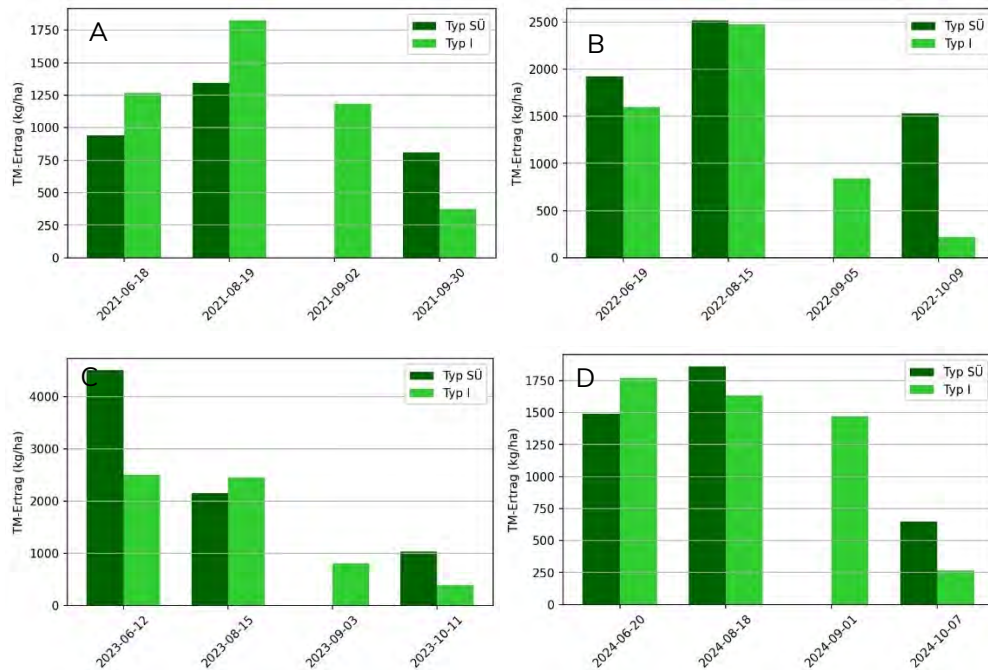


Abb. H-19: Trockenmasseertrag (TM-Ertrag) der standortüblichen (SÜ) und intensiven (I) Nutzung aller Schnitte der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.

H-4.2.3.2 Futterqualitäten

H-4.2.3.2.1 Futtergehaltswerte der Rohnährstoffe und Rohproteingehalt

Die durchschnittlichen Futtergehaltswerte der Rohnährstoffe und Rohproteingehalte sind in Tab. H-7: sowie in Abb. H-20: ersichtlich. Dabei lässt sich in allen Jahren dieselbe Dynamik erkennen, welche zeigt, dass generell an der intensiven Fläche geringere Jahresdurchschnittsgehalte an Rohnährstoffen gemessen wurde (Tab. H-7:). Die Rohproteingehalte lagen jedoch aufgrund der früheren Schnitttermine an der intensiven Versuchsfläche höher vor (Abb. H-20:). Innerhalb dieser vier Jahre lagen auch die Werte der Rohnährstoffe und Rohproteingehalte in der ähnlichen Größenordnung vor; der Rohfasergehalt (CF) lag zwischen 200 und 250 g/kg TM, die Neutral-Detergenzien-Faser (aNDFom) zwischen 400 und 500 g/kg TM, die Säure-Detergenzien-Faser (ADFom) zwischen 270 bis knapp über 300 g/kg TM, das Säure-Detergenzien-Lignin (ADL) um die 50 g/kg TM, Rohfett (CL) bei ca. 20 g/kg TM, Rohasche (CA) bei < 100 g/kg TM sowie Rohprotein (CP) zwischen 140 und 180 g/kg TM (Abb. H-20:)

Tab. H-7: Durchschnittliche Futtergehaltswerte der Rohnährstoffe Rohfaser (CF), Neutral-Detergenzien-Faser (aNDFom), Säure-Detergenzien-Faser (ADFom), Säure-Detergenzien-Lignin (ADL), Rohfett (CL) sowie Rohasche (CA) an der standortüblichen (SÜ-Fläche) und intensiven Versuchsfläche (I-Fläche) der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.

Jahre 2021-2024	SÜ-Fläche	I-Fläche
CF (g/kg TM)	252,1	227,4
aNDFom (g/kg TM)	470,5	437,9
ADFom (g/kg TM)	324,1	298,3
ADL (g/kg TM)	53,8	50,2
CL (g/kg TM)	17,6	19,1
CA (g/kg TM)	78,2	87,0

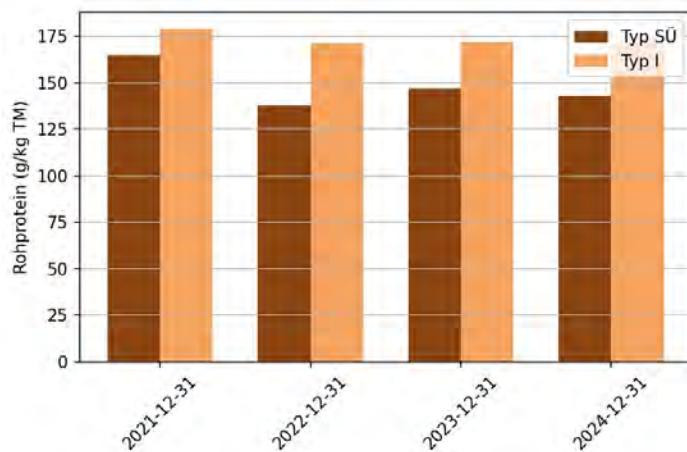


Abb. H-20: Durchschnittliche Futtergehaltswerte der Rohproteine (CP) an der standortüblichen (SÜ) und intensiven (I) Versuchsfläche der Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.

Der Rohproteingehalt ist besonders bei der ersten Nutzung an der intensiven Fläche höher als an der halb-intensiven (Anhang Tab. H-11:). Demnach kann beim rechtzeitigen Nutzungszeitpunkt (Ähren/Rispenschieben des Leitgrases Goldhafer) der Rohproteingehalt deutlich gesteigert werden als zu einem späteren Zeitpunkt in der Vegetationsperiode. Bei der zweiten Nutzung der standortüblichen Fläche sinkt aufgrund der älteren Grünlandbestände der Blattanteil und es kommt zu einem Anstieg des Rohfasergehaltes, die Rohproteingehalte gehen daher bis zur Blüte stark zurück. Im Durchschnitt erreichen die Rohproteingehalte über alle 4 Jahre 148 g/kg TM an der standortüblichen Fläche und 173 g/kg TM an der intensiven Fläche (Abb. H-20:).

Der Rohfasergehalt sowie die Gerüstsubstanzen aNDFom und ADFom, welche aus den schwer (Zellulose, Hemizellulose) bzw. nicht verdaulichem (Lignin) organischen Zellwandbestandteilen bestehen, nehmen tendenziell im Laufe der Vegetationsperiode zu, hingegen Rohfette (CL), Rohasche (CA) und Rohprotein (CP) im Laufe der Vegetationsperiode (aufgrund der Zunahme der Kräuter/Leguminosen) abnehmen (Anhang Tab. H-11:). Die höheren Gehaltswerte der Strukturkohlehydrate von aNDFom und ADFom in den Gräser betonten Beständen (erster Schnitt) als jene in den Kräuter- und Leguminosen betonten beständen (Folgenutzungen) wurden auch aus

Analysen aus Südtirol bestätigt (Resch et al., 2015). Prinzipiell lassen ADFom-Gehalte über 300 g/kg TM darauf schließen, dass die Bestände stängelreich waren, während aNDFom-Gehalte unter 470 g/kg TM auf einen optimalen Nutzungszeitpunkt bezüglich der Futterqualität hinweisen. Im Allgemeinen sollte österreichisches Wiesenfutter weniger als 500 g aNDFom bzw. 300 g ADFom aufweisen (Resch et al., 2016). Nach Resch et al., (2016) sollte Wiesenfutter guter Qualität einen ADL-Gehalt von 45 mg/kg TM aufweisen. Die ADL-Gehalte lagen an der standortüblichen Nutzung teils über 50 mg/kg TM auf, welche höheren Gehalte verglichen zur intensiveren Nutzung und damit früheren Mähzeitpunkt auf die Verholzung bei späterer Nutzung zurückzuführen ist (Tab. H-7:).

Tendenziell wurde jedoch in der Studie von Resch et al., (2021) gezeigt, dass sich die Pflanzenbestände nicht deutlich negativ verändern und sich nach Trockenperioden gut erholen, daher kann von einer gewissen Robustheit (Resilienz) der Dauerweiden bei gut abgestimmter Nutzung/Düngung gesprochen werden. Wetterbedingte Ertragsdepression wirken sich dabei in Abhängigkeit des Standortes stärker auf den TM-Bruttoertrag aus als auf die Futterqualität. Hingegen werden der Rohprotein- und der Qualitätsertrag dabei am stärksten von der Bewirtschaftungsintensität beeinflusst (Resch et al., 2009 a).

H-4.2.3.2.2 Futtergehaltswerte der Mengenelemente

Die Futtergehaltswerte der Mengenelemente wurden ebenfalls, wie die Rohnährstoffe und die Rohproteingehalte, für alle vier Vegetationsperioden der einzelnen Nutzungen analysiert und in Jahresdurchschnittswerte in Tab. H-8: angegeben. Die Futtergehaltswerte der Mengenelemente wiesen in den beobachteten Jahren eine ähnliche Größenordnung auf. An der intensiven Fläche lagen im Durchschnitt aller vier Jahre höhere Phosphor, Kalium, Natrium, Eisen, Zink und Kupfergehalte vor verglichen mit der standortüblichen Fläche, auch wenn die Unterschiede teils nicht sehr groß waren. Innerhalb der Jahre waren die Dynamiken teils recht unterschiedlich, einzig bei den Natrium-, Phosphor- und Kupfergehalte wurden in allen Jahren höhere Werte an der intensiven Fläche verglichen zur standortüblichen Fläche gemessen. Hingegen lag der Mangangehalt in allen Jahren an der intensiven Fläche geringer vor als an der standortüblichen Fläche. Bei allen anderen Mengenelemente waren die Dynamiken innerhalb der Jahre zum Teil unterschiedlich; die Eisengehalte waren 2022 und 2024 an der intensiven Fläche höher vor als an der standortüblichen Fläche, die Zinkgehalte lagen meistens an beiden Flächen bei Werten um knapp über 50 mg/kg TM. Die Calciumgehalte lagen nur im Jahr 2023 an der intensiven Fläche höher als an der standortüblichen Fläche, die Magnesiumgehalte waren bis auf das Jahr 2022 an der intensiven Fläche geringer (Anhang Tab. H-12:).

Prinzipiell nehmen im Laufe der Vegetationsperiode die Phosphor-, Kuper-, Natrium-, Eisen-, Mangan- und Zinkgehalte zu. Auch wurden höhere Calciumgehalte bei der zweiten bzw. dritten Nutzung gemessen. Die dritten Nutzungen (intensiven Fläche) zeigten geringere Natrium-, Eisen und Mangangehalte als die der zweiten Nutzungen und der Nachweide (Anhang Tab. H-12:). Im Allgemeinen ist der Mineralstoffgehalt des Grünlandfutters neben dem Nutzungszeitpunkt und demnach den Artengruppen (Gräser, Kräuter/Leguminosen) auch durch die Seehöhe, Bodensituation, Düngung, Futterschmutzung und den Aufwuchs beeinflusst (Resch et al., 2009 b).

Tab. H-8: Durchschnittliche Mengenelemente Calcium (Ca), Phosphor (P), Magnesium (Mg), Kalium (K) und Natrium (Na) sowie Spurenelemente Eisen (Fe), Zink (Zn), Mangan (Mn) und Kupfer (Cu) an der

standortüblichen (SÜ-Fläche) und intensiven Versuchsfläche (I-Fläche) der Vegetationsperiode von 2021 bis 2024.

Jahre 2021-2024	SÜ-Fläche	I-Fläche
Ca (g/kg TM)	8,4	8,1
P (g/kg TM)	3,7	4,1
Mg (g/kg TM)	3,4	3,2
K (g/kg TM)	19,0	23,6
Na (g/kg TM)	245,6	275,3
Fe (mg/kg TM)	170,8	193,5
Zn (mg/kg TM)	63,6	64,5
Mn (mg/kg TM)	224,5	197,1
Cu (mg/kg TM)	7,3	8,6

H-4.2.3.3 Nährstoffbilanzierung

Die Stickstoffzufuhren, wurden an allen Schnittterminen für beide Bewirtschaftungsflächen anhand der an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein untersuchten Rindergülle und mit den am Betrieb errechneten Nährstoffzufuhren pro ha (Summe aller Schnitte sowie Nährstoffzufuhren durch Festmistausbringung im Herbst des jeweils vorigen Jahres) berechnet (Formel 3). Dabei schwankten die Stickstoffzufuhren an der standortüblichen Fläche zwischen 52 bis 104 kg/ha, an der intensiven Fläche zwischen 50 bis 97 kg/ha. Somit entsprachen die Gesamt-Stickstoffzufuhren der Richtlinie der sachgerechten Düngung, welche mit einem Maximalwert von 170 kg N/ha definiert ist (BMLFUW, 2017). Die Stickstoffentzüge, welche mit der Trockenmasse und den Rohproteingehalten berechnet wurde (Formel 4) schwankten zwischen 60 und 183 kg/ha (SÜ) und 117 bis 151 kg/ha (I). Dadurch ergaben sich wie in Abb. H-21: ersichtlich an der SÜ- und I-Fläche meist negative N Salden. Die höchsten negativen Salden wurde an beiden Flächen im Jahr 2023 aufgrund der hohen Biomasseentwicklung und daher hohen N-Entzüge berechnet. Die Tatsache, dass die intensive Fläche meist negativere Salden (mit Ausnahme des Jahres 2023) als die standortübliche Fläche aufwies, lag in der Versuchsanordnung, da diese Fläche nicht maschinell wie die standortübliche, sondern manuell gedüngt wurde und daher die Ausbringungen geringer ausfielen.

Für ein idealeres Nutzungsmanagement zeigten die Auswertungen der Stickstoffbilanzen, dass die Stickstoffzufuhren an der intensiven Fläche etwas gesteigert werden könnten, damit es zu keinen größeren Nährstoffdefiziten in den kommenden Jahren kommt und die Erträge dadurch nicht an Masse verlieren. Eine Steigerung der Bilanzsalden könnte an der intensiveren Fläche durch die herbstliche Nachweide im Herbst erfolgen, dabei könnten die schwanzfallenden Nährstoffeinträge den Jahresnährstoffinput für die kommende Vegetationsperiode steigern, allerdings würde man vermuten, dass dadurch die Nährstoffdefizite damit nicht ausgeglichen werden können. In dieser Arbeit wurden für den Jahresnährstoffinput nur die Nutzungen und die Nachweide (Festmistausbringung mittels Miststreuer) des vergangenen Jahres mit eingerechnet, da auf den Versuchsflächen aufgrund der Sensorik keine Rinder beweidet werden konnten. Würde man jedoch im Falle von guten Witterungslagen eine abgestufte Wiesennutzung forcieren, könnte man für eine gute N-Effizienz die Beweidung mit in das Bilanzsaldo rechnen. Zudem spielen auch weitere Stickstoffzufuhren wie N₂-

Bindung und N-Deposition eine Rolle für die Stickstoffzufuhr, um ausgeglichene Nährstoffbilanzen erreichen zu können (Steinwigger et al., 2019). Diese weiteren Stickstoffzufuhren wurden jedoch in dieser Arbeit nicht mitanalysiert, jedoch könnte man sich in kommenden Studien noch näher damit befassen. Anhand der Untersuchung der N-Bilanz von zahlreichen Grünlandwiesen in Österreich wurde herausgefunden, dass mit 1 kg Stickstoff bei einem 2-Schnittregime 0,97 dt TM/ha und Jahr gebildet wurden, bei einem 3-Schnittregime 0,72 dt TM und bei einem 4-Schnittregime nur mehr 0,43 dt TM/ha. Die Ergebnisse des DW-Net Projektes (Resch et al., 2017) zeigten, dass extensives Dauergrünland den eingesetzten Stickstoff effizienter zur Ertragsbildung ausnützt als ein intensiver gedüngter Dauerwiesenbestand. Zudem kamen bei einem 4-Schnittregime hohe N-Salden besonders in Trockenperioden zustande, in denen der eingesetzte Stickstoff nicht ausreichend im Pflanzenwachstum bzw. Proteinbildung umgesetzt werden konnte (Resch et al., 2017).

Die Phosphorzufuhren lagen an der standortüblichen Fläche zwischen 8 und 14 kg/h, an der intensiven Fläche zwischen 8 und 13 kg/ha. Die Phosphorentzüge lagen an der SÜ-Fläche zwischen 10 und 28 kg/ha, an der intensiven Fläche zwischen 18 und 23 kg/ha. Die Phosphorsalden lagen dabei an beiden Flächen nahe um 0 (von 0.1 (SÜ) bis -13 (I)).

Die Kaliumzufuhren wurden an der standortüblichen Fläche mit 100 bis 201 kg/ha berechnet, die intensive Fläche wurde mit Kaliumzufuhren von 72 bis 185 kg/ha versorgt. Die Kaliumentzüge schwankten an der standortüblichen Fläche zwischen 53 und 145 kg/ha, an der intensiven Fläche zwischen 105 und 139 kg/ha. Durch die hohen Kaliumzufuhren ergaben sich an der SÜ-Fläche in allen Jahren positive Salden, hingegen die I-Fläche im Jahr 2021 und 2024 negative Kaliumbilanzsalden aufwies. Der Grund für die hohen positiven Kaliumsalden lag an den hohen Kalium Gehalten der Rindergülle.

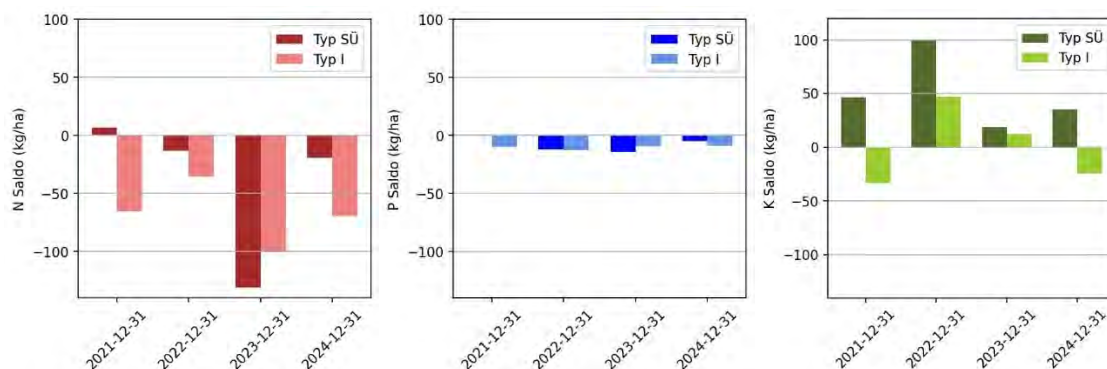


Abb. H-21: Jahressaldo des Stickstoffs (N), Phosphors (P) und Kaliums (K) in den Jahren von 2021 bis 2024 an der standortüblichen (SÜ) und intensiven (I) Versuchsfläche.

H-4.3 Einfluss der Wetter- und Bodenfeuchtebedingungen auf den Ertrag

Anhand der ermittelten Wasserbilanz, berechnet mithilfe der klimatischen Wasserbilanz, sowie der an der Versuchsfläche gemessenen Sickerwassermengen werden Rückschlüsse zur oberirdischen Biomassebildung an beiden Nutzungsintensitäten versucht zu ziehen. Dabei wurde der Zusammenhang von Niederschlag und Lufttemperatur auf die Ertragsbildung analysiert. Aufgrund des, durch den Ariditätsindex ermittelten, nicht wasser-limitierten Ökosystems zeigten die Jahreserträge keinen Einfluss auf die Niederschlagsmengen innerhalb der Vegetationsperioden. An beiden Bewirtschaftungsflächen wurden in den Jahren 2022 und 2023 (niederschlagsreichere Perioden verglichen zu den Perioden 2021 und 2024) höhere Erträge als in den Jahren 2021 und 2024 (niederschlagsärmere Perioden) erzielt. Demnach zeigte hier die Ertragsbildung keinen Einfluss auf die Gesamtniederschlagsmenge (Abb. H-22:). Bei den Lufttemperaturen wurden wiederum in den ertragsstärkeren Jahren 2022 und 2023 verglichen zu 2021 und 2024 höhere durchschnittliche

Lufttemperaturen als in den ertragsärmeren Vegetationsperioden 2021 und 2024 erzielt. Demnach konnten die Erträge bei höheren Lufttemperaturen an diesem Versuchsstandort profitieren. Dennoch wurden an der standortüblichen Fläche höhere Erträge als an der intensiveren Fläche gemessen (Abb. H-22:). Möglicherweise konnte die halb-intensive, standortübliche Nutzung mit den doch etwas geringeren Niederschlägen in den Jahren 2022 und 2023 verglichen zu den Jahren 2021 und 2024 besser auskommen als die häufige genutzte intensive Fläche, welche mehr Wasser für die Ertragsbildung zur Verfügung brauchte und auch anhand der Wasserbilanz weniger Wasserverfügbarkeit aufwies (Tab. H-5:).

In den beiden niederschlagsreicheren Jahren, in denen auch geringere durchschnittliche Jahresmitteltemperaturen gemessen wurden (2021 und 2024), lagen die TM-Erträge an der intensiven Fläche höher vor als jene an der standortüblichen Fläche. Dies lässt vermuten, dass die intensivere Nutzung bei ausreichenden Niederschlägen gute Erträge erzielen konnte. Wie die Bodenfeuchtebedingungen in Abb. H-14: zeigten, waren die trockeneren Perioden (Bodenwassergehaltsabnahme) in den Hochsommermonaten Juni bis August (2022 und 2023) und somit für die Ertragsbildung an der intensiven Nutzung, welche vermutlich mehr Wasser für die Biomassebildung brauchte, von größerer Bedeutung als trockenere Perioden im Herbst (September 2021) sowie in Perioden, wo keine stärkeren Bodenwassergehaltsabnahmen auftraten.

Die Ergebnisse hinsichtlich der Beziehung Bodenwasser zu Ertrag zeigten, dass der Niederschlag in diesem nicht wasser-limitierten Gebiet keinen Einfluss auf die Ertragsbildung hatte, hingegen höhere Lufttemperaturen für eine positive Biomassebildung von Bedeutung sind. Die intensivere Nutzung konnte tendenziell in den beiden niederschlagsreicheren Perioden profitieren, die halb-intensive Nutzung konnte jedoch bei geringeren Niederschlags- und Sickerwassermengen bessere Erträge erzielen als die intensivere. Ebenfalls spielte an diesem nicht wasser-limitiertem Mittelgebirgsstandort auch der Zeitpunkt von trockeneren Perioden eine Bedeutung, von Juni bis August hatten niederschlagsärmere Perioden mehr Einfluss auf die Biomassebildung bei dreimaliger Nutzung als jene im Herbst. In einer langjährigen Untersuchung von 27 Dauerwiesenbeständen in Österreich auf unterschiedlichen Bewirtschaftungsniveaus wurde gezeigt, dass sich neben unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität auch Standort- und Jahreseffekte stark auf den Wiesenertrag und die Futterqualität auswirken. Dies bedeutet, dass die Erhöhung der Bewirtschaftungsintensität nicht auf jedem Standort automatisch mit einem linearen Ertrags- und Qualitätszuwachs verbunden war (Resch et al., 2017). Eine Bewirtschaftung mit mehr als 3 Schnitten ergibt dann Sinn, wenn ein spürbarer Mehrertrag verbunden mit einer höheren Futterqualität erzielbar ist und der höhere Aufwand sich nicht negativ auf das Grünlandökosystem auswirken (Resch et al., 2017). Ähnlich wie bei den in diesem Projekt erzielten Ergebnissen, dass in den beiden trockeneren niederschlagsärmeren Perioden die Zweischnittnutzung bessere TM-Erträge erzielt hatte als die intensivere Nutzung, wurde auch in Resch et al., (2017) beschrieben, dass Landwirte, welche das Grünland auf intensiverem Niveau bewirtschaften, in Jahren mit wetterbedingten Ertragseinbußen bei mindestens einem Schnitt, mit einer Reduktion der Bewirtschaftungsintensität reagieren könnten.

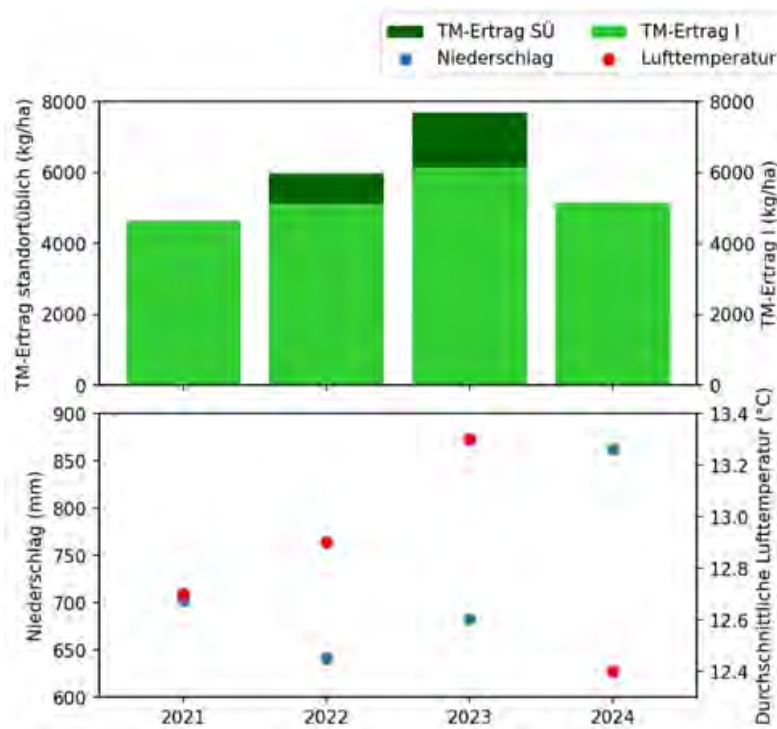


Abb. H-22: Trockenmasseerträge (TM-Erträge) sowie Niederschläge und durchschnittliche Lufttemperaturen in den Vegetationsperioden von 2021 bis 2024 am Versuchsstandort.

H-4.4 Ökoeffizienzbewertung

H-4.4.1 Ökoeffizienzbewertung der standortüblichen Nutzung

H-4.4.1.1 Ressourcenmanagement

Für die Ergebnisse der Ökoeffizienzbewertung an der standortüblichen Fläche wurden für das Jahr 2024 im Betriebsmanagement-Tool FarmLife die am untersuchten Betrieb vorhandenen Ressourcen eingegeben. Die Bewertungen des Ressourcenmanagements zeigten, dass die Flächenbewirtschaftung mit dem Anteil an biologisch wertvollem Grünland in einem guten Mittelfeld liegt, die am Betrieb vorhandene Gebäudeausstattung effizient ist und das vorhandene Alter der Maschinen ebenfalls im Durchschnitt zu den Vergleichsbetrieben liegt. Der an der Versuchsfläche analysierte Ertrag (welcher dann für den gesamten Betrieb hochgerechnet wurde) wurde mit durchschnittlich 4155 kg/ha quantifiziert und lag dabei in einem mittleren Bereich (Abb. H-23:). Eine Stärke des Betriebes ist die Besatzdichte (Gesamt GVE/ha), ebenfalls wurde mit Zukauffutter (Kraftfutter) effizient umgegangen und die Produktionseffizienz (Menschliche Nahrungsenergie und wertvolles Nahrungsprotein) lag ebenfalls im Bereich Stärke/Mittel.



Abb. H-23: Ergebnisse des Ressourcenmanagements (Ertrag am Betrieb) der standortüblichen Nutzung.

Die Umweltwirkungen des Ressourcenmanagements zeigten im Vergleich mit den anderen Betrieben, dass der Bedarf an nicht erneuerbaren Energien pro ha unterdurchschnittlich und pro ernährte Person überdurchschnittlich und damit extensiv war. Beim Treibhauspotential (100 Jahre) / ha wirtschaftete der Betrieb ebenfalls unterdurchschnittlich. Der Beitrag der Betriebsmittel (Tierhaltung, Tierzukauf, Zugekauftes Grundfutter, Zugekauftes Kraftfutter, Saatgut, Pflanzenschutz, Dünger und Feldemissionen, Energieträger, Maschinen und Gebäude) dazu ist in Abb. H-24: zu sehen.

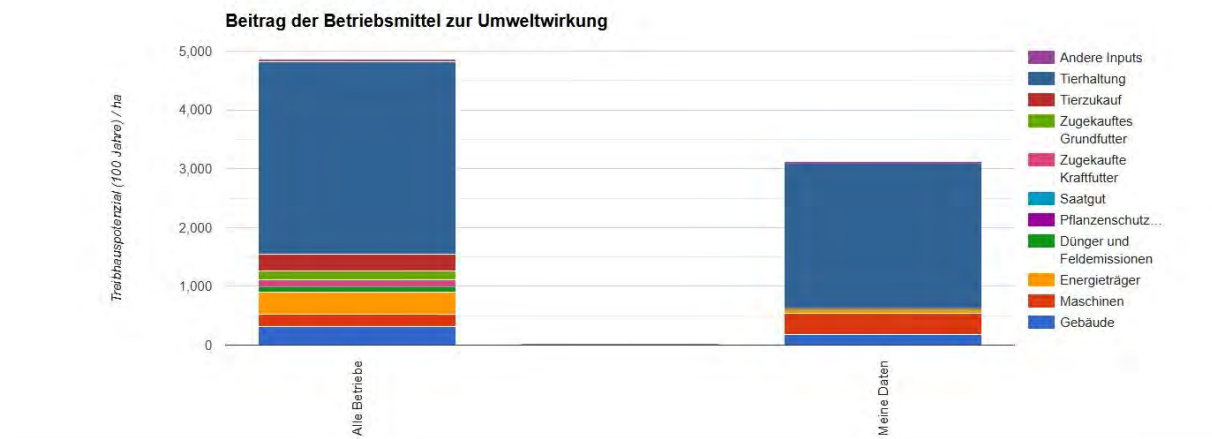


Abb. H-24: Umweltwirkungen (Treibhauspotential) des Ressourcenmanagements der standortüblichen Nutzung.

Auch beim Erwärmungspotential von Treibhausgasen (100 Jahre / ha) und beim Phosphorverbrauch (kg pro ernährte Person) wirtschaftete der Betrieb effizient, beim Landverbrauch war der Betrieb extensiv.

H-4.4.1.2 Nährstoffmanagement

Die Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumdüngung sowie der Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumertrag sowie die Dünger-Teilbilanzen am Gesamtbetrieb pro ha wurde im Betriebsmanagement-Tool Farm Life berechnet. Vergleicht man dabei die Berechnung mit jenen aus den Analysen der Wirtschaftsdünger und der Rohproteingehalte berechneten Nährstoffsalden aus Kapitel H-4.2.3.3 ergab sich ebenfalls ein höherer Stickstoffentzug als Stickstoffdüngung. Jedoch wurden bei den berechneten N-Salden in Kapitel H-4.2.3.3 höhere Stickstoffzufuhren berechnet, der Grund liegt darin, dass in dieser Berechnung die Festmistausbringung vor dem Winter des vergangenen Jahres mit 20 m³ miteingerechnet wurde und die Stickstoff- und Kaliumgehalte der Gülle bei Festmist höher waren als bei der analysierten Rindergülle. Rechnet man die Dünger-Teilbilanz mit einer 12 m³ hohen herbstliche Ausbringung, wie auch in Farm Life eingegeben, kommt man bei der Stickstoff-Teilbilanz ebenfalls auf negativere Stickstoffsalden. Der Phosphorsaldo stimmte bei beiden Berechnungen gut

überein. Beim Kaliumsaldo wurden positive Werte berechnet, möglicherweise liegt das am hohen K-Gehalt der untersuchten Festmistprobe.

Die Kennzahlen des Nährstoffmanagements zeigten, dass der aufgrund des Stickstoff- und Phosphorertrages des Pflanzenbaus der Betrieb extensiv wirtschaftet, die Stickstoff Dünger-Teilbilanz am Gesamtbetrieb lag dabei mit $-51,2 \text{ kg/ha}$ im Mittelfeld verglichen mit anderen Vergleichsbetrieben. Die Phosphor Dünger-Teilbilanz am Betrieb zeigte dagegen eine Schwäche auf. Weitere Auswertungen wie Fleischleistung und Ration Gesamtbetrieb (Gesamtenergieaufnahme, Gesamtproteinaufnahme) zeigten, dass der Betrieb auch hier extensiv wirtschaftet. Das Eigenpotential (Autarke Futterenergie, Autarkes Futterprotein) sowie die Produktionseffizienz Tierische Nahrung lag bei einer durchschnittlichen guten fachlichen Bewertung.

Die Umweltwirkungen des Nährstoffmanagements zeigten, dass der Betrieb beim Stickstoff- und Phosphoreintrag in das Wasser je ha unterdurchschnittlich und pro ernährte Person überdurchschnittlich und damit effizient wirtschaftete. Der Beitrag der Betriebsmittel zur Umweltwirkung Stickstoffeintrag in das Wasser ist in Abb. H-25: zu sehen.

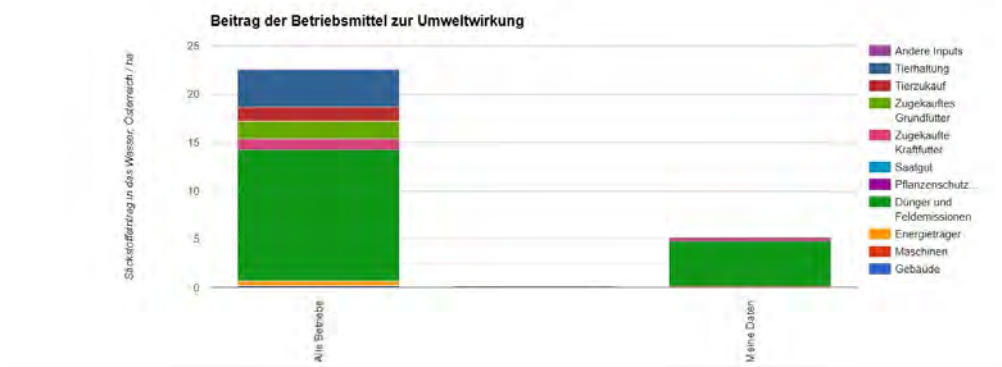


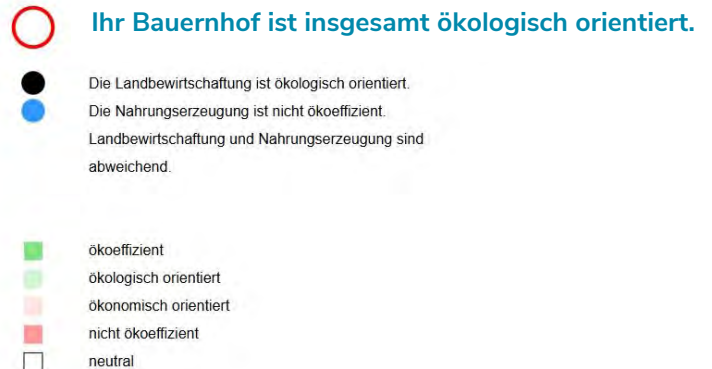
Abb. H-25: Umweltwirkungen (Stickstoffeintrag in das Wasser) des Nährstoffmanagements der standortüblichen Nutzung.

H-4.4.1.3 Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung des untersuchten Betriebes zeigte, dass der Betrieb effizient in ökologisch orientierter Wirtschaftsweise bewirtschaftet wurde. Dabei wurden die Umweltwirkungen der standortüblichen Nutzung in einer Gesamtbewertung dargestellt (Abb. H-26:), in der ersichtlich ist, dass der Betrieb effizient wirtschaftete (roter Kreis) (Abb. H-27:). Dabei lagen die Bewertungen von nicht erneuerbarer Energie, Treibhauspotential (100 Jahre), Landverbrauch und Wirkung von Schwermetallen auf den Boden im extensiven Bereich, auch die Wirkung von Schwermetallen auf das Wasser wird als extensive Bewirtschaftungskategorie definiert. Das Erwärmungspotential von Treibhausgasen (100 Jahre), der Stickstoff- und Phosphoreintrag in das Wasser sowie der Phosphorverbrauch, die Wirkung von Pestiziden auf den Boden und auf Wasser wurde als effizient eingestuft.



Die Ökoeffizienz des Betriebes bei standortüblicher Nutzung wurde als ökologisch orientiert definiert, dabei ist die Landbewirtschaftung ökologisch orientiert und die Nahrungserzeugung nicht ökoeffizient.



H-4.4.2 Ökoeffizienzbewertung der intensiven Nutzung

Für die Ergebnisse der Ökoeffizienzbewertung an der intensiveren Fläche wurden für das Jahr 2023 im Betriebsmanagement-Tool FarmLife die am untersuchten Betrieb vorhandenen Ressourcen eingegeben. Dabei sind bei der intensiveren Nutzung, aufgrund der gleichen am Betrieb vorhandenen Ressourcen wie jenen an der standortüblichen Nutzung, die fachlichen Bewertungen des Ressourcenmanagements ähnlich jenen der standortüblichen Nutzung. Daher liegt die Flächenbewirtschaftung mit dem Anteil an biologisch wertvollem Grünland ebenfalls in einem guten Mittelfeld, die am Betrieb vorhandene Gebäudeausstattung ist effizient und das vorhandene Alter der Maschinen befindet sich ebenfalls im Mittelfeld (gleich wie bei der SÜ-Fläche). Einen Unterschied gab es aufgrund der intensiveren Nutzung beim Ertrag, hier wurde der an der Versuchsfläche analysierte

Ertrag (welcher dann für den gesamten Betrieb hochgerechnet wurde) mit durchschnittlich 6785 kg/ha mit einer fachlichen Bewertung Stärke zugeordnet (Abb. H-28). Die Besatzdichte (Gesamt GVE/ha), das Zukauffutter (Kraftfutter) und die Produktionseffizienz (Menschliche Nahrungsenergie und wertvolles Nahrungsprotein) lag in denselben Bereichen wie bei der standortüblichen Nutzung.



Abb. H-28: Ergebnisse des Ressourcenmanagements (Ertrag am Betrieb) der intensiven Nutzung.

Die Umweltwirkungen des Ressourcenmanagements bei intensiverer Nutzung zeigten gleich wie bei der standortüblichen Nutzung, dass am Betrieb der Bedarf an nicht erneuerbaren Energien extensiv war. Beim Treibhauspotential (100 Jahre) / ha war der Beitrag zur Umweltwirkung vor allem im Bereich der Tierhaltung um rund die Hälfte höher (Abb. H-29).

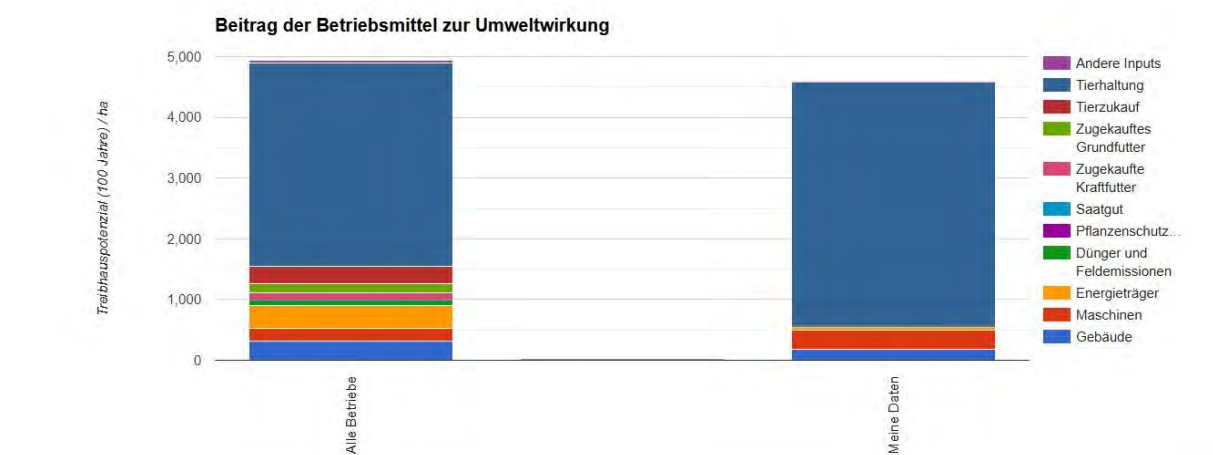


Abb. H-29: Umweltwirkungen (Treibhauspotential) des Ressourcenmanagements der intensiven Nutzung.

Beim Erwärmungspotential von Treibhausgasen (100 Jahre / ha) und beim Landverbrauch wirtschaftete der Betrieb extensiv, beim Phosphorverbrauch (kg pro ernährte Person) wirtschaftete der Betrieb effizient.

H-4.4.2.2 Nährstoffmanagement

Die aus den Analysen der Wirtschaftsdünger und der Rohproteingehalte berechneten Nährstoffsalden aus Kapitel H-4.2.3.3 passen bei dieser untersuchten Nutzungsvariante gut mit den Farm Life Dünger Teilbilanzen zusammen. Hier wurde aufgrund des höheren Biomasseertrages bei allen Dünger-Teilbilanzen negative Werte berechnet.

Die Kennzahlen des Nährstoffmanagements zeigten, dass der aufgrund des Stickstoff- und Phosphorertrages des Pflanzenbaus der Betrieb effizient wirtschaftete, die Stickstoff Dünger-Teilbilanz am Gesamtbetrieb lag dabei mit -112,4 kg/ha bei einer fachlichen Bewertung von Stärke (Abb. H-30:).

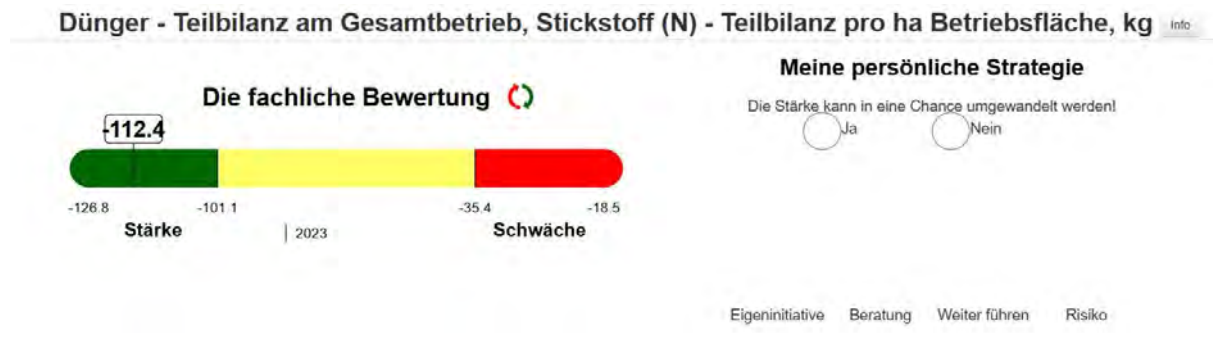


Abb. H-30: Ergebnisse des Nährstoffmanagements (Stickstoff Dünger-Teilbilanz) am Gesamtbetrieb pro ha an der intensiven Versuchsfläche.

Auch die Phosphor Dünger-Teilbilanz am Betrieb lag mit -13,8 kg / ha in einem guten Mittelfeld. Die Auswertungen der Fleischleistung lag wie bei der standortüblichen Nutzung im Bereich extensiv. Die Ration Gesamtbetrieb (Gesamtenergieaufnahme, Gesamtproteinaufnahme) zeigte, dass der Betrieb hier effizient wirtschaftete. Das Eigenpotential (Autarke Futterenergie, Autarkes Futterprotein) lag in einer guten fachlichen Bewertung. Die Produktionseffizienz Tierische Nahrung wies hingegen eine Schwäche auf. Die Umweltwirkungen des Nährstoffmanagements zeigten, wie bei der standortüblichen Nutzung, dass der Betrieb beim Stickstoff- und Phosphoreintrag in das Wasser effizient wirtschaftete.

H-4.4.2.3 Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung des untersuchten Betriebes bei intensiverer Nutzung zeigte, dass der Betrieb effizient tendenziell extensiv in ökologisch orientierter Wirtschaftsweise bewirtschaftet wurde. Dabei wurden die Umweltwirkungen der intensiveren Nutzung in einer Gesamtbewertung dargestellt (Abb. H-31:), in der ersichtlich ist, dass der Betrieb, wie bei der standortüblichen Nutzung, extensiv effizient wirtschaftete (roter Kreis). Dabei lagen die Bewertungen von nicht erneuerbarer Energie, Landverbrauch, Wirkung von Schwermetallen auf den Boden im extensiven Bereich, ebenso das Erwärmungspotential von Treibhausgasen (100 Jahre). Das Treibhauspotential (100 Jahre) lag auch im extensiven in Richtung ineffizienten Bereich. Der Stickstoff- und Phosphoreintrag in das Wasser und die Wirkung von Schwermetallen auf das Wasser lagen im effizienten Bereich, auch der Phosphorverbrauch und die Wirkung von Pestiziden auf den Boden und Wasser.

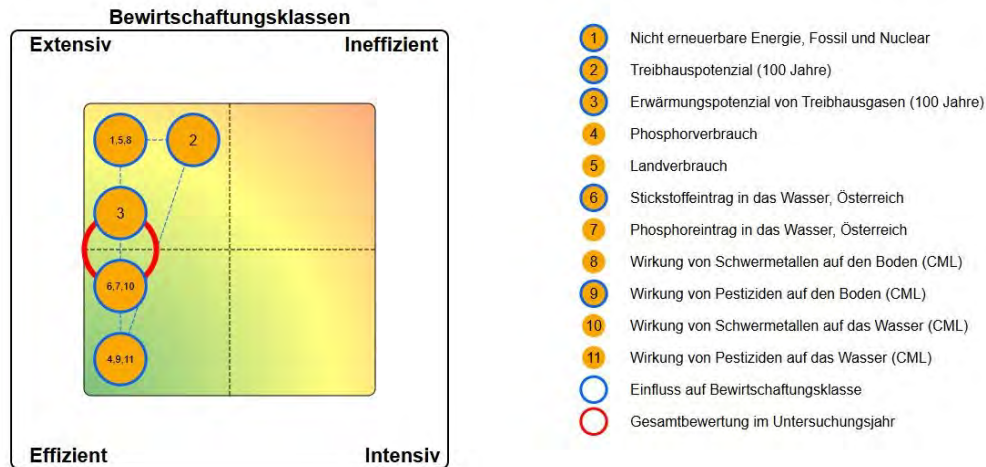


Abb. H-31: Gesamtbewertung der Umweltwirkungen der intensiven Nutzung.

Die Ökoeffizienz des betrachteten Betriebes bei intensiverer Nutzung wird als ökologisch orientiert definiert, dabei ist die Landbewirtschaftung ökologisch orientiert und die Nahrungserzeugung nicht ökoeffizient. Dabei liegt jedoch die intensivere Nutzung im Bereich eines etwas geringeren wirtschaftlichen Erfolges (Abb. H-32:). Dieses Ergebnis wurde auch mit den Ergebnissen aus Resch et al., (2021) verglichen, in denen anhand einer Teilkostenberechnung gezeigt wurde, dass das Zwei-Schnittsystem die ökonomisch sinnvollste Variante ist. Ebenfalls wurde auch anhand einer Auswertung auf Vollkostenebene gezeigt, dass bei der Betrachtung der Kosten und Leistungen pro kg Milch die Faktorentlohnung pro kg produzierter Milch mit steigender Schnittnutzungsintensität abnimmt. Die höhere Schnittnutzungsintensität pro Hektar geht damit mit einer einhergehenden höheren Produktionsintensität mit steigenden Kosten je Hektar einher, insbesondere in Bezug auf Diesel und Kraftfutter (Resch et al., 2021). In dieser Arbeit war ebenfalls das kalkulatorische Betriebsergebnis bei der 3-Schnittnutzung schlechter, die Erträge konnten den Arbeitsaufwand und die dadurch entstandenen Kosten nicht kompensieren. Wie sich aber höhere Erträge auf einen eventuell höheren Tierbesatz und damit angepasste Düngung auf die Ökonomie auswirken, könnte in Folgeprojekten für humide Mittelgebirgslagen weiter untersucht werden.

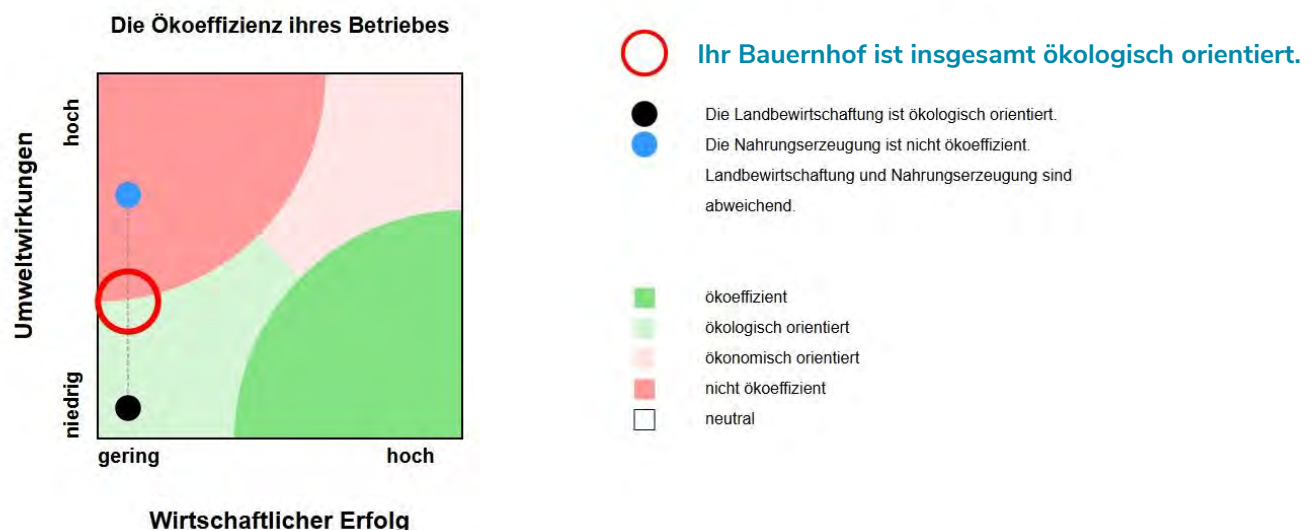


Abb. H-32: Gesamtbewertung der Ökoeffizienz der intensiven Nutzung.

Zusammenfassend lässt sich aus den Ergebnissen der Ökoeffizienz Bewertung für die standortübliche und intensivere Nutzung feststellen, dass bei höherem Ertrag einer intensiveren Nutzung der Betrieb, gleich wie bei der standortüblichen Nutzung, effizient in ökologisch orientierter Wirtschaftsweise bewirtschaftet werden kann. Aufgrund des höher angenommenen Pflanzenertrages lagen die Dünger-Teilbilanzen bei intensiverer Nutzung in einem besseren Mittelfeld bzw. bei einer Stärke verglichen zur standortüblichen Nutzung. Jedoch aufgrund der höheren Arbeitszeit und dadurch höheren kalkulatorischen Kosten konnte der angenommene Ertragsüberschuss nicht die Kosten und Leistungen positiv beeinflussen, sodass die standortübliche Nutzung ökonomisch sinnvoller beurteilt wurde. Eventuell müssten die Erträge noch weitaus höher sein, dass die intensivere Nutzung auch ökonomisch einen Benefit zeigt. Bei höherem Ertragsgewinn wäre dann auch die Besitzdichte dahingehend anzupassen, welche weiters auf den Gesamtbetrieb detaillierter angesehen werden müsste. Nach den bisherigen Ergebnissen, ein und denselben Betrieb auf eine zusätzliche Nutzung umzustellen, mit der Annahme, dass die zusätzliche Nutzung einen Ertragsgewinn mit sich bringt, ist ökologisch sinnvoll. Hingegen konnte ökonomisch unter den bisherigen Ertragssteigerungen kein positiver Effekt festgestellt werden. Daher wäre es sinnvoll in weiteren Folgeprojekten zu untersuchen, wie sich höhere Erträge an humiden Mittelgebirgslagen auf einen eventuell höheren Tierbesatz und damit angepasste Düngung auf die Ökonomie weiters auswirken könnte.

H-5 Schlussfolgerungen

Das Projekt zur Untersuchung zweier Bewirtschaftungsintensitäten in einer humiden Mittelgebirgslage soll Aufschluss bringen, ob eventuell eine zusätzliche Nutzung, aufgrund höherer Lufttemperaturen bei ausreichenden Niederschlägen, eine Ertragssteigerung und in weiterer Folge einen ökonomischen Benefit eines Grünlandbetriebes hervorbringen kann. Dafür wurden über vier Vegetationsperioden von 2021 bis 2024 Wetter-, Bodenfeuchte- und Wasserbilanzauswertungen an einem montanen aktiv bewirtschafteten Grünlandbetrieb mithilfe einer am Versuchsfeld aufgebauten Sensorik (Wetterstation, Bodensensoren und Sickerwassersammler) ausgewertet und in weiterer Folge mit der oberirdischen Biomassebildung (Trockenmasseertrag) in Beziehung gesetzt. Dabei wurde analysiert wie eine zusätzliche Nutzung zu einer bisherigen standortüblichen Nutzung auf die Wasserverfügbarkeit und in weiterer Folge auf den Trockenmasseertrag wirkt. Ebenfalls wurden auch Pflanzenbestandsaufnahmen im ersten Jahr des Versuches und nach vier Jahren aufgenommen, um mögliche Auswirkungen einer intensiveren Nutzung auf die Biodiversität zu erkennen. Die in diesen Lagen standortübliche Nutzung umfasst meistens zwei Nutzungen inklusive einer herbstlichen Nachweide und entspricht daher einer eher halb-intensiven Nutzung. Die getestete intensivere Nutzung befasst sich mit drei Nutzungen inklusive einer herbstlichen Nachweide und wird dabei als intensive Nutzung angesprochen. Eine zusätzliche Nutzung führt jedoch auch zu einem erhöhten Arbeitsaufwand, welcher auch in einem Betriebsmanagement-Tool ökonomisch ausgewertet wird und mit der standortüblichen Nutzung verglichen wird. Dabei wurden alle am untersuchten Betrieb vorhandenen Ressourcen bestimmt und die im Projekt gewonnenen Trockenmasseerträge für beide Bewirtschaftungsflächen herangezogen.

Die Ergebnisse zeigten, dass der in diesem Projekt untersuchte Versuchsstandort als ein nicht wasserlimitiertes, jedoch energie-limitiertes hydrologisches Ökosystem bezeichnet werden kann. Die Jahresniederschläge der beobachteten Jahre lagen bei knapp über 1000mm, die potenziellen Verdunstungsmengen bei 566 mm. Demnach ergab sich über alle Jahre eine positive klimatische Wasserbilanz (Niederschlag > potenzielle Verdunstung). Die durchschnittlichen Lufttemperaturen lagen an diesem Mittelgebirgsstandort bei 6,6 °C, dabei wurden vom Jahr 2021 bis zum Jahr 2024 kontinuierlich ein mittlerer Temperaturanstieg berechnet. Für die Beziehungen der Wetterbedingungen sowie die daraus resultierende Bodenwasserverfügbarkeit zum Trockenmasseertrag wurden innerhalb der vier Beobachtungsjahre die einzelnen Vegetationsperioden auf die Wasserbilanzparameter detailliert untersucht. Dabei zeigten die vier Vegetationsperioden zwei Perioden in denen der Niederschlag bei > 700 mm (2021 und 2024) lag und zwei Perioden in denen Niederschlagsmengen von < 700 mm (2022 und 2023) berechnet wurden. Die höchsten mittleren Lufttemperaturen innerhalb der Vegetationsperioden wurden in den zwei niederschlagsärmeren Perioden im Jahr 2023 und 2022 gemessen. Demzufolge wurde ersichtlich, dass die trockeneren Vegetationsperioden in den Jahren 2022 und 2023 verglichen zu 2021 und 2024 waren, welche sich auch in den Bodenfeuchtebedingungen widerspiegelten. Hier wurden in den trockeneren Perioden 2022 und 2023 jeweils zwei Perioden im Juni und August beobachtet, wo es zu größeren Abnahmen der Bodenwassergehalte kam, in der Vegetationsperiode 2021 kam es nur im Juni und September zu einer stärkeren Abnahme. Die Trockenmasseerträge fielen in den zwei niederschlagsärmeren, jedoch wärmeren Perioden im Jahr 2022 und 2023 an beiden Bewirtschaftungsflächen höher aus als in den Perioden 2021 und 2024. Demzufolge könnte vermutet werden, dass an diesem humiden Standort trockenere Perioden im Hochsommer keinen wesentlichen Einfluss auf die Erträge haben, da ausreichend Bodenwasser für die oberirdische Biomassebildung verfügbar ist. Der Vergleich beider Bewirtschaftungsintensitäten zueinander zeigte, dass die Trockenmasseerträge an der standortüblichen Fläche in den beiden niederschlagsärmeren Perioden 2022 und 2023 höher waren als jene an der intensiveren Fläche. Demzufolge könnte vermutet werden, dass die intensivere Nutzung durch weniger Bodenwasserverfügbarkeit, welches durch die Wasserbilanz ermittelt wurde, in diesen beiden Perioden keinen Ertragsgewinn verglichen zur halb-intensiven Nutzung erzielen konnte. Hingegen wurden in den zwei anderen Beobachtungsperioden 2021 und 2024, in denen die Niederschläge > 700 mm betrugen, höhere Erträge an der intensiveren Fläche als jene an der

standortüblichen Fläche erzielt. Demzufolge könnte bei ausreichenden Niederschlägen die intensivere Nutzung für den Ertragsgewinn profitieren. Ebenfalls konnten aufgrund der Futteranalysen bestätigt werden, dass bei früherer Nutzung die Rohproteingehalte höher waren als bei späterer Nutzung. Aufgrund der Ergebnisse, dass in zwei von vier Perioden die intensivere Nutzung, in den anderen zwei der vier Perioden die standortübliche Nutzung mehr Ertrag erzielen konnte, ist zu vermuten, dass es sich an dieser humiden Mittelgebirgslage um eine Grenzlage der beiden Bewirtschaftungsintensitäten handeln könnte. Die Pflanzenbestandsaufnahme zu Beginn und vier Jahre nach Versuchsbeginn zeigte zudem, dass es zu keinen großen Artenunterschieden bzw. Veränderung der Artenanzahl kam. Ebenfalls traten mit der Zeit keine unerwünschten Arten an beiden Flächen mehr auf. Der Betrieb wurde bis dato eher extensiv bewirtschaftet, aufgrund dessen lässt sich der Standort auch als eine kriechende Schaumkresse Goldhafer Wiese beschreiben. Die Nährstoffsalden wurden bei der intensiven Nutzung meist negativer quantifiziert als an der standortüblichen Fläche. Die ökonomische Bewertung brachte für die intensivere Fläche unter den angenommenen Trockenmasseerträgen für ein Beispielsjahr (2023) keinen Benefit, jedoch zeigten die Ergebnisse der Ökoeffizienz Bewertung, dass die Landbewirtschaftung auch bei einer zusätzlichen dritten Nutzung ökologisch orientiert, wie jene bei der standortüblichen Nutzung, bleibt.

Abschließend könnte es sich, ausgehend von den bisherigen Ergebnissen in diesem Projekt hinsichtlich der Beziehung zu Wasserbilanz und Ertrag, bei humiden Mittelgebirgslagen in Zeiten des Klimawandels um eine Grenzlage von zwei zu drei Nutzungen handeln, welcher Ertragsgewinn stark abhängig hinsichtlich der Wetterbedingungen, Schnittzeitpunkte und der Düngung (Nährstoffbilanz) ist. Weitere Beobachtungen in den nächsten Vegetationsperioden in Zeiten veränderter Klimabedingungen wären sinnvoll, um diese Grenzlage weiter zu analysieren sowie die Ökoeffizienz auf den gesamten Betrieb auszuweiten und weiter zu quantifizieren.

H-6 Literaturverzeichnis

- Allen, R. G., Pereira L.S., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements. FAO, Rom.
- Allen, R. G., Pruitt, W. O., Wright, J. L., Howell, T. A., Ventura, F., Snyder, R., Itenfisu, D., Steduto, P., Berengena, J., Yrisarry, J. B., Smith, M., Pereira, L. S., Raes, D., Perrier, A., Alves, I., Walter, I., & Elliott, R. (2006). A recommendation on standardized surface resistance for hourly calculation of reference ETo by the FAO56 Penman-Monteith method. *Agricultural Water Management*, 81, 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.03.007>
- APCC (Hg.) (2014). Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014. Wien: Verlag der Österreichische Akademie der Wissenschaften.
- BMLFUW (2017): Richtlinie für die Sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland.
- Bockholt, R., Fuhrmann, U. & Briemle, G. (1996). Anleitung zur korrekten Einschätzung von Intensitätsstufen der Grünlandnutzung. *Natur Landschaft* 71 (5), 249-251.
- <https://www.bodenkarte.at> (2025)
- Bohner, A., Grims, F. & Sobotik, M. (2007). Die Rotschwingel-Straußgraswiesen im Mittleren Steirischen Ennstal (Österreich) - Ökologie, Soziologie und Naturschutz. *Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins*, Band 136, S. 113-114, Graz
- Bohner, A., Englisch, M., Kessler, D., Leitgeb, E., Reiter, R. & Schwarz, S. (2022). Grünlandböden erkennen und verstehen (1. Auflage).
- Braun-Blanquet, J. (Hg.) (1951). Pflanzensoziologische Grundzüge der Vegetationskunde. Wien, Springer-Verlag.
- Buchgraber, K., & Gindl, G. (Hg.) (2004). Zeitgemäße Grünland - Bewirtschaftung. Graz: Leopold Stocker Verlag.
- Buchgraber, K. (2018). Zeitgemäße Grünlandbewirtschaftung. Leopold Stocker Verlag, 216 S.
- Ernst, P. & Loeper, E. G. (1976). Temperaturentwicklung und Vegetationsbeginn auf dem Grünland. *Das Wirtschaftseigene Futter*, 22, 5–11.
- Flügel, H.W., & Neubauer, F. (1984). Steiermark, Geologie der österreichischen Bundesländer in kurgefassten Einzeldarstellungen. Geologische Bundesanstalt, Wien, 127 S.
- Fohrer, N., Bormann, H., Miegel, K., Casper, M., Bronstert, A., Schumann, A. & Weiler, M. (2016). *Hydrologie*. Bern, 389 S.
- Forstner, V., Groh, J., Vremec, M., Herndl, M., Vereecken, H., Gerke, H. G., Birk, S. & Pütz, T. (2021 a): Response of water balance components to climate change in permanent grassland soil ecosystems. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2021, 25, 6087-6106. <https://doi.org/10.5194/hess-25-6087-2021>
- Forstner, V., Birk, S., Bohner, A., Resch, R. & Stumpp, C. (2021 b): Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität auf Wasser- und Kohlenstoff-/Stickstoffflüsse im inneralpinen Dauergrünland. Endbericht von StartClim2020.D in StartClim2020: Planung, Bildung und Kunst für die österreichische Anpassung, Auftraggeber: BMK, BMWFW, Klima- und Energiefonds, Land Oberösterreich.
- Forstner, V., Vremec, M., Herndl, M., & Birk, S. (2023). Effects of dry spells on soil moisture and yield anomalies at a montane managed grassland site – a lysimeter climate experiment. *Ecohydrology*, 16 (3), e2518. <https://doi.org/10.1002/eco.2518>

Forstner, V., & Herndl, M. (2024). Kennwerte der klimatischen Wasserbilanz an zwei Grünlandstandorten im Ennstal. ÖAG-Infoschrift 2. Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Viehwirtschaft (ÖAG), Irdning-Donnersbachtal.

Fritz, C., Eichhorn, T., Scherzer, E., Herndl, M., & Guggenberger, T. (2023). Betriebsdaten nutzen als Basis für strategische Entscheidungen. Klimawandel-Anpassung. Empfehlungen für die Landwirtschaft. Eine Ergänzung zur Podcast Serie. HBLFA Raumberg - Gumpenstein, Irdning - Donnersbachtal.

Frenek, G., Leitinger, G., Obojes, N., Hofmann, M., Newesely, C., Deutschmann, M., Tappeiner, U., & Tasser, E. (2018). Community-specific hydraulic conductance potential of soil water decomposed for two Alpine grasslands by small-scale lysimetry. Biogeosciences, 15, 1065– 1078. <https://doi.org/10.5194/bg-15-1065-2018>

<https://www.geosphere.at> (2025)

<https://www.gis.stmk.gv.at> (2025)

Grüner Bericht 2024. Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. 65. Auflage, Wien

Herndl, M., Pötsch, E. M., Böhner, A., & Kandolf, M. (2011). Lysimeter als Bestandteil eines technischen Versuchskonzeptes zur Simulation der Erderwärmung im Grünland. 14. Gumpensteiner Lysimetertagung, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning - Donnersbachtal.

Herndl, M., Baumgartner, D.U., Guggenberger, T., Bystricky, M., Gaillard, G., Lansche, J., Fasching, C., Steinwider, A. & Nemecek, T. (2016). Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal, 93 S.

Jiménez-Donaire, M., Tarquis, A., & Giráldez, J. V. (2020). Evaluation of a combined drought indicator and its potential for agricultural drought prediction in southern Spain. Natural Hazards and Earth System Sciences, 20(1), 21–33. <https://doi.org/10.5194/nhess-20-21-202>

Klingler, A. (2023). Betriebsdaten nutzen als Basis für strategische Entscheidungen. Klimawandel-Anpassung. Empfehlungen für die Landwirtschaft. Eine Ergänzung zur Podcast Serie. HBLFA Raumberg - Gumpenstein, Irdning - Donnersbachtal.

Pötsch, E.M., & Resch, R. (2005). Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Nährstoffgehalt von Grünlandfutter. 32. Viehwirtschaftliche Fachtagung zum Thema "Milchviehfütterung, Melkroboter, Züchtung, Ökonomie und Haltung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning - Donnersbachtal.

Resch, R., Schwab, E. & Schwaiger, E. (2009 a). Standortabhängige Auswirkungen differenzierter Grünlandbewirtschaftung auf Trockenmasse- und Qualitätsertrag. 4. Klimaseminar, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal.

Resch, R., Buchgraber, K., Pötsch, E. M., Gruber, L., Guggenberger, T., & Wiedner, G. (2009 b). Mineralstoffe machen das Grund- und Kraftfutter wertvoll. ÖAG - Broschüre Info (8). Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Viehwirtschaft (ÖAG), Irdning - Donnersbachtal.

Resch, R., Peratoner, G., Romano, G., Piepho, H. P., Schaumberger, A., Bodner, A. et al. (2015). Der Pflanzenbestand als Basis hoher Futterqualität im Grünland. 20. Alpenländisches Expertenforum. HBLFA Raumberg - Gumpenstein, Irdning - Donnersbachtal.

Resch, R. (2016). Einfluss des Vegetationsstadiums von Grundfutter auf den Gehalt an Strukturkohlenhydraten. 43. Viehwirtschaftliche Tagung. HBLFA Raumberg - Gumpenstein, Irdning - Donnersbachtal.

Resch R., Pötsch, E.M., & Buchgraber, K. (2017). Bewertungskriterien für eine standortangepasste und produktionsbasierte Bewirtschaftungsintensität von Dauerwiesenbeständen in Österreich. DaFNE-

Projekt 100844. Abschlussbericht DW-NET. HBLFA Raumberg - Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal.

Resch, R. (2021): Langzeitauswirkungen differenzierter Bewirtschaftungsintensität von Dauerwiesen unter besonderer Berücksichtigung ökonomischer und ökologischer Effekte. DaFNE-Projekt 101309 DW-NET4. HBLFA Raumberg - Gumpenstein, Irdning - Donnersbachtal.

Schaumberger, A., Pötsch, E. M., & Schweiger, M. (2019). Veränderungen der Vegetationsdynamik unter zukünftigen Klimabedingungen. 18. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal.

Schechtner, G. (1958). Grünlandsoziologische Bestandsaufnahme mittels "Flächenprozentschätzung". In: Zeitschrift für Acker-und Pflanzenbau (105), S. 33–43.

Schuchardt, M. A., Berauer, B. J., von Heßberg, A., Wilfahrt, P., & Jentsch, A. (2021). Drought effects on montane grasslands nullify benefits of advanced flowering phenology due to warming. *Ecosphere*, 12 (7). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3661>

Starz, W. (2023). Betriebsdaten nutzen als Basis für strategische Entscheidungen. Klimawandel-Anpassung. Empfehlungen für die Landwirtschaft. Eine Ergänzung zur Podcast Serie. HBLFA Raumberg - Gumpenstein, Irdning - Donnersbachtal.

Steinwider, A., Starz, W., Bohner, A., Angeringer, W., & Edler, V. (2019). Bodenleben aktivieren und Qualität erhalten. ÖAG - Borschüre (4). Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Viehwirtschaft (ÖAG), Irdning - Donnersbachtal.

VDLUFA (Hg.) (1976). Methodenbuch Band III - Die chemische Untersuchung von Futtermitteln. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA). Darmstadt: VDLUFA-Verlag.

Vremec M., Collenteur R. A. & Birk S. (2024). PyEt v1.3.1: a Python package for the estimation of potential evapotranspiration. *Geoscientific Model Development* 17, 7083–7103. <https://doi.org/10.5194/gmd-17-7083-2024>

ZAR (2017). Die österreichische Rinderzucht 2016. ZAR-Zentrale Arbeitsgemeinschaft österreichischer Rinderzüchter, Ried im Innkreis, 132 S.

H-7 Anhang

Tab. H-9: Monatlicher Niederschlag und monatliche potenzielle Verdunstung von April bis Oktober in den Jahren 2021 bis 2024.

Vegetationsperiode	Niederschlag (mm)	Potenzielle Verdunstung (mm)
Jahr 2021		
April	30	55
Mai	150	70
Juni	95	115
Juli	206	100
August	187	68
September	73	59
Oktober	31	37
Jahr 2022		
April	55	53
Mai	148	77
Juni	166	100
Juli	138	100
August	90	74
September	76	40
Oktober	91	32
Jahr 2023		
April	105	39
Mai	96	66
Juni	101	93
Juli	163	91
August	249	76

September	51	59
Oktober	61	37
Jahr 2024		
April	76	58
Mai	148	63
Juni	164	76
Juli	216	90
August	201	76
September	29	22
Oktober	24	29

Tab. H-10: Trockenmasseerträge (TM-Erträge) der standortüblichen (SÜ-Fläche) und intensiven Versuchsfläche (I-Fläche) in der Beobachtungsperiode von 2021 bis 2024.

Nutzung	TM (kg/ha) SÜ-Fläche	TM (kg/ha) I-Fläche
Jahr 2021		
1. Schnitt	939	1265
2. Schnitt	1346	1826
3. Schnitt	-	1183
Nachweide	810	375
Gesamtertrag	3094	4649
Jahr 2022		
1. Schnitt	1922	1595
2. Schnitt	2519	2478
3. Schnitt	-	839
Nachweide	1533	218
Gesamtertrag	5974	5130
Jahr 2023		
1. Schnitt	4508	2507
2. Schnitt	2146	2451
3. Schnitt	-	804
Nachweide	1029	381
Gesamtertrag	7683	6143
Jahr 2024		
1. Schnitt	1492	1774
2. Schnitt	1862	1634
3. Schnitt	-	1468
Nachweide	646	264
Gesamtertrag	4000	5139

Tab. H-11: Durchschnittliche Futtergehaltswerte der Rohnährstoffe Rohfaser (CF), Neutral-Detergenzien-Faser (aNDFom), Säure-Detergenzien-Faser (ADFom), Säure-Detergenzien-Lignin (ADL), Rohfett (CL), Rohasche (CA) sowie Rohprotein (CP) an der standortüblichen (SÜ-Fläche) und intensiven Versuchsfläche (I-Fläche) in den Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.

Jahr	CF (g/kg TM)	aNDFom (mg/kg TM)	ADFom (mg/kg TM)	ADL (mg/kg TM)	CL (g/kg TM)	CA (g/kg TM)	CP (g/kg TM)
Jahr 2021 (SÜ-Fläche)	246,0	445,3	307,1	51,0	20,6	86,2	164,5
Jahr 2021 (I-Fläche)	226,7	423,1	285,5	43,5	20,5	85,7	178,5
Jahr 2022 (SÜ-Fläche)	254,6	452,4	318,7	58,8	21,7	75,3	138,1
Jahr 2022 (I-Fläche)	226,0	414,6	290,8	51,5	23,4	87,7	170,5
Jahr 2023 (SÜ-Fläche)	265,9	509,4	342,6	50,7	11,9	72,4	147,3
Jahr 2023 (I-Fläche)	233,8	452,5	314,3	59,1	15,6	86,8	172,2
Jahr 2024 (SÜ-Fläche)	242,0	474,9	327,9	54,5	16,1	78,7	142,7
Jahr 2024 (I-Fläche)	223,1	461,1	302,8	46,8	16,8	88,0	172,1

Tab. H-12: Durchschnittliche Mengenelemente Calcium (Ca), Phosphor (P), Magnesium (Mg), Kalium (K) und Natrium (Na) sowie der Spurenelemente Eisen (Fe), Zink (Zn), Mangan (Mn) und Kupfer (Cu) an der standortüblichen (SÜ-Fläche) und intensiven Versuchsfläche (I-Fläche) in den Vegetationsperioden von 2021 bis 2024.

Jahr	Ca (g/kg TM)	P (g/kg TM)	Mg (g/kg TM)	K (g/kg TM)	Na (g/kg TM)	Fe (mg/kg TM)	Zn (mg/kg TM)	Mn (mg/kg TM)	Cu (mg/kg TM)
Jahr 2021 (SÜ-Fläche)	8,7	3,9	3,4	22,4	226,9	116,9	62,2	217,0	8,5
Jahr 2021 (I-Fläche)	8,2	4,2	3,3	22,6	262,1	110,3	61,6	202,5	8,8
Jahr 2022 (SÜ-Fläche)	7,6	3,7	3,2	19,7	286,7	79,3	60,1	211,2	7,0
Jahr 2022 (I-Fläche)	7,6	4,0	3,3	25,1	291,5	151,4	63,2	175,1	9,1
Jahr 2023 (SÜ-Fläche)	7,8	3,6	3,3	16,9	177,9	154,1	65,7	235,0	6,8
Jahr 2023 (I-Fläche)	8,2	4,1	3,2	24,3	235,7	150,6	64,4	196,3	8,1
Jahr 2024 (SÜ-Fläche)	9,6	3,6	3,5	17,0	291,0	333,0	66,4	234,9	7,0
Jahr 2024 (I-Fläche)	8,4	4,0	3,2	22,3	312,1	361,5	68,7	214,5	8,2