

Forstliche Forschungsberichte

München

Alpenhumus als klimasensitiver C-Speicher und entscheidender Standortfaktor im Bergwald

Jörg Ewald, Axel Göttlein, Jörg Prietzel, Michael Kohlpaintner,
Birgit Reger & Michelangelo Olleck

220

2020

ISBN 3-933506-51-4



ZENTRUM WALD FORST HOLZ
WEIHENSTEPHAN

Schriftenreihe des Zentrums Wald-Forst-Holz Weihenstephan

**Schriftenreihe des
Zentrums Wald-Forst-Holz Weihenstephan**

für

die Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement der Technischen Universität München,
die Fakultät Wald und Forstwirtschaft der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf und
die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft als Sonderbehörde der Bayerischen Forstverwaltung

Alpenhumus als klimasensitiver C-Speicher und entscheidender Standortfaktor im Bergwald

Abschlussbericht zum Forschungsprojekt

FKZ: 22WC406301 & 22WC406302

gefördert vom Waldklimafonds

Jörg Ewald, Axel Göttlein, Jörg Prietzel
(Projektleiter)

Zentrum Wald-Forst-Holz-Weihenstephan

Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1

D-85354 Freising

Impressum

Der Druck dieses Berichts wurde ermöglicht mit finanzieller Unterstützung
des Fördervereins Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan e.V.

ISSN 0174-1810

ISBN 3-933506-51-4

Alle Rechte, insbesondere das Recht der Vervielfältigung und Verbreitung sowie der Übersetzung vorbehalten.

Titel	Alpenhumus als klimasensitiver C-Speicher und entscheidender Standortfaktor im Bergwald Alpine humus as a climate-sensitive C-storage and decisive site factor in mountain forests
Keywords	Bodenkunde, Forstwirtschaft, Klimawandel, Kohlenstoffspeicherung, Ökosystemleistungen, räumliche Modellierung, Vegetation soil science, forestry, climate change, carbon storage, ecosystem services, spatial modelling, vegetation
Projektleiter	Prof. Dr. Jörg Ewald, Professur für Botanik, Vegetationskunde, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf Prof. Dr. Dr. Axel Göttlein, Fachgebiet Waldernährung und Wasserhaushalt, TU München apl. Prof. Dr. Jörg Prietzel, Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München
Herausgeber	Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1 D-85354 Freising www.forstzentrum.de
Schriftleitung	Dr. Joachim Hamberger
Dokumentation	Forstliche Forschungsberichte München Nr. 220, 2020, 154 Seiten
Erscheinungsdatum	Dezember 2020
Druck	Druckerei Lanzinger GbR, Oberbergkirchen
Auflage	250
Zu beziehen über	Förderverein Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan e.V. Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising Telefon: +49 151 17684894 E-Mail: info@foerderverein-forstzentrum.de

Inhaltsübersicht

I	Alpenhumus als klimasensitiver C-Speicher und entscheidender Standortfaktor im Bergwald - Synthese und Ausblick.....	5
II	Verbreitung und Vorkommen von Alpenhumus – Regionalisierung auf Landschaftsebene (Teilprojekt Makroskala).....	21
III	Nährstoff- und Wasserhaushalt des Systems „Alpenhumus“ (Teilprojekt Mesoskala).....	61
IV	Humuschemie und Mikrobiologie des Systems „Alpenhumus“ (Teilprojekt Mikroskala).....	101

Alpenhumus als klimasensitiver C-Speicher und entscheidender Standortfaktor im Bergwald

(Synthese und Ausblick)

**Jörg Ewald^{1*}, Axel Göttlein², Jörg Prietzel³, Michael Kohlpaintner²,
Birgit Reger¹ & Michelangelo Olleck¹**

¹ Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
Institut für Ökologie und Landschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3
D-85354 Freising

² Technische Universität München
Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2
D-85354 Freising

³ Technische Universität München
Lehrstuhl für Bodenkunde
Emil-Ramann-Straße 2
D-85354 Freising

* Korrespondierender Autor: joerg.ewald@hswt.de

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	9
1.1	Ausgangssituation	9
1.2	Projektkonzept und Fragestellungen	10
2	Zusammenfassung der Ergebnisse.....	12
3	Empfehlungen für die Praxis	14
3.1	Tangelhumus erkennen.....	14
3.2	Humusabbau vorbeugen	14
3.3	Humusvorräte wiederherstellen	14
4	Offene Fragen und Forschungsbedarf	15
4.1	Hemmung des Humusabbaus	15
4.2	Bedeutung des Totholzes die Humusbildung	15
4.3	Umsetzung in der Forstpraxis	15
5	Deutsche und englische Kurzfassung.....	16
5.1	Zusammenfassung.....	16
5.2	Alpine humus as C-storage and vital site factor for mountain forests of Bavaria's Limestone Alps (English Summary)	16
6	Literatur.....	18

1 Einleitung

Seit seiner Entdeckung durch die Naturforscher des 19. Jahrhunderts (SENDTNER 1854) haben sich Boden- und Forstwissenschaftler wiederholt unter verschiedenen Gesichtspunkten mit dem Phänomen des Alpenhumus bzw. Tangelhumus auseinandergesetzt. Von Anfang an war man sich der Bedeutung des Humus für die Entwicklung und die Funktion von Waldökosystemen bewusst. Bereits ZÖTTL (1951, 1965) untersuchte den eigentümlichen Chemismus und seine Wirkungen auf die Pflanzenernährung. In seiner Analyse der Forstgeschichte erwähnte MEISTER (1969) die auffallend mächtigen Humusauflagen in Urwaldresten. Im frisch gegründeten Nationalpark Berchtesgaden war in den 1980er Jahren der Humusschwund durch Waldweide der Ausgangspunkt für umfassende Forschungen (BOCHTER et al. 1981), die einerseits zur Beschreibung einer eigenen Bodenklasse der Skeletthumusböden (BOCHTER 1984, AD-HOC-AG BODEN 2005), andererseits zum ersten und bislang einzigen Versuch einer großflächigen Kartierung der Humusauflagen im Gebirgswald (FREYER 1986) führten. Seitdem war man sich in der Forstpraxis der Bedeutung der Humusauflagen wohl bewusst, ohne sie jedoch genau lokalisieren geschweige denn quantifizieren zu können.

In den Bodenzustandserhebungen und einer Serie von Forschungsprojekten (WINALP: REGER und EWALD 2011, SICALP: GÖTTLEIN et al. 2014, STRATALP: KATZENSTEINER et al. 2016) verdichteten sich die Hinweise, dass Tangelhumus im Bergwald der Kalkalpen viel weiter verbreitet ist als früher gedacht. Georg Meisters Hypothese zum Humusvorrat von Urwaldresten wurde durch Messungen bestätigt (CHRISTOPHEL et al. 2013). Und es mehrten sich Hinweise auf einen rezenten, womöglich durch den Klimawandel beschleunigten Abbau von Tangelhumusauflagen (PRIETZEL und CHRISTOPHEL 2014, GANGKOFNER und GÖTTLEIN 2014), der für die Ökosystemleistungen der Bergwälder bedrohlich werden könnte.

Damit ist die fachliche Ausgangslage des Alpenhumus-Projektes beschrieben. Diese Synthese stellt einen kompakten Überblick über Konzept, Ergebnisse und Schlussfolgerungen dieses Projektes dar und gibt abschließend einen Ausblick auf künftige Forschungsfragen.

1.1 Ausgangssituation

In den Bayerischen Kalkalpen bestimmt Tangelhumus mit seinen bis über 100 cm mächtigen Humusauflagen maßgeblich die Leistungsfähigkeit, Biodiversität, Resilienz und Klimaschutzwirkung vieler Berg- und Schutzwälder. Da diese Humusform überwiegend in der montanen und subalpinen Höhenstufe verbreitet ist, wird sie auch „Alpenhumus“ genannt. Aufgrund der vielerorts sehr flachgründig entwickelten Böden leisten diese organischen Auflagen einen herausragenden Beitrag zum Hochwasserrückhalt. Ohne sie verlieren viele Standorte ihr Wurzel- und Nährsubstrat und die darauf stockenden Bestände die Fähigkeit, gegen Lawinen und Muren zu schützen. Außerdem stellen die mächtigen Humusauflagen einen bedeutenden Kohlenstoffspeicher dar, welcher insbesondere in Zeiten des Klimawandels unbedingt in seinem gegenwärtigen Zustand, idealerweise sogar als Senke erhalten werden sollte. Rascher Abbau der Tangelauflagen durch Mineralisation und Erosion, z.B. infolge der Klimaerwärmung, kann auf empfindlichen Standorten innerhalb weniger Jahre erhebliche Funktionseinschränkungen und Kohlenstofffreisetzungen zur Folge haben. Wichtig ist es daher, den Tangelhumus als entscheidenden Standortsfaktor zu erhalten und zu stabilisieren. Zur Erfüllung dieser Aufgabe ist es notwendig, die Verbreitung und das Vorkommen zu kennen sowie die Prozesse der Bildung und Stabilisierung zu untersuchen. Bisherige Untersuchungen haben sich ausschließlich lokal mit der Verbreitung dieser mächtigen Auflagen beschäftigt. Außerdem gibt es bisher nur wenige Informationen zum Stoffhaushalt und zur Nährstoffdynamik von Tangelhumus-Standorten. Um fundierte Empfehlungen zum Schutz und zur Stabilisierung dieser Standorte geben zu können, müssen existierende Wissenslücken geschlossen werden.

1.2 Projektkonzept und Fragestellungen

Ziel des Projektes war es, das System „Alpenhumus“ im Bayerischen Alpenraum (Wuchsgebiet 15 gemäß Wuchsgebietsgliederung Bayerns nach FOERST und KREUTZER 1977) zu untersuchen und zu verstehen. Folgende Teilziele wurden verfolgt:

- 1) Verbesserte Kenntnis über die Verbreitung mächtiger Humusauflagen in der Landschaft,
- 2) Quantifizierung des Beitrags von Auflagehumus in Bergwäldern zur Kohlenstoffspeicherung,
- 3) verbessertes Verständnis der Prozesse, die zur Bildung und zum Abbau von Humusauflagen führen,
- 4) räumliche und zeitliche Szenarien zu Verbreitung und Vorratsveränderung bei Klimawandel sowie
- 5) Empfehlungen zur Stabilisierung und Mehrung von Humusauflagen durch angepasste Landnutzung.

Um diese Ziele zu erreichen, wurde das Vorhaben in drei relevante Maßstabsebenen aufgeteilt (Abb. 1), welche folgende Arbeitsschwerpunkte beinhalteten:

I) Makroskala - Landschaft

Für die Beantwortung der Frage nach der räumlichen Verbreitung und den steuernden Faktoren mächtiger Humusauflagen im Bayerischen Alpenraum wurden zunächst Bodenprofilaten innerhalb stratifizierter Bereiche (geologisches Substrat, Höhenlage und Relief) im Wuchsgebiet 15 erfasst. Mittels Regressionsmethoden wie Generalisierten Additiven Modellen (GAM) wurden mit geeigneten Prädiktoren und profilbezogenen Punktdaten die Auflagemächtigkeiten in der Fläche modelliert, um die Humusvorräte auf Landschaftsebene zu quantifizieren und die Steuerung der Waldbehandlung zu unterstützen. Für das Erkennen mächtiger Humusauflagen auf Bestandesebene wurde zudem eine praxistaugliche, auf der Bodenvegetation basierende Methode entwickelt. Die Arbeiten wurden unter Leitung von Jörg Ewald von Michelangelo Olleck und Birgit Reger am Institut für Ökologie und Landschaft der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf durchgeführt.

II) Mesoskala - Waldbestand

An ausgewählten Standorten mit Tangelhumus wurden sowohl die Stoffeinträge (Niederschlagswasser und Streu) also auch die Stoffausträge mit dem Sickerwasser erfasst und quantifiziert. In verschiedenen Tiefenstufen wurden nahezu ganzjährig Umwandlungs- und Verlagerungsprozesse, Temperatur- und Wasserhaushalt sowie C- und Nährstoffgehalte untersucht. Ergänzt wurden diese Freilanduntersuchungen durch im Labor durchgeführte Messungen von Mineralisationsraten und daraus berechneten Q10-Werten, welche den Anstieg der Abbauraten bei Temperaturerhöhung aufzeigen, sowie durch die Erstellung von Wasserspannungskurven zur Abschätzung der Wasserspeicherkapazität. Durch diese Arbeiten werden Rückschlüsse auf Wasser- und Kohlenstoffspeicherkapazität, Klimasensitivität sowie Nährstoffverfügbarkeit von Tangelhumusstandorten ermöglicht und zeitliche Trends und Gefährdungen erkannt. Die Erfassung und Auswertung der Daten auf Bestandesebene erfolgte unter Federführung von Axel Göttlein durch Michael Kohlpaintner am Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt der TUM.

III) Mikroskala - Bodenprofil

Es erfolgten vergleichende Untersuchungen der Humuschemie und Mikrobiologie an ausgewählten Tangel- und Moderhumusprofilen (i) mit unterschiedlicher Dynamik der C-Vorräte (aufbauende Dynamik in Wiederbewaldungsphasen nach vorangegangener Degradation; abbauende Dynamik unter aktuell sich in Auflösung befindlichen Waldbeständen), (ii) mit unterschiedlicher Exposition und Mikroklima bei sonst gleichen Standortbedingungen sowie (iii) in einem Höhengradienten von 900 bis 1700 m ü. NN. Diese Untersuchun-

gen ermöglichen Rückschlüsse auf entscheidende Prozesse der Humusdynamik unter verschiedenen bestandesstrukturellen und klimatischen Randbedingungen. Die Forschungsarbeiten der Mikroskala wurden von Jörg Prietzel am Lehrstuhl für Bodenkunde der TUM durchgeführt.

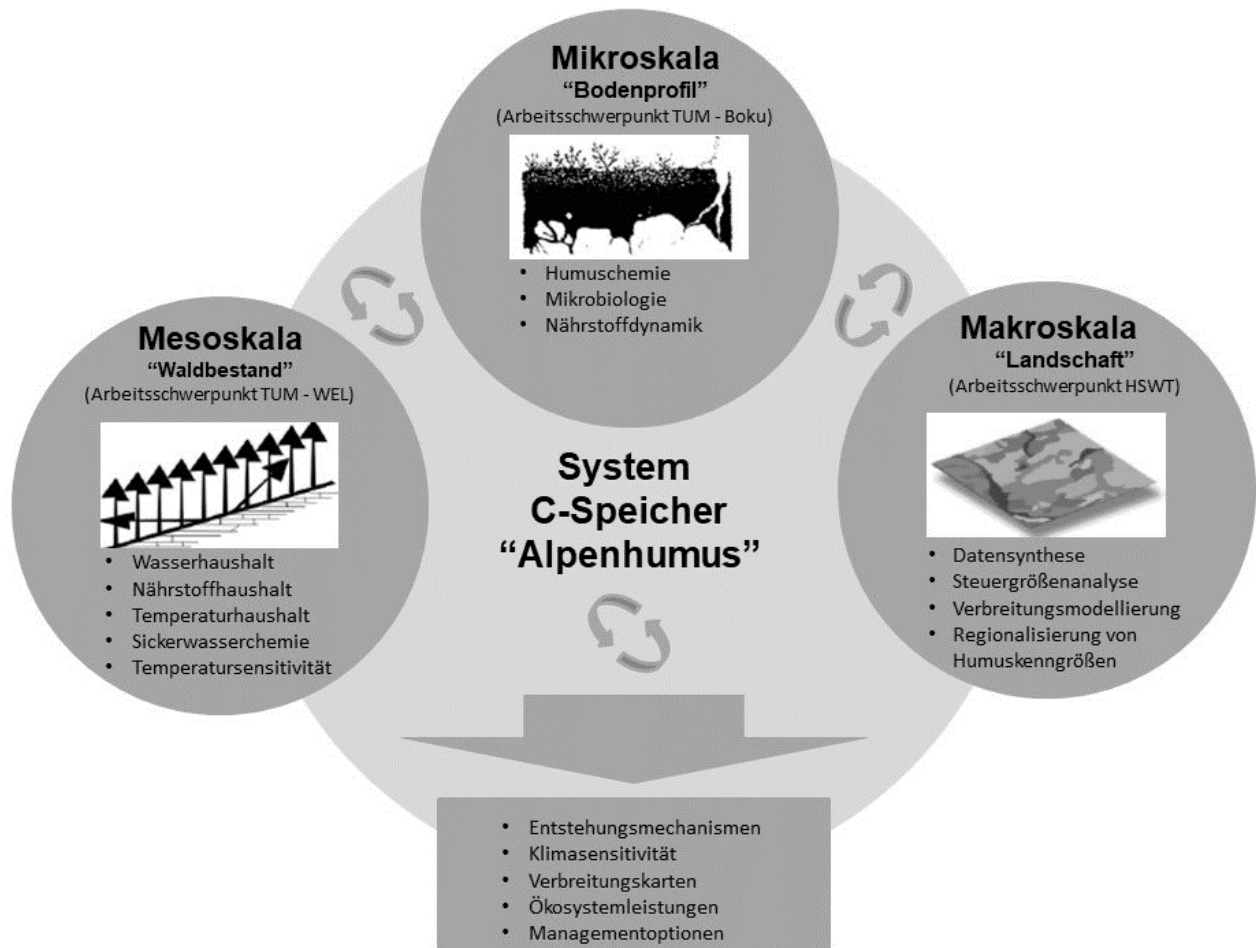


Abb. 1: Konzept des Forschungsprojektes Alpenhumus.

2 Zusammenfassung der Ergebnisse

Die detaillierten Resultate sind in den drei Kapiteln "Makroskala", "Mesoskala" und "Mikroskala" des Forschungsberichts nachzulesen. Sie lassen sich an Hand von Tab. 1 und Abb. 2 zusammenfassen.

Tab. 1: Forschungsfragen und ihre Beantwortung.

<i>Wo kann man mit Tangelhumus rechnen und wie ist er im Waldbestand zu finden?</i> (Kapitel Makroskala)	Mächtige Humusauflagen kommen in den Bayerischen Alpen überwiegend auf rückstandsarm verwitternden Kalken/Dolomiten auf ca. 9% der Waldfläche vor und können grob mit geostatistischen Modellen vorhergesagt werden. Innerhalb der modellbasierten Suchkulisse weisen säurezeigende Heidekraut- und Bärlappgewächse am (Klein-)Standort auf mächtige Humusauflagen hin.
<i>Welche Bedeutung hat Tangelhumus für den Wasserhaushalt und die Kohlenstoffspeicherung?</i> (Kapitel Mesoskala)	Die mächtigen Humusauflagen haben eine sehr hohe Wasserspeicherkapazität und spielen daher für den dezentralen Hochwasserschutz eine entscheidende Rolle. Die C-Speicherung beträgt pro cm ca. 6,9 t C ha⁻¹ und ist ab 15 cm Aufagemächtigkeit deutlich höher als bei allen anderen bayerischen Waldböden. In den Bayerischen Alpen speichern sie ca. 4,2 Megatonnen Kohlenstoff.
<i>Wie klimasensitiv ist Tangelhumus?</i> (Kapitel Mesoskala)	Laborversuche zeigen, dass Tangelhumus sehr temperatursensibel ist und im Zuge des Klimawandels die Gefahr der Degradation steigt.
<i>Ist es anhand chemischer Humuskennwerte möglich, den Umsetzungsgrad und eine auf- bzw. abbauende Dynamik zu identifizieren?</i> (Kapitel Mikroskala)	Die Untersuchungen ergaben zahlreiche Humuskennwerte, welche sich systematisch mit dem Umsetzungsgrad der org. Bodensubstanz verändern oder als Indikator für auf- bzw. abbauende Prozesse verwendet werden können.
<i>Durch welche Maßnahmen können Tangelhumusstandorte stabilisiert und gefördert werden?</i>	Eine vitale und dauerhafte Bestockung sorgt für ausreichende Beschattung und regelmäßigen Streueintrag. Durch Belassen von Totholz und Kronenmaterial wird zudem die notwendige Biomassenachlieferung weiter gefördert. Flächige Holznutzung und Schadereignisse mit anschließender Räumung führen bei mangelnder Vorausverjüngung (unangepasste Wilddichte) zu erheblichen Humusverlusten.

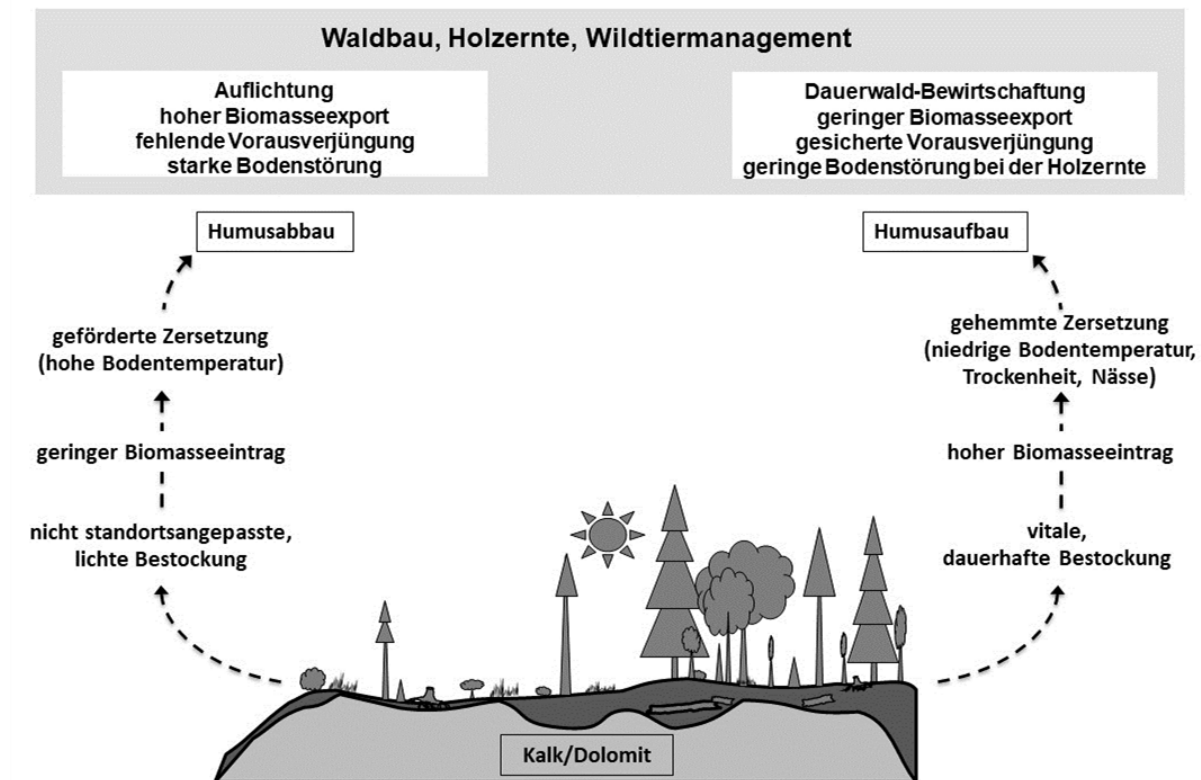


Abb. 2: Grafisches Modell des Systems Alpenhumus.

Tangelhumus entsteht unter besonderen Standortsbedingungen durch Überwiegen des Humusaufbaus über den Humusabbau und die Einmischung in den Mineralboden, befindet sich also in einem Fließgleichgewicht mit langfristig positiver C-Bilanz. Die positiven Kardinalpunkte (Abb. 2 rechts) dafür sind biogeoklimatisch:

- 1) Tangelhumus ist gebunden an die Vegetationsformen Wald und Krummholz mit hoher Nachlieferung an Streu und Totholz.
- 2) Eine dauerhafte Anhäufung von mächtigen Auflagen findet nahezu ausschließlich auf felsigen und steinigen Kalk- und Dolomit-Standorten ohne nennenswerten mineralischen Feinboden statt.
- 3) Geringe Bodentemperaturen hemmen den Abbau der Auflagen, wobei das Makroklima (inkl. anthropogener Klimaerwärmung) und das Waldinnenklima zusammenwirken; neben Kälte können an bestimmten Standorten auch Trockenheit und Nässe dem Abbau entgegenwirken.

Optimal sind die Bedingungen für Erhaltung und Aufbau von Tangelhumus folglich in den geomorphologisch jungen Kalkalpen unter geschlossenen Dauerbestockungen mit hohen Vorräten an lebender und toter Biomasse (stehendes und liegendes Totholz).

Diesem Optimalzustand stehen folgende Gefährdungen (negative Kardinalpunkte, Abb. 2 links) entgegen:

- 1) Tangelhumus reagiert empfindlich auf die Entnahme von Biomasse durch Holzernte sowie auf Beweidung und geht bei langfristiger Entwaldung verloren.
- 2) Klimaerwärmung fördert den mikrobiellen Abbau von Tangelhumus insbesondere nach Störung des Kronendachs durch Schadereignisse und lang andauernder Freilage infolge fehlender Verjüngung.

Bei Überwiegen der negativen Einflüsse findet Humusschwund statt, der im Extremfall bis zur Verkarstung mit vollständigem Verschwinden des Tangelhumus (und letztlich des aufstockenden Waldes), Freisetzung erheblicher Mengen an Treibhausgasen und Verlust der Wasserspeicherkapazität führen kann. In einem Negativszenario könnten bis zu 9% der Wuchsgebietsfläche ihre Schutzfähigkeit einbüßen.

3 Empfehlungen für die Praxis

Aus den Ergebnissen des Alpenhumus-Projektes lässt sich ein dreistufiges Konzept zur künftigen Berücksichtigung von Tangelhumus in der Planung, Behandlung und Sanierung von Schutzwäldern ableiten. Es umfasst die drei Säulen "Erkennen", "Vorbeugen" und "Wiederherstellen" und kann unter dem Begriff der Humuspflge (MELLERT und EWALD 2011) subsumiert werden. Dieses Dreisäulenmodell bildet den fachlichen Kern eines zu entwickelnden Handbuchs der Humuspflge in Berg- und Schutzwäldern (vgl. Abschnitt 4.3).

3.1 Tangelhumus erkennen

Voraussetzung für eine angemessene Humuspflge, die über die allgemeinen Prinzipien der sachgerechten Behandlung von Berg- und Schutzwäldern hinausgeht, ist die Lokalisierung größerer Tangelhumusvorkommen als Brennpunkte des Bodenschutzes. Da in aller Regel in den Kalkalpen keine feinmaßstäblichen Bodenkarten mit Ausweisung der Auflagemächtigkeiten existieren, erfolgt die Erkennung in zwei Schritten:

- 1) Abgrenzung der Räume mit rückstandsarm verwitternden Kalk- und Dolomitsubstraten an Hand des im Kapitel Makroskala dargestellten geostatistischen Modells oder der interaktiven Substratkarte (KOLB 2012).
- 2) Innerhalb dieser Suchkulisse erfolgt die Lokalisation visuell an Hand des flächigen Vorkommens der leicht zu bestimmenden Säurezeiger aus den Familien der Heidegewächse (*Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*) und der Bärlappgewächse (*Lycopodium annotinum*, *Huperzia selago*) (OLLECK et al. 2019).

Verdachtsflächen können bevorzugt mit einem Leichtbohrstock aus Aluminium oder Sondiernadeln verifiziert werden. In Gebieten, in denen in größerem Umfang Projekte zur Humuspflge durchgeführt werden sollen, empfiehlt sich eine feinmaßstäbliche Kartierung der Auflagemächtigkeiten.

3.2 Humusabbau vorbeugen

In der unter 3.1 Punkt 1) genannten Humuspflgekulisse werden mit erhöhter Priorität gegen Bestandesstörungen resiliente Dauerbestockungen angestrebt bzw. erhalten. Kriterien für letztere sind

- 1) Freistellung von Waldweide,
- 2) angepasste Schalenwilddichten, die erfolgreiche Naturverjüngung zulassen,
- 3) Vorausverjüngung der waldgesellschaftstypischen Haupt- und Begleitbaumarten sowie
- 4) strukturreiche, gestufte Bestände mit geschlossenem Kronendach, hoher Einzelbaumstabilität und Samenspendern der waldgesellschaftstypischen Baumarten.

In Bestockungen, die diese Kriterien (noch) nicht erfüllen, werden ökologischer Waldumbau oder Schutzwaldsanierung in Kombination mit den unter 3.3 genannten Maßnahmen durchgeführt.

3.3 Humusvorräte wiederherstellen

Über die unter 3.2 genannten jagdlichen und waldbaulichen Maßnahmen hinaus wird für den mittel- bis langfristigen (Wieder-)Aufbau von Tangelhumus empfohlen

- 1) Stamm- und Kronenholz unter Beachtung des Waldschutzes, bevorzugt als Querleger, der Vermoderung am Standort zu überlassen und
- 2) im Falle von Borkenkäfermassenausbreitung befallene Fichten rechtzeitig zu fällen, vor Ort zu entrinden oder zu streifen und am Standort zu belassen ("Schepsen und Liegenlassen"); bei

ausreichender Erschließung könnte das maschinell aufgearbeitete Schadholz auch in den Bestand zurückgebracht werden.

Der Gebirgswald auf Tangelhumus verdient, vergleichbar mit Moorwäldern und Mangroven, das Prädikat eines kohlenstoffreichen Ökosystems ("*carbon-rich ecosystem*" im Sinne von GOLDSTEIN et al. 2020), in dem den Ökosystemdienstleistungen Kohlenstoff- und Wasserspeicherung Priorität gegenüber der Holznutzung beizumessen ist. Diese Leistungen sollten durch finanzielle Anreize im Rahmen der forstlichen Förderung und des Emissionshandels abgegolten werden.

4 Offene Fragen und Forschungsbedarf

Der maßstabsübergreifende, interdisziplinäre Ansatz des Alpenhumus-Projekts erbrachte viele neue Erkenntnisse und Querverbindungen. Nicht alle verbleibenden Wissenslücken konnten indessen restlos aufgeklärt werden. Abschließend wird auf verbleibende Widersprüche und Forschungsbedarf hingewiesen.

4.1 Hemmung des Humusabbaus

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass mehrere verschiedene Faktoren in einem komplexen Wechselspiel (z.T. additiv, z.T. alternativ) zur Hemmung des Humusabbaus in den Kalkalpen beitragen (Abb. 2 rechts): Dass niedrige Temperaturen eine fördernde, jedoch nicht ausschließliche Bedingung für die Bildung von Tangelhumus sind, beweisen die Vorkommen in Tallagen und an Südhängen sowie das Fehlen von Tangelhumus auf nicht-carbonatischen Substraten, oft in unmittelbarer Nachbarschaft zu Hartkalken und Dolomiten. Ein alternativer Erklärungsansatz für die Bindung mächtiger Auflagen an Wald ist ferner der Antagonismus zwischen Mykorrhiza und Zersettern (FERNANDEZ und KENNEDY 2016), die um knappe Ressourcen wie Mangan oder Phosphor konkurrieren.

Die Klärung der beteiligten Prozesse verlangt weitergehende humuschemische (Klärung der stabilisierenden Rolle von Ca) und mikrobiologische Untersuchungen an Tangelhumus, z.B. in Form von zusätzlichen Varianten bei Inkubations- und Freilandversuchen (unterschiedliche Wassergehalte und Ca-Sättigungen) und einer funktionellen Charakterisierung der Mikrobiome (Meta-Transkriptome, URICH et al. 2008).

4.2 Bedeutung des Totholzes die Humusbildung

Unsere Geländebefunde sprechen für eine herausragende Rolle von Totholz für die C-Nachlieferung und Bildung mächtiger Humusauflagen. Diese Hypothesen bedürfen noch der Prüfung auf der Mikro- (langlebige humuschemische Kennwerte) und Meso-Skala (Stoffhaushalt von holzbürtigen Auflagen), wo bislang nur die Nachlieferung aus dem Streufall erfasst wurde. Zeitlich diskrete Nachlieferung in Form von Totholz bietet eine alternative Erklärung für einen Teil der beobachteten "Luftwurzeln" (GANGKOFNER & GÖTTLEIN 2014), was auch bei der Dauerbeobachtung an Humuspegeln berücksichtigt werden sollte. Die Berücksichtigung von Totholz-Zersetzungsraten (HARARUK et al. 2020) bei der Abschätzung der nachhaltigen C-Speicherung in Tangelhumus wäre eine wichtige Grundlage für die Anrechnung von Ökosystemleistungen.

4.3 Umsetzung in der Forstpraxis

Die Umsetzung in betriebliche Konzepte/Richtlinien, staatliche Förderprogramme und Vermarktung von Ökosystemleistungen sollte in einem Folgeprojekt untersucht werden. Nach Abstimmung der Bedürfnisse und Möglichkeiten mit Stakeholdern (Waldbesitzer, Behörden, Dienstleister) steht die Entwicklung eines Leitfadens/Handbuchs für die Humuspflge in Berg- und Schutzwäldern an.

5 Deutsche und englische Kurzfassung

Ergebnisse und Empfehlungen werden kurz zusammengefasst und für eine internationale Leserschaft dargestellt.

5.1 Zusammenfassung

Tangelhumus (auch als Alpenhumus bezeichnet) bezeichnet die 15 bis > 100 cm mächtigen Humusauflagen unter Bergwald und Krummholz auf wenig verwitterten Carbonatgesteinen, die auf ca. 9% der Waldfläche in den Bayerischen Alpen in allen Höhenlagen und Hangexpositionen angetroffen werden. Vor Ort ist Tangelhumus innerhalb einer modellierten Suchkulisse an Hand von Zeigerpflanzen genauer lokalisierbar. Mit 6,9 t Kohlenstoff pro cm Auflage und ha speichert bereits ein 15 cm mächtiger Tangelhumus mehr Kohlenstoff als ein durchschnittlicher bayerischer Waldboden - im ganzen Wuchsgebiet wird seine C-Speicherung auf 4,2 Megatonnen geschätzt. Bei Bergwäldern auf Tangelhumus handelt es sich um kohlenstoffreiche Ökosysteme ("carbon-rich forests").

Tangelhumus dient vielen Berg- und Schutzwäldern als ausschließliches Wurzelsubstrat, in dem Calcium, Magnesium und Stickstoff gut, Phosphor und Mangan jedoch knapp verfügbar sind. Mit seiner sehr hohen nutzbaren Wasserspeicherfähigkeit trägt er maßgeblich zum Wasserrückhalt bei. Experimentelle Erwärmung im Labor beschleunigt den mikrobiellen Abbau. Stärker zersetzter Tangelhumus lässt sich chemisch durch engere C/N-Verhältnisse und höhere Anteile oxidierter organischer Schwefelverbindungen kennzeichnen.

Erhaltung und Mehrung von Tangelhumus sind für die Funktionsfähigkeit vieler Berg- und Schutzwälder der Kalkalpen von entscheidender Bedeutung, wobei die Ökosystemleistung als C-Speicher mehr Aufmerksamkeit verdient. Es wird ein dreistufiges Konzept der Humuspflge vorgeschlagen, das die Erkennung und Kartierung, die vorbeugende Erhaltung stabiler, struktur- und baumartenreicher Dauerbestockungen sowie den Aufbau und die Wiederherstellung von Tangelhumus durch gezieltes Belassen von Kronen- und Stammholz umfasst.

5.2 Alpine humus as C-storage and vital site factor for mountain forests of Bavaria's Limestone Alps (English Summary)

In the Bavarian Limestone Alps 15 cm up to > 100 cm thick organic forest floors (in the following "TOFF") make a significant contribution to ecosystem services, biodiversity, resilience and climate mitigation of mixed coniferous mountain forests (*Picea abies*, *Fagus sylvatica*, *Abies alba*) and *Pinus mugo*-krummholz. Due to the distribution from the montane (ca. 700 m) to the subalpine belt (ca. 1800 m), these soils are termed "alpine humus" (German: "Tangelhumus" or "Alpenhumus", corresponding to Follic Histosols in the FAO classification, LAG et al. 2016). Overlying rocks or immature, very shallow mineral soils, these organic soils are vital to water retention. Without them, trees lose their sole source of water and nutrients and, therefore, their ability to protect against natural hazards. TOFF present a significant carbon storage, which should be preserved or even increased as a carbon sink to counter climate change. TOFF need to be stabilized against mineralization and erosion, e.g. due to climate change, resulting in loss of ecosystem services and significant C release to the atmosphere.

The Alpine Humus Project engaged in improving the knowledge of TOFF in the landscape (macroscale: distribution and detection), in forest stands (mesoscale: ecosystems dynamics of carbon, nutrients and water) and in the soil (microscale: humus chemistry and microbiology).

I. Macroscale

TOFF occur on 9% of the forest area (including krummholz) of the Bavarian Alps. Their distribution from the montane to the subalpine belt (local optima at 500-600 m and 1700-1800 m a.s.l.) regardless of slope exposition contradicts the hypothesis that TOFF are restricted to high elevation, cold and moist sites. As the most important precondition for their formation is the absence of developed mineral soils, TOFF are mostly found on poorly weathered carbonate rocks and gravel (limestone, dolomite). Geostatistical models point to a considerable potential for restoring TOFF in forests of the Bavarian Alps, where they must have been much more widespread before intensive human land-use. Indicator species analysis showed that TOFF can be located within geologically suitable areas based on acidophytic plant species (mostly of the *Ericaceae* and *Lycopodiaceae*).

II. Mesoscale

The ecosystem studies carried out at the stand scale confirm the remarkable C storage of TOFF. On average, each cm of forest floor stores 690 g C*m⁻² or 6.9 t*ha⁻¹. As little as 15 cm of forest floor store more C (103 t*ha⁻¹) than the average forest soil in Bavaria (98 t*ha⁻¹). In the whole region, the total C stored in TOFF is estimated at 4.2 Megatons. Mountain forests on TOFF therefore qualify as "carbon-rich forests". Compared to average forest soils, TOFF stores markedly higher amounts of nitrogen and sulfur, but very much smaller amounts of manganese, phosphorous, potassium and iron. Very low stocks and concentrations of Mn and P likely contribute to TOFF stabilisation by limiting the metabolism of microbial decomposers. Decomposition rates of TOFF increase exponentially with temperature. Q10-values of 3 measured in the laboratory indicate an increase of decomposition rates by 12% with 1°C warming. Litter fall delivers 4.3 t*ha⁻¹ of biomass (ca. 2.1 t C*ha⁻¹) to the soil as well as 36 kg N*ha⁻¹, 55 kg Ca*ha⁻¹ and 6 kg Mg*ha⁻¹, but only 1.64 kg P*ha⁻¹ and 0.52 kg Mn*ha⁻¹. Part of the litter is converted into stable humus compounds supporting or increasing the humus layer. Salvage logging after windfall or bark beetle attack interrupts this input path for years. With 60% of its volume (80% of this in plant available form), TOFF stores a multiple of water compared to average forest soils, thus securing water supply of trees even in long drought periods and contributing to decentralized flood prevention by retention. Water balance modelling revealed a reduction of seepage of 50% during the drought year 2018 with an over-proportional increase in solute loads.

III. Microscale

Advanced decomposition of TOFF is characterized by narrowing of C/N-ratio and higher concentrations of oxidized organic sulfur compounds. The chemical investigations did not reveal systematic effects of deadwood input on SOC composition (e.g. increased contents of specific lignin components) of TOFF, which leaves the details of the plausible contribution of deadwood to TOFF formation unsolved. However, reduced lignin decomposition and humus turnover were detected with increasing elevation, lower temperature and higher precipitation. The latter constraints on decomposition are expected to be alleviated with climate warming, which could explain the strong decrease in C stocks at TOFF sites in recent decades (PRIETZEL et al. 2016). Silviculture and game management favoring dense canopies can reduce topsoil temperatures by 1.0 to 1.8°C and counteract TOFF degradation to a certain extent. On the other hand, TOFF were also found at dry sites, which could balance losses by warming.

Humus management

Conservation and restoration of TOFF are vital for ecosystem functioning and services (including C storage) delivered by protection forests of the Limestone Alps. We propose a three-stage concept of humus management comprising detection and mapping, preventive establishment of a permanent, multilayered and species-rich forest cover, as well as the restoration of TOFF by leaving tree biomass (crowns and stems).

6 Literatur

- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (Hrsg.) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5, Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, Germany.
- BOCHTER, R., NEUERBURG, W. und ZECH, W. (1981): Humus und Humusschwund im Gebirge. Nationalpark Berchtesgaden-Forschungsberichte 2, 110 Seiten.
- BOCHTER, R. (1984): Böden naturnaher Bergwaldstandorte auf carbonatreichen Substraten. Nationalpark Berchtesgaden-Forschungsberichte 6, 212 Seiten.
- CHRISTOPHEL, D., SPENGLER, S., SCHMIDT, B., EWALD, J. und PRIETZEL, J. (2013): Customary selective harvesting has considerably decreased organic carbon and nitrogen stocks in forest soils of the Bavarian Limestone Alps. *Forest Ecology and Management* 305: 167–176.
- FERNANDEZ, C. W. und KENNEDY, P. G. (2016): Revisiting the ‘Gadgil effect’: do interguild fungal interactions control carbon cycling in forest soils? *New Phytol.* 209 (4): 1382–1394. DOI: 10.1111/nph.13648.
- FOERST, K. und KREUTZER, K. (1977): Regionale natürliche Waldzusammensetzung und Forstliche Wuchsgebietesgliederung Bayerns. Bayerische Forstliche Versuchsanstalt, München.
- FREYER, K. (1986): Forstliche Standortskartierung im Hochgebirge. *AFZ* 39: 967–969.
- GANGKOFNER, R. und GÖTTLEIN, A. (2014): Wurzeln fliegen nicht! - Merklicher Humusschwund im kalkalpinen Bergwald festgestellt. *AFZ-Der Wald* 5/2014: 30–34.
- GOLDSTEIN, A., TURNER, W. R., SPAWN, S. A., ANDERSON-TEIXEIRA, K. J., COOK-PATTON, S., FARGIONE, J., GIBBS, H. K., GRISCOM, B., HEWSON, J. H., HOWARD, J. F., LEDEZMA, J. C., PAGE, S., KOH, L. P., ROCKSTRÖM, J., SANDERMAN, J. und HOLE, D. G. (2020): Protecting irrecoverable carbon in Earth’s ecosystems. *Nature Climate Change* 10(4): 287–295. DOI: 10.1038/s41558-020-0738-8.
- GÖTTLEIN, A., KATZENSTEINER, K. und ROTHE, A. (Hrsg.) (2014): Standortsicherung im Kalkalpin - Si-cALP. Abschlussbericht zum Forschungsprojekt INTERREG BY/Ö J00183. Forstliche Forschungsberichte 212, Freising, 172 Seiten.
- HARARUK, O., KURZ, W. A. und DIDION, M. (2020): Dynamics of dead wood decay in Swiss forests. *Forest Ecosystems* 7(1): article number 36. DOI: 10.1186/s40663-020-00248-x.
- KATZENSTEINER, K., EWALD, J. und GÖTTLEIN, A. (Hrsg.) (2016): Wälder der Kalkalpen - Strategien für die Zukunft. *StratAlp. Österr. ges. f. Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung Universität für Bodenkultur. Forstliche Schriftenreihe Universität für Bodenkultur* 21, Wien, 127 Seiten.
- KOLB, E. (2012): Interaktive Karte der Gesteinseigenschaften. Eine neue Substratgliederung bringt schnelle Übersicht und viele Informationen über die Böden der Bayerischen Alpen. *LWF aktuell* 87/2012: 15–17.
- LAG, J., HADAS, A., FAIRBRIDGE, R. W., MUÑOZ, J. C. N., POMBAL, X. P. und Cortizas, A. M. (2008): Histosols. In CHESWORTH, W. (Hrsg.): *Encyclopedia of Soil Science*. Dordrecht: Springer (Encyclopedia of Earth Sciences Series), S. 312–314.
- MELLERT, K. und EWALD, J. (2011): Wie viel Biomassenutzung verträgt der Bergwald? Empfindlichkeit von Wäldern gegenüber Biomassenutzung. *AFZ/Der Wald* 24/2011: 19–21.
- OLLECK, M., REGER, B. und EWALD, J. (2019): Plant indicators for Follic Histosols in mountain forests of the Calcareous Alps. *Applied Vegetation Science* 23: 285–296.
- PRIETZEL, J. und CHRISTOPHEL, D. (2014) Organic carbon stocks in forest soils of the German Alps. *Geoderma* 221-222: 28-39.
- PRIETZEL, J., ZIMMERMANN, L., SCHUBERT, A. und CHRISTOPHEL, D. (2016): Organic matter losses in German Alps forest soils since the 1970s most likely caused by warming. *Nature Geoscience* 9(7): 543–548. DOI: 10.1038/ngeo2732.
- REGER, B. und EWALD, J. (2011): Walddtypenkarte Bayerische Alpen. Eine neue Planungshilfe für die Forstpraxis. *AFZ/DerWald* 24/2011: 14–16.

- SENDTNER, O. (1854): Die Vegetationsverhältnisse Südbayerns nach den Grundsätzen der Pflanzengeographie und mit Bezugnahme auf die Landeskultur. München: Literarisch-artistische Anstalt.
- URICH, T., LANZÉN, A., QI, J., HUSON, D. H., SCHLEPER, C. und SCHUSTER, S. C. (2008): Simultaneous assessment of soil microbial community structure and function through analysis of the meta-transcriptome. *PloS one* 3(6), e2527. DOI: 10.1371/journal.pone.0002527.
- ZÖTTL, H. (1951): Die Vegetationsentwicklung auf Felsschutt in der alpinen und subalpinen Stufe des Wettersteingebirges. *Jb. Ver. z. Schutze d. Alpenpflz. u. -tiere* 16: 10-74.
- ZÖTTL, H. (1965): Zur Entwicklung der Rendzinen in der subalpinen Stufe. II. Chemisch-biologische Dynamik. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 110: 115–126.

Verbreitung und Vorkommen von Alpenhumus – Regionalisierung auf Landschaftsebene (Teilprojekt Makroskala)

Michelangelo Olleck, Birgit Reger & Jörg Ewald*

**Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
Institut für Ökologie und Landschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3
D-85354 Freising**

* Korrespondierender Autor: joerg.ewald@hswt.de

Inhaltsverzeichnis

1	Überblick des Teilprojektes Makroskala	25
1.1	Allgemeine Einführung	25
1.2	Ziele	25
1.3	Untersuchungsgebiet	25
1.3.1	Stratifizierung der Untersuchungsflächen	26
1.3.2	Datenerfassung im Gelände	30
2	Verbreitung in der Landschaft	32
2.1	Einführung	32
2.2	Material und Methoden.....	32
2.2.1	Datenherkunft und Aufnahmedesign.....	32
2.2.2	Datenanalyse	32
2.3	Ergebnisse und Diskussion	33
3	Kleinräumige Verbreitung.....	40
3.1	Einführung	40
3.2	Material und Methoden.....	40
3.2.1	Feinmaschige Rasterkartierung.....	40
3.2.2	Erfassung entlang von Transekten	41
3.2.3	Kartierung entlang von bewaldeten Gratstrukturen.....	41
3.3	Ergebnisse und Diskussion	42
3.3.1	Feinmaschige Rasterkartierung.....	42
3.3.2	Erfassung entlang von Transekten	46
3.3.3	Bewaldete Gratstrukturen.....	49
4	Lokalisation durch Zeigerpflanzen auf Bestandesebene	51
4.1	Einführung	51
4.2	Material und Methoden.....	51
4.3	Ergebnisse und Diskussion	51
5	Zusammenfassung	55
6	Literaturverzeichnis.....	56

1 Überblick des Teilprojektes Makroskala

1.1 Allgemeine Einführung

Mächtige Humusauflagen spielen in Bergwäldern eine herausragende Rolle für die Leistungsfähigkeit, Biodiversität und Resilienz dieser Ökosysteme. Insbesondere die Humusform Tangelhumus, welche Mächtigkeiten von mehr als 100 cm erreichen kann, hat eine essentielle Bedeutung für die auf felsigen Substraten entwickelten Waldstandorte. Vor allem in den kühl-feuchten Regionen der montan-subalpinen Stufe der Kalkalpen ist Tangelhumus zu finden, weshalb er auch als Alpenhumus bezeichnet wird. Tangelhumus ist jedoch im gesamten Alpenraum verbreitet (Huber und Englisch 1997).

Die Bedeutung dieser mächtigen Humusauflagen für die Waldstandorte erkannte bereits Leiningen (1909) und schrieb, dass „... Alpenhumus auch auf meterdicken Schichten schöne Waldbestände aller Art zu tragen vermag, welche häufig aus ihm alleine ihre Nährstoffe schöpfen“. Aufgrund des oft gänzlich fehlenden Mineralbodens stellt der Humus den einzigen ökologisch relevanten Wurzelraum sowie Wasser- und Nährstoffspeicher für die Waldbestockung dar. Um diesen essentiellen, aber auch klimasensitiven Standortfaktor und darüber hinaus enormen Kohlenstoffspeicher zu stabilisieren bzw. weiter aufzubauen, ist eine verbesserte Kenntnis über dessen Verbreitung und die Erkennung im Gelände notwendig.

1.2 Ziele

Die Regionalisierung (räumliche Modellierung) von mächtigen Humusauflagen und -vorräten in Abhängigkeit von Klima, Relief, Boden und Geologie in der Landschaft war das Hauptziel des Teilprojektes „Makroskala“. Die resultierenden Verbreitungskarten sollen die Förster und Waldbesitzer in der Standortseinschätzung sowie bei der Steuerung der Waldbehandlung unterstützen. Des Weiteren ermöglichen die Modelle eine Quantifizierung des Beitrags vom Auflagehumus zur Kohlenstoffspeicherung auf Landschaftsebene. Da die Verbreitung von Tangelhumus im Gelände oftmals sehr kleinräumig ist, liefern die resultierenden Karten mit einem Maßstab von 1:25.000 nur einen sehr groben Anhaltspunkt. Daher bedarf die Lokalisation auf Bestandesebene weiterer Unterstützung. Diese sollte mit Hilfe von Zeigerarten in der Bodenvegetation erfolgen. Diese Kenntnisse über Verbreitung und Lokalisation von mächtigen Humusauflagen im Gelände sind grundlegend für eine effiziente Humuspflge und den Schutz dieser Standorte.

1.3 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich auf das Wuchsgebiet 15 “Bayerische Alpen” (Gulder 2001) und umfasst eine Fläche von ca. 4.600 km² (Abb. 1). Ca. 260.000 ha dieser Fläche ist mit Wald (incl. Latschengebüsch) bedeckt. In den natürlichen Waldgesellschaften überwiegen montane Bergmischwälder mit den Hauptbaumarten Fichte (*Picea abies*), Buche (*Fagus sylvatica*) und Tanne (*Abies alba*) sowie den Begleitbaumarten Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Mehlsbeere (*Sorbus aria*), Esche (*Fraxinus excelsior*) und Eibe (*Taxus baccata*). In der subalpinen Höhenstufe ab etwa 1.400 m dominieren Fichtenbestände (Reger et al. 2015).

Die Meereshöhen im Gebiet reichen von 473 m (Saalach-Tal) bis zur Zugspitze, Deutschlands höchstem Gipfel mit 2.963 m. Aufgrund dieser weiten Höhenamplitude und des Westostverlaufs der Alpen, ergeben sich deutliche Gradienten der Temperatur und der Niederschlagssummen. Die mittleren Jahrestemperaturen der Luft liegen zwischen 2 und 9°C, die jährlichen Niederschlagssummen im Bereich von 1.175 bis 2.800 mm (Reger et al. 2014a). Im nördlichen Teil des Wuchsgebiets grenzt sich eine Molasse-, Flysch- und Helvetikumzone ab. Die südlich gelegenen Kalkalpen zeichnen sich durch das Vorherrschen von Kalksteinen und Dolomiten aus. Abgesehen von einigen eisfreien Nunatakker war die gesamte Region in den Eiszeiten immer wieder vergletschert (van Husen 1987). Durch den daraus resultierenden Gletscherschurf überwiegen im Kalkalpin heute junge, flachgründige Böden (Baier 2015).

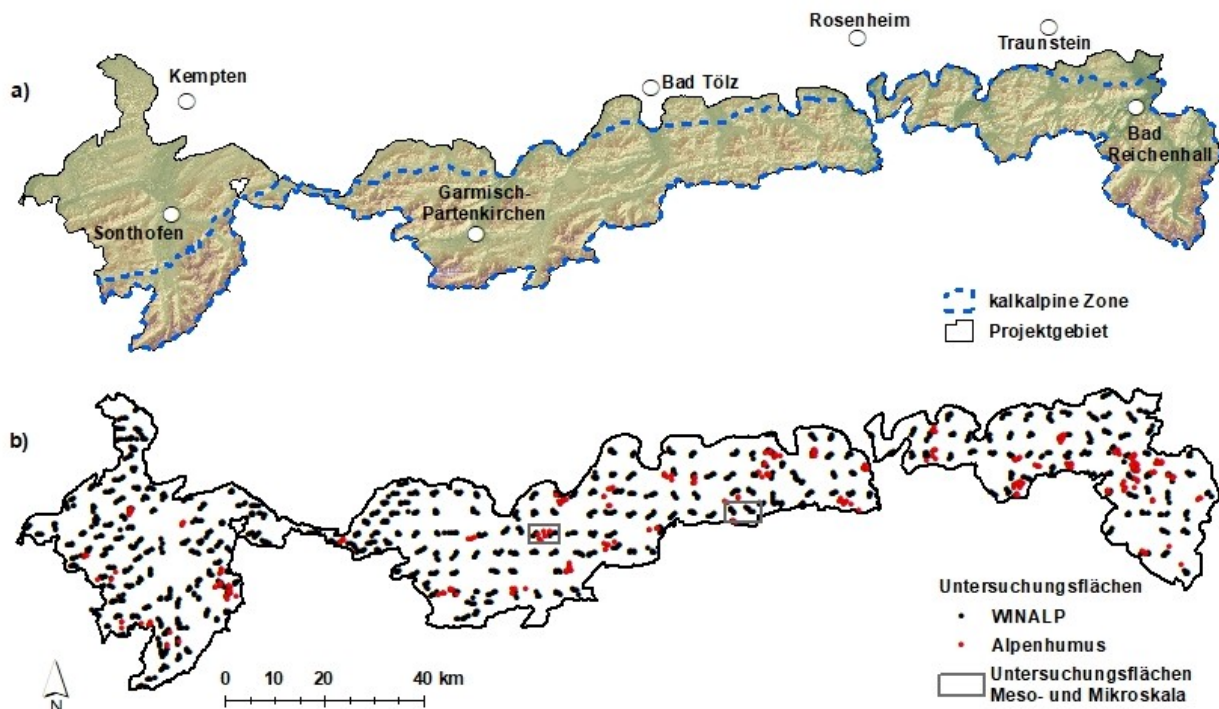


Abb. 1: a) Das Untersuchungsgebiet Bayerische Alpen (Wuchsgebiet 15) im Überblick. (Digitales Geländemodell mit 10m Auflösung, Geodatenbasis: Bayerische Vermessungsverwaltung). b) Das Untersuchungsgebiet mit der Verteilung und Lage der Untersuchungsflächen (Projekt Waldinformationssystem Nordalpen (WINALP) und Alpenhumusprojekt) im Projektgebiet.

1.3.1 Stratifizierung der Untersuchungsflächen

Die Auswahl der Untersuchungsflächen basierte auf einer Stratifikation nach physiographischen Kriterien, die in einem dreiziffrigen Code (1. Ziffer = Substrat, 2. Ziffer = Höhenstufe und 3. Ziffer = Relief) verschlüsselt wurden. Die Substratklassifizierung erfolgte anhand der Substratkarte der Bayerischen Alpen (Kolb 2012). Dazu wurden die für das Vorkommen von Tangelhumus infrage kommenden Substratziffern (feste und lockere Kalkgesteine mit hohen Carbonatgehalten (Kolb und Kohlpaintner 2018) ausgewählt, gruppiert und eine neue Substrat-Stratenziffer zugeordnet (Tab. 1). Die räumliche Stratifizierung erfolgte mittels ArcGIS 10.4.1 (ESRI Inc. 2020).

Tab.1: Auswahl der für die Stratifizierung verwendeten Substrate (1. Ziffer).

Substratkennziffer (Kolb 2012)	Substrattyp (Kolb 2012)	Substrat-Stratenziffer	Substrat-Stratentyp
281	Hartkalke, z.T. konglomeratisch	1	Festgestein & Blockstürze, kalkig
282	Kalke, z.T. konglomeratisch	1	Festgestein & Blockstürze, kalkig
291	Hartdolomite	2	Festgestein & Hart-Brekkzien, dolom.
292	Dolomite	2	Festgestein & Hart-Brekkzien, dolom.
382	carbonatische Lokalmoränen	3	Hangschutt kalkig & Lokalmoränen carbonatisch
481	Blockstürze	1	Festgestein & Blockstürze, kalkig
482	kalkige Hangschutte	3	Hangschutt kalkig & Lokalmoränen carbonatisch
492	dolom. Hangschutte	4	Hangschutt, dolom.
583	kalkige Bachschuttkegel	5	Schuttkegel, kalkig
591	dolom. Hart-Brekkzien	2	Festgestein & Hart-Brekkzien, dolom.
593	dolom. Bachschuttkegel	6	Schuttkegel, dolom.

Für die zweite Ziffer, welche die Höhenstufen repräsentiert, wurde die Meereshöhe (m ü. NN) in die drei Höhenstufen <1.000 m (Tieflagen, Höhen-Stratenziffer = 1), 1.000-1500 m (mittlere Lagen, Höhen-Stratenziffer = 2) sowie >1.500 m (Hochlagen, Höhen-Stratenziffer = 3) eingeteilt.

Eine Kombination aus Hangneigung und Exposition (Arbeitskreis Standortkartierung 2016) bildete die dritte Ziffer des Schlüssels (Tab. 2).

Tab. 2: Bildung der Relief-Stratenziffer (2. Ziffer).

Hangneigung [°]	Exposition sonnseitig: 112,5°-292,5° schattseitig 292,6°- 112,4°	Relief-Straten- ziffer	Relief-Stratentyp
0-15	sonn- und schattseitig	1	sonn- und schattseitige Plateaulagen
15-30	schattseitig	2	schattseitige geneigte bis steile Hanglagen
15-30	sonnseitig	3	sonnseitige geneigte bis steile Hanglagen
30-90	schattseitig	4	schattseitige steile bis schroffe Hanglagen
30-90	sonnseitig	5	sonnseitige steile bis schroffe Hanglagen

Die Datengrundlage für die Ableitung der Höhen- und Reliefdaten war das digitale Geländemodell mit einer Auflösung von 10 m (Geobasisdaten: Bayerische Vermessungsverwaltung).

Geländeerfahrungen zeigten, dass sich Tangelhumus auch auf Plateaulagen und in nicht mehr überfluteten Schotterauen finden lässt. Daher wurden neben den oben erläuterten Straten-Kombinationen weitere „Sonder-Straten“ ausgewiesen (Tab. 3). Diese setzten sich ebenfalls aus einer Kombination von Substratziffer (Kolb 2012), dem Relief (0-15°, sonn- wie schattseitig), der Höhe und zusätzlich aus einem definierten Wertebereich des Topografischen Feuchtigkeitsindex (TWI, topographic wetness index) zusammen. Die Definition des TWI-Bereiches wurde mittels Pixelinspektor in ArcGIS (ESRI Inc. 2020) in den Bereichen Wildbachauen, Auenwälder und Plateaulagen der Waldtypenkarte (Reger und Ewald 2012) abgegriffen.

Tab. 3: Ausweisung der Sonder-Straten.

Substratkennziffer (Kolb 2012)	TWI-Wer- tebereich	Höhenstufe [m ü. NN]	Sonderstraten- Ziffer	Sonder-Stratentyp
673, 672, 373	7-11	<1.000	816	Auengebiete der Tieflagen
673, 672, 373	7-11	1.000-1.500	826	Auengebiete der mittleren Lagen
673, 672, 373	7-11	>1.500	836	Auengebiete der Hochlagen
281, 282, 481, 291, 292, 591	5-8	<1.000	717	Plateaus der Tieflagen
281, 282, 481, 291, 292, 591	5-8	1.000-1.500	727	Plateaus der mittleren Lagen
281, 282, 481, 291, 292, 591	5-8	>1.500	737	Plateaus der Hochlagen

Die berechneten Straten wurden aufgrund der hohen Anzahl von Einheiten (96) mit teils sehr kleinem Flächenanteil weiter zusammengefasst. Zusätzlich wurde mittels der Nibble-Funktion in ArcGIS (ESRI Inc. 2020) geglättet, wobei alle zusammenhängenden Rasterzellen, welche eine Größe von <400 m² aufwiesen, durch den Wert des häufigsten Nachbarn ersetzt wurden. Das Ergebnis ist deutlich homogener, da einzelne Straten-Pixel verschwinden. Die Glättung wurde allerdings bei den Sonder-Straten der Plateaus (717, 727,

737) nicht angewendet, da sonst kleinere Vorkommen, z.B. entlang von Gratstrukturen, nicht abgedeckt worden wären. Anschließend erfolgte eine Umwandlung der Rasterdatei in eine Vektordatei (Shapedatei, Berechnung ohne die Vereinfachung der Polygone mittels ArcGIS (ESRI Inc. 2020)).

Final wurden die Polygone auf die Waldfläche resultierend aus der Ausdehnung der Waldtypenkarte inkl. Latschengebüsche aus Reger und Ewald (2012) zugeschnitten. Somit ergaben sich für die Beprobung im Gelände 57 Straten (Tab. 4).

Diese Straten bildeten die Grundlage für die Auswahl der Untersuchungsflächen im Gelände. Das Wuchsgebiet 15 - Bayerischer Alpen wurde in fünf Großregionen unterteilt, um die Aufnahmen besser koordinieren zu können. Diese Aufteilung orientiert sich in etwa an den Grenzen der naturräumlichen Einheiten von Meynen et al. (1953-62) (vgl. Tab. 5). In den jeweiligen Gebieten wurden mittels ArcGIS (ESRI Inc. 2020) für alle Einheiten nach den Kriterien Erreichbarkeit im Gelände, Art des Waldbesitzes und organisatorisch sinnvoll geeignete Polygone für die Beprobung ausgewählt und zur Erfassung im Gelände in ein ArcPad-Projekt (Version 10, ESRI Inc. 2020) exportiert.

Tab. 4: Final ausgewiesene und untersuchte Straten.

Straten-ziffer	Beschreibung
111	kalkige(s) Festgestein & Blockstürze ebener - stark geneigter Tieflagen
112	kalkige(s) Festgestein & Blockstürze sehr stark geneigter - steiler, schattseitiger Tieflagen
113	kalkige(s) Festgestein & Blockstürze sehr stark geneigter - steiler, sonnseitiger Tieflagen
114	kalkige(s) Festgestein & Blockstürze sehr steiler - sehr schroffer, schattseitiger Tieflagen
115	kalkige(s) Festgestein & Blockstürze sehr steiler - sehr schroffer, sonnseitiger Tieflagen
121	kalkige(s) Festgestein & Blockstürze ebener - stark geneigter, mittlerer Lagen
122	kalkige(s) Festgestein & Blockstürze sehr stark geneigter - steiler, schattseitiger mittlerer Lagen
123	kalkige(s) Festgestein & Blockstürze sehr stark geneigter - steilen, sonnseitiger mittlerer Lagen
124	kalkige(s) Festgestein & Blockstürze sehr steiler - sehr schroffer, schattseitiger mittlerer Lagen
125	kalkige(s) Festgestein & Blockstürze sehr steiler - sehr schroffer, sonnseitiger mittlerer Lagen
138	kalkige(s) Festgestein & Blockstürze ebener - stark schroffer Hochlagen
211	dolom. Festgestein & Hart-Brekkzien ebener - stark geneigter Tieflagen
212	dolom. Festgestein & Hart-Brekkzien sehr stark geneigter - steiler, schattseitiger Tieflagen
213	dolom. Festgestein & Hart-Brekkzien sehr stark geneigter - steiler, sonnseitiger Tieflagen
214	dolom. Festgestein & Hart-Brekkzien sehr steiler - sehr schroffer, schattseitiger Tieflagen
215	dolom. Festgestein & Hart-Brekkzien sehr steiler - sehr schroffer, sonnseitiger Tieflagen
221	dolom. Festgestein & Hart-Brekkzien ebener bis stark geneigter mittlerer Lagen
222	dolom. Festgestein & Hart-Brekkzien sehr stark geneigter - steiler, schattseitiger mittlerer Lagen
223	dolom. Festgestein & Hart-Brekkzien sehr stark geneigter - steiler, sonnseitiger mittlerer Lagen
224	dolom. Festgestein & Hart-Brekkzien sehr steiler - sehr schroffer, schattseitiger mittlerer Lagen
225	dolom. Festgestein & Hart-Brekkzien sehr steiler - sehr schroffer, sonnseitiger mittlerer Lagen
238	dolom. Festgestein & Hart-Brekkzien ebener - stark schroffer Hochlagen
311	kalkiger Hangschutt & carbonat. Lokalmoränen ebener - stark geneigter Tieflagen
312	kalkiger Hangschutt & carbonat. Lokalmoränen sehr stark geneigter - steiler, schattseitiger Tieflagen
313	kalkiger Hangschutt & carbonat. Lokalmoränen sehr stark geneigter - steiler, sonnseitiger Tieflagen
314	kalkiger Hangschutt & carbonat. Lokalmoränen sehr steiler - sehr schroffer, schattseitiger Tieflagen
315	kalkiger Hangschutt & carbonat. Lokalmoränen sehr steiler - sehr schroffer, sonnseitiger Tieflagen
321	kalkiger Hangschutt & carbonat. Lokalmoränen ebener - stark geneigter mittlerer Lagen

Straten- ziffer	Beschreibung
322	kalkiger Hangschutt & carbonat. Lokalmoränen sehr stark geneigter - steiler, schattseitiger mittlerer Lagen
323	kalkiger Hangschutt & carbonat. Lokalmoränen sehr stark geneigter - steiler, sonnseitiger mittlerer Lagen
324	kalkiger Hangschutt & carbonat. Lokalmoränen sehr steiler - sehr schroffer, schattseitiger mittlerer Lagen
325	kalkiger Hangschutt & carbonat. Lokalmoränen sehr steiler - sehr schroffer, sonnseitiger mittlerer Lagen
338	kalkiger Hangschutt & carbonat. Lokalmoränen ebener - stark schroffer Hochlagen
411	dolom. Hangschutt ebener - stark geneigter Tieflagen
412	dolom. Hangschutt sehr stark geneigter - steiler, schattseitiger Tieflagen
413	dolom. Hangschutt sehr stark geneigter - steiler, sonnseitiger Tieflagen
414	dolom. Hangschutt sehr steiler - sehr schroffer, schattseitiger Tieflagen
415	dolom. Hangschutt sehr steiler - sehr schroffer, sonnseitiger Tieflagen
421	dolom. Hangschutt ebener - stark geneigter mittlerer Lagen
422	dolom. Hangschutt sehr stark geneigter - steiler, schattseitiger mittlerer Lagen
423	dolom. Hangschutt sehr stark geneigter - steiler, sonnseitiger mittlerer Lagen
424	dolom. Hangschutt sehr steiler - sehr schroffer, schattseitiger mittlerer Lagen
425	dolom. Hangschutt sehr steiler - sehr schroffer, sonnseitiger mittlerer Lagen
438	dolom. Hangschutt ebener - stark schroffer Hochlagen
511	kalkige Schuttkegel ebener - stark geneigter Tieflagen
510	kalkige Schuttkegel sehr stark geneigter - steiler Tieflagen
519	kalkige Schuttkegel sehr steiler - sehr schroffer Tieflagen
548	kalkige Schuttkegel ebener - sehr schroffer mittlerer und hoher Lagen
611	dolom. Schuttkegel ebener - stark geneigter Tieflagen
610	dolom. Schuttkegel sehr stark geneigter - steiler Tieflagen
619	dolom. Schuttkegel sehr steiler - sehr schroffer Tieflagen
648	dolom. Schuttkegel ebener - sehr schroffer mittlerer und hoher Lagen
717	kalkige und dolom. Plateaus der Tieflagen
727	kalkige und dolom. Plateaus der mittleren Lagen
737	kalkige und dolom. Plateaus der Hochlagen
816	mergelige, fluviatile & glaziale Lockersedimente in Auengebieten der Tieflagen
846	mergelige, fluviatile & glaziale Lockersedimente in Auengebieten mittlerer und hoher Lagen

Tab. 5: Großregionen und dazugehörige naturräumliche Einheiten nach Meynen et al. (1953-62).

Großregion	Naturräumliche Einheiten (Anzahl Untersuchungsflächen)
Allgäuer Alpen	Hinterer Bregenzer Wald (8), Allgäuer Hochalpen (27), Vorderer Bregenzer Wald (8), Vilser Gebirge (3), Iller-Vorberge (8), Ammergebirge (4)
Werdenfelser Land	Wettersteingebirge (9), Karwendelgebirge (18), Ammergebirge (3), Niederwerdenfelser Land (4), Kocheler Berge (23)
Mangfallgebirge	Mangfallgebirge (57)
Chiemgauer Alpen	Chiemgauer Alpen (46), Loferer und Leoganger Alpen (16)
Berchtesgadener Alpen	Berchtesgadener Alpen (57)

1.3.2 Datenerfassung im Gelände

Jede der 57 Straten-Ziffern wurde in den fünf Großregionen (vgl. die Bachelorarbeiten von Feulner (2017), Haunstetter (2018), Jakob (2018), Lawrenz-Grunow (2018) und Wagner (2018)) mithilfe einer Kartieranleitung inkl. Erfassungsbogen (vgl. Abb. 2 und Tab. 6), welche die einheitliche Durchführung der Feldarbeiten sicherstellte, erfasst. Die bodenkundlichen Aufnahmen wurden in der Vegetationsperiode 2017 durchgeführt. Dazu wurden im Gelände die ausgewählten Polygone angelaufen und an einer repräsentativen Stelle dieser Fläche untersucht. Eine Aufnahme­fläche bestand aus zwei, sich mittig kreuzenden 20 m langen Transekten, welche von einer Fläche von 400 m² umschlossen waren (Abb. 2). Das Transekt von Punkt A zu Punkt C verlief immer in Hangrichtung, wobei Punkt A immer hangaufwärtsgerichtet war. Am Schnittpunkt der Transekte, welcher zugleich den Flächenmittelpunkt (M) darstellte, wurden mittels GPS-Gerät die Koordinaten erfasst, um diesen später georeferenzieren zu können. Entlang der Erfassungslinien wurde in 1 m-Abständen mithilfe eines Leichtbohrstocks eingestochen (orthogonal zur Bodenoberfläche) und die Auflagemächtigkeit sowie die Mineralbodenmächtigkeit erfasst. Die Konstruktion des Bohrstocks bestand aus einem aufgetrennten und angeschliffenen Aluminium-Rohr (Ø 20 mm), welches allein durch das Körpergewicht eingedrückt wurde. Ein quer eingeschobener Nagel diente als Griff und erleichterte das Drehen. Ergänzend wurde eine 1 m lange Sondiernadel zur Hilfe genommen. Dieser Eigenbau bestand aus einem zugespitzten Stahlstab (Ø 8 mm), welcher am anderen Ende mit einer Holzkugel (50mm) versehen wurde. An den vier Endpunkten (A-D) der Transekte sowie dem Mittelpunkt (M) der Fläche wurden zusätzlich Informationen zu den darunterliegenden Mineralbodenhorizonten bzw. der organischen Auflage erfasst.

Tab. 6: Erfasste Parameter auf den Untersuchungsflächen.

Parameter	Einheit	Bezugsfläche Datenerfassung	
		Gesamtfläche (400m ²)	Teilfläche (144m ²)
Vegetation			
Aktuelle Bestockung	Arten BS1 und BS2	x	
Gesamtdeckung einzelner Schichten	%	x	
Bodenvegetation (KS, MS, Flechten)			
Torfmoose, alle Arten zusammengefasst	%		x
Bärlappgewächse, alle Arten zusammengefasst	%		x
Grasartige, alle Arten zusammengefasst	%		x
Heidekrautgewächse, auf Artniveau	%		x
Relief			
Hangrichtung	°	x	
Hangneigung	°	x	
Vorhandensein v. Luftwurzeln	Ja/Nein	x	
Vorhandensein v. offenliegendem Fels	Ja/Nein	x	
Liegendes Totholz	Ja/Nein	x	
Vorhandensein von Runsen	Ja/Nein	x	
Vorhandensein von Karren	Ja/Nein	x	
Vorhandensein von Buckeln	Ja/Nein	x	
Vorhandensein von Stufen	Ja/Nein	x	
Bestand			
Pflegezustand*	gut/mittel/schlecht	x	
Beweidung	Ja/Nein	x	

* Bewertung anhand waldbaulichen Indikatoren wie z.B. das Vorhandensein alter Stöcke mit Schnittflächen, h/d-Verhältnis, Kronenlänge, Erschließung

Neben den bodenkundlichen Parametern wurden zudem Bestandes-, Vegetations- und Reliefdaten erfasst (Tab. 6). Die Deckung der Vegetation wurde schichtweise - Baumschicht 1 (BS1), Baumschicht 2 (BS2), Strauchschicht (StrS), Krautschicht (KS), Moosschicht (MS) und Flechten - anhand einer siebenstufigen, modifizierten Braun-Blanquet-Skala (Braun-Blanquet 1964) (Klasseneinteilung: r = deutlich <1% Deckung ; + = bis 1%; 1 = 1-4%; 2 = 5-25%; 3 = 26-50%; 4 = 51-75%; 5 = 76-100%) erfasst. Zur KS wurden alle Pflanzen bis 1 m Höhe (unverholzte Pflanzen auch >1 m) gezählt. Die StrS umfasste alle verholzten Pflanzen zwischen 1 und 5 m. Darüberstehende Gehölze oder Bäume wurden der BS1, bei zweischichtigen Beständen ggf. der BS2 zugeordnet. Pflanzenvorkommen auf Steinen, Wurzeln oder Totholz wurden nicht erfasst. Die erfassten Daten von insgesamt 291 Untersuchungsflächen wurden in einer MS Access Datenbank abgespeichert.

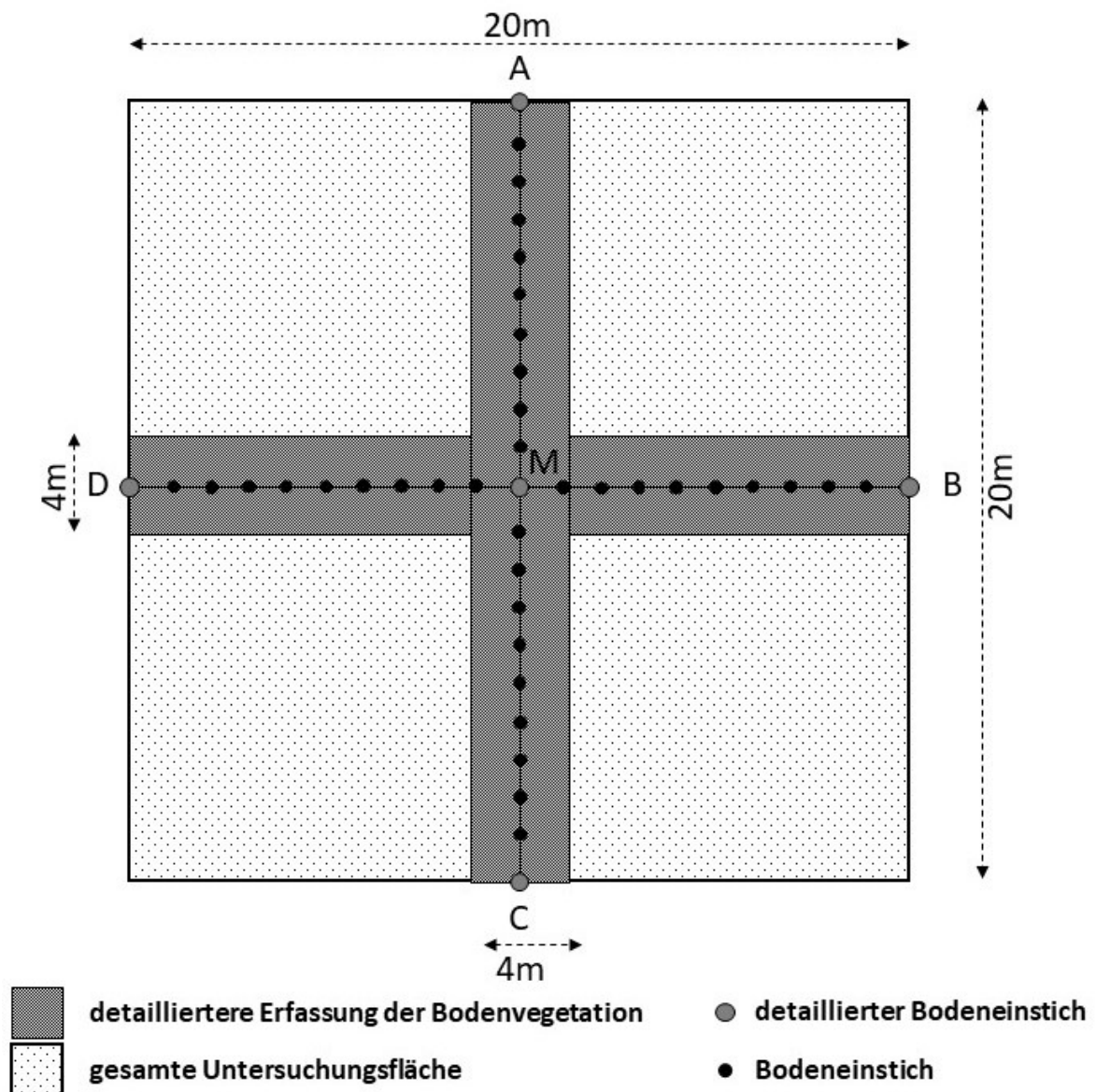


Abb. 2: Aufnahmefläche bestehend aus zwei 20m langen Transekten und der daraus resultierenden Untersuchungsfläche (Skizze nicht maßstabsgetreu). Punkt A lag immer an der Hangoberseite.

2 Verbreitung in der Landschaft

2.1 Einführung

Tangelhumus ist ein essentieller Standortfaktor in den Bergwäldern der Bayerischen Alpen. Trotz dieser Bedeutung, ist die Verbreitung von mächtigen Humusauflagen nicht ausreichend bekannt. Bislang befassten sich Studien allenfalls mit der lokalen und ungefähren Verbreitung von Tangelhumus (z.B. Zöttl 1965a; 1965b; Bochter 1984). Um diese Wissenslücke für den Bayerischen Alpenraum zu schließen, war ein Hauptziel des Projektes die Regionalisierung (räumliche Modellierung) von mächtigen Humusauflagen in Abhängigkeit von Klima, Relief, Boden und Geologie. In Form von Verbreitungskarten sollen die Ergebnisse den Förstern und Waldbesitzern als Hilfestellung zur Standortseinschätzung zur Verfügung stehen sowie bei der Steuerung der Waldbehandlung unterstützen. Des Weiteren ermöglichen die Modelle eine Quantifizierung des Beitrags vom Auflagehumus zur Kohlenstoffspeicherung auf Landschaftsebene. Auf das Thema C-Speicher wird im Kapitel Mesoskala näher eingegangen. An dieser Stelle wird nur ein kurzer Abriss der Methoden und wichtigsten Ergebnisse der Auswertungen dargestellt. Eine ausführliche Beschreibung findet sich in Olleck et al. 20xx (In Vorbereitung).

2.2 Material und Methoden

2.2.1 Datenherkunft und Aufnahmedesign

Die Untersuchungen erstrecken sich über die gesamten Bayerischen Alpen, wie in Abschnitt 1.3 näher erläutert. Die für die Modellierung verwendeten Daten stammen neben den gemäß Abschnitt 1.3.2 erfassten Daten aus dem 2011 abgeschlossenen WINALP-Projekt (Waldinformationssystem Nordalpen). Eine genaue Beschreibung zur Erfassung dieser 1.505 Untersuchungsflächen, welche in der WINALPecobase (GIVD ID EU-DE-003 in Dengler et al. 2011) gespeichert sind, findet sich in Reger et al. (2012).

2.2.2 Datenanalyse

Das Einstechen der Bohrstöcke wurde bei beiden Projekten unterschiedlich durchgeführt (Alpenhumus rechtwinklig zur Geländeoberfläche, WINALP immer senkrecht). Um die Profilmächtigkeiten der beiden Datensätze vergleichen zu können, wurden die Alpenhumusdaten gemäß Prietzel und Wiesmeier (2019) mittels Cosinus korrigiert. Insgesamt wurden im Alpenhumusprojekt 11.931 Bodeneinstiche auf 291 Untersuchungsflächen mittels Bohrstock durchgeführt. Einstiche tiefer 100 cm wurden verworfen, da diese tiefer waren als die Bohrstock-Länge. Bei den WINALP-Daten wurden Profile mit der hydromorphen Humusform Anmoor entfernt, da der Fokus der Studie auf mächtigen aeromorphen Humusformen lag. Für die Auswertung mussten ebenfalls Datensätze verworfen werden, welche in NoData-Bereichen der verwendeten Prädiktoren lagen. Nach Bereinigung der Daten verblieben 281 Plot-Mittelpunkte und insgesamt 11.748 Bodeneinstiche aus dem Alpenhumus-Projekt. Diese wurden mit 1.333 Bodenprofilaten aus WINALP ergänzt. Bei allen Berechnungen außer der Quantilsregression wurde mit den 281 Mittelpunkten des Transektkreuzes gerechnet. Die Quantilsregression basiert auf den 11.748 Einzeleinstichen.

Die Datenanalyse erfolgte in mehreren Schritten und umfasste zunächst einen deskriptiven Ansatz, in welchen Lagen und geologischen Einheiten Tangelhumus vorkommt. Zur Differenzierung zwischen Tangelhumus und den restlichen Profilen wurde wie auch in Abschnitt 4.2 die folgende Definition aus Olleck et al. (2019) angenommen:

$$[\text{Organische Auflage} > 15 \text{ cm}] \cap \{[\text{Humusform} = \text{Tangelhumus}] \cup [\text{Horizontfolge} = \text{O-C ohne mineralischen A-Horizont}]\}$$

wobei das Symbol $\cap$ für "und", U für "oder" steht.

Mittels des Präferenzindex gemäß Ewald (2004, 2007b) wurde untersucht, ob Tangelhumus bestimmte Expositionen, Hanglagen oder Waldtypen (gemäß Reger und Ewald 2012) präferiert. Dieser Index kann positive (werden präferiert) oder negative Werte (werden gemieden) annehmen.

Aufgrund eines deutlichen signifikanten Zusammenhangs (vgl. Haunstetter 2018; Jakob 2018; Lawrenz-Grunow 2018; Wagner 2018) zwischen der Auflagemächtigkeit und der Mineralbodentiefe, wurde eine Quantilsregression (Quantil 0,9 – 0,95) mit den 11748 Einstichen des Alpenhumusprojektes durchgeführt. So wurde eine potentielle Auflagemächtigkeit für das Untersuchungsgebiet abgeleitet. Da die flächendeckende Mineralbodentiefe für die Bayerischen Alpen als Datensatz nicht vorlag, musste diese modelliert werden. Dazu wurde ein generalisiertes additives Modell (GAM) gemäß Hastie und Tibshirani (1990) angewendet. Als Prädiktoren gingen die Entkalkungstiefe aus Übersichtsbodenkarte 1:25.000 (erstellt durch das Bayerisches Landesamt für Umwelt, ergänzt durch die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) und die geologischen Parameter Substrat-Chemie und Substrat-Genese gemäß Kolb (2012) ein. Das Ergebnis der Mineralbodenmächtigkeit konnte nun in die Formel der Quantilsregression eingesetzt werden und für die gesamte Fläche die potentielle Auflagemächtigkeit berechnet werden. Ebenfalls mittels GAM wurde die tatsächliche Auflagemächtigkeit berechnet. Als Prädiktoren wurden die Relief- und Klima-Parameter Hangneigung, relative Höhe über dem Abflussnetz sowie Topographischer Feuchteindex (alle berechnet aus dem digitalen Geländemodell mit 10 m Auflösung des Bayerischen Landesamtes für Digitalisierung, Breitband und Vermessung) sowie die potentielle Auflage aus der Quantilsregression verwendet. So wurde verhindert, dass Prädiktoren doppelt in die Berechnungen eingingen. Durch Subtraktion der tatsächlichen von der potentiellen Auflagemächtigkeit kann als Ergebnis das Aufwertungspotential berechnet werden.

2.3 Ergebnisse und Diskussion

Von den 1.614 in die Auswertung eingehenden Bodenprofilen sind 146 (9%) als Tangelhumus ausgewiesen worden. Die Verteilung der Tangelanteile an den Gesamtprofilen ist in Abb. 3 dargestellt. Die höchsten Anteile finden sich im Berchtesgadener Land und im Werdenfelser Land. Im Allgäu ist der Anteil der Tangelhumusprofilen am geringsten. Ein klarer Ost-West-Gradient, welcher auf historische Waldnutzung oder die Kontinentalität hinweist, ist nicht erkennbar. Die mittlere Auflagemächtigkeit der Tangelprofile liegt bei 28 cm, die der sonstigen Profile bei 3 cm. Für 17 verschiedene Waldtypen wies Tangelhumus einen positiven

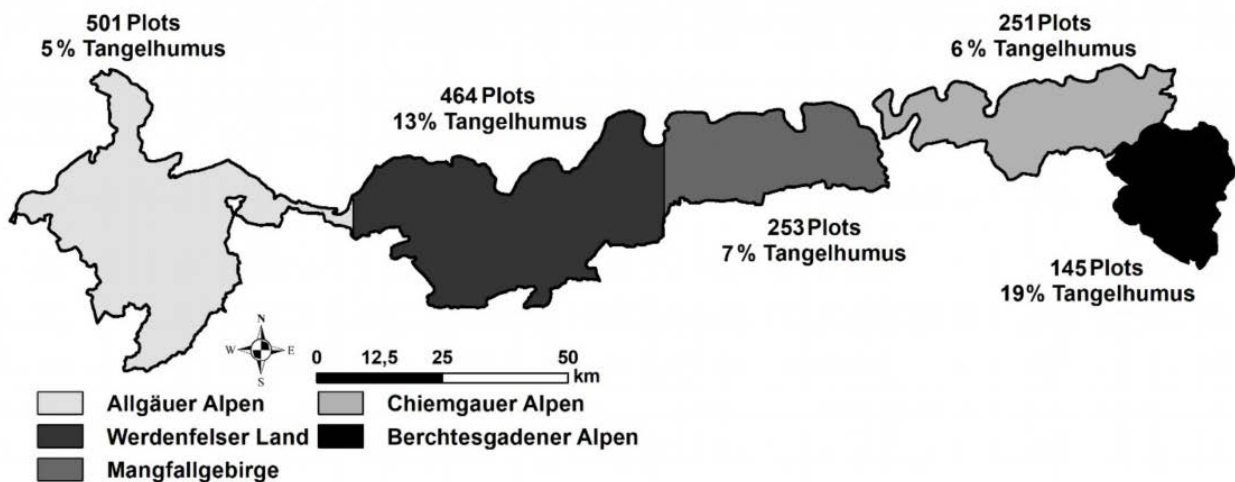


Abb. 3: Anteile von Tangelhumusprofilen an den Gesamtprofilen (n=1614) einer Großregion. Je dunkler die Färbung, desto höher der Tangelanteil.

Präferenzindex aus. Bevorzugt ist er unter anderem in subalpinen, mittelgründigen Carbonat-Fichtenwäldern, im Komplex der montanen, sonnseitigen Felshänge oder im Komplex der subalpinen Karstplateaus zu finden.

Die in Abb. 4 gezeigte Höhenverbreitung von Tangelhumus verdeutlicht, dass mit Tangel selbst in tiefmontanen Stufen zu rechnen ist. Auch die berechneten Präferenzwerte zeigen eine bimodale Verteilung auf, in welcher die Schwerpunkte von Tangelhumusvorkommen in den tiefmontanen und subalpinen Höhenlagen liegen. Diese Ergebnisse stützen die Annahmen von Kolb und Baier (2001) sowie Kolb und Kohlpaintner (2018) und machen deutlich, dass Tangelhumusstandorte im Klimawandel keineswegs abzuschreiben sind. Besonders in den tieferen Lagen, wo der Forstwirtschaft eine erhebliche wirtschaftliche Rolle zukommt, kann eine unangepasste Bewirtschaftung negative Auswirkungen auf den Tangelhumus haben.

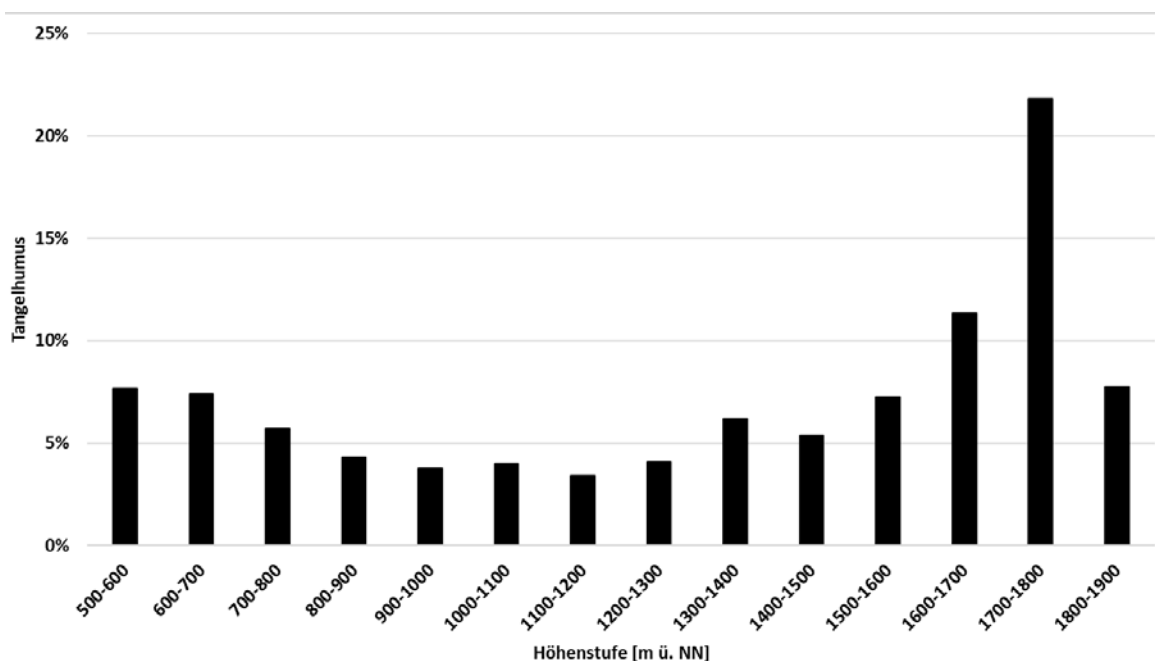


Abb. 4: Anteile von Tangelhumusprofilen (n=146) normiert nach den Höhenstufenanteilen der Waldfläche.

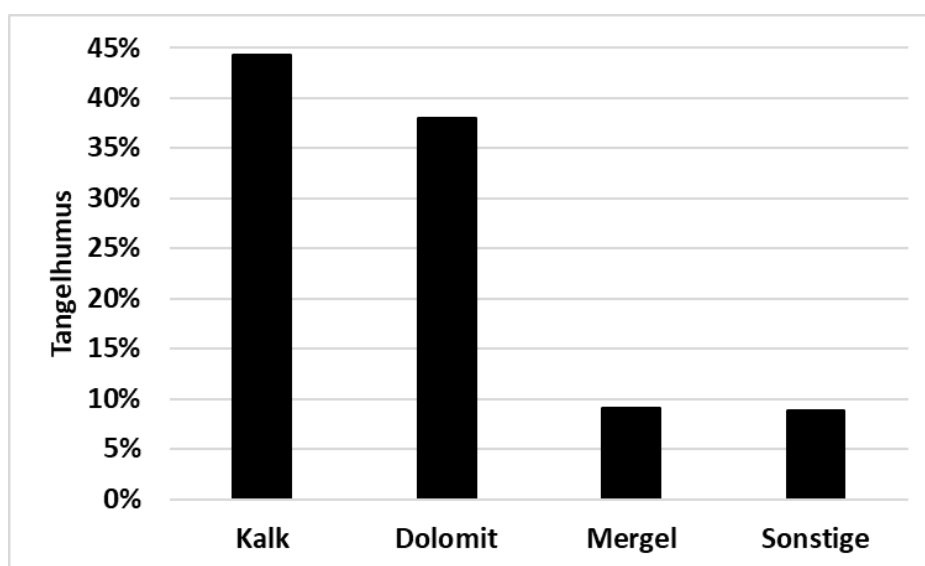


Abb. 5: Verteilung der Tangelhumusprofile (n=146, gewichtet nach den Waldflächenanteilen der Substrate) in Abhängigkeit von der Substratchemie (Kolb 2012).

Betrachtet man die Verteilung der Tangelhumusprofile in Abhängigkeit der Geologie, ist ein klares Bild erkennbar (Abb. 5). Kalk und Dolomit sind die beiden geologischen Substrate, auf welchen sich Tangelhumus vorwiegend entwickeln kann. Besonders auf reinen Kalken und Dolomiten mit hohem Carbonat- und geringem Residualton-Anteil entwickeln sich oftmals mächtige Humusauflagen (Kolb und Kohlpaintner 2018).

Unsere Daten zeigen, dass Tangelhumus auf unterschiedlichsten Expositionen vorkommen kann (Abb. 6). Die Himmelsrichtung spielt demnach eine weniger große Rolle bei der Entwicklung mächtiger Humusauflagen als oft angenommen. Bereits Haber (1985) erwähnte, dass die Einstrahlung am Boden hauptsächlich vom Kronenschluss der Bestockung abhängt und weniger von der Hangausrichtung. Auch Bochter (1984) hält klimatische Faktoren für die Ausbildung von Tangelhumus für zweitrangig. Die Werte der Präferenzindizes zeigen vermehrte Tangelprofile auf sonn- und schattseitigen, steilen (30-90 Grad) Hanglagen (Abb. 7).

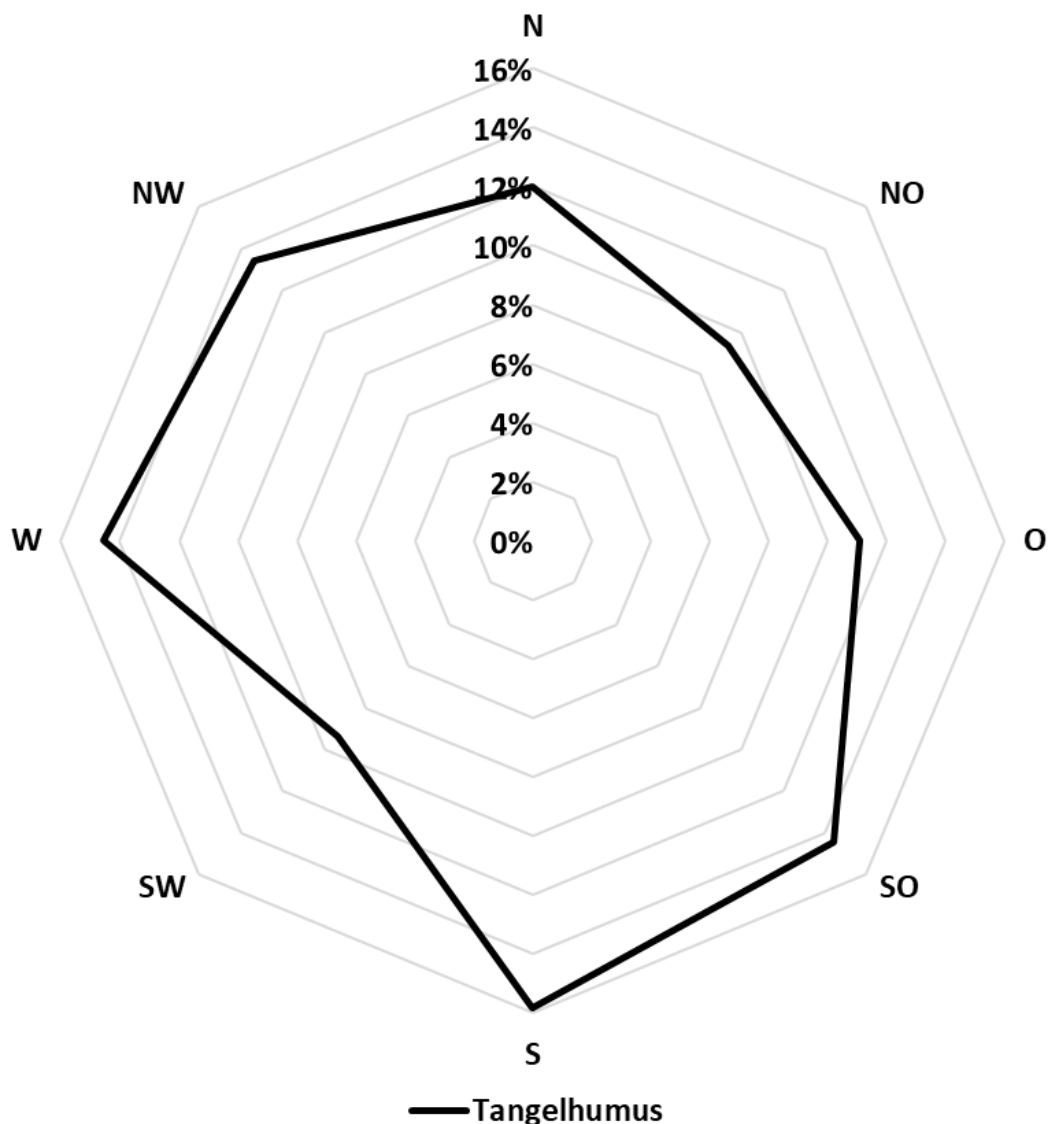


Abb. 6: Verteilung der Tangelhumusprofile (n=146, gewichtet nach Expositionsanteilen der tatsächlichen Waldfläche) in Abhängigkeit von der Hangrichtung.

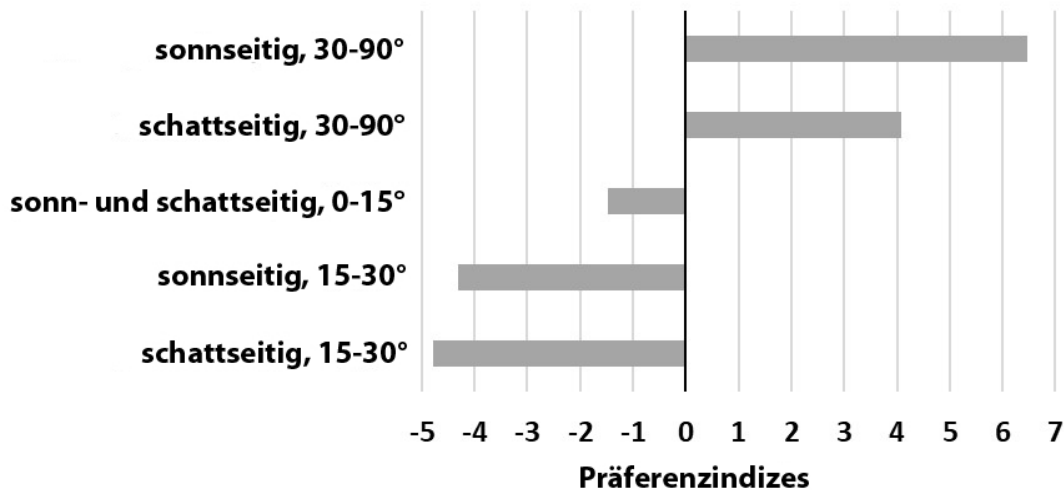


Abb. 7: Präferenzindizes von Tangelhumus für das Geländeerelief. Sonnseitige Expositionen entsprechen gemäß dem Arbeitskreis Standortkartierung (2016) zwischen 112.5° - 292.5°, schattseitige zwischen 292.6° - 360° und 0° - 112.4°. (Grafik abgeändert nach Olleck et al. 20xx (In Vorbereitung)).

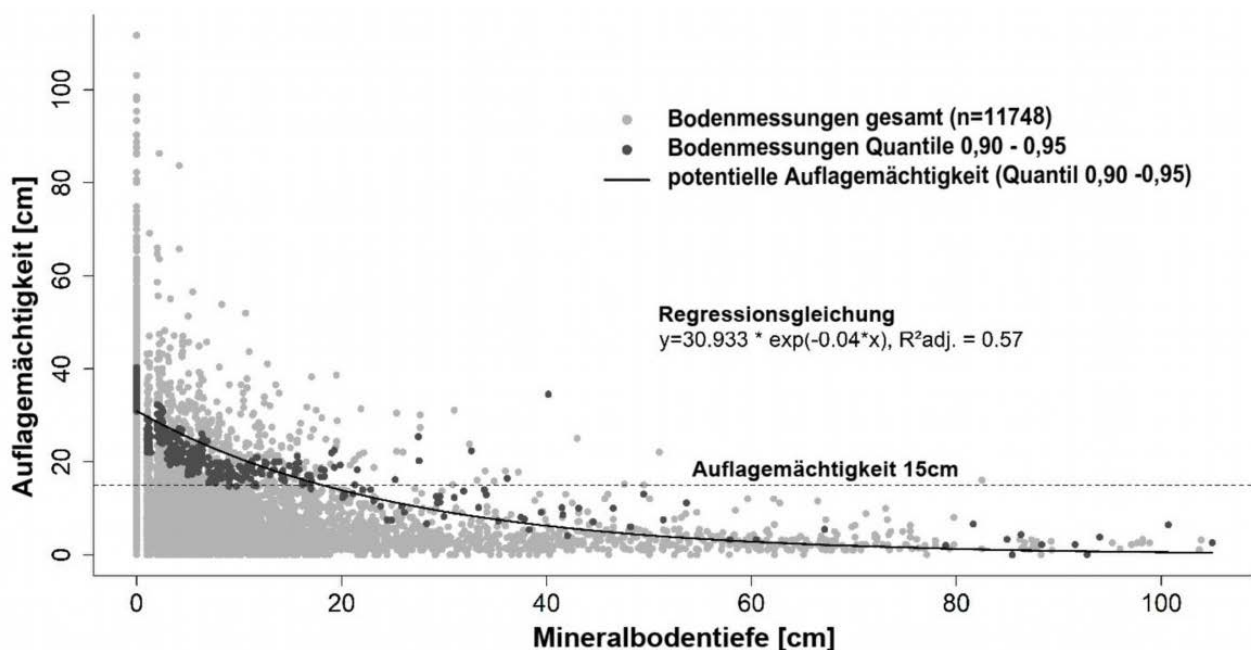


Abb. 8: Beziehung zwischen der Auflagemächtigkeit und der Mineralbodentiefe der Alpenhumus-Daten. Hellgraue Punkte zeigen die gesamten Messpunkte, dunkelgrau die Einstiche des Quantilsbereiches 0,90 - 0,95, aus welchen die Regressionsgerade resultiert. Die gepunktete horizontale Linie zeigt die definierte Mindestauflage für Tangelhumus (abgeändert nach Olleck et al. 20xx (In Vorbereitung)).

Der Zusammenhang zwischen der Mineralbodentiefe und der Auflagemächtigkeit wird aus Abb. 8 kenntlich. Bis über 1 m mächtige Humusauflagen kommen nur auf Standorten vor, wo sich noch kein Mineralboden entwickelt hat. Diese Ergebnisse unterstützen die von Bochter (1984) und Kolb und Baier (2001) gewonnenen Ergebnisse, dass fehlender oder geringmächtiger Mineralboden die essentielle Voraussetzung für die Bildung von mächtigen Tangelhumusböden darstellt. Aufgrund des Gletscherschurfs der letzten Eiszeit kommen im Kalkalpin ausschließlich sehr junge Bodenbildungen Böden vor (Baier 2015). Dies verdeutlicht, dass die mächtigen Humusauflagen eine essentielle ökologische Bedeutung für die Waldstandorte besitzen. Geht diese durch Erosion oder Mineralisation verloren, kann es rasch zu folgeschweren Degradationen bis hin zum Standortsverlust kommen. Aufgrund der sehr langen Entwicklungsdauer von Tangelhumus, welche

mehrere 1000 Jahre betragen kann (Zöttl 1965b; Weber 1999; Baier 2006), und der raschen Degradationszeit (z.B. Mayer et al. 2014; Prietzel et al. 2016) ist ein behutsamer Umgang mit dem Humuskapital unabdinglich. Mit dem Verlust der organischen Auflage gehen erhebliche Nährstoffverluste einher (Katzensteiner 2000; Kohlpaintner und Göttlein 2009; Kohlpaintner et al. 2014; Göttlein et al. 2014). Auch der enorme Wasserspeicher, welchen Wilnhammer et al. (2011) für Tangelhumus nachwies, geht verloren und steht damit der nachfolgenden Waldgeneration nicht mehr zur Verfügung.

Die Substratchemie stellt mit einer Variablenbedeutung von 60% die wichtigste Eingangsgröße für die Vorhersage der Mineralbodentiefe (adj. $R^2 = 0,31$, erklärte Devianz 31,7%) dar. Die Entkalkungstiefe (22%) und Substratgenese (18%) liegen deutlich darunter. Die durch das Einsetzen der Mineralbodentiefe in die Formel der Quantilsregression resultierte potentielle Auflagemächtigkeit weist insbesondere auf den kalkalpinen Bereichen des Projektgebietes hohe Werte auf.

Betrachtet man die relevanten Prädiktoren für die tatsächliche Auflagemächtigkeit (adj. $R^2 = 0,29$, erklärte Devianz 28,8%), stellt die potentielle Humusmächtigkeit (41%) die wichtigste Eingangsgröße dar, gefolgt von der relativen Höhe über dem Abflussnetz (29%), dem Topographischen Feuchteindex (16%) sowie der Hangneigung (14%). Klimatische Prädiktoren wie Temperatur oder Meereshöhe gingen nicht signifikant ins Modell ein. Der größte Bereich der tatsächlichen Auflagemächtigkeit liegt im gesamten Projektgebiet zwischen 0 und 10 cm (vgl. Abb. 9 und 10).

Das aus der Differenz der Modelle resultierende Aufwertungspotential weist negative und positive Zahlenwerte auf. Positive Werte des Aufwertungspotentials deuten darauf hin, dass die Humusaufgabe erhöht werden kann. Dies trifft auf ca. 60% der Waldfläche zu. Das größte Aufwertungspotential liegt im Bereich größer 10 cm. Abb. 9 zeigt ein ausgewähltes Beispielgebiet in der Lange Au südlich des Tegernsees mit den Modellierungsergebnissen im Detail. Für die gesamten Bayerischen Alpen sind die Ergebnisse in den Karten der Abb. 10 dargestellt.

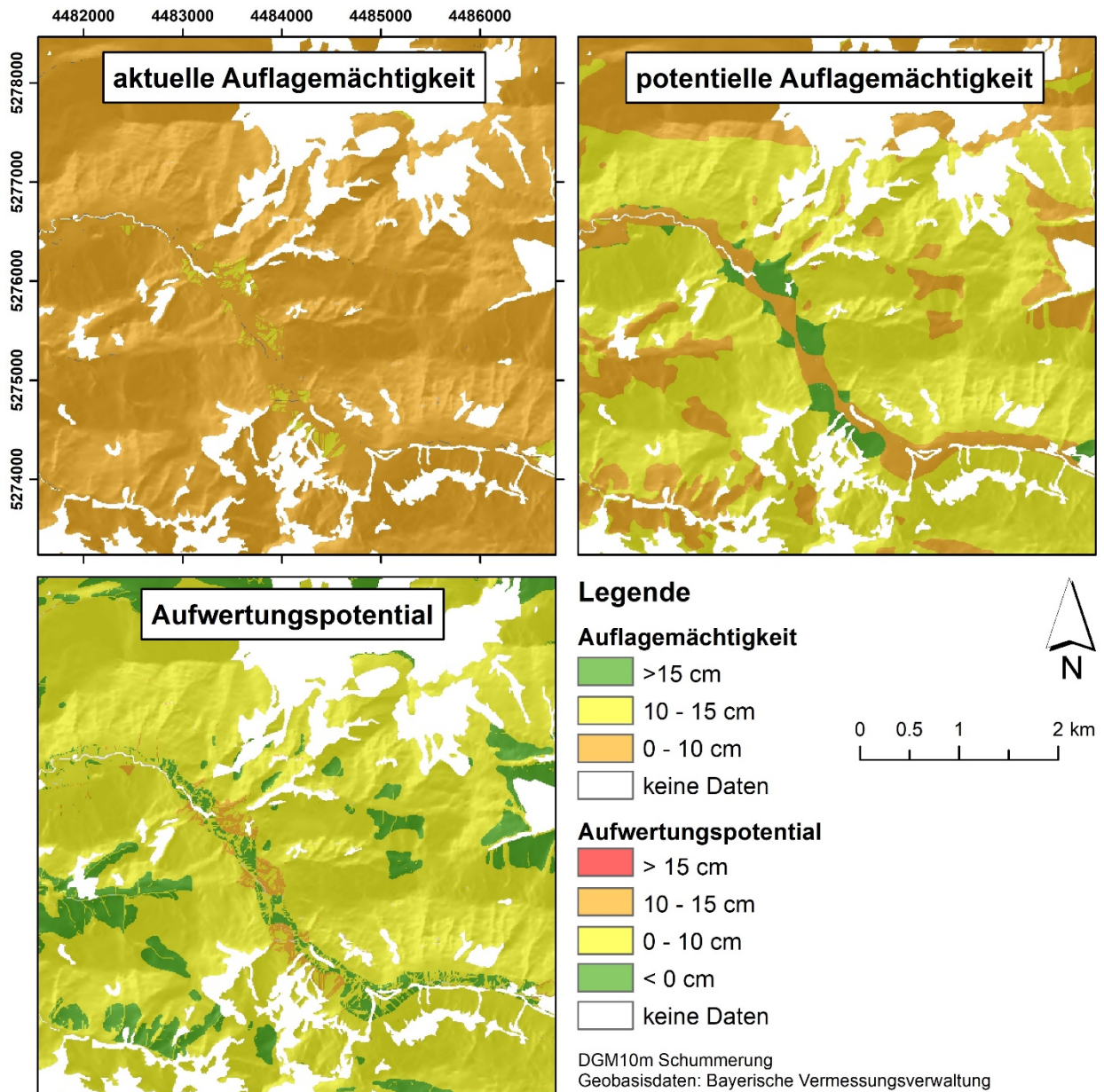


Abb. 9: Modellergebnisse der aktuellen und potentiellen Auflagemächtigkeit sowie des Aufwertungspotential für eine Beispielregion südlich des Tegernsees (Lange Au) (abgeändert nach Olleck et al. 20xx (In Vorbereitung)).

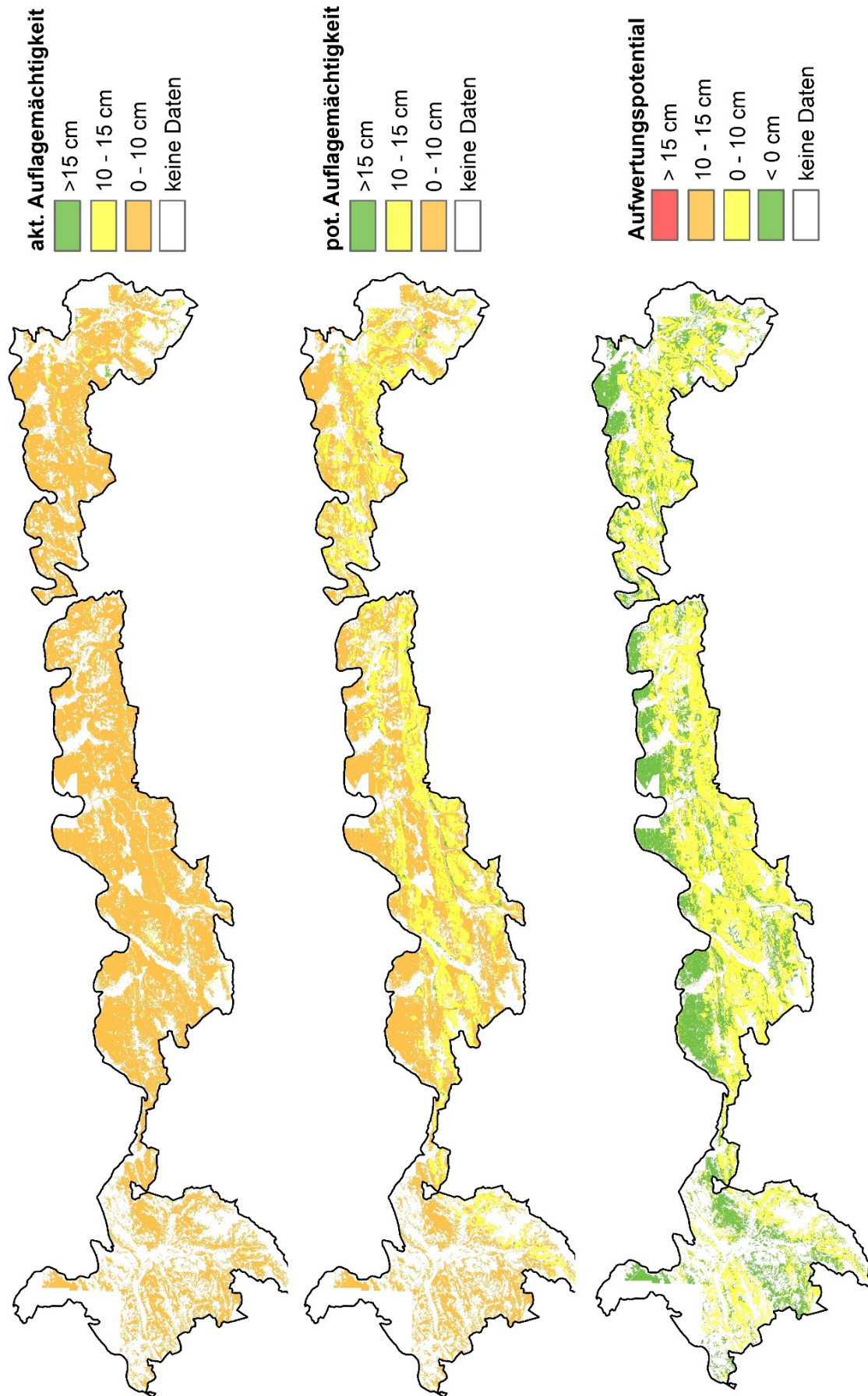


Abb. 10: Modellergebnisse der aktuellen und potentiellen Auflagemächtigkeit sowie des Aufwertungspotential für das Projektgebiet abgeändert Olleck et al. (In Vorbereitung).

3 Kleinräumige Verbreitung

3.1 Einführung

Die Verteilung von Tangelhumus im Gelände ist häufig sehr kleinräumig und mosaikartig, weshalb sich mächtige Humusauflagen oft mit anstehendem Ausgangsgestein oder anderen Humusformen auf kleinstem Raum abwechseln (Kolb und Kohlpaintner 2018; Ewald 1999). Es wurde daher neben der Verbreitung in der Landschaft diese Variabilität durch

- feinmaschige Rasterkartierungen der Humusmächtigkeiten,
- Erfassung der organischen Auflagen entlang von Transekten und
- die Kartierung von Tangelhumus entlang von Gratstrukturen

näher untersucht. Diese Untersuchungen werden in diesem Kapitel näher erläutert und die Ergebnisse diskutiert.

3.2 Material und Methoden

3.2.1 Feinmaschige Rasterkartierung

Die feinmaschige Rasterkartierung zur Untersuchung der kleinstandörtlichen Verbreitung von Tangelhumus wurde im Rahmen zweier Bachelorarbeiten (Bauer 2018; Schnell 2018) auf vier Untersuchungsflächen angewandt. Die dort erfassten Daten wurden weiterverarbeitet und ausgewertet. Die vier Untersuchungsflächen wurden in der Lange Au, einem Gebirgstal nahe Wildbad Kreuth, südöstlich des Tegernsees angelegt. Geologisch überwiegt in diesem Gebiet der Hauptdolomit. Die Aufnahmen erfolgten auf vier 25 m x 10 m (25 m in Hangrichtung) großen Flächen, welche auf den folgenden vier unterschiedlichen Straten (vgl. Abschnitt 1.3.1) eingerichtet wurden (Tabelle 7).

Tab. 7: Übersicht der Untersuchungsflächen in der Lange Au.

	Fläche I:	Fläche II:	Fläche III:	Fläche IV:
Stratum	dolomitische(s) Festgestein & Hart-Brekzien in sehr stark geneigten bis steilen Tieflagen (Ziffern 212, 213)	dolomitische Plateaus der Tieflagen (Ziffer 717)	dolomitischer Hangschutt in sehr stark geneigten bis steilen, schattseitigen Tieflagen (Ziffer 412)	dolomitische Schuttkegel in sehr stark geneigten bis steilen Tieflagen (Ziffer 610)
Hangneigung [°]	15	6,5	26,5	11
Hangrichtung [°]	211	269	80	120

Um eine Beprobung von durch Befahrung beeinflussten Humusauflagen zu verhindern, wurde ein Mindestabstand der Probeflächen von 5 m zur nächsten Rückegasse eingehalten. Innerhalb dieser Flächen wurden in einem 1 m x 1 m Gitter (oberflächenparallele Messung) jeweils an den Schnittpunkten die Auflagemächtigkeiten mittels Bohrstock gemessen. Ein Eckpunkt der Probefläche wurde mittels GPS vermessen und die resultierenden Koordinaten unter Berücksichtigung der Hangkorrektur berechnet. Diese Berechnung sorgt in Verbindung mit der oberflächenparallelen Einmessung für die verzerrten Aufnahmepunkte in den Abb. 12 und 13. Neben den Humusmächtigkeiten wurden auch rein visuell sichtbare rötliche Einschlüsse in der Humusauflage, welche auf Totholzreste hindeuten, erfasst. Basierend auf diesen zusätzlichen Informationen

sollte die Beteiligung von Totholz am Humusaufbau abgeschätzt werden. Um signifikante Unterschiede zwischen den Einstichen mit und ohne rötliche Einschlüsse festzustellen, wurde der Mann-Whitney-U-Test (MWU-Test, R-Paket „stats“ (R Core Team 2018)) auf einem Signifikanzniveau von $\alpha=0,05$ angewendet.

Da der Bohrstockeinstich rechtwinklig zur Bodenoberfläche erfolgte und somit zu einer Unterschätzung der Auflagemächtigkeiten führt, wurden die Messwerte nachträglich gemäß Prietzel und Wiesmeier (2019) mit dem Cosinus der mittleren Hangneigung korrigiert.

3.2.2 Erfassung entlang von Transekten

Die Humusmessungen entlang der 20 m langen Transekte (vgl. Abb. 2 in Kapitel 1.3.2) wurden ebenfalls nach Prietzel und Wiesmeier (2019) korrigiert und hinsichtlich der kleinräumigen Verteilung von mächtigen Humusauflagen untersucht. Um die Stärke der Asymmetrie der Häufigkeitsverteilung der Humusmessungen zu bewerten, wurde die Schiefe der Auflagenverteilung ($n=291$ Kreuz-Transekte mit je 41 Einstichen) mit dem R-Paket „e1071“ (Meyer et al. 2019) und der Funktion „skewness“ (type=3) berechnet, welche auf der Diskussion von Joanes und Gill (1998) basiert. Dabei stehen linksschiefe Verteilungen für Standorte, auf denen neben einer Mehrzahl flacher Einstiche wenige mächtige Auflagen (punktueller Tangel) erbohrt wurden, rechtsschiefe für solche, bei denen einzelne flachgründige Durchragungen in einer Matrix gleichmäßiger Auflagen auftreten. Tangelhumus wurde an dieser Stelle wie in Abschnitt 2.2.2 definiert.

3.2.3 Kartierung entlang von bewaldeten Gratstrukturen

Bisherige Erfahrungen aus dem Gelände lassen vermuten, dass mächtige Humusauflagen insbesondere auf bewaldeten Gratstrukturen zu finden sind. Diese Vermutungen wurden im Rahmen des Alpenhumusprojektes durch eine Bachelorarbeit (Stimmelmayer 2019) näher untersucht. Dazu wurden in den Chiemgauer Alpen insgesamt neun in Ost-West-Richtung verlaufende bewaldete Grate auf Kalk ($n=5$) und Dolomit ($n=4$) untersucht. Entlang des Grates (elf Messungen in 10m Abständen) und an jeweils vier hangabwärts gerichteten Falllinien (vgl. Abb. 11, zwei am Südhang, zwei am Nordhang) wurden hangparallel die Auflage- und Mineralbodenmächtigkeiten in 1 m-Abständen an 10 m langen Transekten mittels Bohrstock und Sondiernadel gemessen. Auch hier wurden die erfassten Daten im Rahmen des Projektes weiterverarbeitet und ebenfalls eine Hangkorrektur gemäß Prietzel und Wiesmeier (2019) durchgeführt. Der Test auf signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Hangpositionen erfolgte mittels dem nichtparametrischen Kruskal-Wallis-Test in Verbindung mit Post-Hoc-Dunn-Tests, zwischen den beiden Substrattypen mittels Mann-Whitney-U-Test jeweils auf einem Signifikanzniveau von $\alpha=0,05$.

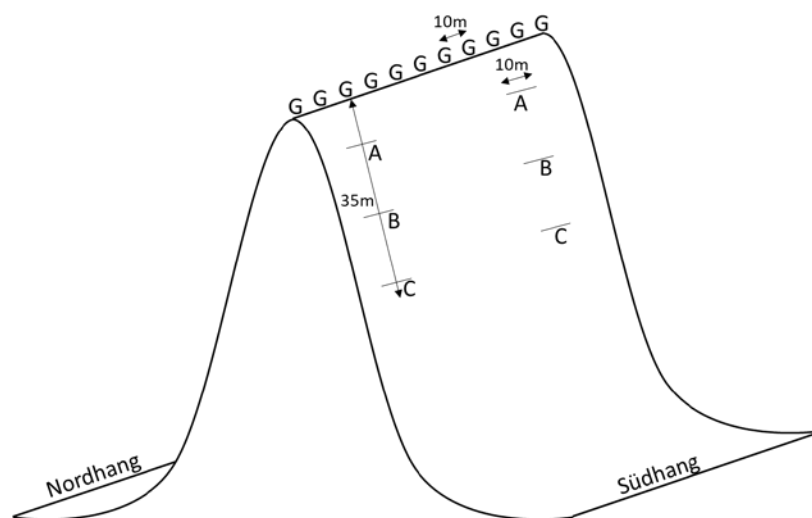


Abb. 11: Schematische Darstellung der Gratuntersuchungen. Erfassungen der Daten an jeweils elf Punkten am Grat (G) und jeweils 4x3 Hangpositionen (A-C) auf Nord- und Südseite (Grafik in Anlehnung an Stimmelmayer (2019)).

3.3 Ergebnisse und Diskussion

3.3.1 Feinmaschige Rasterkartierung

In der Lange Au wurden insgesamt 1.144 Messungen auf vier Flächen durchgeführt. Alle vier Flächen zeigen rechtsschiefe Verteilungen der Humusaufgaben (Schiefe-Werte: Fläche I = 0,95; II = 2,54; III = 1,34; IV = 0,96). Demnach sind mächtige organische Auflagen nicht allzu häufig. Die Abb. 12 und 13 zeigen die räumliche Verteilung der organischen Aufgabemächtigkeiten. Aus diesen Karten wird ersichtlich, dass dicke Humuspakete und geringe Auflagen in den Beständen unmittelbar nebeneinander vorkommen können. Vergleicht man die Karte der sichtbaren Totholzeinschlüsse (jeweils rechte Karte der Abb. 12 und 13) mit dem Flächenpendant (jeweils linke Karte der Abb. 12 und 13), zeigt sich, dass sich diese oft mit den Einstichen der mächtigeren Auflagen decken. Dieser rein visuelle Eindruck wird auch durch die in Abb. 14 und 15 dargestellten Grafiken statistisch bestätigt. Die Anteile der Bodeneinstiche mit rötlichen Totholzeinschlüssen lagen bei 12,9% (Fläche I), 13,3% (II), 25,9% (III) und 11,9% (IV). McFee und Stone (1966) erwähnen Holzanteile am Auflagehumus zwischen 14 und 30%. Laiho und Prescott (2004) fassten die Totholzanteile (an der gesamten organischen Masse, incl. Boden und Humus) einiger Studien zusammen, welche bis zu 54% betragen können. Auch Baier (2006) konnte in rund 15% seiner Humusproben noch deutlich zu erkennende Totholzreste feststellen und vermutet, dass Totholz einen entscheidenden Beitrag zur Tangelhumusbildung liefert. In Abb. 14 weisen alle Flächen signifikant auf, dass mächtige organische Auflagen häufiger rötliche Einschlüsse und damit Totholzreste beinhalten. Die Fragen, wie lange die rötlichen Holzeinschlüsse erkennbar sind und ob der Holzanteil ggf. noch höher ist, sind ohne weitere Untersuchungen schwer zu beantworten. McFee und Stone (1966) geben an, dass nach 50 Jahren die wesentliche Holzstruktur nicht mehr zu erkennen ist, jedoch die rötlichen Einschlüsse schon. Ebenso ist es schwierig zu klären, ob es sich um Holz oberirdischen (Stamm, Äste) oder unterirdischen (Wurzeln) Ursprungs handelt. Die an mehreren Stellen erkennbare lineare Anordnung von mächtigem Tangel und roten Einschlüssen spricht indessen für Stammholz. Totholz scheint demnach oftmals an der Bildung mächtiger Humusaufgaben beteiligt zu sein. Die berechneten Anteile der rötlichen Horizonte an der gesamten organischen Auflage (Abb. 15) verdeutlichen diesen Zusammenhang.

Der Biomasseeintrag im ungenutzten Bergwald kann durch eine vereinfachte Überschlagsrechnung für eine Umtriebszeit von 200 Jahren abgeschätzt werden. Der jährliche Holzzuwachs für 100 bis 150-jährige Bergmischwälder im Hochgebirge beträgt nach den Untersuchungen von El Kateb et al. (2009) im Mittel 8,9 Vorratsfestmeter (Vfm). Daraus ergeben sich pro Umtriebszeit 1.770 Vfm/ha Holzbiomasse, was bei einer mittleren Darrdichte (hier Fichte als Hauptbaumart angenommen) von 430 kg/m³ (Schumacher und Schulz 1991) und einem Kohlenstoffgehalt von 50% 381 Tonnen Kohlenstoff pro Hektar entspricht. Hinzu kommen die jährlichen Streueinträge von 4,29 t/ha respektive 2,07 t/ha Kohlenstoff (vgl. Abschnitt Mesoskala), woraus sich für die gesamte Umtriebszeit 857,4 t Streu-Biomasse und 413,4 t Kohlenstoff pro Hektar ergeben.

Die Rolle des Totholzes ist jedoch nicht nur auf den direkten Biomasse-Input beschränkt. Stehende sowie liegende, abgestorbene Stämme sind auch wichtige verjüngungsökologische Nischen für die Verjüngung von Nadelholz in Gebirgswäldern (Eichrodt 1969; Kupferschmid et al. 2004; Baier und Göttlein 2006). Diese nachkommende Verjüngung der Waldbestände ist essentiell für den Schutz der Humusvorräte (Kohlpaintner und Göttlein 2009; Prietzel und Christophel 2013). Querliegendes Totholz vermindert zudem einen Verlust der organischen Substanz durch Schnee-Erosion (Baier und Göttlein 2006). Ein ausreichender Biomasseinput in den Bergwäldern, insbesondere auf Tangelhumus-Standorten, ist von entscheidender Bedeutung. Die Folgen einer nachhaltigen Standortdegradation sollten demnach immer mit den oft widerstreitenden holzwirtschaftlichen und waldschutzbedingten Interessen abgewogen werden (Olleck et al. 2019).

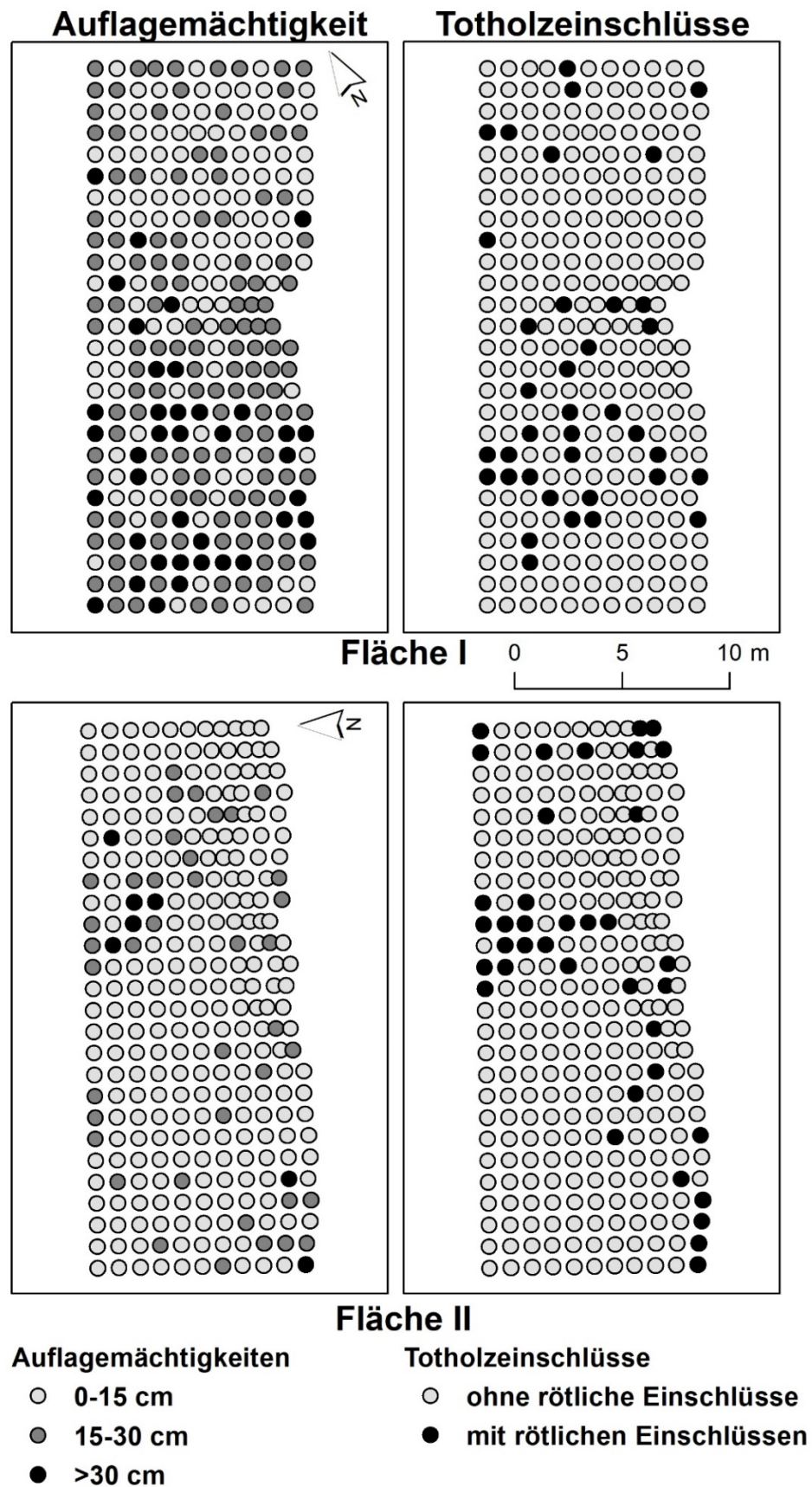


Abb. 12: Kleinräumige Variabilität der Humusaufgabe sowie Verteilung der Totholzeinschlüsse auf Fläche I und Fläche II. Datengrundlage von Bauer (2018) und Schnell (2018).

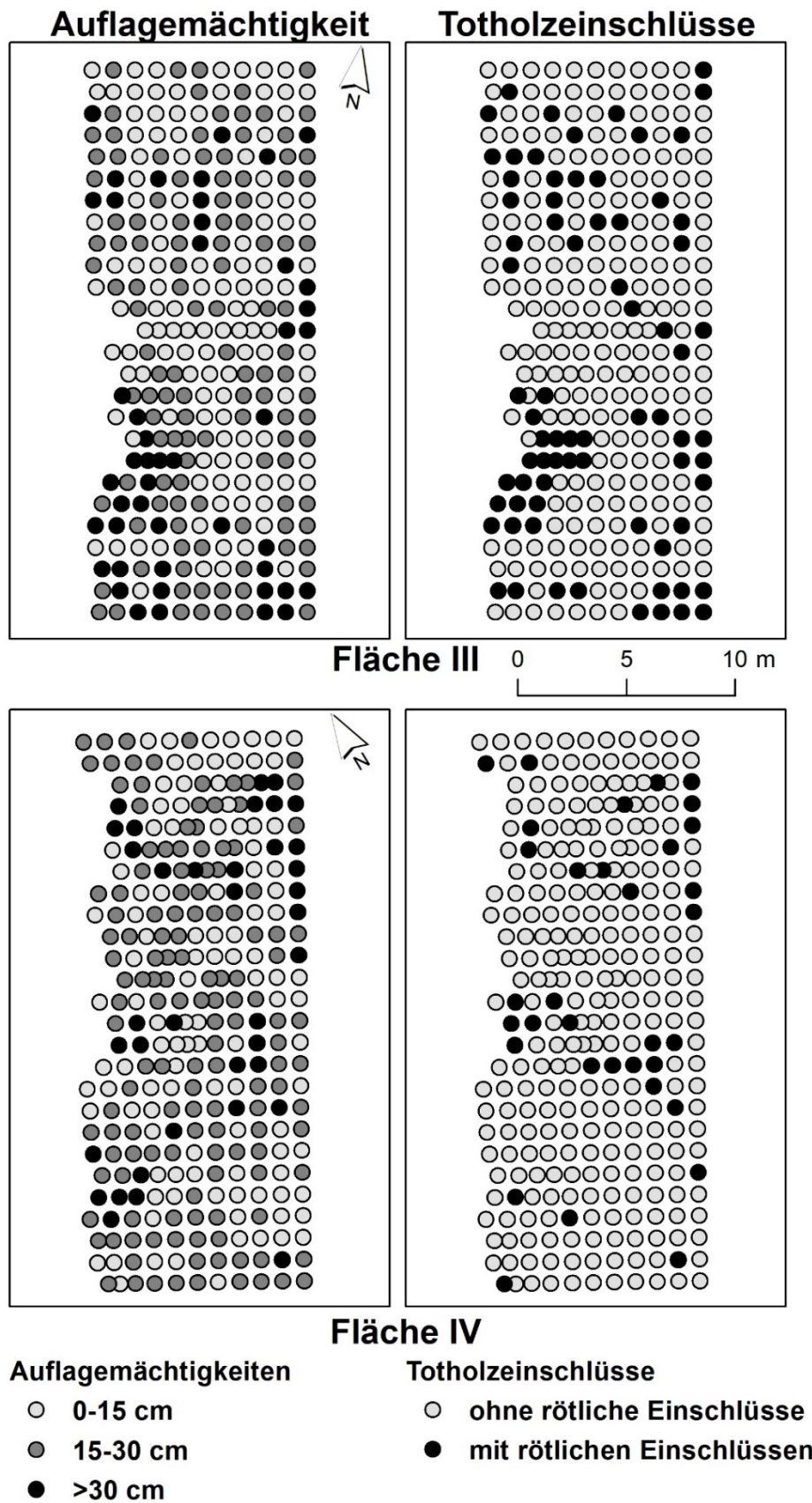


Abb. 13: Kleinräumige Variabilität der Humusaufgabe sowie Verteilung der Totholzeinschlüsse auf Fläche III und Fläche IV. Datengrundlage von Bauer (2018) und Schnell (2018).

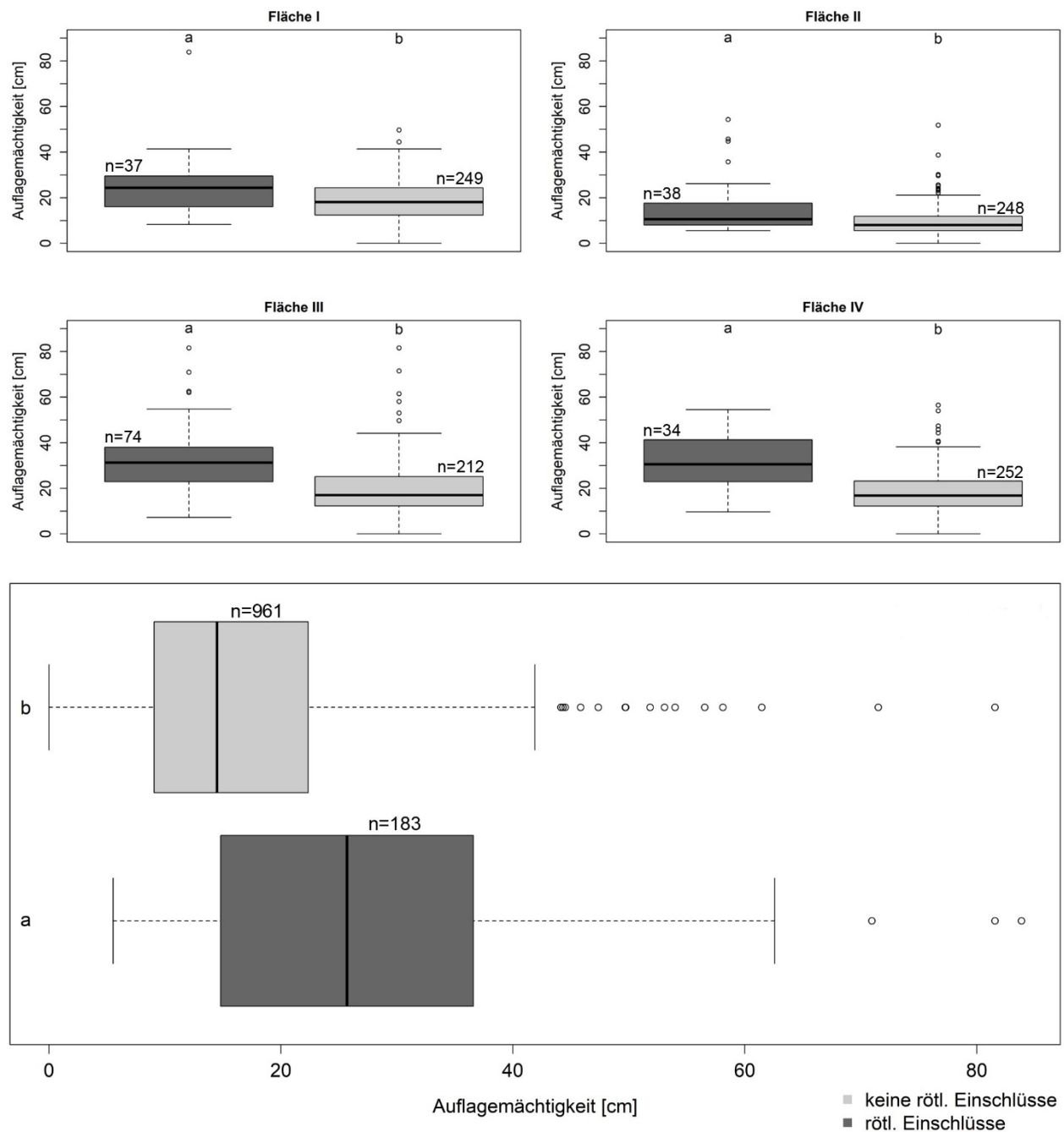


Abb. 14: Auflagemächtigkeiten (Boxplot mit Median, Whisker mit 1,5-fachem Interquartilsabstand, Ausreißer als Punkte) der organischen Auflage getrennt nach Einstichen mit und ohne rötliche Holzeinschlüsse (oben die vier Aufnahmeeflächen I bis IV getrennt, unten zusammengefasst). Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (MWU-Test, $\alpha=0,05$).

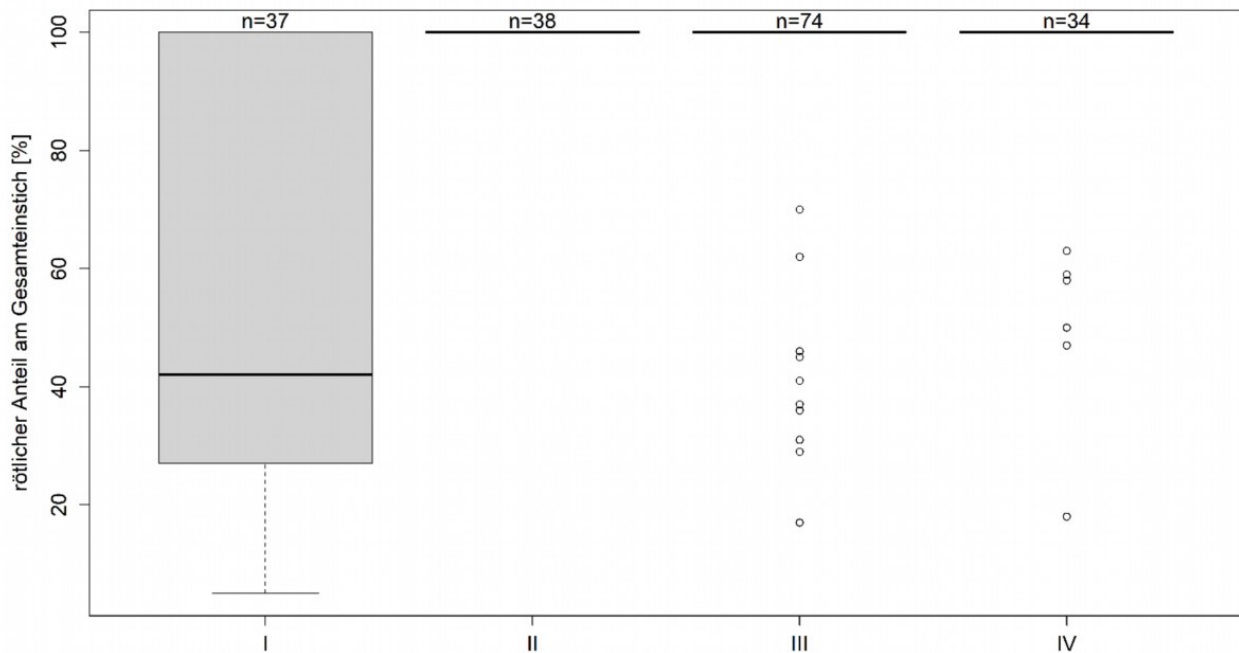


Abb. 15: Anteile des rötlichen Holzeinschlusses an der gesamten organischen Auflagemächtigkeit der Einstiche auf den vier Untersuchungsflächen in der Lange Au.

3.3.2 Erfassung entlang von Transekten

Wie im vorherigen Abschnitt wurde auch bei den Transekt-Messungen ebenfalls eine sehr kleinräumige Variabilität der organischen Auflage festgestellt. Die in Abb. 16 dargestellte Grafik zeigt, dass nahezu alle Aufnahme­flächen rechtsschiefe (oder linkssteile) Verteilungen der Humusmächtigkeit aufweisen. Stark

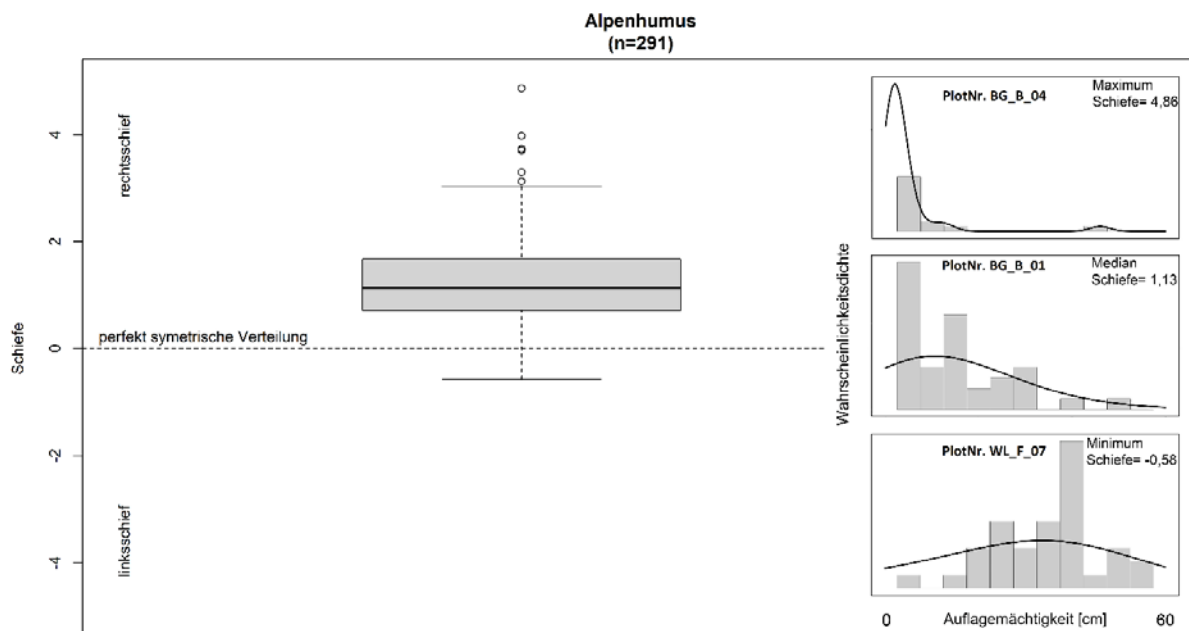


Abb. 16: Boxplot der Schiefe-Werte von allen Aufnahme­flächen (n=291 mit je 41 Messungen). Die Histogramme auf der rechten Seite zeigen die Verteilung der Auflagemächtigkeiten von drei Aufnahme­flächen, welche jeweils das Maximum (PlotNr. BG_B_04, Fichtenbestand im Lattengebirge), den Median (PlotNr. BG_B_01, Fichten-Buchenbestand mit Bergahorn und Lärche am Predigtstuhl) und das Minimum (PlotNr. WL_F_07, Buchen-Fichtenbestand am Kochelsee) des Boxplots repräsentieren. Diese sollen die Einwertung der Schiefe-Werte erleichtern und als Beispiel der Verteilungsform darstellen (vgl. Abb. 17 & 18).

linksschiefe (oder rechtssteile) Verteilungen kommen nicht vor. Linksschiefe Verteilungen sind nicht gleichzusetzen mit dem flächigen Vorkommen von Tangelhumus. Abb. 17 zeigt den Zusammenhang zwischen den Schiefe-Werten der Aufnahme­flächen und den Tangelanteilen an den 41 Humusmessungen pro Plot. Demnach ist ein Trend zwar erkennbar, allerdings ist dieser nicht besonders eindeutig. Die Unterschiede zwischen den einzelnen, jeweils einen Meter entfernten Auflagemächtigkeiten werden in Abb. 18 deutlich. Es ist zu erkennen, dass die Auflagemächtigkeiten innerhalb eines Meters mehrere Dezimeter variieren können.

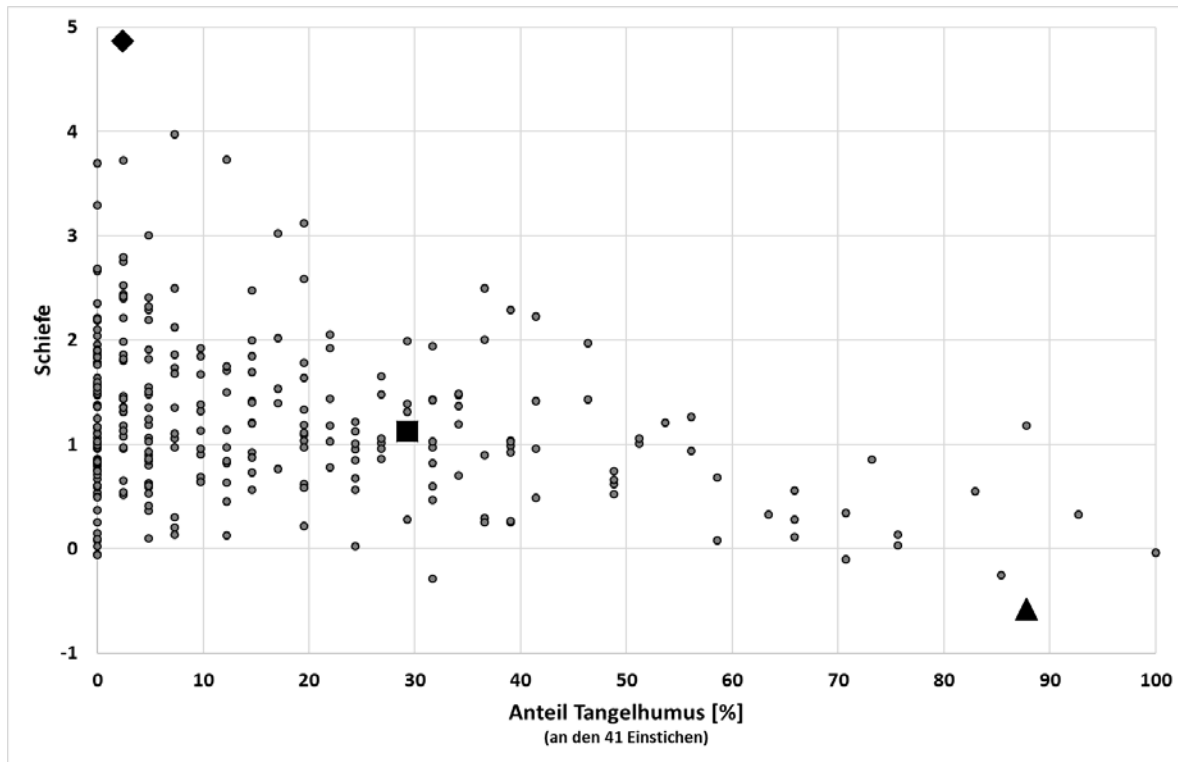


Abb. 17: Schiefe-Werte von allen Aufnahme­flächen (n=291 mit je 41 Messungen) über den Anteilen an Tangelhumusprofilen der Messungen. Die größer dargestellten Symbole geben das Maximum (Raute, PlotNr. BG_B_04), den Median (Quadrat, PlotNr. BG_B_01) und das Minimum (Dreieck, PlotNr. WL_F_07) der Schiefe-Werte über den jeweiligen Tangelhumusanteilen an.

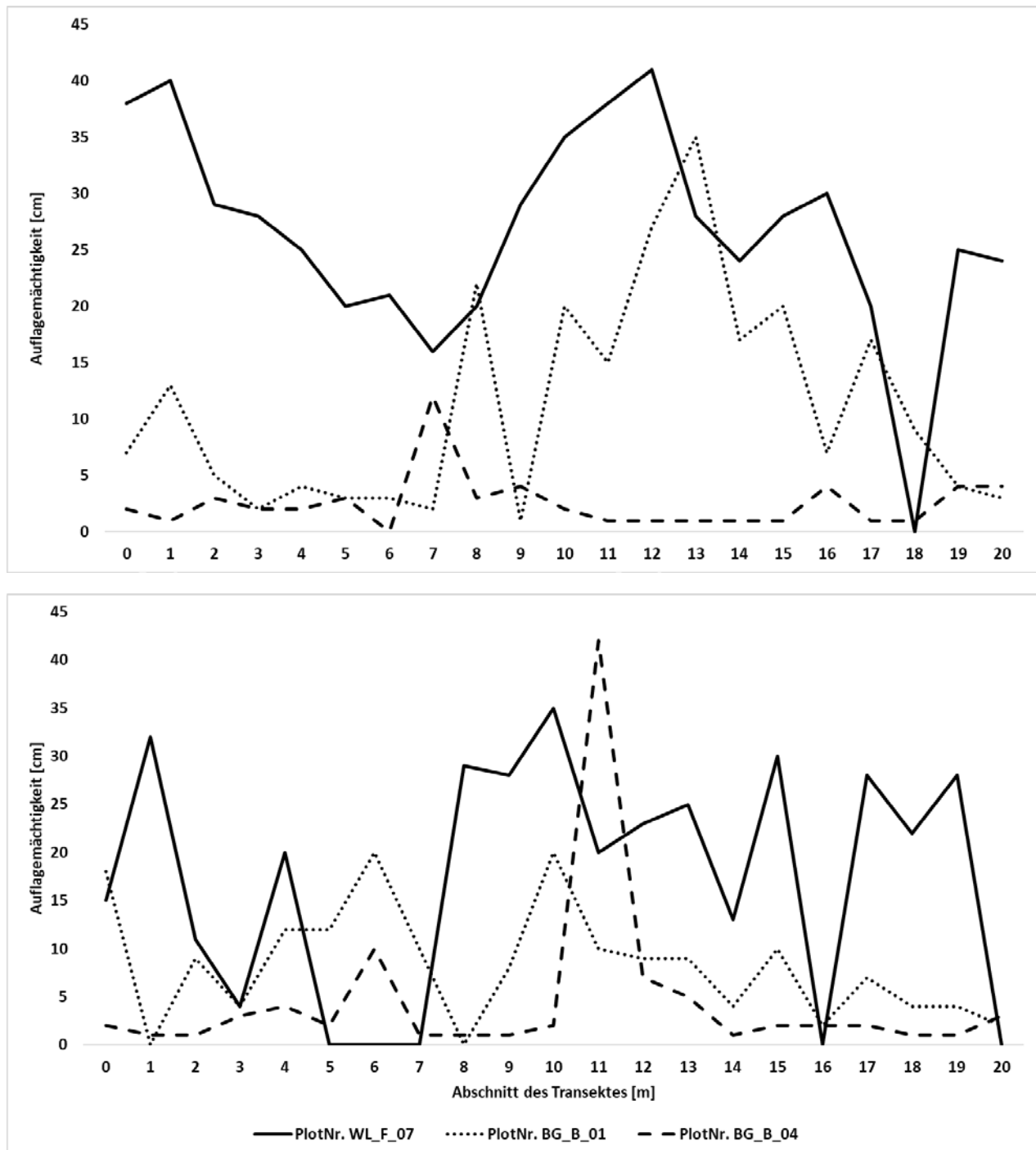


Abb. 18: Räumliche Verteilung der Auflagemächtigkeiten entlang der Transekte der in Abb. 16 gezeigten Beispielbestände PlotNr. BG_B_04 (Fichtenbestand im Lattengebirge - repräsentiert das Maximum des Schiefewertes), PlotNr. BG_B_01 (Fichten-Buchenbestand mit Bergahorn und Lärche am Predigtstuhl- repräsentiert den Median des Schiefewertes) und PlotNr. WL_F_07 (Buchen-Fichtenbestand am Kochelsee - repräsentiert das Minimum des Schiefewertes). Oben sind in die Messungen in Hangrichtung und unten die hangparallelen Erfassungen aufgezeigt.

3.3.3 Bewaldete Gratstrukturen

Die Messungen entlang der Gratstrukturen ergaben ebenfalls (vgl. Abb. 8, Abschnitt 2) einen signifikant negativen Zusammenhang ($0,66$, $p \leq 0,05$) zwischen der organischen Auflage und der darunterliegenden Mineralbodenmächtigkeit (Stimmelmayer 2019). Vergleicht man die Aufnahmen nach ihrer Geologie, zeigen im untersuchten Gebiet kalkige Substrate ($\tilde{x} = 13,1$ cm, $\bar{x} = 17,7$ cm) signifikant mächtigere Humusaufgaben als dolomitische Gratstrukturen ($\tilde{x} = 2,9$ cm, $\bar{x} = 4,9$ cm). Beide Verteilungen sind wie in der kleinräumigen Kartierung der Länge Au rechtsschief (Kalk: 2,1; Dolomit 2,0).

Entlang der Grate (Position G gemäß Abb. 11) zeigen sich ebenso wie am gratnahen Oberhang (Position A) im Vergleich zu den anderen Hangpositionen signifikante Unterschiede in der Auflagemächtigkeit (Abb. 19). Die Linien der 0,95-Quantile (Position G=60,5 cm, A=42,5 cm, B=31,7 cm und C=36,8 cm) in der Grafik verdeutlichen, dass die Maxima der Auflagemächtigkeit besonders auf den Graten (Position G) zu finden sind. Auch auf den nordseitigen Oberhängen (Position A) fand Stimmelmayer (2019) signifikant höhere Auflagemächtigkeiten im Vergleich zu den hangabwärts befindlichen Aufnahmen.

Warum Gratstrukturen eine besonders hohe Auflagehumusmächtigkeit aufweisen ist schwer zu begründen. Evtl. spielt die abgelegene Lage und schlechte Zugänglichkeit dieser Waldbestände eine Rolle. Somit waren und sind diese Geländestrukturen wenig interessant für die Bewirtschaftung und mehr Biomasse bleibt im Bestand zurück und kann zum Humusaufbau beitragen. Die exponierte Lage könnte auch dafür verantwortlich sein, dass sich an Graten weniger Mineralboden akkumulieren konnte.

Laut Laatsch (1977) kommt es an vielen Steilhängen aufgrund von Schneeschurf zu Verlust von Wald und nur die Geländerippen und blockbestreute Hangteile bleiben dauerhaft bestockt. Diese dauerhafte Bestockung ist grundlegend für den Erhalt von Tangelhumus (Kohlpaintner und Göttlein 2009; Prietzel und Christophel 2013), weshalb die Gratstrukturen besonders mächtige Auflagen aufweisen könnten.

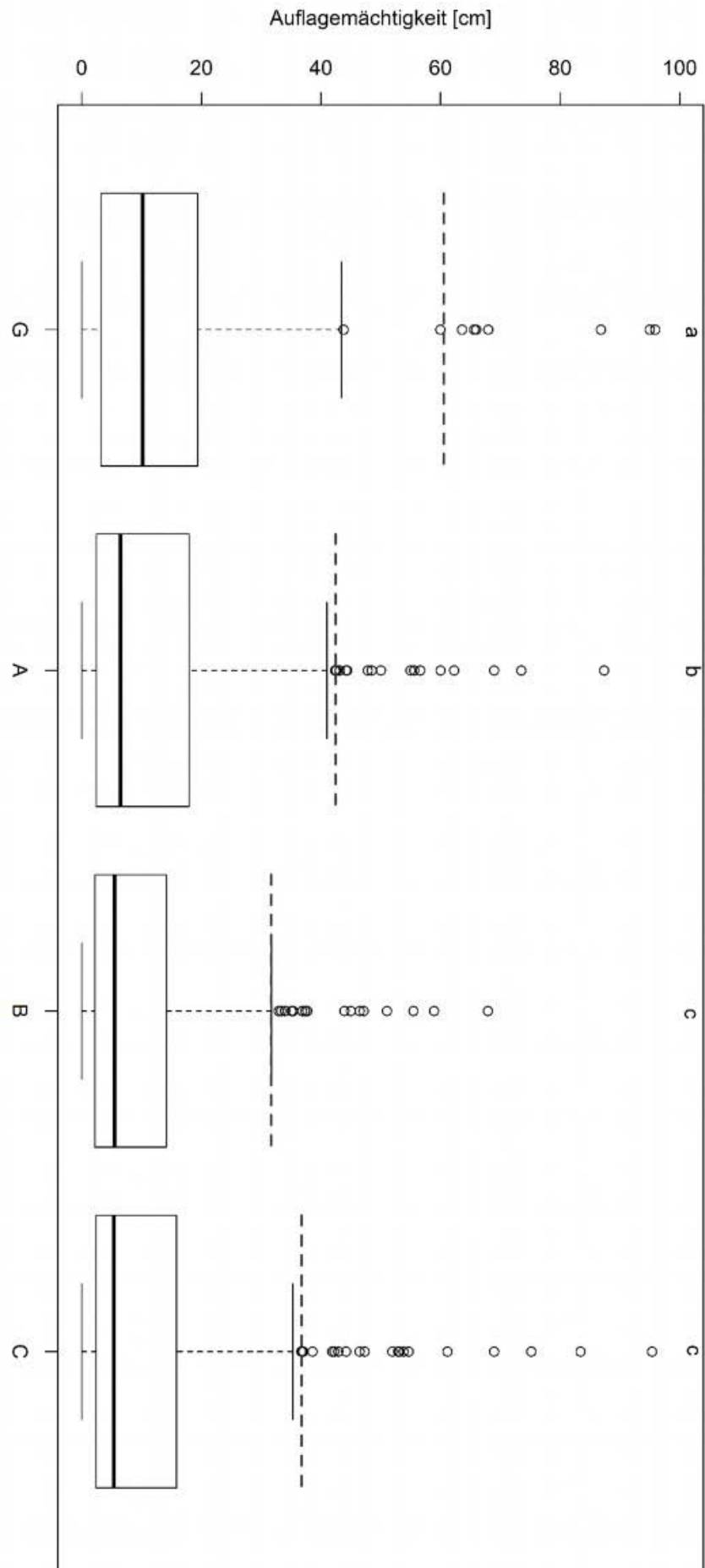


Abb. 19: Verteilung der Auflagemächtigkeiten aller untersuchten Grate abhängig von den einzelnen Hangpositionen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das jeweilige 0,95-Quantil. Verschiedene Kleinbuchstaben oberhalb der Ausreißer kennzeichnen signifikante Unterschiede (Kruskal-Wallis- & Post-Hoc-Dunn-Test, $\alpha=0,05$).

4 Lokalisation durch Zeigerpflanzen auf Bestandesebene

4.1 Einführung

Das Modellierungsergebnis (siehe Abschnitt 2) zur Verbreitung von Tangelhumusauflagen kann aufgrund des groben Maßstabes der Eingangsdaten und der kleinräumigen Verteilung von Tangelhumus (siehe Abschnitt 3) nur als Orientierungshilfe und Suchkulisse dienen. Da waldbauliche und holzerntetechnische Maßnahmen überwiegend auf Bestandesebene geplant und umgesetzt werden, bedarf es einer detaillierteren Lokalisation mächtiger organischer Auflagen im Gelände. Ein lokales Erkennen mächtiger Humusauflagen in den Bayerischen Kalkalpen ist somit entscheidend für die Anpassungen der Bewirtschaftung und somit für den Schutz und die Wahrung von Waldfunktionen, insbesondere in Schutzwäldern. An dieser Stelle wird nur ein kurzer Abriss der Methoden und wichtigsten Ergebnisse der Analysen dargestellt. Eine ausführliche Beschreibung findet sich in Olleck et al. (2019).

4.2 Material und Methoden

Aufgrund der engen Beziehung zwischen der Bodenvegetation und den vorherrschenden bodenkundlichen Verhältnissen (Ellenberg und Leuschner 2010) wurde ein Indikatorartenansatz gewählt, um die kleinräumige Verbreitung von Tangelhumus anhand von Indikatorarten im Gelände zu lokalisieren. Die verwendeten Daten stammen aus dem WINALP-Projekt (2008-2011), welche in der WINALPecobase (GIVD ID EU-DE-003 in Dengler et al. (2011)) gespeichert sind. In den Bayerischen Alpen wurden auf 14 m x 14 m großen Untersuchungsflächen Vegetations-, Boden- und Relieffdaten erhoben. Weiterführende Informationen über die verwendeten Daten und deren Erfassung sind in Reger et al. (2012) ausführlich dargestellt. Von den Datensätzen wurden die Aufnahmen ausgewählt, welche auf den geologischen Substraten der Straten (siehe Abschnitt 1.3.1) durchgeführt wurden. Diese Datensätze wurden basierend auf den Definitionen von Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005), Zanella et al. (2011), Arbeitskreis Standortkartierung (2016) sowie Kolb und Kohlpaintner (2018) nach folgenden Kriterien Tangelhumus-Aufnahmen zugeordnet (vgl. Olleck et al. (2019)):

$[\text{Organische Auflage} > 15 \text{ cm}] \cap \{[\text{Humusform} = \text{Tangelhumus}] \cup [\text{Horizontfolge} = \text{O-C ohne mineralischen A-Horizont}]\}$

wobei das Symbol $\cap$ für "und", $\cup$ für "oder" steht.

Durch diese Definition wurden quantitative (Humusmächtigkeit) und qualitative (Humusform, Horizontfolge) Kriterien miteinander verbunden (Olleck et al. 2019).

Die Indikatorartenanalyse wurde mit der Funktion „multipatt“ (R-Paket: „indispecies“ (De Cáceres und Jansen 2013)) durchgeführt. Diese errechnet für alle Pflanzenarten der beiden Standortgruppen (hier 1-Tangelhumus und 0-kein Tangelhumus) einen Indikatorwert nach Dufrêne und Legendre (1997), welcher Werte zwischen 1 (maximaler Indikator) und 0 (kein Indikator) annehmen kann (Reger et al. 2014b).

4.3 Ergebnisse und Diskussion

Von 811 untersuchten Bodenprofilen wurden 85 (10,5%) der Gruppe Tangelhumus zugeordnet. Es wurden 754 Pflanzenarten (571 Gefäßpflanzen, 169 Moose und 14 Flechten) ausgewertet. Die Analyse ergab 63 Pflanzenarten als signifikante Tangelzeiger und fünf als Tangelmeider.

Mit *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Erica carnea*, *Rhododendron hirsutum*, *Calluna vulgaris*, *Rhododendron ferrugineum*, *Vaccinium uliginosum*, *Moneses uniflora* und *Arctostaphylos uva-ursi* gehören neun Arten der Familie der Heidekrautgewächse (Ericaceae) an. Zudem sind die beiden Bärlappgewächse

(Lycopodiaceae) mit den Arten *Lycopodium annotinum* und *Huperzia selago* ebenfalls sehr gute Zeiger für dicke Humusauflagen. *Ericaceae* und *Lycopodiaceae* stehen in Symbiose mit speziellen Mykorrhiza-Pilzen, welche eine Anpassung an arme und saure Standorte ermöglicht (Bradley et al. 1982.; Haselwandter 1986; Winther und Friedman 2008). Die schwer zersetzliche Streu von Heidekrautgewächsen und Koniferen trägt neben Totholz maßgeblich zur Humusakkumulation bei (Kubiëna 1953; Kolb und Baier 2001; Kolb und Kohlpaintner 2018).

Knapp ein Drittel (20 von 63) der Tangelzeiger sind Moose, welche überwiegend Säurezeiger darstellen. Nach Schmidt et al. (2011) besiedeln 15 dieser tangelzeigenden Bryophyten (*Bazzania trilobata*, *Blepharostoma trichophyllum*, *Campylopus flexuosus*, *Dicranella heteromalla*, *Dicranodontium denudatum*, *Dicranum majus*, *Dicranum montanum*, *Hylocomium splendens*, *Hylocomium umbratum*, *Leucobryum glaucum*, *Mylia taylorii*, *Plagiothecium undulatum*, *Pleurozium schreberi*, *Ptilium crista-castrensis* und *Tetraphis pelucida*) neben sauren Humusauflagen auch Totholz. Es ist anzunehmen, dass sie sich öfter auf Totholz etablieren und im Zuge der Zersetzung auf die Humusauflagen übergreifen.

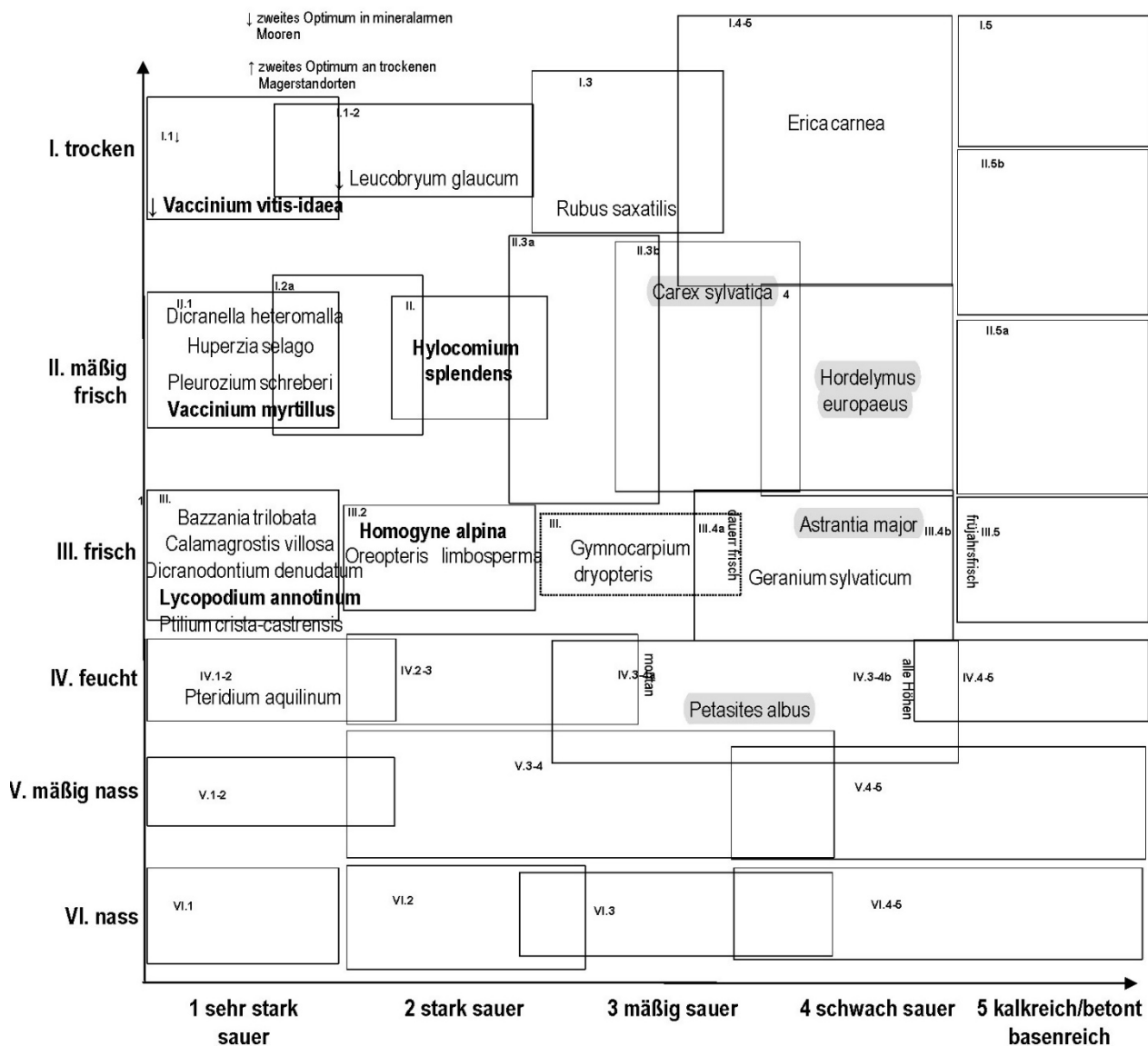


Abb. 20: Tangelzeiger und Tangelmeider (grau hinterlegt) im Zeigerarten-Ökogramm (abgeändert nach Ewald 2007a). Die fünf fettgedruckten Tangelzeiger weisen die höchsten Indikatorwerte auf.

Totholz spielt für die Bildung von Tangelhumus vermutlich eine wichtige Rolle und trägt langfristig bedeutend zum Humusaufbau bei (Baier 2006). Liegendes sowie stehendes Totholz und Wurzelstöcke haben neben dem Input von organischem Material auch weitere wichtige Eigenschaften als Mikrostandort, insbesondere für die Nadelholz-Verjüngung (Eichrodt 1969; Kupferschmid et al. 2004; Baier und Göttlein 2006). Diese nachkommende Verjüngung besitzt wiederum einen entscheidenden Beitrag für den Erhalt der Bestockung und damit für den Humusvorrat (Kohlpaintner und Göttlein 2009; Prietzel und Christophel 2013).

Zudem bietet die punktuell große Anlieferung von Totholz einen wichtigen Erklärungsansatz für die kleinräumige Verteilung der Humusaufgaben auf Bestandesebene, welche durch die unregelmäßige Oberfläche des Ausgangsgesteins allein kaum zu erklären ist. Durch lokalen Input von z.B. Stammteilen oder Wurzelstöcken wird viel Biomasse eingetragen und trägt zum lokalen Humusaufbau bei. Baier und Göttlein (2004) erwähnen die mächtigen organischen Auflagen im Stammbereich von Bäumen, während im Zwischenbaum-bereich Rendzinen auftreten, was auf die Etablierung von Bäumen und Kleingruppen auf Moderholz zurückgehen dürfte.

Das in Abb. 20 dargestellte Zeigerarten-Ökogramm zeigt einige signifikante Tangelzeiger und -meider in einem zweidimensionalen Koordinatensystem (Wasserangebot/Überschuss über der Basenversorgung/pH-Wert) (Ewald 2007a). Der Schwerpunkt der Zeiger von mächtigen Humusaufgaben liegt klar im sehr stark sauren bis stark sauren und frisch bis mäßig frischem Bereich. Vereinzelt sind von der Analyse jedoch auch Basenzeiger als Indikatoren von Tangelhumus ausgewiesen worden. Dies ist vermutlich das Resultat der kleinräumigen Variabilität der Humusaufgaben, welche sich mit anstehendem Carbonatgesteinen abwechseln und somit zu einer Kombination von säure- und basenliebenden Arten führt (Ewald 1999; Olleck et al. 2019).

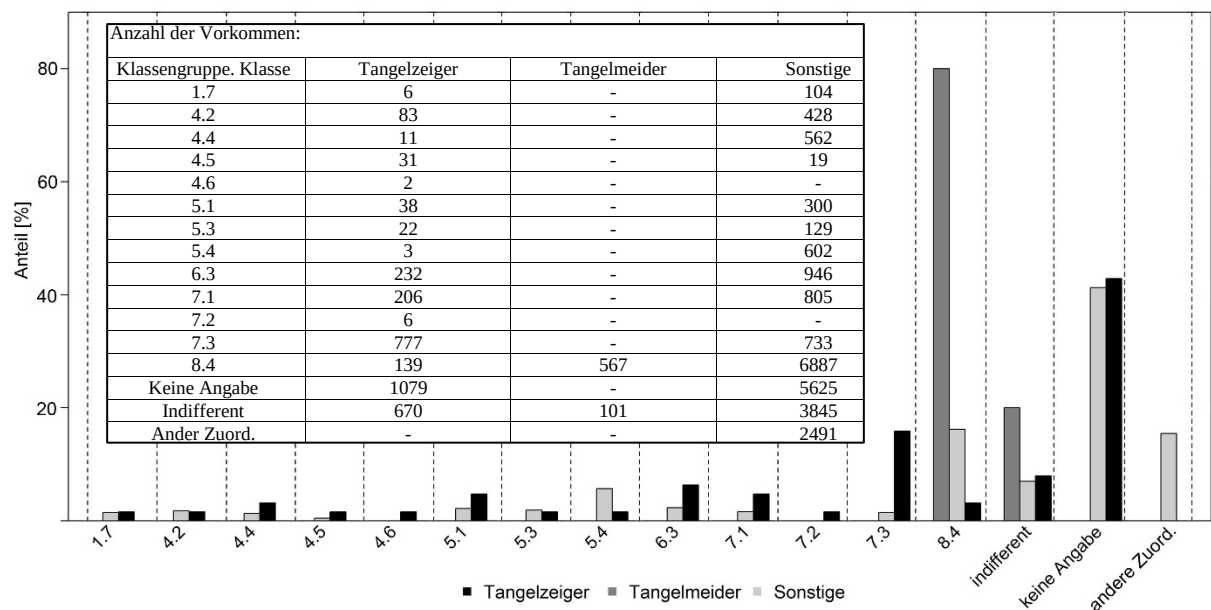


Abb. 21: Relative Soziologische Verteilung der Indikatorarten. Die beiden Zahlen in der Abszisse kennzeichnen die Klassengruppe und die Klasse nach Ellenberg und Leuschner (2010). Erläuterung der Zahlenkürzel: 1.7 - Kleinseggen-Niedermoor- und Schlenken-Gesellschaft (Ges.); 4.2 - Felsspalten- und Mauerfugen-Ges.; 4.4 - Steinschutt- und Geröll-Ges.; 4.5 - Subalpin-alpine Krautweiden-Schneeboden-Ges. basenarmer Standorte; 4.6 - Subalpin-alpine Rasen-Ges. basenarmer Standorte; 5.1 - Zwergstrauchheide- und Magerrasen-Ges. basenarmer Standorte; 5.3 - Schwingen-Trespen-Trocken- und Halbtrockenrasen-Ges.; 5.4 - Kulturgrasland-(Grünland-) Ges.; 6.3 - Montan-subalpine Hochstauden- und Hochgras-Ges.; 7.1 - Schneeheide-Kiefernwald- und Latschengebüsche; 7.2 - Osteuropäische Kiefernwald-Ges.; 7.3 - Nadelwald-Ges. mittlerer Standorte; 8.4 - Eurosibirische sommergrüne Laubwald-Ges.

Die in Abb. 21 dargestellte Zuordnung der ausgewerteten Pflanzenarten zu pflanzensoziologischen Klassen bzw. Klassengruppen nach Ellenberg und Leuschner (2010) zeigt, dass Tangelzeiger einer sehr breiten Streuung unterliegen. Es sind sowohl Offenland- als auch Waldpflanzen beteiligt, was durch die Verzahnung von

unterschiedlichen Sukzessionsstadien resultieren könnte. Das Vorkommen von Offenlandarten könnte ebenfalls auf Relikte historischer Weidewirtschaft hindeuten, welche eine Entwicklung von Freiflächen im Wald fördert (Laatsch 1977) und die Artenzusammensetzung und Struktur von Bergwäldern beeinflusst (Ewald 2000).

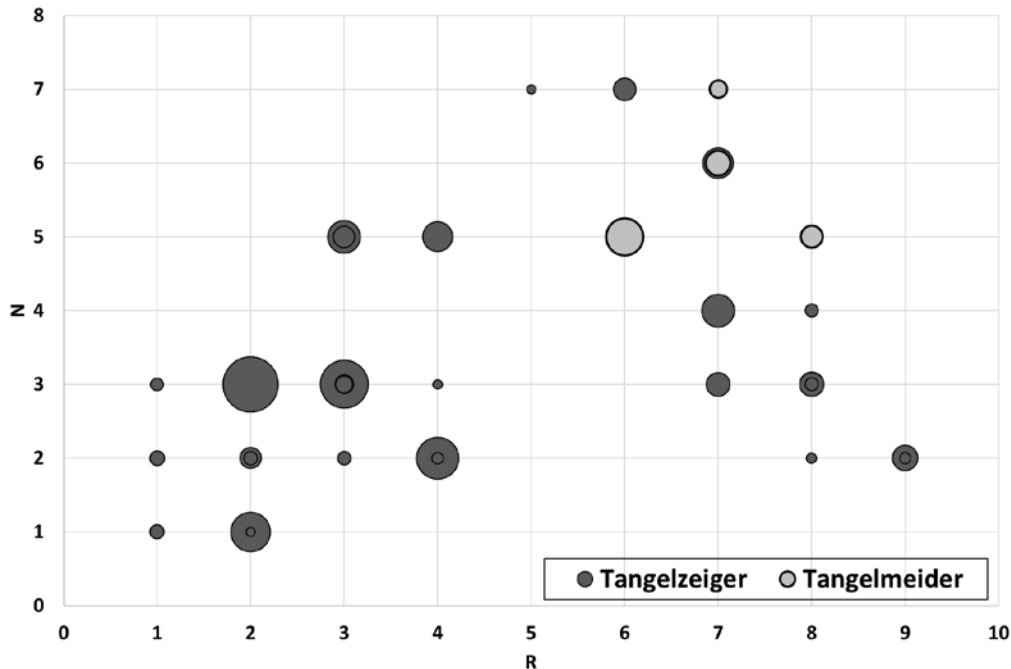


Abb. 22: Vergleich von Nährstoff- und Reaktionszahlen (Ellenberg 2001) der Tangelzeiger (n=63) und Tangelmeider (n=5). Die Größe der Blasen repräsentiert die Höhe des Indikatorwertes.

Abb. 22 zeigt die Zeigerwerte nach Ellenberg (2001) für Stickstoff und Bodenreaktion der Tangelzeiger und -meider. Die Nährstoffzahl berücksichtigt jedoch nicht nur Stickstoff, sondern auch andere Makronährstoffe wie Phosphor und Kalium (Ellenberg 2001; Ewald et al. 2013). Die Reaktionszahl dagegen spiegelt neben dem pH-Wert die Sättigung mit bzw. den Überschuss von Calcium und Magnesium wieder (Ewald und Mellert 2013). Aus der Abb. 22 wird deutlich, dass die mittleren Bereiche des Reaktionsgradienten nicht von Tangelzeigern besetzt wird. Schwerpunktmäßig liegen die Tangelzeiger im sauren und nährstoffarmen Bereich. Ein zweites Cluster findet sich in etwas weniger ausgeprägter Form mit etwas höheren Basenzahlen. Die signifikanten Tangelmeider finden sich durchweg auf basen- (wenn auch nicht kalk-) und nährstoffreichen mittleren Standorten. Diese bimodale Verteilung von kalk- und säureliebenden Arten auf Kalk und Dolomit gründet auf dem räumlichen Nebeneinander von anstehendem basischerem Ausgangsgestein und mächtigen Humusauflagen, welche sich chemisch entkoppelt haben.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Lokalisation von Tangelhumus in den Bayerischen Alpen aufgrund seiner häufig kleinräumig sehr variablen Verteilung in zwei Schritten ablaufen muss:

- 1: Zunächst erfolgt eine grobe Orientierung in der Modellierungskulisse (siehe Abschnitt 2.3) bzw. anhand der geologischen Karte.
- 2: Auf Bestandesebene folgt die Lokalisation der kleinräumigen Verteilung durch das Vorkommen der leicht zu bestimmenden Säurezeiger (insbesondere *Vaccinium myrtillus*, *Lycopodium annotinum*, *Vaccinium vitis-idaea* und *Huperzia selago*) auf Kalk- und Dolomitsubstraten.

Dieses einfache und zügige Vorgehen ermöglicht es, Tangelflächen in Waldbeständen der Bayerischen Alpen ausfindig zu machen und dort besonders humuspflegerisch zu wirtschaften.

5 Zusammenfassung

Das Hauptziel des Teilvorhabens Makroskala war die Regionalisierung von Auflagemächtigkeiten in den Bayerischen Alpen in Abhängigkeit von Relief, Geologie und Klima. Nach einer Stratifizierung des Untersuchungsgebietes anhand dieser Parameter erfolgte eine Geländekampagne, in welche vom Allgäu bis ins Berchtesgadener Land über 11.900 Humusmessungen durchgeführt wurden. Diese punktuellen Auflagemächtigkeiten wurden mit geeigneten Regressionsmodellen für den Bayerischen Alpenraum flächig modelliert und die wichtigsten Einflussparameter abgeschätzt.

Tangelhumus kann unter verschiedensten Waldtypen und Expositionen der tiefmontanen bis subalpinen Stufe (Schwerpunkte bei 500-600m und 1700-1800m ü. NN) vorkommen. Mit einem Anteil von 9% der gesamten Waldfläche der Bayerischen Alpen, ist Tangelhumus daher weiter verbreitet als bisher angenommen. Bevorzugt ist er in subalpinen, mittelgründigen Carbonat-Fichtenwäldern, im Komplex der montanen, sonnseitigen Felshänge oder im Komplex der subalpinen Karstplateaus zu finden. Ein klarer Ost-West-Gradient (Berchtesgaden bis Allgäu) der Tangelhäufigkeit, welcher möglicherweise eine unterschiedliche Nutzungsgeschichte widerspiegelt, ist im Projektgebiet nicht erkennbar.

Der mit entscheidende Faktor zur Ausbildung von Tangelhumus kommt der darunterliegenden Mineralbodenmächtigkeit zu. Je geringer dieser entwickelt ist, desto wahrscheinlicher ist das Vorkommen von Tangelhumus. Mächtige Humusauflagen kommen daher überwiegend auf rückstandsarm verwitterten Kalken/Dolomiten vor.

Das Auffinden von Tangelhumusstandorten in den Bayerischen Alpen erfolgt am sinnvollsten in zwei Stufen. Zunächst kann die erste Orientierung anhand der Modellierungsergebnisse und der Geologischen Karte erfolgen. Aufgrund der oft kleinräumigen Verteilung im Bestand, muss nach dieser groben Information in der Landschaft die Lokalisation mächtiger Humusauflagen im Bestand anhand von Bodenvegetation vorgenommen werden. Insbesondere weisen säurezeigende Heidekraut- (insbesondere Heidelbeere) und Bärlappgewächse auf mächtige Humusauflagen hin, da sich die Humuschemie aufgrund der Mächtigkeit der organischen Auflage vom karbonatischen Ausgangsgestein entkoppelt hat. Des Weiteren sind Tangelhumusstandorte oft sehr moosreich, wobei totholzbesiedelnde Moose überwiegen. Dies kann als Indikator von zersetztem Totholz angesehen werden, welches vermutlich neben dem Streueintrag sehr bedeutsam für den Humusaufbau ist. Ein weiteres Indiz dafür sind rötliche Einschlüsse (Lignin) welche oft in mächtigen Auflagen enthalten sind und auf abgestorbene Baumteile zurückzuführen sind. Bewaldete Gratstrukturen auf kalkigen und dolomitischen Ausgangsgesteinen zeigen gegenüber anderer Hangpositionen ebenfalls erhöhte Auflagen.

Auf 60% der Waldfläche der Bayerischen Alpen besteht laut den Modellergebnissen ein Aufwertungspotential für die Humusmächtigkeit. Auf diesen Flächen sollte durch eine aktive Humuspflge (Belassen von Totholz und Kronenmaterial, Sicherung einer angepassten Bestockung) der Humusaufbau besonders forciert werden.

6 Literaturverzeichnis

- Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden (Hg.) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5. Unter Mitarbeit von H. Sponagel, W. Grotenthaler, K.-J. Hartmann, R. Hartwich, P. Janetzko, H. Joisten et al. Stuttgart, Germany: Schweizerbart Science Publishers.
- Arbeitskreis Standortkartierung (2016): Forstliche Standortaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 7. Auflage. Eching, Kr. Freising: IHW-Verlag.
- Baier, Roland (2006): Wurzelentwicklung, Ernährung, Mykorrhizierung und “positive Kleinstandorte” der Fichtenverjüngung (*Picea abies* [L.] Karst.) auf Schutzwaldstandorten der Bayerischen Kalkalpen. Dissertation. Technische Universität München, München. Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, zuletzt geprüft am 05.12.2017.
- Baier, Roland (2015): Dynamik und ökologische Bedeutung der Humusaufgabe in kalkalpinen Wäldern. In: *Schriften des Nationalparks Gesäuse* 12, S. 38–46, zuletzt geprüft am 19.06.2017.
- Baier, Roland; Göttlein, Axel (2004): Böden der Kalkalpen – Entstehung, Eigenschaften und Bedeutung für die forstliche Praxis. In: *AFZ-Der Wald* 9, S. 481–483, zuletzt geprüft am 05.12.2017.
- Baier, Roland; Göttlein, Axel (2006): Verjüngung der Fichte im naturnahen Bergmischwald und auf Schutzwald-Sanierungsflächen. In: *AFZ-Der Wald* 15, S. 820–823, zuletzt geprüft am 05.12.2017.
- Bauer, Katharina (2018): Die kleinräumige Variation des Alpenhumus unter Berücksichtigung vorhandener Sonderstrukturen. Am Beispiel der südexponierten Untersuchungsgebiete in der Langen Au. Bachelorarbeit. Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Freising. Fakultät Wald und Forstwirtschaft.
- Bochter, Reinhard (1984): Böden naturnaher Bergwaldstandorte auf carbonatreichen Substraten. In: *Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht* 6., zuletzt geprüft am 04.05.2017.
- Bradley, R.; Burt, A. J.; Read, D. J. (1982): The biology of mycorrhiza in the Ericaceae. VIII. The role of mycorrhizal infection in heavy metal resistance. In: *New Phytologist* 91 (2), S. 197–209. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1982.tb03306.x.
- Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Wien: Springer-Verlag.
- De Cáceres, Miquel; Jansen, Florian (2013): Studying the statistical relationship between species and groups of sites. In: *Package ‘indicspecies’ version 1.7.6*.
- Dengler, Jürgen; Jansen, Florian; Glöckler, Falko; Peet, Robert K.; Cáceres, Miquel de; Chytrý, Milan et al. (2011): The Global Index of Vegetation-Plot Databases (GIVD): a new resource for vegetation science. In: *Journal of Vegetation Science* 22 (4), S. 582–597. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2011.01265.x.
- Dufrêne, Marc; Legendre, Pierre (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. In: *Ecological monographs* 67 (3), S. 345–366. DOI: 10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAIST]2.0.CO;2.
- Eichrodt, Reinhard (1969): Ueber die Bedeutung von Moderholz für die natürliche Verjüngung im subalpinen Fichtenwald. Dissertation. Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich, Zürich.
- El Kateb, Hany; Schölch, Manfred; Mosandl, Reinhard (2009): Waldbau-Verfahren für den Bergmischwald. Empfehlungen für die Praxis auf wissenschaftlicher Grundlage. In: *LWF aktuell* 16 (71), S. 9–11.
- Ellenberg, Heinz (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3., durchgesehene Aufl. Göttingen: Erich Goltze (Scripta geobotanica, 18).

- Ellenberg, Heinz; Leuschner, Christoph (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6., vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Aufl. / von Christoph Leuschner ; mit einem Beitr. von Hartmut Dierschke (synsystematische Gliederung). Stuttgart: E. Ulmer (UTB, 8104).
- ESRI Inc. (2020): ArcGIS software. Version 10.7.0. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Ewald, Jörg (1999): Relationships between floristic and micro site variability in coniferous forests of the Bavarian Alps. In: *Phytocoenologia* 29 (3), S. 327–344. DOI: 10.1127/phyto/29/1999/327.
- Ewald, Jörg (2000): Long-term impact of forest pasture on the understorey of mountain forests in the Tegernsee Alps (Bavaria). In: *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 9 (3), S. 161–170.
- Ewald, Jörg (2004): Ökologie der Weißtanne (*Abies alba* Mill.) im bayerischen Alpenraum. In: *Forum Geobotanicum* 1, S. 9–18.
- Ewald, Jörg (2007a): Beurteilung von Waldstandorten und Waldgesellschaften mit Zeigerarten-Okogrammen. In: *Tuexenia* 27, S. 7–18.
- Ewald, Jörg (2007b): Ein pflanzensoziologisches Modell der Schattentoleranz von Baumarten in den Bayerischen Alpen. In: *Forum Geobotanicum* 3 (3), S. 11–19.
- Ewald, Jörg; Hennekens, S. M.; Conrad, Sven; Wohlgemuth, Thomas; Jansen, Florian; Jenssen, Martin et al. (2013): Spatial and temporal patterns of Ellenberg nutrient values in forests of Germany and adjacent regions - a survey based on phytosociological databases. In: *Tuexenia* 33, S. 99–109.
- Ewald, Jörg; Mellert, Karl-Heinz (2013): Wachstum der Fichte im bayerischen Alpenraum. Studie belegt herausragende Bedeutung der Stickstoff- und Phosphorversorgung für Wachstum der Fichte. In: *LWF aktuell* (94), S. 39–41.
- Feulner, Sebastian (2017): Vorkommen und Mächtigkeit von Humusauflagen auf kalkalpinen Waldstandorten im Berchtesgadener Land. Bachelorarbeit. Technische Universität München, München. Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt.
- Göttlein, Axel; Katzensteiner, Klaus; Rothe, Andreas (2014): Standortsicherung im Kalkalpin - SicALP. Abschlussbericht zum Forschungsprojekt INTERREG BY/Ö J00183. Hg. v. Zentrum Wald-Forst-Holz Weihenstephan. Freising (Forstliche Forschungsberichte München, 212).
- Gulder, H. J. (2001): Forstliche Wuchsgebietsgliederung Bayerns. In: *Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising*.
- Haber, Josef (1985): Beziehungen zwischen dem Humusgehalt/Humusvorrat bayerischer Bergwaldböden und steuernden Standorts- und Bestandsfaktoren. Dissertation. Universität Bayreuth, Bayreuth. Fakultät Biologie, Chemie und Geowissenschaften.
- Haselwandter, Kurt (1986): Mykorrhiza-Forschung unter besonderer Berücksichtigung alpiner Ökosysteme. In: *Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins in Innsbruck* (Band 73), S. 223–228.
- Hastie, Trevor J.; Tibshirani, Robert J. (1990): Generalized additive models. London United Kingdom: Chapman & Hall/CRC.
- Haunstätter, Mathias (2018): Verteilung und Vorhersagbarkeit von Tangelhumus in den Bergwäldern der Allgäuer Alpen. Bachelorarbeit, unveröffentlicht. Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Freising. Fakultät Wald und Forstwirtschaft.

- Huber, Sigbert; Englisch, Michael (1997): Auswertung von Waldbodeninventuren im Bereich von Arge Alp und Arge Alpen-Adria. Studie im Auftrag der gemeinsamen Arbeitsgruppe “Waldschäden und Luftreinhaltung” der Arbeitsgemeinschaft Alpenländer und der Arbeitsgemeinschaft Alpen-Adria. Hg. v. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien. München.
- Jakob, Johannes (2018): Verteilung von Tangelhumus in den Bergwäldern des Mangfallgebirges. Bachelorarbeit. Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Freising. Fakultät Wald und Forstwirtschaft.
- Joanes, D. N.; Gill, C. A. (1998): Comparing Measures of Sample Skewness and Kurtosis. In: *Journal of the Royal Statistical Society. Series D (The Statistician)* 47 (1), S. 183–189. Online verfügbar unter www.jstor.org/stable/2988433.
- Katzensteiner, Klaus (2000): Wasser- und Stoffhaushalt von Waldökosystemen in den nördlichen Kalkalpen. Wien: Österr. Ges. für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung (Forstliche Schriftenreihe, Bd. 15).
- Kohlpaintner, Michael; Göttlein, Axel (2009): Mit dem Wald verschwindet auch der Humus. Großflächige Störungen in Hochgebirgswäldern führen zu Nährstoffverlusten und beeinträchtigen langfristig die Waldentwicklung. In: *LWF aktuell* 16 (71), S. 22–24, zuletzt geprüft am 04.05.2017.
- Kohlpaintner, Michael; Huber, Christian; Göttlein, Axel (2014): Wiederbewaldung und Stoffhaushalt auf Windwurfflächen im Kalkalpin. Ergebnisse von den SicAlp Untersuchungsflächen im Lattengebirge. In: *LWF aktuell* (99), S. 34–37, zuletzt geprüft am 05.10.2017.
- Kolb, Eckart (2012): Interaktive Karte der Gesteinseigenschaften. Eine neue Substratgliederung bringt schnelle Übersicht und viele Informationen über die Böden der Bayerischen Alpen. In: *LWF aktuell* (87/12), S. 15–17, zuletzt geprüft am 06.10.2017.
- Kolb, Eckart; Baier, Roland (2001): Tangel–die wenig bekannte Humusform. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hg.): Exkursionsführer zur Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde (AFSV) im Werdenfelser Land. Grainau, 19.–22.09.2001, S. 20–24.
- Kolb, Eckart; Kohlpaintner, Michael (2018): Tangel humus forms – genesis and co-evolution with vegetation. In: *Applied Soil Ecology* 123, S. 622–626. DOI: 10.1016/j.apsoil.2017.09.040.
- Kubiëna, Walter L. (1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas: Ferdinand Enke Verlag Stuttgart.
- Kupferschmid, Andrea D.; Brang, Peter; Bugmann, Harald (2004): Wie gut schützen Totholzbestände vor Naturgefahren? Schutzwirkung von Gebirgsfichtenwäldern nach Buchdruckerbefall. In: *Wald und Holz* 85 (1), S. 33–36, zuletzt geprüft am 05.12.2017.
- Laatsch, W. (1977): Zur Struktur und Bewirtschaftung der Wälder im bayerischen Alpenraum. Die Entstehung von Lawinenbahnen im Hochlagenwald. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 96 (1), S. 89–93. DOI: 10.1007/BF02736494.
- Laiho, Raija; Prescott, Cindy E. (2004): Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: a synthesis. In: *Canadian Journal of Forest Research* 34 (4), S. 763–777. DOI: 10.1139/x03-241.
- Lawrenz-Grunow, David (2018): Verteilung und Vorhersagbarkeit mächtiger Tangelhumusauflagen auf kalkalpinen Bergwaldstandorten des Werdenfelser Landes und Isarwinkels. Bachelorarbeit. Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Freising. Fakultät Wald und Forstwirtschaft.

- Leiningen, Wilhelm von (1909): Über Humusablagerungen in den Kalkalpen. 2. Abschnitt. In: *Naturwissenschaftliche Zeitschrift für Forst- und Landwirtschaft* (5), S. 8–32.
- Mayer, M.; Matthews, B.; Schindlbacher, A.; Katzensteiner, K. (2014): Soil CO₂ efflux from mountainous windthrow areas: dynamics over 12 years post-disturbance. In: *Biogeosciences* 11 (21), S. 6081–6093. DOI: 10.5194/bg-11-6081-2014.
- McFee, W. W.; Stone, E. L. (1966): The Persistence of Decaying Wood in the Humus Layers of Northern Forests. In: *Soil Science Society of America Journal* 30 (4), S. 513–516.
- Meyer, David; Dimitriadou, Evgenia; Hornik, Kurt; Weingessel, Andreas; Leisch, Friedrich (2019): e1071: Misc Functions of the Department of Statistics, Probability Theory Group (Formerly: E1071), TU Wien. Online verfügbar unter <https://CRAN.R-project.org/package=e1071>.
- Meynen, Emil; Schmithüsen, Josef; Gellert, J.; Neef, E.; Müller-Miny, H.; Schultze, J. H. (Hg.) (1953-62): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. 9 Bände. Remagen, Bad Godesberg: Selbstverlag.
- Olleck, Michelangelo; Reger, Birgit; Ewald, Jörg (2019): Plant indicators for Follic Histosols in mountain forests of the Calcareous Alps. In: *Applied Vegetation Science* 23 (2), S. 285–296. DOI: 10.1111/avsc.12470.
- Olleck, M.; Kohlpaintner, M.; Mellert, K. H.; Reger, B.; Göttlein, A.; Ewald, J. (20xx): Thick forest floors in the Calcareous Alps - distribution, ecological functions and carbon storage potential. *Journal xy*. (In progress)
- Prietz, Jörg; Christophel, Dominik (2013): Humusschwund in Waldböden der Alpen. Die vermutliche Auswirkung des Klimawandels ist eine große Herausforderung für die nachhaltige Forstwirtschaft. In: *LWF aktuell* 20 (97), S. 44–47.
- Prietz, Jörg; Wiesmeier, Martin (2019): A concept to optimize the accuracy of soil surface area and SOC stock quantification in mountainous landscapes. In: *Geoderma* 356, S. 113922. DOI: 10.1016/j.geoderma.2019.113922.
- Prietz, Jörg; Zimmermann, Lothar; Schubert, Alfred; Christophel, Dominik (2016): Organic matter losses in German Alps forest soils since the 1970s most likely caused by warming. In: *Nature Geoscience* 9 (7), S. 543–548. DOI: 10.1038/ngeo2732.
- R Core Team (2018): R: A Language and Environment for Statistical Computing. Version 3.5.1. Vienna, Austria. Online verfügbar unter <https://www.R-project.org> 3.
- Reger, Birgit; Ewald, Jörg (2012): Die Waldtypenkarte »Bayerische Alpen«. Eine neue Planungsgrundlage für die forstliche Praxis. In: *LWF aktuell* (87), S. 11–14, zuletzt geprüft am 06.10.2017.
- Reger, Birgit; Göttlein, Axel; Katzensteiner, Klaus; Ewald, Jörg (2015): Assessing the Sensitivity of Mountain Forests to Site Degradation in the Northern Limestone Alps, Europe. In: *Mountain Research and Development* 35 (2), S. 139–151. DOI: 10.1659/MRD-JOURNAL-D-14-00094.1.
- Reger, Birgit; Häring, Tim; Ewald, Jörg (2014a): The TRM Model of Potential Natural Vegetation in Mountain Forests. In: *Folia Geobot* 49 (3), S. 337–359. DOI: 10.1007/s12224-013-9158-0.
- Reger, Birgit; Mellert, Karl Heinz; Ewald, Jörg (2014b): Indikatorarten für nährstoffarme Standorte in den Bergwäldern der Bayerischen Alpen. In: *Tuexenia* (34), S. 39–51, zuletzt geprüft am 06.10.2017.
- Reger, Birgit; Schüpferling, Ralf; Beck, Josefine; Dietz, Elke; Morovitz, Daniel; Schaller, Roman et al. (2012): WINALPecobase – ecological database of mountain forests in the Bavarian Alps. In: *Biodivers. Ecol.* 4, S. 167–171. DOI: 10.7809/b-e.00072.

- Schmidt, Marcus; Kriebitzsch, Wolf-Ulrich; Ewald, Jörg (2011): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. Bonn: Bundesamt für Naturschutz (BfN) (BfN-Skripten, 299).
- Schnell, Hanna (2018): Die kleinräumige Variation des Alpenhumus unter Berücksichtigung vorhandener Sonderstrukturen. Am Beispiel der nordexponierten Untersuchungsgebiete in der Langen Au. Bachelorarbeit. Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Freising. Fakultät Wald und Forstwirtschaft.
- Schumacher, P.; Schulz, H. (1991): Zur Methodik der Holzfeuchtebestimmung bei Fichten-Splintholz. In: *Holz als Roh- und Werkstoff* 49 (2), S. 57–63. DOI: 10.1007/BF02662802.
- Stimmelmayer, Markus (2019): Verteilung von Alpenhumus entlang von bewaldeten Berggraten der Chiemgauer Alpen. Bachelorarbeit. Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Freising. Fakultät Wald und Forstwirtschaft.
- van Husen, Dirk (1987): Die Ostalpen in den Eiszeiten. Wien: Geologische Bundesanstalt.
- Wagner, Leonie (2018): Landschaftliche und kleinräumige Verteilung von Tangelhumus in den Bergwäldern der Chiemgauer Alpen. Bachelorarbeit. Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Freising. Fakultät Wald und Forstwirtschaft.
- Weber, Karin (1999): Vegetations- und Klimageschichte im Werdenfelser Land. In: *Augsburger geographische Hefte* Heft Nr. 13.
- Wilnhammer, Matthias; Baier, Roland; Göttlein, Axel (2011): Standortsdegradation im Kalkalpin. In: *AFZ-Der Wald* 22, S. 13–15.
- Winther, Jennifer L.; Friedman, William E. (2008): Arbuscular mycorrhizal associations in Lycopodiaceae. In: *The New phytologist* 177 (3), S. 790–801. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2007.02276.x.
- Zanella, Augusto; Jabiol, Bernard; Ponge, Jean-François; Sartori, Giacomo; Waal, Rein de; van Delft, Bas et al. (2011): European Humus Forms Reference Base, zuletzt geprüft am 05.10.2017.
- Zöttl, H. (1965a): Zur Entwicklung der Rendzinen in der subalpinen Stufe. I. Profilmorphologie. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde* 110 (2), S. 109–114. DOI: 10.1002/jpln.19651100204.
- Zöttl, H. (1965b): Zur Entwicklung der Rendzinen in der subalpinen Stufe. II. Chemisch-biologische Dynamik. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde* 110 (2), S. 115–126. DOI: 10.1002/jpln.19651100205.

**Nährstoff- und Wasserhaushalt des Systems
„Alpenhumus“
(Teilprojekt Mesoskala)**

Michael Kohlpaintner* & Axel Göttlein

**Technische Universität München
Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2
D-85354 Freising**

* Korrespondierender Autor: kohlpaintner@wzw.tum.de

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung und Zielsetzung des Teilprojekts Mesoskala – Untersuchungen auf der Waldbestandsebene	65
1.1	Einführung	65
1.2	Zielsetzung und Forschungsfragen.....	65
2	Material und Methoden.....	66
2.1	Auswahl und Beschreibung der untersuchten Bestände.....	66
2.2	Beschreibung von allgemeinen Mess- und Analysemethoden.....	66
3	Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte und -vorräte von Tangelhumusstandorten	68
3.1	Einführung	68
3.2	Material und Methoden.....	68
3.3	Ergebnisse und Diskussion	69
3.3.1	Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte sowie weitere Bodenkennwerte.....	69
3.3.2	Vorräte an Kohlenstoff und Nährstoffen	74
3.4	Fazit	78
4	Temperatursensitivität von Tangelhumus - Mineralisationsversuche und Bestimmung von Q10-Werten	79
4.1	Einführung	79
4.2	Material und Methoden.....	79
4.3	Ergebnisse und Diskussion	81
4.3.1	Berechnung und Interpretation der Q10-Werte.....	83
4.4	Fazit:	84
5	Streufall	85
5.1	Einführung	85
5.2	Material und Methoden.....	85
5.3	Ergebnisse und Diskussion	85
5.4	Fazit	87
6	Wasser-, Stoff- und Temperaturhaushalt von Tangelhumusstandorten	88
6.1	Wasserspeicherkapazität von Tangelhumus.....	88
6.1.1	Einführung	88
6.1.2	Material und Methoden	88
6.1.3	Ergebnisse und Diskussion	88
6.1.4	Fazit.....	90
6.2	Wasserhaushaltsmodellierung.....	91

6.2.1	Material und Methoden	91
6.2.2	Ergebnisse	92
6.3	Stoffhaushalt	93
6.3.1	Einführung	93
6.3.2	N-Formen und -Konzentrationen im Sickerwasser	93
6.3.3	Stoffflüsse	94
6.4	Gemeinsame Betrachtung von Stoff-, Wasser- und Temperaturhaushalt	95
6.4.1	N-Sättigung von Tangelhumusstandorten	97
6.5	Fazit zum Wasser-, Stoff- und Temperaturhaushalt	97
7	Zusammenfassung.....	98
8	Literaturverzeichnis.....	99

1 Einführung und Zielsetzung des Teilprojekts Mesoskala – Untersuchungen auf der Waldbestandsebene

1.1 Einführung

Im Teilprojekt Mesoskala wurden Untersuchungen auf der Waldbestandsebene durchgeführt. Bisher liegen kaum Daten zur Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung auf Alpenhumusstandorten (Synonym: Tangelhumus) vor. Auch gibt es nur wenige Informationen zum Stoffhaushalt und zur Nährstoffdynamik von Wald-ökosystemen mit Tangelhumus. Um die Reaktion dieser Humusform auf den Klimawandel abschätzen zu können und Maßnahmen zu ihrer Stabilisierung abzuleiten, ist jedoch das Verständnis der chemischen Eigenschaften, Stabilisierungsmechanismen und Nährstoffkreisläufe unabdingbar. Mit den Stoffkreisläufen ist auch der Wasser- und Temperaturhaushalt des Alpenhumus eng verbunden. Auch hierzu fehlen bisher verlässliche Daten. Die Bestimmung von Kenngrößen des Wasser-, Stoff- und Temperaturhaushalts dient zunächst dem Verständnis dieser ökosystemaren Kreisläufe und deren Einordnung (z.B. bezüglich N-Sättigung). Aus Kenngrößen des Wasserhaushalts könnte z.B. der Beitrag von Tangelhumusstandorten zum Landschaftswasserhaushalt näher beleuchtet werden. Fragen zur spezifischen Temperatursensitivität von Tangelhumus können zurzeit nicht beantwortet werden. Es fehlen Messwerte zum Mineralisationsverhalten in Abhängigkeit von der Temperatur, die mit anderen Humusformen und Oberböden verglichen werden könnten.

1.2 Zielsetzung und Forschungsfragen

Folgende Forschungsfragen wurden in diesem Zusammenhang bearbeitet:

- Wie verändern sich die Gehalte von Kohlenstoff- und wichtigen Nährstoffen sowie weiterer Bodenkennwerte (pH-Wert, C/N-Verhältnis, ...) mit der Humusmächtigkeit?
- Wie viel Kohlenstoff- und wie viele Nährstoffe sind auf diesen Alpenhumusstandorten gespeichert?
- Wie temperatursensitiv ist Tangelhumus in Abhängigkeit von der Höhenlage und von der (Tiefen-) Lage im Bodenprofil?
- Wie viel Biomasse, Kohlenstoff und Nährstoffe werden jährlich über den Streufall dem Boden zugeführt und zur Mineralisation und Humusbildung zur Verfügung gestellt?
- Wie viel Wasser kann Tangelhumus (im Vergleich zu anderen Böden) speichern und den Waldbäumen zur Verfügung stellen?
- Was steuert den Wasser-, Nährstoff- und Temperaturhaushalt auf Alpenhumusstandorten und wie hängen sie zusammen?
- Eine Zusammenfassende Auswertungen der erhobenen Daten soll weitere Rückschlüsse auf die Mechanismen zur Stabilisierung (z.B. Nährstofflimitierungen, möglicher Wasserüberschuss oder -mangel) und Destabilisierung (z.B. Temperatursensitivität) dieser bis zu einem Meter mächtigen Humusaufgaben liefern.

2 Material und Methoden

2.1 Auswahl und Beschreibung der untersuchten Bestände

Die Auswahl der untersuchten Standorte erfolgte in enger Abstimmung mit dem Teilprojekt Mikroskala. Es wurde ein Untersuchungsgebiet in der Langen Au (L), südlich vom Tegernsee, nahe Wildbad-Kreuth und ein Gebiet südlich des Walchensee am Simetsberg (S) ausgewählt (siehe dazu auch Abschnitt Mikroskala Abb. 1.1 und Abschnitt Makroskala Abb. 1). In Tab. 1 sind Standortsinformationen zu den Waldbeständen zusammengefasst bei denen es sich um Bergmischwälder oder reine Fichtenbestände handelt. Zusätzlich ist noch der Moor-Standort nahe Freising aufgeführt, an dem Bodenproben für den Mineralisationsversuch genommen wurden. Während in der Langen Au Hauptdolomit als Ausgangssubstrat vorliegt, ist es am Simetsberg vor allem der Plattenkalk (Siehe Tabelle 1).

Tab. 1: Informationen zu den untersuchten Standorten und durchgeführten Messungen.

Standort	Fläche (Abk.)	Durchgeführte Messungen	Höhe üNN in m	Temperatur im Bestand (Sept 2017-Aug 2019)	Niederschlag (Mittel 2017-2019) in mm	Geologie	Vegetation
Simetsberg	S1	FNDS; BNDS; SiWa; T; Wgh;	900	7,1 °C	1700	Kalk/Dolomit	Mischwald (Bu, Ta, Bah, Fi)
	S2	MatrixP; Streu; BPN; Min (S1	1200	7,0 °C	1700	Kalk	Mischwald (Fi, Ta, (Bu))
	S3	und S3)	1500	5,2 °C	1790	Kalk	reiner Fichtenstandort
	S4	nur BPN	1100	k.m.	k.m.	Kalk/Dolomit	Mischwald (Bu, Fi)
Lange Au	L1	FNDS; BNDS; SiWa; T; Wgh; MatrixP; Streu; BPN	900	7,0 °C	2030	Dolomit	Fichte
	L2		1000	8,0 °C		Dolomit	Fichte (Bu)
	L3		1000	7,2 °C		Dolomit	Mischwald (Ta, Bu, Fi, Bah)
	L4		1200	6,4 °C		Dolomit	Mischwald (Fi, Ta, Bu, (Bah))
	L5		1400	5,8 °C		Dolomit	Mischwald (Fi, Ta, Bu)
Freising	Moor	Min	450	9,8 °C	760	Moor über Niederterassenschotter	keine

FNDS = Freilandniederschlag; BNDS = Bestandesniederschlag; SiWa = Sickerwasser; T = Boden- und Lufttemperatur im Bestand; Wgh = Wassergehalt Boden; MatrixP = Matrixpotential im Boden; Streu = Streusammler im Bestand; BPN = Bodenprobenahme; Min = Mineralisationsversuch

Die 8 intensiv untersuchten Waldbestände (S1 bis S3 und L1 bis L5), auf denen Untersuchungen zum Wasser-, Stoff und Temperaturhaushalts stattfanden, liegen jeweils in einem Höhengradienten von 900 m bis 1400m bzw. 1500m. Die Temperaturgradienten im Höhenverlauf sind deutlich erkennbar, mit Ausnahme von S2 und L2. Ersterer liegt auf einer südostexponierten Rippe und hat dadurch mehr Sonneneinstrahlung als S1. L2 liegt an einem südexponierten Hang mit ca. 30 % Neigung und erhält daher mehr Sonneneinstrahlung als L1 und L3 (siehe auch Tab. 9). Die mittleren Jahresniederschläge (Mittel von 2017-2018) sind in der Langen Au ca. 15% höher als am Simetsberg und zeigen keinen ausgeprägten Höhengradienten. Da sowohl in den Werten der Bestandesinnentemperatur (1m über dem Boden) als auch bei den Freilandniederschlägen das komplette sehr warme und trockene Jahr 2018 eingeflossen ist, dürfte der Jahresniederschlag generell etwas höher und die Temperatur etwas niedriger liegen.

2.2 Beschreibung von allgemeinen Mess- und Analysemethoden

Im Folgenden werden allgemeine Labor- und Analysemethoden beschrieben die zum Teil auf unterschiedliche Probenarten angewendet wurden.

Analyse der Humus- und Bodenproben

- Alle Bodenproben wurden bei 45° C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend für die C/N-Analysen und die Messung der Nährelementgehalte gemahlen.
- Der Gesamtstickstoff und -kohlenstoff wurde an gemahlenen Proben mit einem CHN-Analysator der Firma Elementar (Vario EL III) ermittelt.

- Die Gesamtelementgehalte von P, S, B, Al, Mn, Fe, Ca, Mg, K, Cu und Zn wurden nach einem HNO₃-Druckaufschluss (65 % HNO₃, 12 Stunden bei 165 °C (HFA 2009, Methode Nr. A 3.3.4) an einem optischen Emmissionsspektrometer mit induktiv gekoppelter Plasmaanregung (ICP-OES) ARCOS FHX22 der Firma Spectro bestimmt.
- Der pH-Wert in Wasser wurde in einer Lösung aus 10 ml Humus und 25 ml destilliertem Wasser nach einer Einwirkzeit von min. 2,5 h (mehrmaliges Umrühren) mit einer Handelektrode (NTC 3C; Mettler Toledo) am pH-Meter (pH Meter 691; Metrohm) gemessen.

Analyse der Streuproben

- Alle Streuproben wurden getrocknet, gewogen und anschließend nach Nadeln, Buchenblättern, Bergahornblättern und Zweigen (incl. Rest) sortiert und nochmals gewogen.
- Die vorbereiteten Proben wurde gemahlen und wie oben beschrieben nach einem HNO₃-Druckaufschluss am ICP (siehe oben) analysiert.

Analyse der Wasserproben im Rahmen der Stoffhaushaltsuntersuchungen

- Alle Niederschlags- und Sickerwasserproben wurden vor den Analysen am IC und am ICP über einen 45µm Cellulose-Acetat-Filter von möglichen Feststoffen befreit.
- Die Konzentrationen der Ionen NH₄⁺, NO₃⁻, Cl⁻, und HPO₄⁻² wurden mittels Ionenchromatographie am IC Compact 761 (Kationen) und IC Advanced Compact 861 (Anionen) der Firma Metrohm bestimmt.
- Der Konzentration des gelösten organischen C und des Gesamtstickstoffs der Wasserproben wurden an einem TOC/TN-Analysator der Firma Skalar gemessen.
- Die Konzentrationen der Elemente Al, Ca, Mg, K, Mn, Fe, Na und Zn wurden am bereits oben beschriebenen ICP bestimmt.
- Der pH-Wert und der Hydrogenkarbonatgehalt wurden an einer Titrationseinheit (Titrand 902; Metrohm) mit automatischem Probengeber ermittelt.

3 Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte und -vorräte von Tangelhumusstandorten

3.1 Einführung

Wie viel Kohlenstoff (C) und welche Nährstoffmengen stecken eigentlich in einem Tangelhumusprofil? Welche Rolle spielt er bei der Kohlenstoffspeicherung im Klimawandel und sind diese Mengen vergleichbar mit andern Waldböden in Bayern? Die Antworten auf diese Fragen sind bisher nur sehr spärlich mit Daten belegt. Daher wird im Folgenden der Beitrag von Auflagehumus in Bergwäldern zur Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung quantifiziert und diskutiert. Dazu wurden in neun Waldbeständen insgesamt 38 Bodenprofile untersucht und deren Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte bestimmt. Die Ergebnisse werden mit den bayrischen Waldböden, die im Rahmen der BZE II beprobt wurden, verglichen und eingeordnet.

3.2 Material und Methoden

Insgesamt wurden in den zwei Untersuchungsgebieten „Lange Au“ und „Simetsberg“ (siehe auch Abb. 1 im Abschnitt Makroskala) neun Waldbestände auf Tangelhumusstandorten mit jeweils 3-5 Einzelprofilen beprobt. Tabelle 1 zeigt die Anzahl der beprobten Profile und die Spannweite der Profiltiefen. Die Standortseigenschaften der beprobten Waldbestände sind in Tabelle 1 in Kapitel 2.1 dargestellt.

Tab. 2: Beprobte Flächen und Profile zur Kohlenstoff und Nährstoffbestimmung.

Standort	Fläche	Höhe üNN in m	Anzahl Profile	Profiltiefe (Spanne)
Simetsberg	S1	900	5	25-66 cm
	S2	1200	5	35-60 cm
	S3	1500	5	30-53 cm
	S4	1100	5	26-48 cm
Lange Au	L1	900	3	40-45 cm
	L2	1000	4	37-65 cm
	L3	1000	5	25-37 cm
	L4	1200	3	37-67 cm
	L5	1400	3	28-40 cm

Da für alle 38 Bodenprofile Vorräte von C und Nährstoffen berechnet werden sollten, erfolgte auf allen Flächen eine volumenbezogene Bodenprobenahme nach Tiefenstufen (TS), welche in Tabelle 3 dargestellt sind. Bis 10 cm Bodentiefe wurde mit einem 20x20 cm Stechrahmen, die TS 10-20 cm mit einem 10x10 cm Stechrahmen beprobt. Anschließend wurde für alle weiteren TS bis zum Ausgangsgestein ein Bohrstock mit 8,2 cm Durchmesser verwendet.

Nach der Bodenprobenahme wurden die Humusproben wenige Tage bei 5° C im Kühlraum gelagert. Alle Humusproben wurden gesiebt (5 mm) und die lebenden Wurzeln sowie etwaige Vegetationsteile und, falls vorhanden, das Skelett entfernt. Anschließend wurde Sie bei 45°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Ein Aliquot der getrockneten Probe (ca. 3g) wurde gemahlen um die Nährstoffgehalte über einen HNO₃-Druckaufschluß mit anschließender Messung am ICP zu bestimmen. Der Kohlenstoff- und der Stickstoffgehalt wurden am CHN-Analysator bestimmt.

Tab. 3: Angaben zu Tiefenstufen und Probenfläche und –volumen sowie Anzahl der Profile je erreichter Tiefenstufe.

Tiefenstufe (TS)	Horizont/cm	Stechrahmen (Bohrstock)	Anzahl alle	Anzahl Profile >15% C
1	L	20x20 cm	38	38
2	-5 cm (ohne L)	20x20 cm	38	38
3	5-10 cm	20x20 cm	38	38
4	10-20 cm	10x10 cm	38	38
5	20-30 cm	Ø 8,3 cm	38	37
6	30-40 cm	Ø 8,3 cm	29	28
7	40-50 cm	Ø 8,3 cm	13	11
8	50-60 cm	Ø 8,3 cm	8	6
9	60-70 cm	Ø 8,3 cm	3	1*

*Die Tiefenstufe 9 (60-70 cm) wurde aufgrund von nur einer Wiederholung bei der Darstellung der Gehalte und Vorräte nicht berücksichtigt. Das Profil wurde der TS 8 zugeordnet.

3.3 Ergebnisse und Diskussion

3.3.1 Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte sowie weitere Bodenkennwerte

In Abbildung 1 sind die **Kohlenstoffgehalte** der beprobten Humusprofile nach Tiefenstufen in Box-Plots dargestellt.

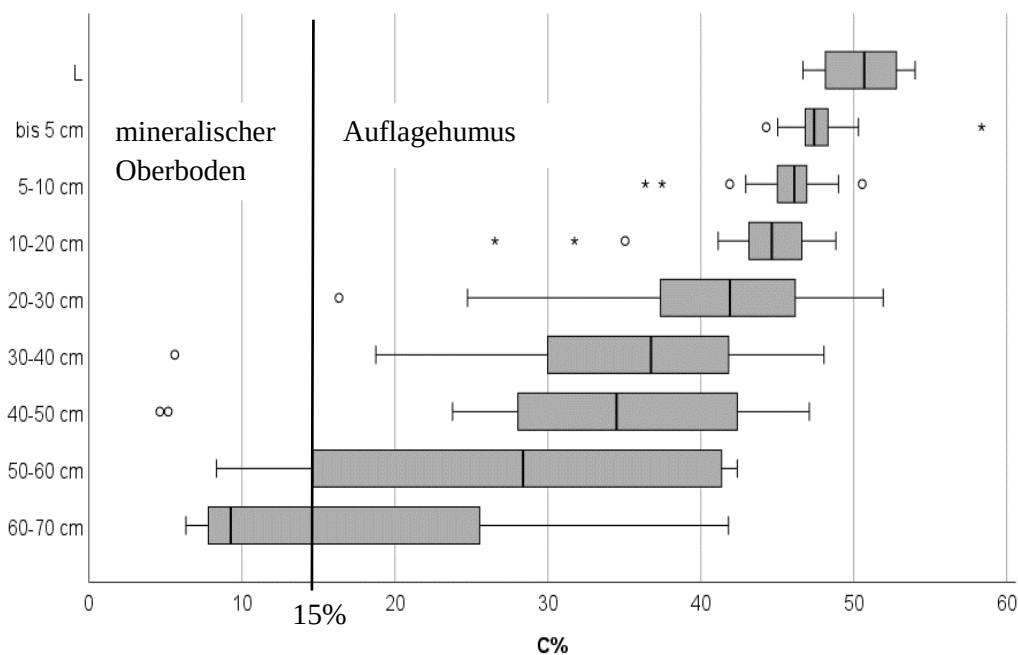


Abb. 1: Kohlenstoff-Gehalte in % im Tiefenverlauf. Die Grenze zwischen Humus und mineralischem Oberboden liegt bei 30 Massenprozent Humus, was ca. 15% C entspricht (schwarze Linie).

Der graue Kasten (Box) des Box-Plots beinhaltet die Werte zwischen dem ersten und dritten Quartil, also die mittleren 50% der Werte der Stichprobe. Der Strich im mittleren Teil der Box ist der Median. Die Whisker repräsentieren jeweils die Werte des ersten (untere 25% der Werte) bzw. des vierten (obere 25% der Werte) Quartils. Bei den Kreisen handelt es sich um Ausreißer die zwischen 1,5 und 3 Kastenlängen vom Ende des ersten (Untergrenze Kasten) bzw. des dritten Quartils (Obergrenze Kasten) entfernt sind. Die Sterne repräsentieren Werte die weiter als drei Kastenlängen von den Grenzen der „Box“ entfernt sind.

Im Oberboden lässt sich ein leichter (von ca. 50 auf 45%) und ab 20 cm ein stärkerer Rückgang der C-Gehalte mit der Tiefe beobachten. Das liegt zum einen daran, dass bei der Umwandlung der frisch gefallenen Streu zu Humusbestandteilen in den oberen Humusschichten bevorzugt C in Form von CO₂ verloren geht, und zum anderen am steigenden Anteil an Mineralboden mit der Annäherung an das Ausgangsgestein. Sinkt der Kohlenstoffgehalt unter 15% (was ca. 30% Humusanteil entspricht), handelt es sich nicht mehr um Auflagehumus, sondern um mineralischen Oberboden (Arbeitskreis Standortkartierung 2016). Daher wurden alle Proben, die in Abbildung 1 links von der 15%-Linie liegen, deren C-Gehalt also unter 15 % liegt, von den weiteren Darstellungen und Analysen ausgeschlossen.

Ab 20 cm Bodentiefe ist eine deutliche Zunahme der Streuung der C-Gehalte zu sehen. Das liegt vor allem daran, dass einige Profile bereits nach 30 cm enden. In diesen ist der Mineralbodenanteil aufgrund der Nähe zum Ausgangsgestein in 20-30 cm bereits deutlich höher und der C-Gehalt dadurch geringer als in tieferen Profilen bei gleicher Bodentiefe.

Um den Tiefenverlauf der C-Gehalte klarer darstellen zu können und diese Streuung zu verringern wurden die Profile daher in Klassen mit Gesamttiefen (Mächtigkeitsklassen) bis 30 cm, bis 40 cm, bis 50 cm und bis 60 cm gruppiert (siehe Abb. 2). Dadurch entstehen vier farblich getrennte Boxplots, die den Tiefenverlauf der jeweiligen Mächtigkeitsklasse zeigen. Diese Gruppierung wird auch im weiteren Verlauf der Darstellung der Nährelementgehalte beibehalten, da einige Nährstoffe stark positiv (Schwefel und Stickstoff) oder negativ (Kalium und Eisen) mit dem C-Gehalt korrelieren und daher ebenfalls in den Tiefenstufen nahe dem Ausgangsgestein stark ab- oder zunehmen. In Abbildung 2 ist nun viel deutlicher zu erkennen, dass in der vorletzten und vor allem in der letzten Tiefenstufe über dem Ausgangsgestein (oder dem mineralischen Oberboden) die C-Gehalte deutlich abnehmen.

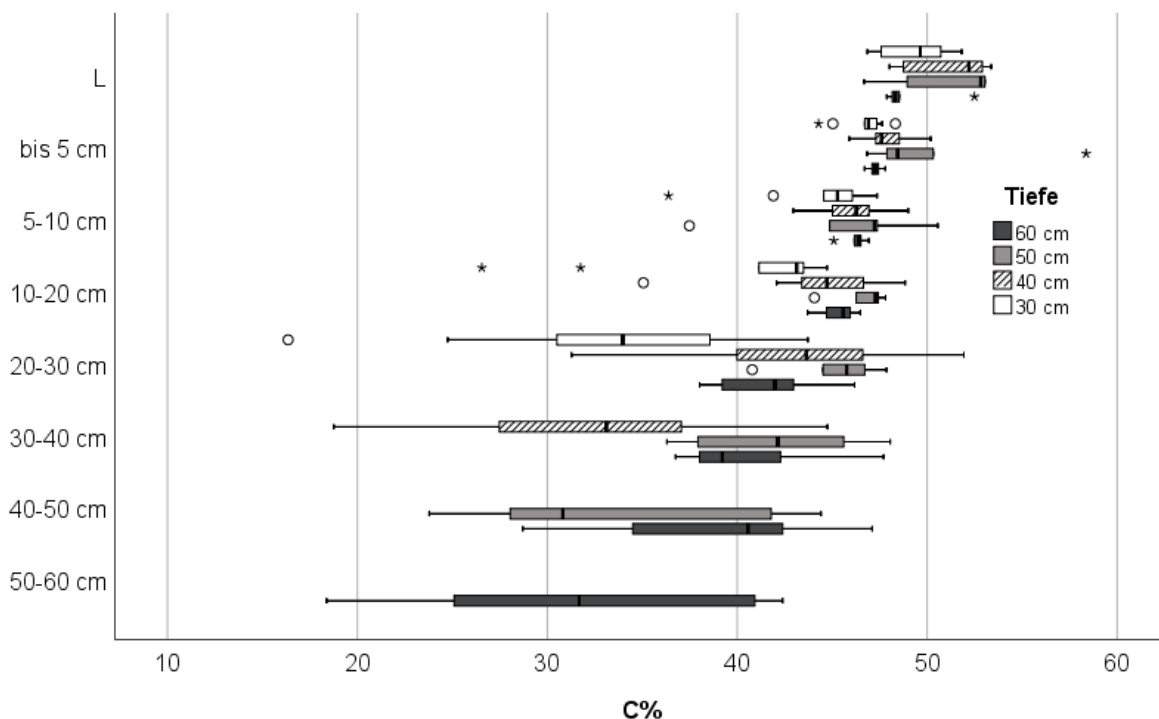


Abb. 2: Kohlenstoff-Gehalte in % für alle Tiefenstufen > 15% C im Tiefenverlauf gruppiert nach Profiltiefenklassen (bis 30, 40, 50 und bis 60 cm).

Die **Stickstoffgehalte (N)** nehmen zunächst von Werten unter 1,5% bis zu einer Bodentiefe von 10 cm auf Werte bis zum Teil über 2% zu (Abb. 3). Dabei handelt es sich um eine relative Anreicherung wegen der hohen Kohlenstoffmineralisation in den oberen Humusschichten (siehe dazu auch Mineralisationsversuch in

Kapitel 4). Anschließend sinken sie wieder ab auf Werte meist unter 1,5 % in der letzten Tiefenstufe der jeweiligen Mächtigkeitsklasse. Dieser Rückgang kann sowohl auf N-Mineralisation mit anschließender Aufnahme durch die Bäume und die Bodenvegetation, die Auswaschung als Nitrat, oder auf die sinkenden C-Gehalte zurückgeführt werden, da organischer N an organischen C gebunden ist.

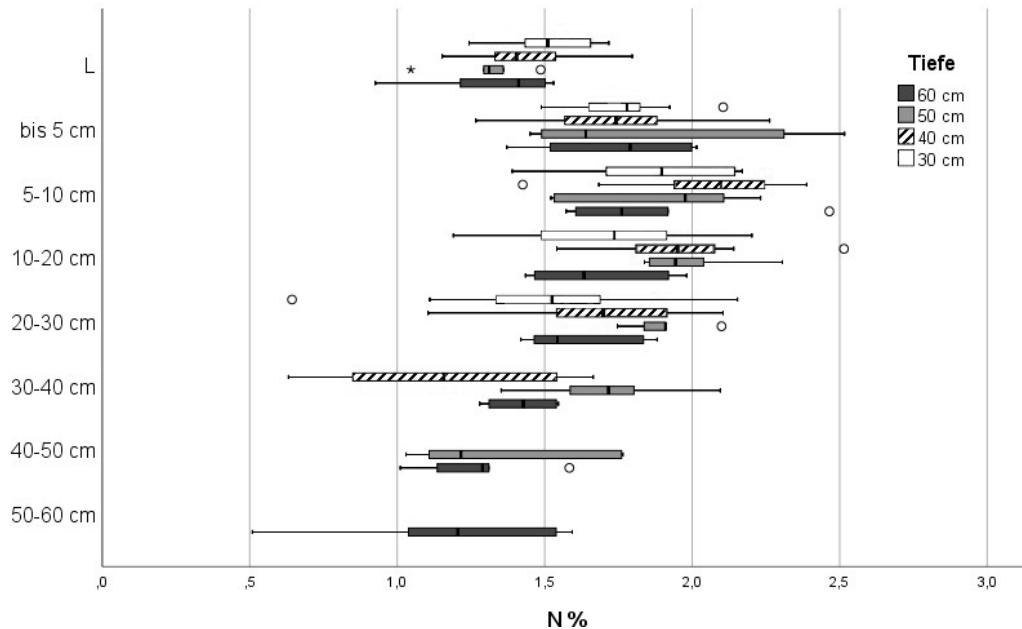


Abb. 3: Stickstoff-Gehalte in % im Tiefenverlauf.

Das **C/N-Verhältnis** nimmt zunächst von mittleren Werten über 35 (sehr weit laut Arbeitskreis Standortskartierung (2016)) auf Werte zwischen 20 und 30 in den folgenden Tiefenstufen ab. Der stärkste Rückgang vollzieht sich vom L-Horizont zur Schicht bis 5 cm Bodentiefe, das durchschnittlich engste Verhältnis wird zwischen 20 und 40 cm Tiefe erreicht (Abb. 4). Die 60 cm tiefen Profile zeigen ab 5 cm Bodentiefe die weitesten C/N-Verhältnisse, was auf schlechtere Abbaubedingungen hindeutet.

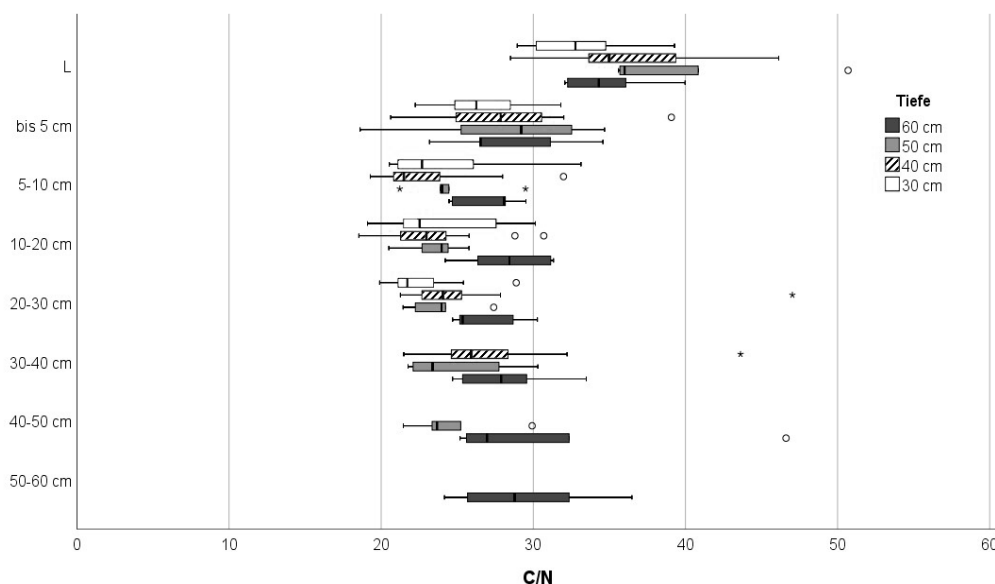


Abb. 4: C/N-Verhältnis im Tiefenverlauf.

Die C/N-Verhältnisse der hier untersuchten Humusproben sind in weiten Teilen als mäßig weit bis weit einzustufen (Arbeitskreis Standortskartierung, 2016). Im Vergleich zu den Bayerischen Waldböden die in der BZE II untersucht wurden, bewegen sich die C/N Verhältnisse der hier untersuchten Tangelhumusprofile im Bereich von Moderhumusaufgaben und Rohhumus (Schubert et al. 2015).

Nachweisbare N-Austräge an allen untersuchten Waldstandorten (siehe Kapitel 6) deuten darauf hin, dass N in Tangelhumus kein Element ist, das limitierend auf den Streuabbau oder das Baumwachstum wirkt, was auf die weiterhin andauernden hohe atmosphärischen N-Einträge (Raspe et al. 2018; BMUB 2017) zurückzuführen ist.

Phosphor (P) verhält sich ähnlich wie N mit zunächst steigenden Gehalten (von im Mittel 500 µg/g auf 600-800 µg/g) bis ca. 10 cm Bodentiefe und einem anschließenden Rückgang auf das Ausgangsniveau (Abb. 5). Im Vergleich zu den P-Gehalten der Moder- und Rohhumusauflagen der BZE II (Schubert et al. 2015) von ca. 950 µg/g im Mittel sind die in Tangelhumus gemessenen Gehalte mit mittleren Werten um die 600 µg/g deutlich geringer.

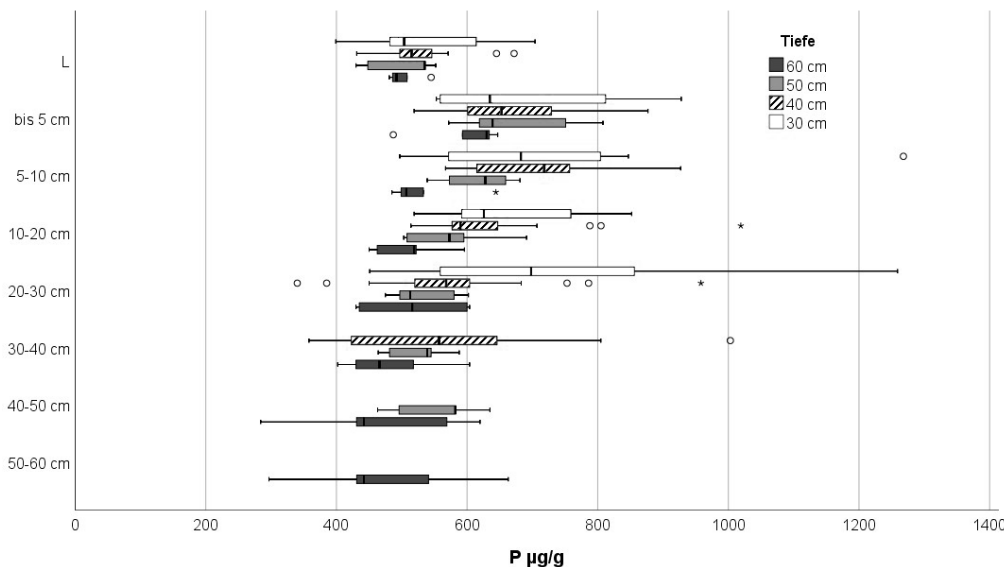


Abb. 5: Phosphorgehalte in µg/g im Tiefenverlauf.

Das **C/P-Verhältnis** in Abbildung 6 folgt einer S-förmigen Kurve im Tiefenprofil mit sehr hohen mittleren Werten von knapp 1000 (weites Verhältnis lt. Arbeitskreis Standortskartierung 2016) im L-Horizont. Anschließend sinkt es deutlich auf Werte um 750 und darunter. Einem erneuten Anstieg folgt wieder ein Rückgang auf Tiefstwerte in der letzten Tiefenstufe. Je mächtiger die Profile sind, umso ausgeprägter ist der S-förmige Verlauf. Insgesamt wird das Spektrum von mittleren bis hin zu sehr weiten C/P-Verhältnissen (Spanne >200 bis >1200 µgP/g Boden) abgedeckt, mit dem Schwerpunkt auf weiten Verhältnissen (800-1200 µgP/g Boden). Ein Vergleich mit den C/P-Verhältnissen der Moder- und Rohhumusauflagen der BZE II (im Mittel ca. 500 µgP/g) zeigt ein deutlich weiteres Verhältnis bei den Tangelhumusauflagen (Schubert et al. 2015).

Die sehr geringen P-Gehalte und das weite C/P-Verhältnis lassen vermuten, dass P auch für den Streuabbau limitierend ist und die geringen Mengen so einerseits zur Stabilisierung des Tangelhumus beitragen, andererseits aber auch ein limitierender Faktor für das Waldwachstum sind (siehe auch Mellert & Ewald 2014). Einen weiteren Hinweis auf ersteres gibt die Tatsache, dass flachere Profile tendenziell höhere P-Gehalte und ein engeres C/P-Verhältnis aufweisen.

Da P in Böden eher immobil ist und im Sickerwasser kein P messbar war, ist davon auszugehen, dass in den oberen Tiefenstufen P von Mykorrhizen und Wurzeln aufgenommen wird (George et al. 1996), was in Abbildung 5 an einem stärkeren Rückgang der Gehalte in 5 bis ca. 20 cm Bodentiefe gut zu erkennen ist.

P ist im Ausgangsgestein wenig vorhanden und im Mineralboden mit hohen pH-Werten auch schlecht verfügbar (Ewald 2000).

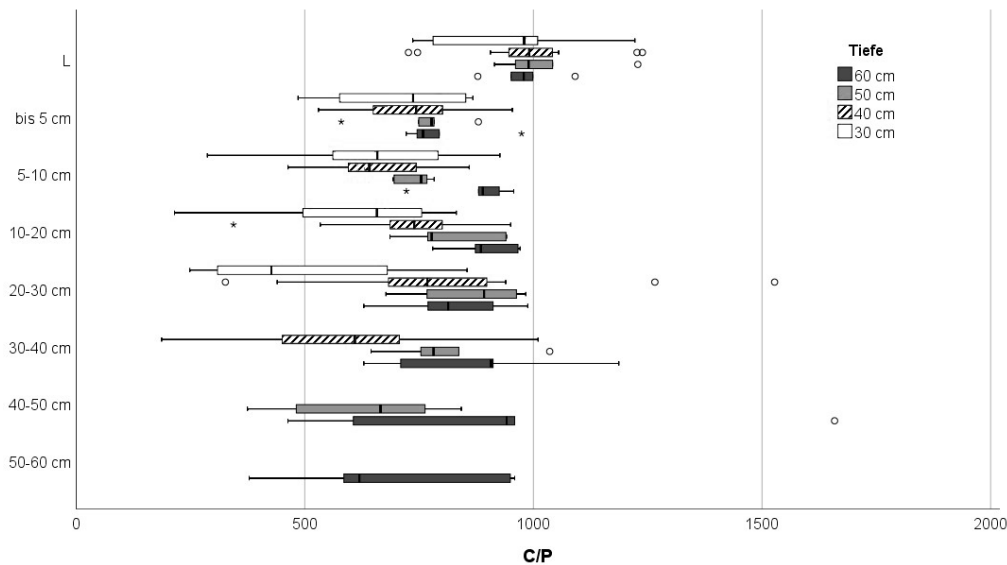


Abb. 6: C/P-Verhältnis im Tiefenverlauf.

Der **Mangangehalt** (Mn) der Streuschicht liegt im Mittel bei ungefähr 200 $\mu\text{g/g}$ Boden, nimmt aber sehr schnell auf Werte von unter 10 $\mu\text{g/g}$ in der Tiefenstufe 5-10 cm ab und bleibt, abhängig von der Gesamtpfultiefe, bis zur vorletzten Tiefenstufe auf sehr niedrigem Niveau (Abb. 7). In der Schicht direkt über dem Ausgangsgestein steigen die Gehalte wieder etwas an.

Die Baumwurzeln in den oberen Schichten scheinen das unter anderem für die Photosynthese sehr wichtige Mikronährelement sehr effektiv zu recyceln, was bereits auf einen Mangel oder zumindest eine gewisse Knappheit an diesem Element hindeutet. Das Enzym Manganperoxidase ist stark am Ligninabbau beteiligt (Hofrichter et al., 2002). Fehlt es an Mn im Boden, wird der Streuabbau verlangsamt. Berg und McClaugherty (2020) fanden für verschiedenen Wälder einen stark positiven Zusammenhang zwischen Mn und der Abbau-geschwindigkeit der Streu. Evtl. tragen neben den kühl-feuchten klimatischen Bedingungen die niedrigen Mn-Gehalte in Tangelhumusaufgaben zusätzlich zur Stabilisierung dieser Humusform bei. Unterstützt wird diese Hypothese durch den Trend zu niedrigeren Mn-Gehalten in den mächtigeren Humusprofilen in Abb. 7. Im Sickerwasser konnte ebenfalls kaum Mangan nachgewiesen werden.

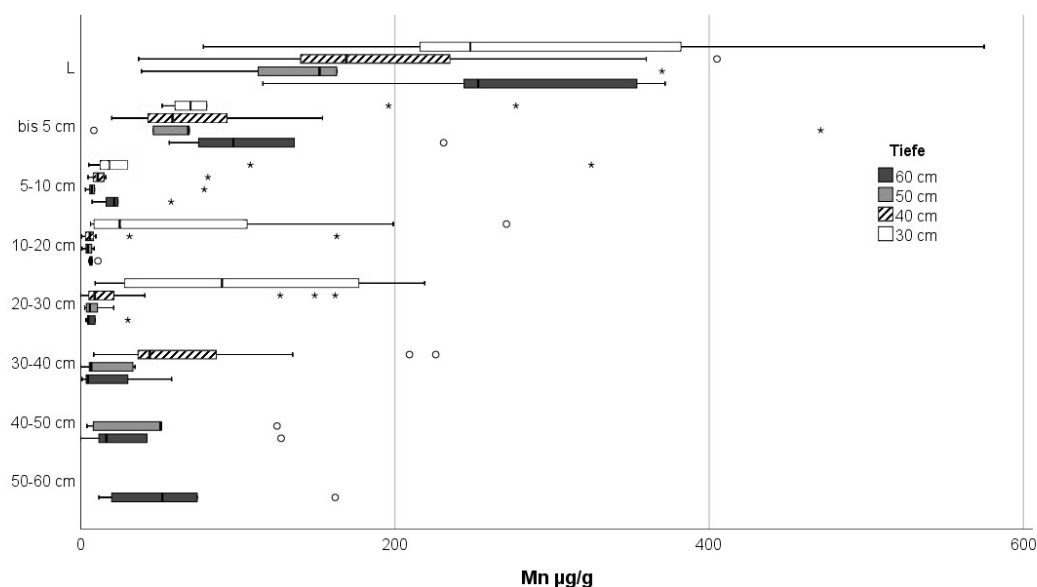


Abb. 7: Mangan-Konzentrationen in $\mu\text{g/g}$ im Tiefenverlauf.

Die **pH-Werte gemessen in Wasser** liegen im L-Horizont relativ einheitlich zwischen 5 und 6 und gehen dann zurück auf Werte zwischen 4 und 5. Bei den tieferen Profilen liegen sie auch darunter. Mit der Annäherung an das karbonathaltige Ausgangsgestein Kalk oder Dolomit erfolgt schließlich ein deutlicher Anstieg in den letzten Tiefenstufen mit Werte bis zu über pH 7 in den flacheren Profilen (Abb. 8).

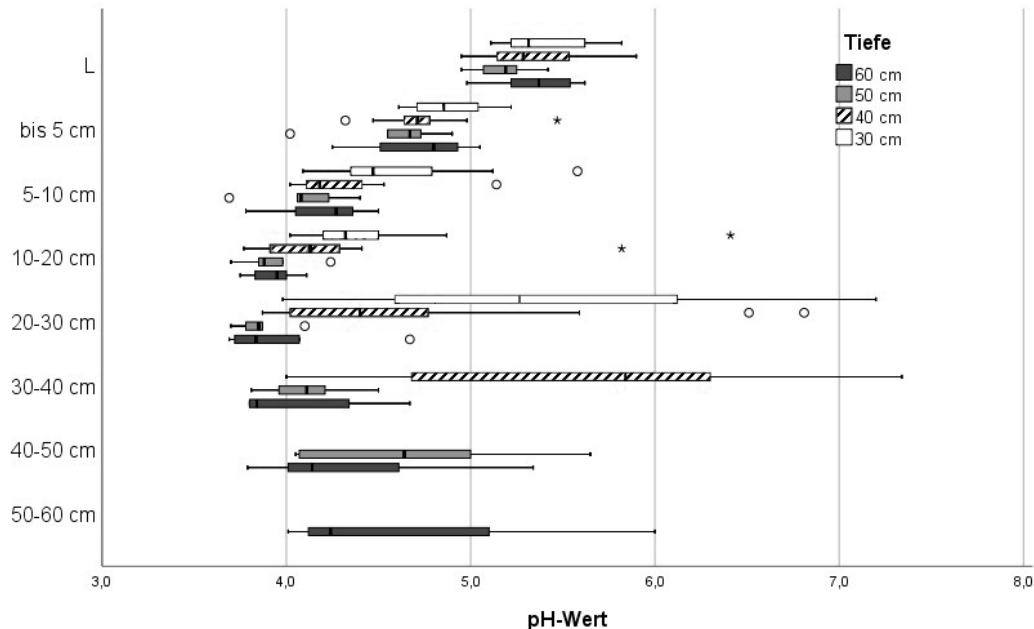


Abb. 8: Tiefenverlauf des pH-Wertes gemessen in Wasser.

Da in einem Tangelhumusprofil über karbonathaltigem Ausgangsgestein pH-Stufen von sehr stark sauer bis pH-neutral übereinander vorliegen (können), dürfte auch die Nährstoffverfügbarkeit für die meisten Nährelemente, sofern sie ausreichend vorhanden sind, gut sein. Tangelhumus sollte daher bessere Wachstumsbedingungen für Waldbestände bieten als flachgründige Mull-Rendzinen. Letztere sind gekennzeichnet durch hohe pH-Werte mit schlechten Verfügbarkeiten und Aufnahmebedingungen für Elemente wie Eisen, Mangan, Phosphor und Kalium, gekoppelt mit einer geringen Wasserspeicherkapazität.

3.3.2 Vorräte an Kohlenstoff und Nährstoffen

Um die Vorräte an Kohlenstoff und Nährstoffen zu berechnen, war es zunächst nötig die **Trockenraumdichten** (TRD) zu bestimmen. Abb. 9 zeigt deren Tiefenverlauf mit deutlich unter $0,1 \text{ g/cm}^3$ im L-Horizont, Anstieg auf ca. $0,15 \text{ g/cm}^3$ im Oberboden und über $0,2 \text{ g/cm}^3$ in der jeweils letzten Tiefenstufe. Der Anstieg erklärt sich durch den steigenden Zersetzungsgrad der org. Substanz in den oberen und durch die Zunahme des Anteiles an Mineralboden in den unteren Tiefenstufen.

Die mit Hilfe der TRD berechneten **Kohlenstoffvorräte** sind in Abbildung 10 in kumulierter Form dargestellt. Jede Tiefenstufe beinhaltet dabei die Vorräte der darüber liegenden Tiefenstufe. Es zeigt sich, dass bereits bei einer durchschnittlichen Auflagemächtigkeit von 20 cm in Tangelhumus deutlich mehr C gespeichert ist als im Durchschnitt bayerischer Waldböden. Bei Mächtigkeiten bis 40 cm wird fast das Dreifache des bayerischen Durchschnitts erreicht und bei Profilen bis 60 cm sind mit deutlich über 400 Tonnen pro Hektar Mengen gespeichert, die sonst nur in Mooren erreicht werden.

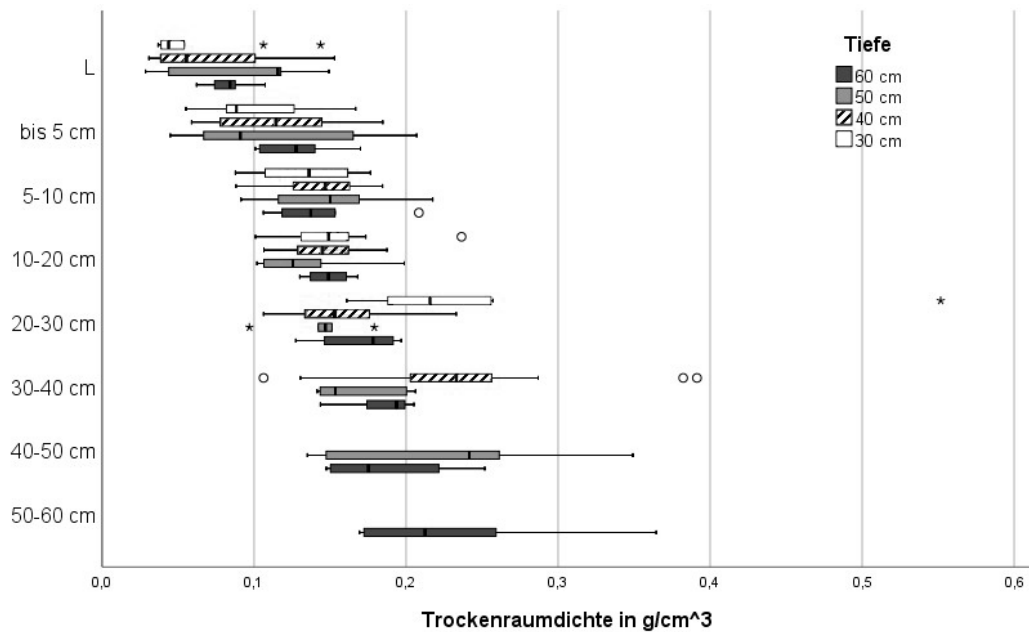


Abb. 9: Trockenraumdichte in g/cm^3 im Tiefenverlauf.

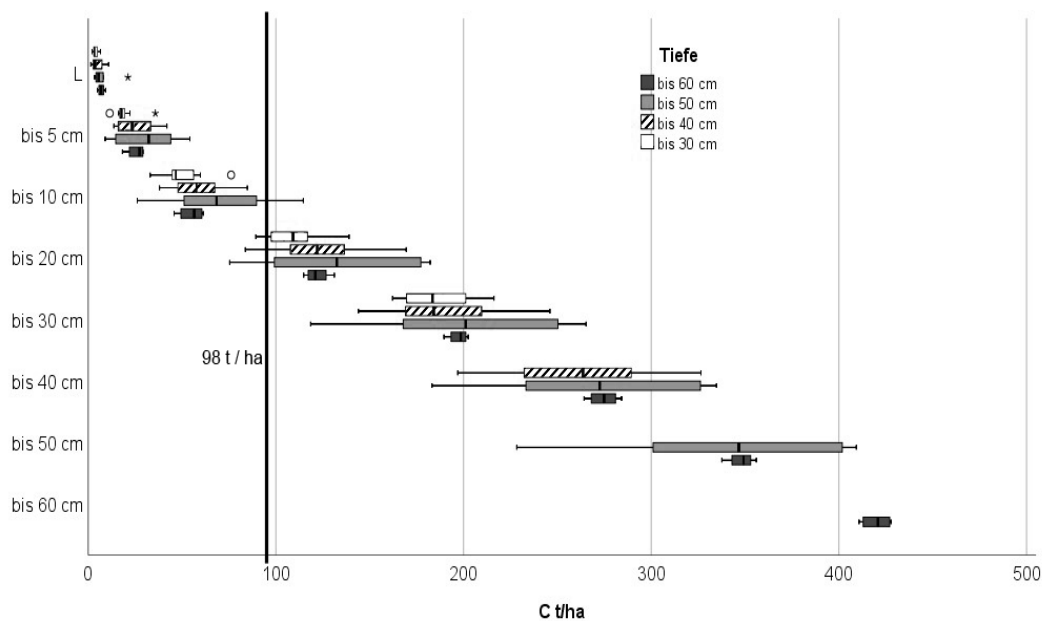


Abb. 10: Kumulierte Kohlenstoffvorräte von Tangelhumus umgerechnet auf Tonnen C pro Hektar; schwarze Linie: mittlerer C-Vorrat bayerischer Waldböden nach Wiesmeier et al. (2013).

In Abbildung 11 sind die Kohlenstoffvorräte in Abhängigkeit von der Profiltiefe dargestellt. Ein Lineares Regressionsmodell das durch den Nullpunkt gezwungen wurde, zeigt die gute Vorhersagbarkeit der C-Vorräte anhand der gemessenen Bodentiefe mit einem hohen R^2 von 0,87. Der lineare Zusammenhang vereinfacht die C-Schätzung bei bekannter mittlerer Humusmächtigkeit ab ca. 10 cm.

Setzt man den mittleren C-Vorrat der Bayerischen Waldböden von 98 t/ha (Wiesmeier et al. 2013) als y-Wert in die Regressionsgleichung ein, errechnet sich eine mittlere Tangelhumustiefe von 14,2 cm, ab der diese Speicherkapazität bereits erreicht ist. Aus der Regressionsgleichung lässt sich ebenfalls ablesen, dass in Tangelhumus pro cm Mächtigkeit ca. 7 t C pro Hektar gespeichert werden können. Die C-Gehalte nehmen zwar mit der Tiefe ab, dies wird jedoch durch die zunehmende Dichte der Humusschichten kompensiert (siehe Abb. 9).

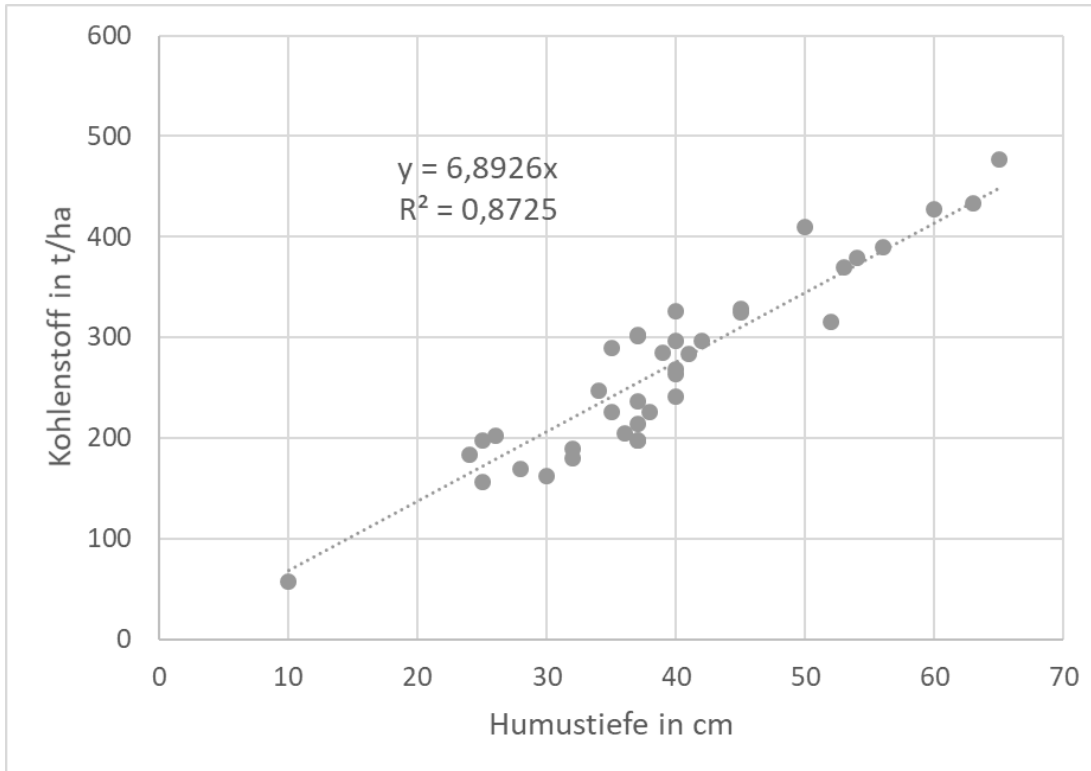


Abb. 11: Darstellung der Kohlenstoffvorräte in Tangelhumus in Abhängigkeit von der Profilmächtigkeit mit linearer Regression, die durch den Nullpunkt gezwungen wurde.

Im Abschnitt Makroskala wurde der Anteil der Tangelhumusstandorte auf 9% der Waldfläche in den Bayerischen Alpen geschätzt. Das sind 21.942 ha mit einer mittleren Auflagemächtigkeit von 28 cm. Aus dieser Fläche, der Mächtigkeit der Auflagen und der Kohlenstoffdichte pro cm ergibt sich ein Speicher von über 4,2 Megatonnen C, den diese Tangelhumusauflagen darstellen (Olleck et al. 20xx, In Vorbereitung). Auf über 60% der Waldfläche in den Bayerischen Alpen besteht ein zusätzliches Potential zur Humusakkumulation (siehe Abschnitt Makroskala). Ein Zuwachs von nur einem cm auf dieser Fläche würde ca. 1 Megatonne zusätzlichen Kohlenstoff speichern.

In den Abb. 12 und 13 wird die Spannweite der Vorräte von C und wichtigen Nährstoffen der im Rahmen der BZE II beprobten Bodenprofile mit dem von Tangelhumus bis jeweils 40 cm Bodentiefe verglichen. Hier zeigen sich noch einmal die sehr hohen C-Vorräte im Vergleich zu anderen bayerischen Waldböden, im Gegensatz zu sehr geringen Vorräten an Kalium und Eisen.

Sehr hoch sind auch die Vorräte an Stickstoff und Schwefel, im Vergleich zu sehr geringen Vorräten an Phosphor und vor allem an Mangan.

Wenn man bedenkt, dass die meisten BZE-Profile deutlich tiefer als 40 cm sind, fällt der Vorratsvergleich für die Elemente Mn, P, Fe und K noch stärker zugunsten der BZE-Profile aus und ein potentieller Mangel an diesen Elementen auf Tangelhumusstandorten kristallisiert sich noch deutlicher heraus.

Die C- und N-Vorräte der BZE-Profile dürften dagegen aufgrund ihrer niedrigen Gehalte an diesen Elementen im Unterboden deutlich weniger stark zunehmen.

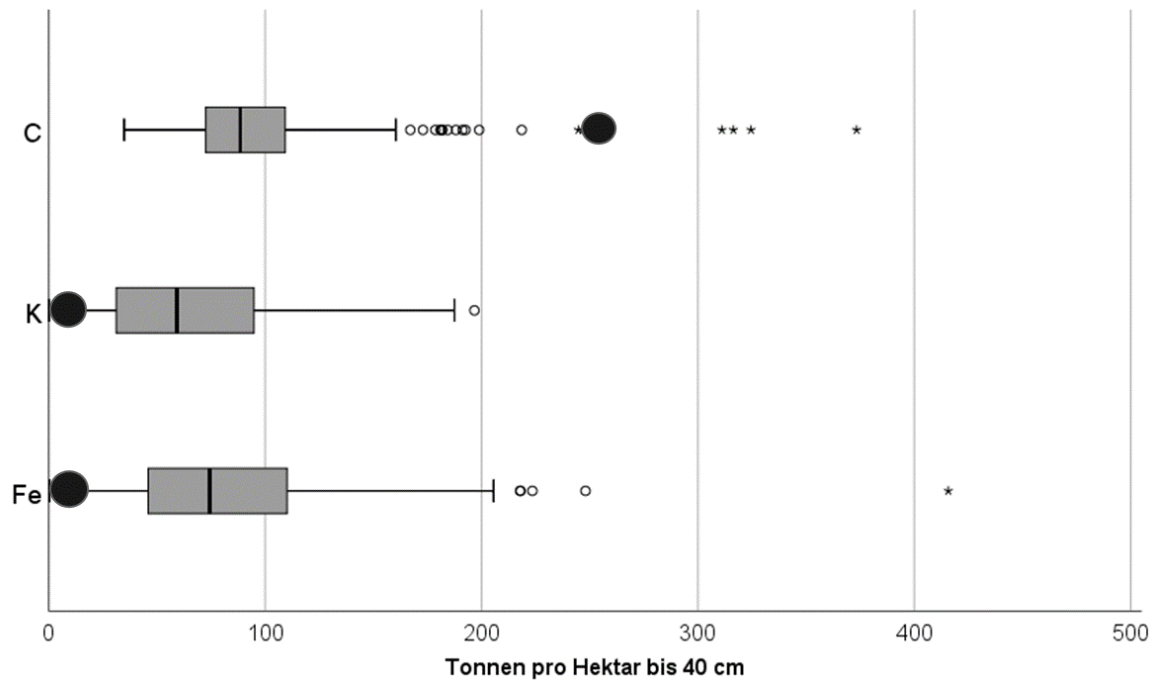


Abb. 12: Spannweite der Gesamtvorräte an Kohlenstoff, Kalium und Eisen der bayerischen BZE-II-Profile (Box-Plots nach Daten aus Schubert et al. 2015) und von Tangelhumus (schwarzer Punkt), jeweils bis 40 cm Bodentiefe.

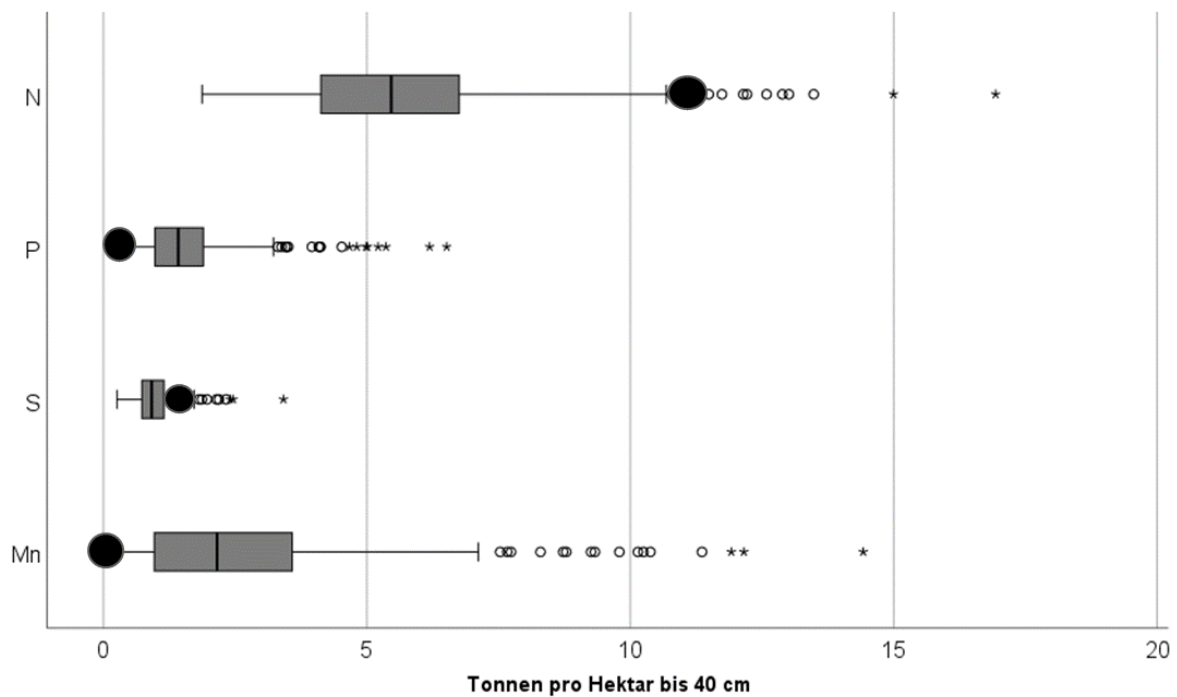


Abb. 13.: Spannweite der Gesamtvorräte an Stickstoff, Phosphor, Schwefel und Mangan der bayerischen BZE-II-Profile (Box-Plots nach Daten aus Schubert et al. 2015) und von Tangelhumus (schwarzer Punkt), jeweils bis 40 cm Bodentiefe.

3.4 Fazit

- Bereits ab einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 15 cm speichert Tangelhumus mehr C als der Durchschnitt der bayerischen Waldböden der bei 98 Tonnen C pro Hektar liegt; Wälder auf typischem Tangelhumus verdienen also ähnlich wie Mangroven und Moorwälder das Prädikat "*carbon-rich forest*" (Goldstein et al. 2020).
- Ein sehr guter linearer Zusammenhang zwischen Tangelhumusmächtigkeit und dem Kohlenstoffvorrat lässt eine verlässliche Schätzung von knapp 7 Tonnen Kohlenstoff pro cm Tangelhumusauflage je Hektar zu.
- Hochgerechnet auf eine mittlere Mächtigkeit von 28 cm und einen Flächenanteil der Tangelhumusstandorte von 9% der Waldfläche (siehe Abschnitt Makroskala) ergibt sich aktuell eine Speicherung von 4,2 Megatonnen C in den Tangelhumusauflagen der Bayerischen Alpen.
- Neben den kühl-feuchten klimatischen Bedingungen könnte die geringe Ausstattung mit Phosphor und vor allem Mangan, die im Ausgangsgestein nur wenig vorhanden sind, ein wichtiger Faktor für die Stabilisierung von Tangelhumus in den Kalkalpen sein.
- Durch das breite pH-Spektrum in einem Tangelhumusprofil über karbonathaltigem Ausgangsgestein dürfte auch die Nährstoffverfügbarkeit für die meisten Nährelemente, sofern sie vorhanden sind, deutlich besser sein als auf Mull-Rendzinen mit durchgehend hohen pH-Werten.
- Im Vergleich zum Durchschnitt der bayerischen Waldböden haben Tangelhumusauflagen deutlich geringere Vorräte an Phosphor, Kalium, Eisen und Mangan und deutlich höhere Vorräte an Stickstoff und Schwefel.

4 Temperatursensitivität von Tangelhumus - Mineralisationsversuche und Bestimmung von Q10-Werten

4.1 Einführung

Wie verhält sich Tangelhumus im Klimawandel? Der Temperaturanstieg im Alpenraum ist mit 2°C deutlich höher im Vergleich zum Flachland (Auer et al. 2006; EEA 2009). Wiesmeier et al. (2013) stellten bei einer bayernweiten Datenauswertung einen klaren negativen Zusammenhang zwischen der Jahresdurchschnittstemperatur und den Kohlenstoffvorräten in Waldböden fest. Während bei Temperaturen von 3-4°C ca. 25 kg C/m² gespeichert werden, sind es bei 5-6°C nur noch ca. 15 kg C/m². Bei einer erwarteten Erhöhung der Durchschnittstemperaturen um 2-3° (z. B. Klimaszenario B1 des IPCC) im montanen bis subalpinen Raum wäre demnach mit einer Verringerung des Kohlenstoffvorrats um bis zu 40 % zu rechnen. Für die Böden des bayerischen Alpenraums berechneten Prietzel & Christophel (2013 und 2014) anhand von Höhengradienten eine Abnahme von 0,74 kg C/m² (davon 0,64 kg C/m² Auflagehumus) pro 1 K Anstieg der Lufttemperatur.

Was passiert mit Tangelhumusaufgaben bei steigenden Temperaturen? Wie sensitiv sind sie gegenüber steigenden Temperaturen? Diese Fragen zur spezifischen Temperatursensitivität von Tangelhumus können zurzeit nicht beantwortet werden. Es fehlen Messwerte zum Mineralisationsverhalten in Abhängigkeit von der Temperatur, die mit anderen Humusformen und Oberböden verglichen werden könnten. Um diese Frage zumindest ansatzweise zu beantworten wurde ein Laborinkubationsexperiment durchgeführt, bei dem die Mineralisationsraten von Tangelhumusproben aus verschiedenen Höhenstufen und aus verschiedenen Bodentiefen bei Temperaturen von 0 - 25 °C bestimmt wurden. Zusätzlich wurden Humusproben von einem seit über 100 Jahren kultivierten Moorstandort inkubiert. Moore bieten einen guten Vergleich, da hier mehr Untersuchungen zur Mineralisation vorliegen. Durch die Berechnung von Q10-Werten (Anstieg der Mineralisationsrate bei einer Temperaturerhöhung von 10°C) kann die Klimasensitivität von Tangelhumus gut dargestellt und mit anderen Humusformen verglichen werden.

4.2 Material und Methoden

Für die Inkubationsversuche wurden Proben von zwei Tangelhumusstandorten am Simetsberg (südlich von Walchensee) und einem Moorstandort in der Nähe von Freising aus je 3 bzw. 2 Tiefenstufen gewonnen. Informationen zu Standort, beprobten Tiefenstufen, Boden, Vegetation und Klima können aus Tab. 4 entnommen werden.

Nach der Bodenprobenahme wurden die Humusproben wenige Tage bei 5° C im Kühlraum gelagert. Alle Proben wurden gesiebt und die lebenden Wurzeln sowie etwaige Vegetationsteile und, falls vorhanden, das Bodenskelett entfernt. Die Bestimmung des gravimetrischen Wassergehalts erfolgte für alle Tiefenstufen an je einem Aliquot durch Trocknung bei 105° C. Anschließend wurden die feldfrischen, gekühlten Proben auf einen für die Vegetationsperiode typischen mittleren gravimetrischen Wassergehalt von 254 % (das entspricht 15 g Humus (atro) und 38,12 g Wasser) eingestellt. Abweichend davon wurde die unterste Tiefenstufe des Moorstandortes bei aktuellem gravimetrischem Wassergehalt (623%) inkubiert, da dieser ganzjährig unter Grundwassereinfluss steht. Je Tiefenstufe wurden drei Wiederholungen angesetzt. Daraus ergaben sich 24 zu inkubierende Humusproben, die in 6 Temperaturstufen von 25, 20, 15, 10, 5 und 0° C in einer Klimakammer inkubiert wurden.

Tab. 4: Standortsübersicht und inkubierte Proben.

Standort	Höhe üNN (m)	Inkubierte TS (cm)	Bodentyp/ Geologie	Baumschicht	Bodenvegetation
Simetsberg 1 (S1); südlich Walchensee	900	0-5* 10-15 30-40 ¹	O/C-Boden (Tangel) über HD/PK	Fi, Ta, Bu, BAh	dicht; Heidelbeere, Bär- lapp, Wachtelweizen, Verjüngung
Simetsberg 3 (S3); südlich Walchensee	1500	0-5* 10-15 25-35 ¹	O/C-Boden (Tangel) über PK	Fichte	keine
Moor (Fen) bei Freising	450	0-5 40-50 ²	Moor über Niederteras- senscotter	keine Bäume	keine

*L-Horizont wurde entfernt; ¹direkt über dem Ausgangsgestein; ²im Grundwasserstandbereich; Fi=Fichte, Ta=Tanne, Bu=Buche, BAh=Bergahorn; HD=Hauptdolomit, PK=Plattenkalk

Je 53,12 g einer Humusprobe mit einem eingestellten gravimetrischen Wassergehalt von 254 %, wurde in einen 500 cm³ fassenden luftdicht verschließbaren Glasbehälter gefüllt. Außerhalb der Messzeiten wurden die Gläser ständig mit temperierter (je nach Inkubationstemperatur) atmosphärischer Außenluft über zusätzliche, externe Pumpen gespült. Zur Messung wurden die Behälter mit zwei Schläuchen an einen Infrarot-Gas-Analysator (LI-850-Analysator (Lincoln, NE, USA)) angeschlossen und der CO₂-Anstieg in einem geschlossenen, zirkulierenden System für 2-3 Minuten in hoher zeitlicher Auflösung gemessen (siehe Abb. 14). Die Anstiege wurden mit der Software-App Flux-Puppy (Carbone et al. 2019) mit einem Tablet aufgezeichnet und in CO₂-Entwicklungsraten je Zeit umgerechnet (µg CO₂ pro Stunde). Jeder Inkubationsschritt wurde fünf Tage lang durchgeführt mit je einem Tag zur Anpassung zwischen den Temperaturstufen (Tag 0). Gemessen wurde an den Tagen eins bis 3 und am fünften Tag der Inkubation, wobei jede/s Probe/Glas 3-mal pro Tag gemessen. Die Anpassung der CO₂-Raten an die jeweilige Temperaturstufe wurde überprüft und war bereits nach einem Tag erreicht.

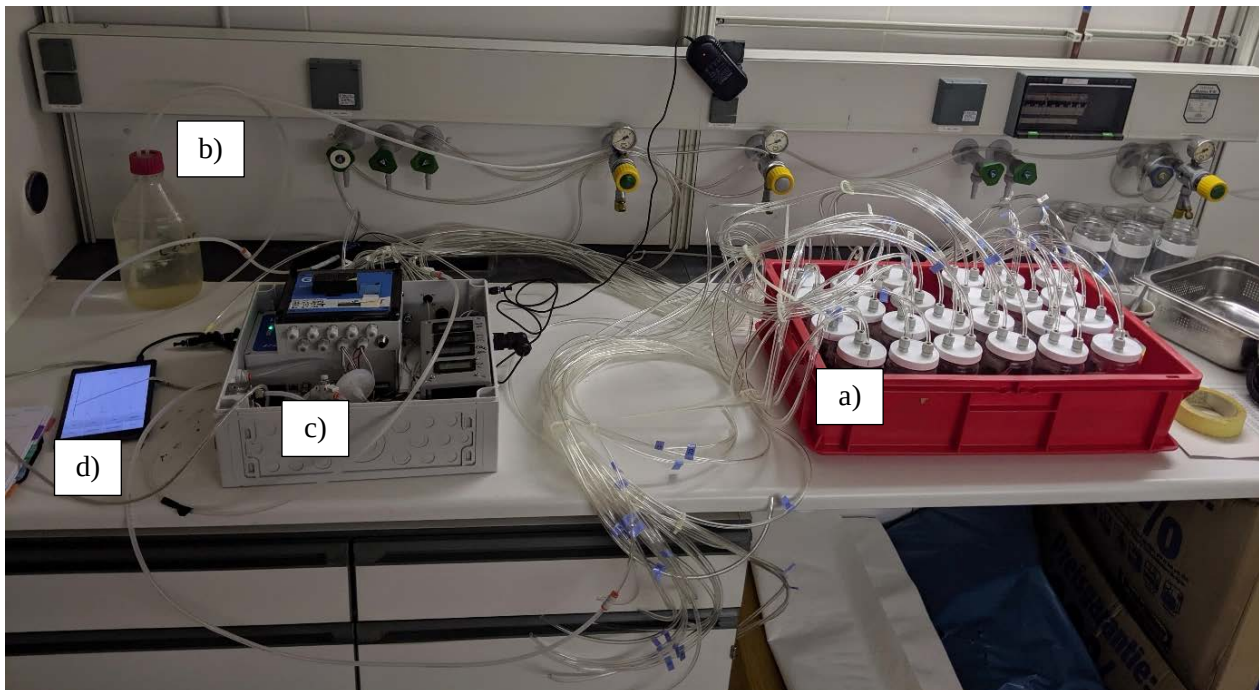


Abb. 14: Versuchsaufbau: a) 24 Gläser mit inkubierten Bodenproben, b) Wasserflasche zum Anfeuchten und temperieren der eingehenden Luft, c) Infrarot-Gasanalysator und d) Tablet mit App für die Aufzeichnung der CO₂-Konzentrationen während der Messung.

Die chemischen Analysen der Bodenproben erfolgten analog zu den Analysen der Humusproben für die Nährstoffgehalte und -vorräte und sind bereits in Kapitel 3 beschrieben.

4.3 Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 15 ist die CO₂-Entwicklung je mg organischem Kohlenstoff pro Stunde ($\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{mg}^{-1} \text{OC} \cdot \text{h}^{-1}$), im Folgenden auch als Mineralisationsrate bezeichnet, der inkubierten Humusproben für die unterschiedlichen Temperaturstufen zu sehen. Es zeigt sich eine sehr starke Abhängigkeit der CO₂-Entwicklungsrate von der Temperatur, die einen sehr gut modellierbaren exponentiellen Verlauf annimmt.

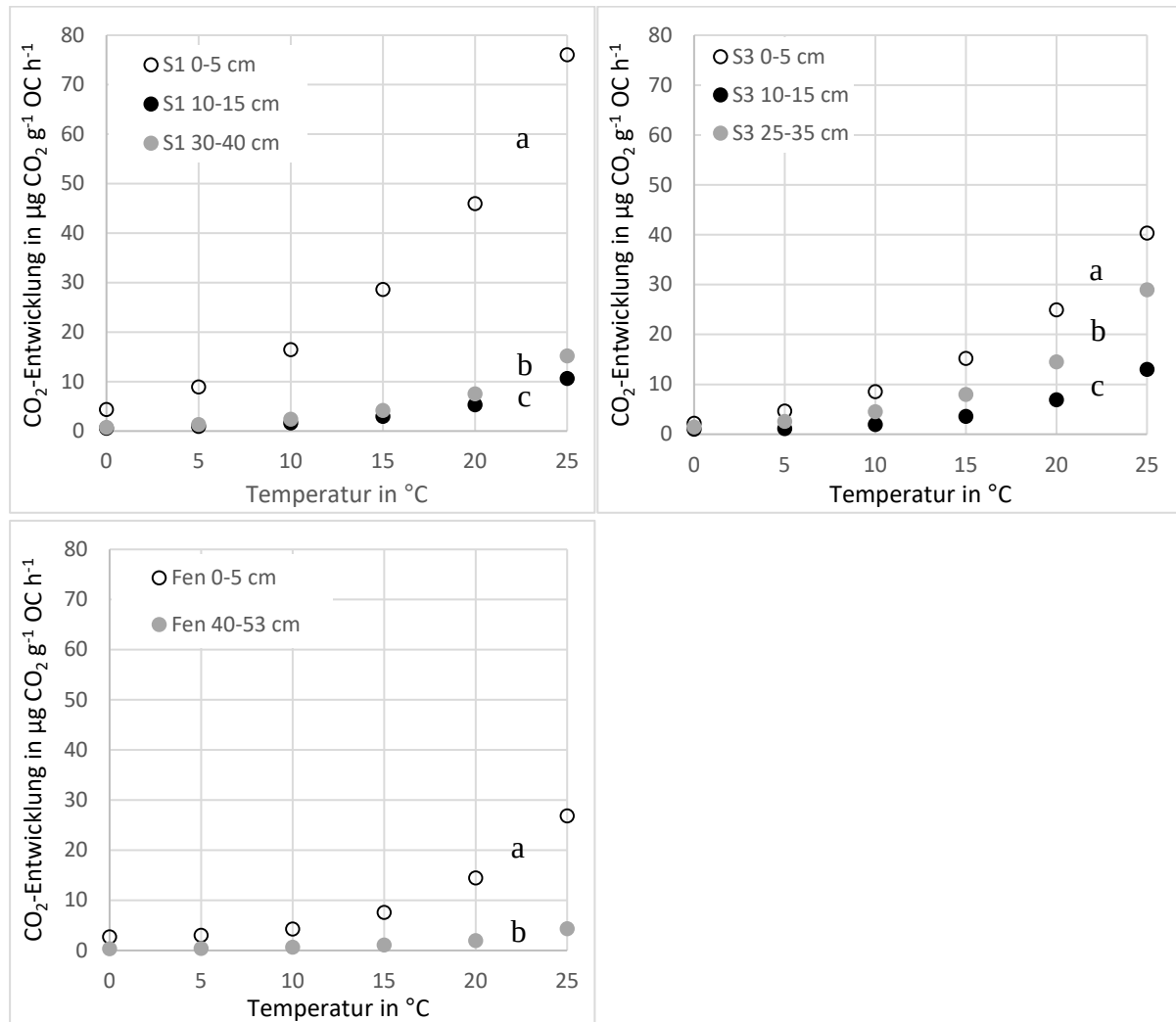


Abb. 15: CO₂ Entwicklung der inkubierten Proben in $\mu\text{g CO}_2$ je g organischem Kohlenstoff (OC) pro Stunde. (Die Standardabweichungen der jeweils drei Probenwiederholungen waren so gering, dass sie hier nicht gezeigt werden können.)

Die Tiefenstufe 0-5 cm zeigt an jedem Standort bei jeder Temperaturstufe die jeweils signifikant höchste Mineralisationsrate. Im Standortsvergleich zeigt der niedriger gelegene Tangelhumusstandort (S1) etwa doppelt so hohe Werte wie der höher gelegene Standort (S3) und dreimal so hohe Raten wie der Moorstandort. Ein Grund für die Unterschiede zwischen den Tangelhumusstandorten ist wahrscheinlich die günstigere Zusammensetzung (leichtere und schnellere Zersetzbarkeit) der Streu des Mischwaldes (S1) mit hohen Anteilen an Tanne (20%) Buche (35%) und Bergahorn (15%) im Vergleich zum reinen Fichtenbestand (100% Fichte) auf S3 (siehe Tabelle 4). Auch die Untersuchungen auf der Ebene der Mikroskala zeigten einen langsameren Humusumsatz bei hohen Anteilen an Fichtenstreu (siehe Teilprojekt 1). Das Moor hat aufgrund seiner niedrigeren Höhenlage in seiner Vergangenheit bereits deutlich höhere Temperaturen erfahren und daher ist

schon ein großer Teil der leicht abbaubaren Streuanteile umgesetzt, was zu deutlich niedrigeren aktuellen Mineralisationsraten führt. Jedoch lassen sich diese Annahmen für die Bodenschicht 0-5 cm nicht durch einfach zu erhebenden chemische Parameter untermauern, da sich das C/N-Verhältnis und die Gehalte wichtiger Nährstoffe zwischen den Tangelstandorten kaum unterscheiden und das Moor im Vergleich dazu deutlich günstigere chemische Parameter für den Streuabbau aufweist (siehe Tab. 5). Dies zeigt, dass mit einfach zu erhebenden chemischen Parametern keine verlässlichen Aussagen zum Streuabbau im Klimawandel getroffen werden können. Einzig die Mangangehalte korrelieren beim Vergleich der inkubierten Tangelhumusproben stark positiv mit der Mineralisationsrate (Abb. 16) und deuten auf eine limitierende Wirkung von niedrigen Mangankonzentrationen auf den Streuumsatz (siehe auch Berg und McClaugherty 2020 und Hofrichter et al. 2002) hin (siehe dazu auch Kap. 3).

Tab. 5: Einfach zu erhebende bodenchemische Kenngrößen der inkubierten Humusproben.

Standort	Tiefenstufe	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	C mg/g	N mg/g	C:N	Mn µg/g	P µg/g	K µg/g
S1	0-5 cm	4,98	4,29	483,4	20,9	23,1	176	606	751
	10-15 cm	4,14	3,17	469,2	21,3	22,0	5,3	545	464
	30-40 cm	5,31	4,65	371,0	14,3	26,0	27,2	494	3499
S3	0-5 cm	4,22	3,22	479,1	21,1	22,7	63,9	780	888
	10-15 cm	3,72	2,63	486,6	14,3	34,1	2,8	450	381
	25-35 cm	4,97	4,06	288,1	12,4	23,3	61,5	700	5238
Moor	0-5 cm	6,98	6,65	317,7	26,5	12,0	1052	2359	2320
	40-50 cm	6,26	5,71	459,9	24,5	18,8	155	315	55

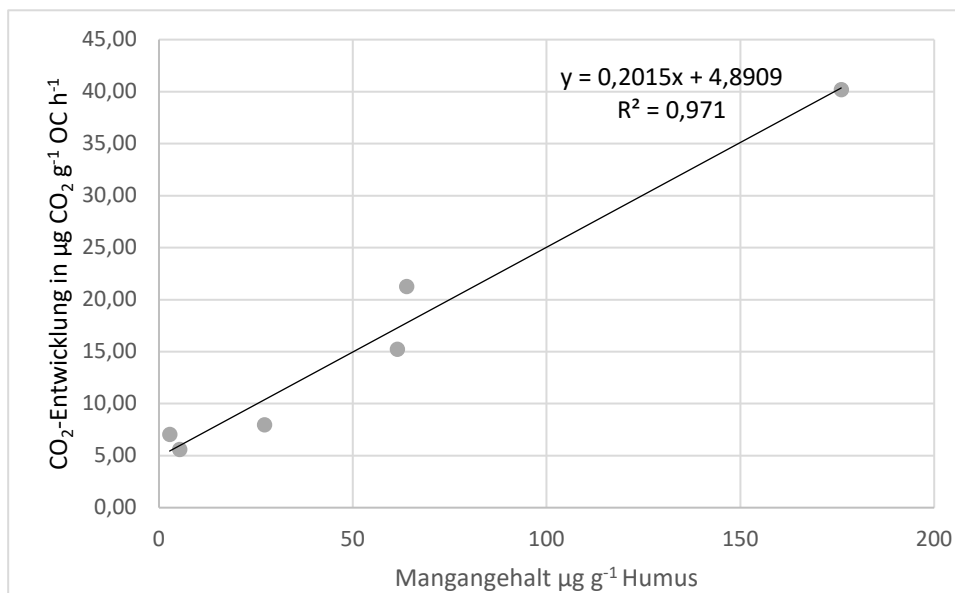


Abb. 16: Darstellung der Mineralisationsrate in Abhängigkeit vom Mangangehalt für die inkubierten Tangelhumusproben.

Beim Tangelhumus zeigt die Tiefenstufe 10-15 cm jeweils signifikant niedrigere CO₂-Flüsse als die unterste Tiefenstufe. Der höher gelegene Standort weist hier etwas höhere Raten auf. Die niedrigen Raten können durch den sehr tiefen pH-Wert und niedrigere Nährstoffgehalte (Tab. 5) erklärt werden, welche die Tätigkeit der Mikroben stark beeinträchtigt. Die höheren Raten auf S3 weisen auf eine stärkere Temperaturlimitierung des höher gelegenen Standorts hin.

Die jeweils unterste Tiefenstufe zeigt beim Tangelhumus deutlich höhere Raten als die mittlere 10-15 cm Schicht. Der höher gelegene Tangelstandort hat eine doppelt so hohe Mineralisationsrate (evtl. stärkere Temperaturlimitierung) wie S1, während der Moorstandort mit seinem hohen Wassergehalt (und dem daraus resultierenden Sauerstoffmangel) die mit Abstand niedrigsten Werte aufweist. Beim Tangelhumus steigt direkt über dem Ausgangsgestein der pH-Wert wieder deutlich an (siehe Tab. 5 und Abb. 8 in Kapitel 3), was zu günstigeren Bedingungen für die Streuzersetzer führt. Auch andere Bodenparameter (Mangangehalte, Kaliumgehalte, Phosphor (nur S3) und C/N (nur S1)) werden hier zum Teil wieder günstiger für die Mikroben.

Es muss berücksichtigt werden, dass die Trockenraumdichten mit der Bodentiefe deutlich ansteigen (von ca. 0,08 auf ca. 0,25 g/cm³ (siehe Kap. 3) im Übergang zum Ausgangsgestein) und die niedrigeren CO₂-Flüsse pro g organischem C der tieferen Schichten dadurch trotzdem zu hoher CO₂-Entwicklung führen können.

4.3.1 Berechnung und Interpretation der Q10-Werte

Die Temperatursensitivität eines Substrates hinsichtlich seines Abbaus, kann gut mit dem Q10-Wert dargestellt werden. Er gibt an um wie viel sich die Abbaurate bzw. Respirationsrate (rr) bei einem Temperaturanstieg von 10 Grad erhöht. Er wird mit der Formel $Q_{10} = (rr(T_2) / rr(T_1))^{(10/(T_2-T_1))}$ berechnet, wobei T₁ die jeweils niedrigere Inkubationstemperatur und T₂ die jeweils höhere T-Stufe darstellt.

Tab. 6: Aus den CO₂-Flüssen berechnete Q10-Werte.

Standort	Tiefenstufe	0-5°C	5-10°C	10-15°C	15-20°C	20-25°C	0-25°C
S1	0-5	4,2	3,4	3,0	2,6	2,7	3,1
	0-15 cm	2,8	3,3	3,2	3,3	4,0	3,3
	30-40 cm	3,3	3,2	3,1	3,3	4,0	3,4
S3	0-5 cm	4,5	3,4	3,2	2,7	2,6	3,2
	0-15 cm	1,2	3,1	3,3	3,8	3,6	2,8
	25-35 cm	3,1	3,1	3,2	3,3	4,0	3,3
Moor	0-5 cm	1,2	2,1	3,1	3,7	3,4	2,5
	40-53 cm	1,7	2,5	3,0	3,4	4,8	2,9

Bei Tangelhumus zeigt die obere Humusschicht schon bei geringen Temperaturen sehr hohe Q10 Werte, die aber mit steigenden Temperaturen abnehmen (Tab. 6). Die unterste Schicht und vor allem die mittlere Schicht zeigt das Gegenteil, mit niedrigeren Q10-Werten bei tiefen Temperaturen, die jedoch mit der Temperatur rasch ansteigen. Bei den 0-5 cm Schichten im Tangelhumus ist noch mehr leicht abbaubares Substrat vorhanden, so dass auch bei niedrigen Temperaturen eine hohe Temperatursensitivität (hohe Q10-Werte) auftritt. Das günstige Substrat lässt die Bodenorganismen auch bei tiefen Temperaturen gut arbeiten. Hier liegt offensichtlich keine Substratlimitierung vor. Die unteren Schichten hingegen zeigen niedrige Q10-Werte bei niedrigen Temperaturen und steigende Werte bei wärmeren Inkubationsbedingungen. Hier ist das Substrat schon weiter abgebaut, und um eine Erhöhung der Q10-Werte zu erreichen, sind höhere Temperaturen (Aktivierungsenergien) nötig.

Bei Q10-Werten von 3 (ungefährer Mittelwert für das Temperaturintervall von 0-25°C) bedeutet ein Temperaturanstieg von 1°C einen Anstieg der Mineralisation um ca. 12%. Aufgrund des exponentiellen Zusammenhangs bewirkt eine Temperaturerhöhung um 3° C bereits einen Anstieg der Mineralisation um 40 % und 6°C Erhöhung eine Verdoppelung der Raten.

Mayer et al. (2014 und 2017) bestimmten bei Freilandmessungen auf ähnlichen Standorten mit mittleren Humusaufagemächtigkeiten von 15 cm Q10-Werte von ca. 2,5 innerhalb eines Temperaturgradienten von

5 bis 25°C. Die Freilandbedingungen mit stärker schwankenden Temperaturen (Tag/Nacht) und Wassergehalten führten hier zu etwas geringeren Q10-Werten, bestätigen aber eine insgesamt sehr hohe Temperatursensitivität von Tangelhumus.

Mayer et al. (2014) schätzen den C-Verlust durch Mineralisierung nach Windwurf auf zwei Kalkstandorten in Österreich auf 5-7 t/ha und Jahr und führen diesen vor allem auf einen Temperaturanstieg im Oberboden, ein verändertes Wasserregime und natürlich den fehlenden Streueintrag zurück. An einem dieser Standorte wurde innerhalb der ersten drei Jahre nach der Störung ein Rückgang der Humusmächtigkeit von 3 cm festgestellt. Schon im intakten Altbestand gingen die Auflagemächtigkeiten bei dieser Untersuchung um bis zu 1 cm zurück, was auf einen schleichenden Humusschwund bereits unter den aktuellen Klimabedingungen hindeutet (Hollaus et al. 2014). In einem 2007 vom Wind geworfenen und anschließend aus Forstschutzgründen komplett geräumten Fichtenbestand im Lattengebirge bei Bad Reichenhall wurden 2011 im Rahmen einer Wiederholungsinventur nur noch 10% des Ende der 1980iger gemessenen Auflagehumusvorrats wiedergefunden (Christophel und Prietzel, 2013).

Laut Prietzel & Christophel (2013) haben die Waldböden der Bayerischen Alpen in den letzten zwei bis drei Jahrzehnten bereits rund 15% ihres Humusvorrats abgebaut. Als wesentliche Ursache hierfür wird eine deutliche Erhöhung der mittleren Lufttemperatur (v.a. im Sommerhalbjahr) im Untersuchungszeitraum betrachtet.

4.4 Fazit:

- Die Inkubation der Humusproben im Labor unter konstanten (idealen) Feuchtebedingungen zeigt einen exponentiellen Anstieg der Abbauraten mit steigender Temperatur für alle Tiefenstufen und Höhenlagen.
- Höhere Bodentemperaturen führen damit bei sonst gleichbleibenden Bedingungen zu einem verstärkten Abbau der Humusaufgaben, wenn dies nicht durch höhere Einträge von Nekromasse (Streu und Totholz) ausgeglichen wird.
- Falls die Bodenerwärmung in tiefere Schichten des Tangelhumus vordringt, könnte dies zu einer weiteren Beschleunigung des Abbaus führen, da hier die Mineralisationsrate aufgrund von besseren chemischen Bedingungen wieder ansteigt. Den gleichen Effekt dürften Windwürfe haben, bei denen viel Humusmaterial aus tieferen Schichten nach oben befördert wird, welches anschließend höheren Temperaturen und einem veränderten Wasser- und Durchlüftungsregime ausgesetzt ist.
- Zusätzlich haben tiefere Humusschichten aufgrund ihrer höheren Dichten (bis 0,3 g/cm³) ein höheres Massenpotential für die Mineralisation.
- Bei Q10-Werten von 3 bedeutet ein Temperaturanstieg von 1°C einen Anstieg der Mineralisation um ca. 12%. Aufgrund des Exponentiellen Zusammenhangs bewirkt eine Temperaturerhöhung um 3° C bereits einen Anstieg der Mineralisation um 40 % und 6° C Erhöhung eine Verdoppelung der Raten.

5 Streufall

5.1 Einführung

Ein wichtiger Faktor für den Aufbau von Humus ist der Eintrag von organischer Substanz über den Streufall und über Totholz. Bei deren Abbau werden zum einen Nährstoffe freigesetzt (vor allem beim Abbau der Streu), welche die Waldbäume wieder assimilieren und erneut in Ihre Biomasse einbauen können. Zum anderen wird je nach Abbaubedingungen ein mehr oder weniger großer Teil der Streu und des Totholzes in stabile Humusverbindungen umgebaut, die zum Aufbau und Erhalt der Humusschicht beitragen. Der Anfall oder Eintrag von Totholz ist meist mit zeitlich diskreten Ereignissen, wie dem Absterben (und Zerfallen) eines Baumes, oder mit größeren Störungen wie Stürmen und/oder Insektenkalamitäten verbunden und kann in einem Untersuchungszeitraum von 2 Jahren nicht berücksichtigt werden. Im Rahmen dieser Studie wurde daher ausschließlich der Streufall untersucht, mit dem Ziel zu klären wie viel Streu jährlich auf Tangelhumusstandorten anfällt und welche Kohlenstoff- und Nährstoffmengen damit auf den Boden gelangen.

5.2 Material und Methoden

Pro untersuchtem Waldbestand wurden 3-5 wasserdurchlässige Streufänger (Durchmesser 34 cm) ganzjährig (von August 2017 bis Juli 2019) aufgestellt und während der Vegetationszeit im zweimonatigen Rhythmus geleert, sowie jeweils im Herbst vor dem Schneefall und im Frühjahr direkt nach der Schneeschmelze.

Die Proben wurden bis zur Gewichtskonstanz bei 45°C getrocknet, gewogen und anschließend sortiert nach den „Streuarten“ Nadeln (Fichte und Tanne), Buchenblätter, Bergahornblätter sowie nach Zweigen und Rest (z.B. Spelzen der Fichten- und Buchenknospen, Bucheckern). Die Streuarten wurden je Probenahmetermin und Fläche zu einer Mischprobe vereint und analysiert. Bei geringen Streumengen wurden bis zu max. 3 Probenahmetermine je Streuart zu einer Mischprobe vereint. Die Methoden zur Bestimmung von Kohlenstoff, Stickstoff (C/N-Analyse) und den weiteren Makro- und Mikronährelementen (HNO₃-Druckaufschluß) sind bereits in Kap. 3 beschrieben.

5.3 Ergebnisse und Diskussion

Aus Tab. 7 ist ersichtlich, dass die jährlichen Biomasseeinträge mit der Streu zwischen 3000 und 5300 kg/ha*a schwanken und im Mittel bei knapp 4300 kg liegen. Knapp die Hälfte davon ist Kohlenstoff. Die jährlichen N-Einträge mit der Streu haben eine Spannweite von 25 bis 48 kg/ha und belaufen sich im Mittel auf 36 kg/ha*a, während sich die jährlichen Einträge für die Elemente P, K und S im Mittel 1,6, 4,9 und 3,1 kg/ha betragen. Die Calciumeinträge liegen aufgrund der hohen Gehalte im Boden und im Ausgangsgestein bei ca. 55 kg/ha*a.

Tab. 7: Jährliche Streueinträge in kg/ha für Biomasse, Kohlenstoff und wichtige Nährstoffe (Mittel aus 2-jähriger Messreihe).

Fläche	Biomasse	C	N	P	K	S	Ca	Mg	Fe	Mn
S1	5202	2525	45,33	1,72	5,76	3,80	70,25	6,69	0,51	0,76
S2	5271	2556	47,99	2,11	7,84	3,95	70,18	4,38	0,80	1,16
S3	4723	2282	40,54	1,83	4,35	3,28	49,65	3,48	1,05	0,80
L1	3515	1657	25,04	1,49	3,72	2,13	48,22	4,16	0,40	0,32
L2	4745	2297	34,11	1,73	5,82	3,03	62,33	9,19	0,63	0,15
L3	2946	1399	28,34	1,39	3,50	2,69	49,46	7,43	0,41	0,24
L4	3304	1597	28,60	1,20	3,01	2,45	42,51	6,01	0,46	0,23
L5	4589	2222	38,76	1,62	4,84	3,43	45,78	7,58	0,61	0,51
Mittelwert	4287	2067	36,09	1,64	4,85	3,09	54,80	6,12	0,61	0,52

Die Dolomitstandorte L1-5 erhalten über die Streu meist weniger Biomasse und damit auch Kohlenstoff. Dies erklärt jedoch nur teilweise die geringeren Einträge von N und Mn (besonders gering auf dem Fichtenstandort L2) auf diesen Standorten. Trotz des geringeren Streueintrags erhalten die Dolomitstandorte meist mehr Mg über den Streufall als die Kalkstandorte.

Abb. 17 zeigt, dass Nadelstreu und Zweige im Mittel knapp 80 % des Streueintrags ausmachen. Buche und teilweise Bergahorn haben nur auf den Mischwaldstandorten S1, S2 (v.a. Fi und Ta) und L3 – 5 eine größere Rolle. L2 als reiner Fichtenstandort erhält Buchenstreu durch Windverfrachtung von angrenzenden Mischwaldbeständen.

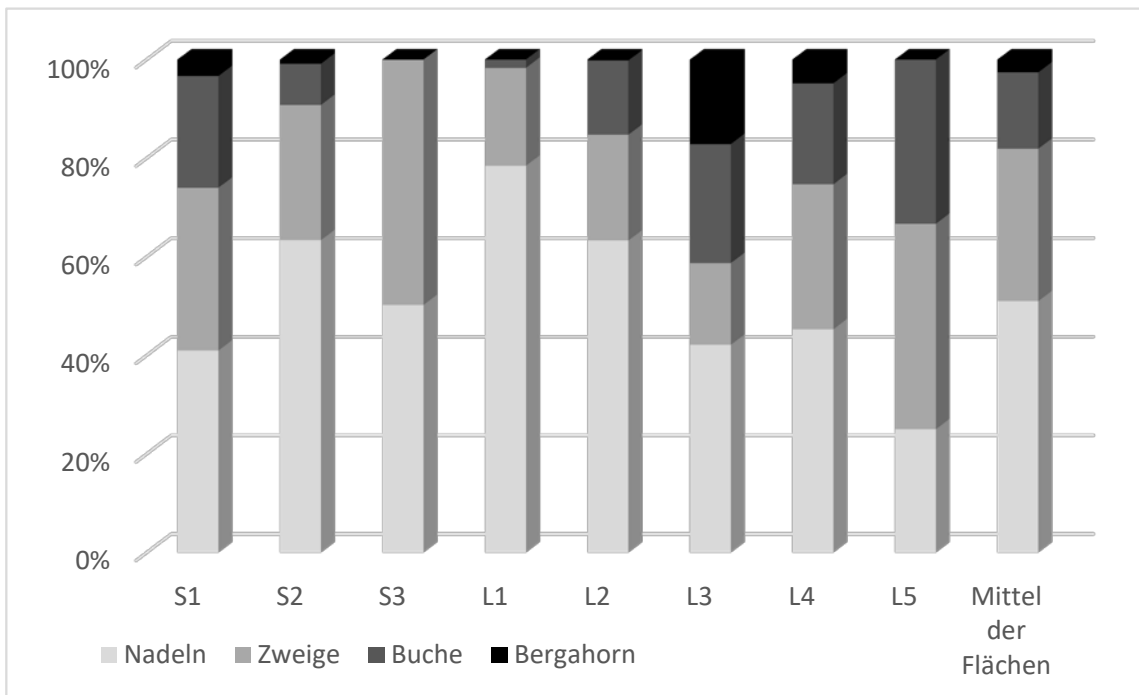


Abb. 17: Anteile der Streuarten am Gesamtstreueintrag in den Untersuchungsbeständen.

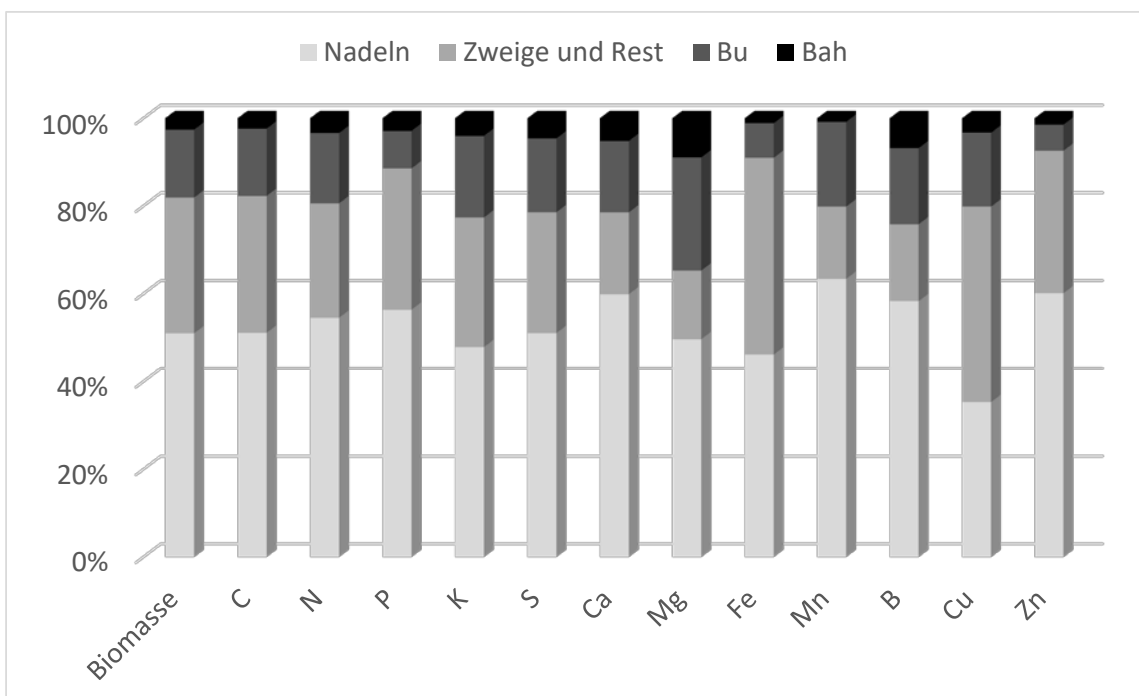


Abb. 18: Anteile der Streuarten am Gesamteintrag der verschiedenen Pflanzennährstoffe (im Vergleich zum Gesamtbiomasseeintrag).

Über die Laubstreu werden relativ zu ihrem Biomasseanteil überproportional viel K, S, Ca, Mg, Mn und B eingetragen, während die Nadeln überproportional zum N-, P-, Ca-, Mn-, B- und Zn-Eintrag beitragen. Zweige und Rest tragen relativ viel Fe und Cu ein (Abb. 18).

5.4 Fazit

- Der Eintrag von Streu-Biomasse und Kohlenstoff auf Tangelhumusstandorten beträgt jährlich ca. 4 bzw. 2 Tonnen pro Hektar. Ein Teil davon wird in stabile Humusverbindungen umgewandelt und trägt zum Erhalt und zum Aufbau der Humusschicht bei.
- Während N, Ca und Mg dem Boden in größeren Mengen mit der Streu zurückgeführt werden, sind es bei den Elementen Mn und P nur sehr geringe Mengen. Diese scheinen von den Bäumen effektiv im internen Kreislauf recycelt zu werden um Verluste an diesen knappen Ressourcen zu vermeiden.

6 Wasser-, Stoff- und Temperaturhaushalt von Tangelhumusstandorten

6.1 Wasserspeicherkapazität von Tangelhumus

6.1.1 Einführung

Wie viel Wasser kann Tangelhumus speichern und wie viel davon steht den Pflanzen (auch während längerer Trockenphasen) zur Verfügung? Wie hoch sind diese Mengen im Vergleich zu mineralischen Böden? Diese Fragen lassen sich durch das Erstellen von Wasserspannungskurven (pF-Kurven), die angeben welche Saugspannung (in bar oder hPa) die Pflanzenwurzel bei einem bestimmten volumetrischen Wassergehalt des Bodens aufbringen muss, um Wasser aufzunehmen, zumindest teilweise beantworten.

Das Ziel der Erstellung von pF-Kurven für Tangelhorizonte ist vor allem die Bestimmung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität (nFK) und der Feldkapazität (FK). Diese Werte erlauben es Mengen an pflanzenverfügbarem Wasser abzuschätzen und den Wasserrückhalt von Tangelhumusböden zu quantifizieren. Für mineralische Bodenhorizonte gibt es dazu umfangreiche Angaben und Werte, die je nach Bodenart, Lagerungsdichte und Humusgehalt variieren (siehe Bodenkundliche Kartieranleitung). Für Tangelhumushorizonte gibt es dagegen keine Literaturwerte. Hier beruft man sich lediglich darauf, dass die Werte denjenigen von Hochmoortorfen ähneln.

6.1.2 Material und Methoden

Die pF-Kurven wurden mit den Analysegeräten HYPROP und WP4C der Firma Meter ermittelt. Das HYP-ROP-System ist ein automatisiertes Mess- und Auswertungssystem zur Bestimmung von hydraulischen Eigenschaften von Böden. Das Verfahren beruht auf der Verdunstungsmethode nach Schindler (1980) und wurde von Schindler und Müller (2006) weiter vereinfacht. Der Messbereich wurde von Schindler et al. (2010) erweitert und reicht von der Wassersättigung bis nahe an den permanenten Welkepunkt (pF 4,2). pF-Werte um 4,2 und darunter wurden mit dem WP4C Taupunkt-Potentiometer gemessen.

Für die Analysen wurden 15 ungestörte Stechzylinder (Durchmesser 8 cm, Höhe 5cm) aus Tangelhumushorizonten mit je 250 cm³ Volumen entnommen. Die Proben wurden vollständig mit Wasser gesättigt und in das HYPROP-System eingebaut. Die Überwachung der Messung und die Aufzeichnung der Daten erfolgte mit Hilfe der Software HYPROP-View (Firma Meter). Die Modellierung der pF-Kurven erfolgte unter Integration der WP4C-Messungen mit der Software HYPROP-FIT (Firma Meter; Manual: Pertasek et al. 2015) nach der „unconstrained van Genuchten-Mualem“ Methode.

6.1.3 Ergebnisse und Diskussion

Eine typische Tangelhumushorizontierung ist: L/Of/Oh/Ovh. Der Ovh ist ein typischer Tangelhumushorizont. Es handelt sich um einen krümeligen, vererdeten, über Carbonatgestein tiefschwarzen organischen Horizont (Humusanteil >30 Massen %), der am Übergang zum Ausgangsgestein oder zum Ah-Horizont auftritt und eine besonders günstige Porenverteilung für die Wasserspeicherung hat.

Abb. 19 Zeigt gemessene und modellierte Wasserspannungskurven von zwei Ovh-Horizonten aus Tangelhumusprofilen. Es zeigt sich ein großes Wasserspeichervermögen von 70 Vol.% (FK), und ein sehr hoher Anteil an pflanzenverfügbarem Wasser (nFK = 57 Vol.%).

Abb. 20 zeigt die modellierte mittlere Wasserspannungskurve, die auf 15 Einzelkurven beruht. Das Gesamtporenvolumen (GPV) der Einzelkurven bei pF 0 schwankt zwischen 80 und 90 Vol.%, die Feldkapazität bei pF 1,8 zwischen ca. 50 und 75 Vol.% und das Totwasservolumen bei pF 4,2 zwischen ca. 12 und 17 Vol.%.

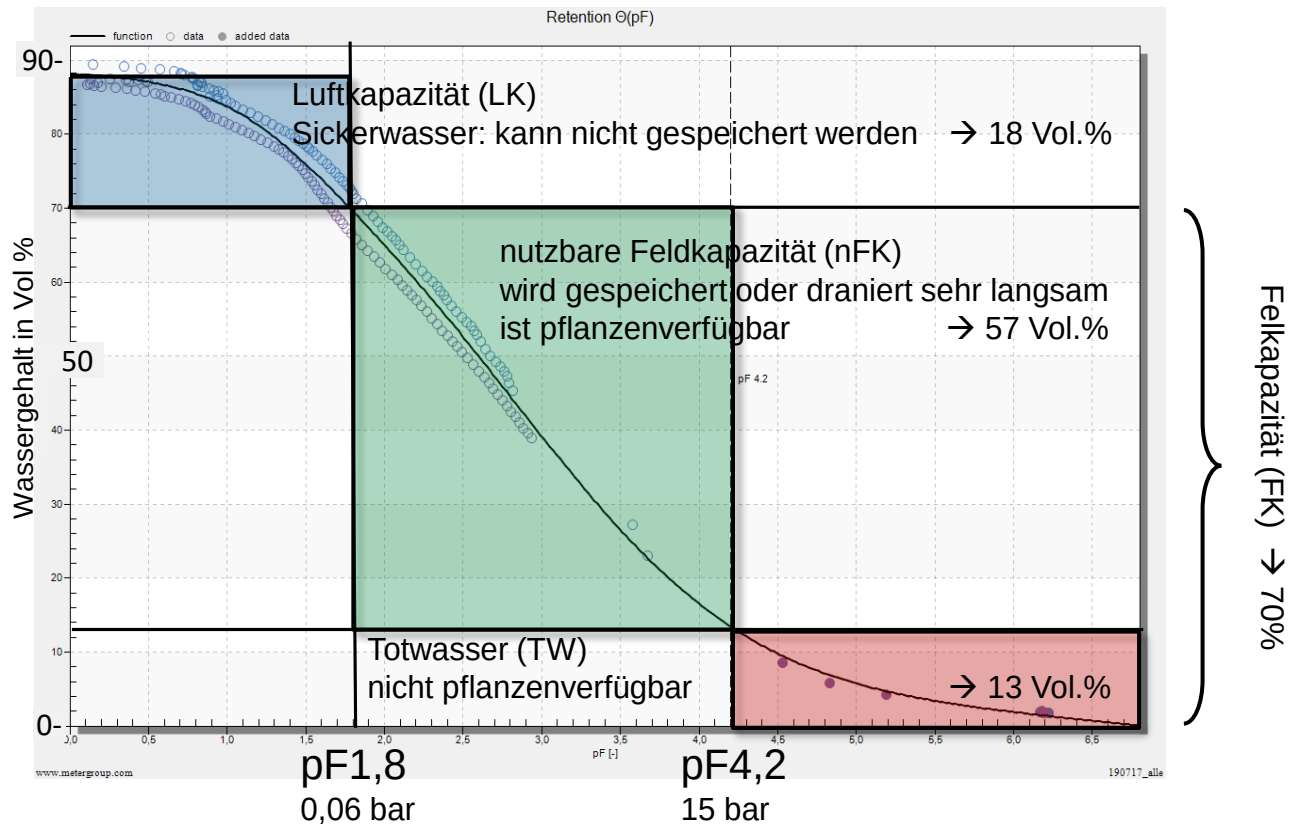


Abb. 19: Mittlere Wasserspannungskurve für den Ovh-Horizont von Tangelhumus (schwarze Linie) modelliert aus 2 Einzelkurven (offene Kreise: HYPROP-Messwerte; geschlossene Kreise: WP4C-Werte).

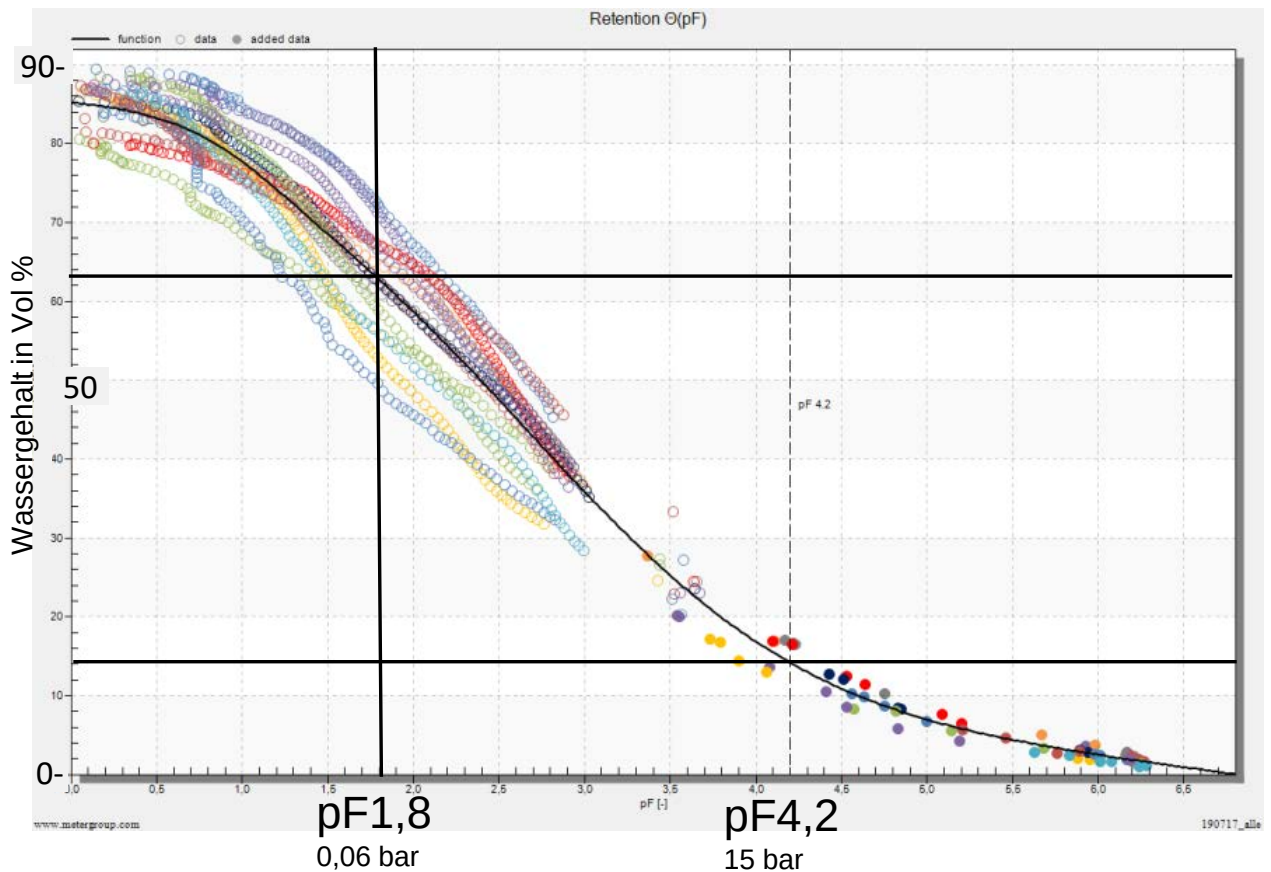


Abb. 20: Mittlere Wasserspannungskurve für verschiedene Tangelhumushorizonte (schwarze Linie) modelliert aus 15 Einzelkurven (offene Kreise: HYPROP-Messwerte; geschlossene Kreise: WP4C-Werte).

Die modellierte Kurve liefert Werte von 85 Vol.% für das GPV, 63 Vol.% für die FK und 14 Vol.% Totwasseranteil. Daraus ergibt sich eine mittlere nFK der 15 untersuchten Zylinder von 49 Vol.%. Das bedeutet, dass temporär eine Wassersäule von ca. 63 mm Wasser pro 10 cm Bodentiefe gegen die Schwerkraft zurückgehalten und nach einem Regenereignis gespeichert werden kann, und eine Wassersäule von 49 mm pro 10 cm Bodentiefe, die den Bäumen zur Deckung ihres Wasserbedarfs zur Verfügung steht.

Gründe für die unterschiedlichen Kurvenverläufe sind unter anderem unterschiedlich dicht gelagerte Horizonte (siehe Bodenuntersuchungen). In den oberen Horizonten ist der Humus weniger dicht gelagert und es gibt einen höheren Anteil an groben Poren, die Wasser schneller nach unten ableiten. Weiterhin sorgen natürliche Unregelmäßigkeiten durch lebende und tote Wurzeln sowie Totholzeinschlüsse für eine kleinräumige Veränderungen der Wasserspeicherung und der Porengrößenverteilung.

Die hohe Wasserspeicherung (Abb. 19) im Ovh-Horizont kann bei den hohen Niederschlägen im Gebirge im Unterboden zu Wasserstau führen, der durch einen zusätzlichen Kapillarsperreneffekt im Übergang zum Ausgangsgestein noch verstärkt werden dürfte. Der dadurch entstehende Sauerstoffmangel führt zur Verschlechterung der Abbaubedingungen für Mikroorganismen und könnte somit ein wichtiger Stabilisierungsfaktor von Tangelhumusauflagen sein. Eine stärkere Austrocknung durch längere Trockenphasen (wie im Klimawandel prognostiziert) würde dazu führen, dass Luft und Wärme in diese Schichten eindringen und so den Abbau fördern könnte. Im Mineralisationsversuch hat sich bereits gezeigt, dass die Horizonte direkt über dem Ausgangsgestein ein höheres Mineralisationspotential aufweisen.

Im Vergleich zu mineralischen Böden die vorwiegend aus den Korngrößen Schluff oder Sand bestehen, zeigt Tangelhumus ein bis zu doppelt so hohes GPV, eine doppelt so hohe nFK sowie eine deutliche höhere Luftkapazität. Nur Hochmoortorf (mittlere Zersetzungsstufe (z3) und mittleres Substanzvolumen (SV3)) zeigt höhere Werte beim GPV, bei der nFK und bei der FK (Tab. 8).

Tab. 8: Vergleich verschiedener Wasserhaushaltsparameter von Tangelhumus, Schluff- und Sandböden sowie Hochmoortorf; alle Angaben in Vol.%.

Substrat/Boden	Gesamtporenvolumen (GPV)	Luftkapazität (LK)	Nutzbare Feldkapazität (nFK)	Totwasser (TW)	Felkapazität (FK)
Tangelhumus Ovh	88	18	57	13	70
Tangelhumus (mittel)	85	23	49	14	63
Schluff (Uu; TRD 3) ¹	45	7	26	12	38
Lehmiger Sand (SI3; TRD 3) ¹	42	15	18	9	27
Hochmoor (z3; SV3) ²	93	20	60	13	73

¹Daten aus Arbeitskreis Standortkartierung (2016); ²Daten aus Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden (Hg.) (2005)

6.1.4 Fazit

- Tangelhumus weist eine sehr hohe Wasserspeicherkapazität auf, die deutlich über derjenigen von Mineralböden liegt.
- Auch während längerer Trockenperioden ist auf Tangelhumusstandorten im Gebirge die Wasserversorgung des Waldbestandes derzeit noch sichergestellt.
- Zusätzlich trägt Tangelhumus bei flächigem Vorkommen durch seinen hohen Wasserrückhalt zum dezentralen Hochwasserschutz bei.
- Temporärer Wasserstau im Unterboden, wie er an feuchten Nordhängen vorkommen kann, könnte durch Luftmangel zur Stabilisierung von Tangelhumusauflagen beitragen. Bei zeitweiliger Austrocknung während der zukünftig zu erwartenden längeren Trockenperioden könnte dieser Stabilisierungsmechanismus aber zunehmend außer Kraft gesetzt werden.

6.2 Wasserhaushaltsmodellierung

6.2.1 Material und Methoden

Zur Berechnung der Wasserflüsse ist es zunächst nötig die Interzeptionsverdunstung (IV) und die tatsächliche Transpiration des Waldbestandes (TB) zu schätzen. Die IV des Waldbestandes wurde mit der Formel $IV = LAI \cdot (1 - e^{-FNDS/LAI}) + 0,05 \cdot FNDS$ (nach Dunger 2017) ermittelt, wobei LAI der geschätzte Blattflächenindex und FNDS der ermittelte Freilandniederschlag des modellierten Bestandes darstellt.

Für die Berechnung/Modellierung der potentiellen Transpiration (ET_{pot}) wurde die **HAUDE-Formel** ($ET_{pot} = f \cdot es_{14} \cdot (1 - rF_{14}/100)$ (Haude 1954)), (mit f =vegetationsspezifischer Monatsfaktor nach HAUDE; rF =Luftfeuchte um 14:00; es =Dampfdruck um 14:00 Uhr berechnet aus T und rF m 14:00) verwendet. Um die tatsächliche tägliche Bestandestranspiration zu schätzen, wurde der HAUDE-Formel ein Restriktionsterm hinzugefügt, der angewendet wird, wenn die nutzbare Feldkapazität des Bodens unter 70% des Maximalwertes fällt. Dafür waren tagesgenaue Messungen des FNDS sowie der Freilandtemperatur und der relativen Luftfeuchte um jeweils 14:00 Uhr nötig, die von nahegelegenen Klimastationen des DWD (2020) und des LfU (2020) stammen (siehe Tab. 9). Es wurden Klimastationen ausgewählt, die gut mit den Wassermengen übereinstimmten, die tatsächlich in den Sammelintervallen (3-5 Wochen) auf den jeweiligen Standorten gemessen wurden bzw. die gut mit den im Bestand gemessenen Temperaturen der Untersuchungsbestände korrelierten. Diese Daten wurden an die modellierten Standorte vor allem bezüglich ihrer Höhenlage - und damit der Temperatur und der relativen Luftfeuchte - angepasst. Bei den FNDS waren nur im Gebiet Simetsberg auf 1500m Anpassungen nötig. (siehe dazu auch Tabelle 10).

Abb. 21 zeigt einen Subplot auf dem Parameter des Wasser-, Stoff und Temperaturhaushalts gemessen werden.



Abb. 21: Subplot auf einem untersuchten Tangelhumusstandort mit BNDS-Sammlern (weiße Kanister), Saugkerzen (helle Schläuche, die unter schwarzen Eimern mit den Sammelflaschen verschwinden), Streusammlern (schwarze Eimer) und den Loggern für die Lufttemperatur und die Messungen von Bodentemperatur und Bodenwasser (vorne links).

Die Differenz von FNDS und IV ergibt den Bestandesniederschlag (BNDS). Dies abzüglich der TB ergibt die Wassermenge die dem Bodenspeicher zugeführt wird, falls dieser noch nicht voll ist. Ist der Speicher voll wird die überschüssige Wassermenge der Versickerungen zugeordnet. Zusätzlich wurde ein Term für den präferentiellen Fluss eingefügt, der greift, wenn die Tagesniederschläge 10 mm übersteigen, aber laut Modell keine Sickerung stattfindet weil der Speicher nicht vollständig gefüllt ist.

Je nach Bestand wurden die monatsweisen HAUDE-Faktoren für Mischwald oder Nadelwald (BGR 2000)) angewendet, die bei sehr lichten Beständen um einen Faktor zwischen 0,5 und 0,75 korrigiert wurden (siehe Tab. 9).

Tab. 9: Daten und Parameter, die für die Wasserhaushaltsmodellierung der Tangelhumusstandorte verwendet wurden.

Standort/ Parameter	S1	S2	S3	L1	L2	L3	L4	L5
Freilandniederschlag	Station Nr. 2660 Kochel-Einsiedel; 805m ü.NN (LfU 2020); ca. 4 km			Station Nr. 2740 Kreuth-Glashütte (DWD 2020); 895m üNN ; ca. 12km westlich				
Temperatur und rel. Luftfeuchte um 14:00	Station Nr. 3307 Mittenwald-Buckelwiesen (DWD 2020) ; 981 m üNN ; ca. 10km südlich			Station Nr. 42712000 Spitzingsee Freiland1; 1100m üNN (LfU 2020); ca. 8km nordöstlich				
LAI für Interzeptionsberechnung	3,5	3	2,5	2,5	3,5	3,5	3	2,5
Bodenvegetation (Deckung; Arten)	50-75%; Vaccinien, Moos und Verjüngung	< 5%	< 5%	75-100%; Moos und Vaccinien	< 5%	50-75%; Verjüngung, Vaccinien und Moos	50-75%; Vaccinien	< 5%
monatliche Haudefaktoren	Mischwald	Nadelwald	Nadelwald	Nadelwald	Nadelwald	Mischwald	Mischwald	Mischwald
Korrektur für Haudefaktoren	1	1	0,66	0,5	0,75	1	1	0,75
Lage/Exposition	Sattel; Eben	Rücken; SO	Stufe; NO	Tal; Eben	Hang; Süd	Hang; Nord	Hang; Nord	Rücken nahe Plateau;
Mittle Humusmächtigkeit in cm	37	31	22	28	44	23	36	25
nFK in mm	185	157	110	140	218	113	180	126

6.2.2 Ergebnisse

Tabelle 10 zeigt die jährlichen Flüsse für FNDS, BNDS und Sickerwasser (SiWa) der untersuchten Bestände für die Jahre 2017 bis 2019. Die berechneten Flüsse des FNDS der Klimastationen und die modellierten Flüsse des BNDS zeigten sehr geringe Abweichungen von den in den Sammelintervallen von 3-5 Wochen tatsächlich an den Standorten gesammelten Wassermengen. Während bei den Freilandmessungen im Gebiet Lange Au kaum eine Veränderung des FNDS mit der Höhe gemessen wurden, zeigte der höchstgelegene Standort am Simetsberg (1500m) ca. 5% höhere Niederschläge, was bei der Modellierung berücksichtigt wurde (siehe Tab. 10).

Die FNDS 2017 und 2019 lagen an den Standorten zwischen ca. 1800 und 2300 mm, mit ca. 20 % höheren Mengen in der Langen Au. Im relativ trockenen Jahr 2018 waren es dagegen nur zwischen 1350 und 1600 mm, was 25-33% unter den FNDS der Jahre 2017 und 2019 liegt. Dadurch erreichte in diesem Jahr deutlich weniger Wasser (bis zu -35%) den Waldboden. Die Transpiration der Waldbestände schwankte je nach Standort und Jahr zwischen 230 und 530 mm. Durch die hohen Temperaturen und langen Schönwetterperioden lag sie im Jahr 2018 im Mittel der Flächen ca. 10 % (6- 14 %) höher. Diese Faktoren führten zu einer deutlich niedrigeren Sickerwassermenge, die teilweise nur 50% derjenigen der anderen Jahre erreichte. Dies

zeigt wie stark sich ein trockenes warmes Jahr auch im niederschlagsreichen Gebirge auf einzelne Wasserhaushaltskomponenten auswirken kann. Die deutlich geringere Versickerung wirkt sich natürlich auch stark auf den Stoffhaushalt aus.

Die modellierte IV der untersuchten Bestände lag bei 22 bis 32 % des FNDS und stimmte sehr gut mit den tatsächlich gemessenen Werten überein.

Tab. 10: Modellierte Wasserflüsse der acht untersuchten Waldbestände; die Rohdaten der Freilandniederschläge stammen von Klimastationen des DWD (2020) und des LfU (2020); siehe dazu auch Tabelle 9. IV = Interzeptionsverdunstung.

	Jahr	S1	S2	S3	L1	L2	L3	L4	L5
Freilandniederschlag in mm	2017	1992	1992	2092			2343		
	2018	1347	1347	1414			1612		
	2019	1772	1772	1860			2143		
Bestandesniederschlag in mm	2017	1394	1447	1593	1810	1689	1747	1810	1810
	2018	920	955	1052	1222	1138	1178	1222	1222
	2019	1237	1284	1413	1671	1565	1616	1671	1671
Sickerung in mm	2017	989	1076	1273	1565	1317	1376	1483	1598
	2018	499	554	706	960	776	807	888	988
	2019	878	942	1083	1440	1203	1250	1356	1462
Transpiration in mm	2017	480	436	361	269	414	414	353	231
	2018	530	483	401	304	450	459	402	270
	2019	466	431	356	283	429	428	379	255
IV in % des Freilandniederschlags	2017	30%	27%	24%	23%	28%	25%	23%	23%
	2018	32%	29%	26%	24%	29%	27%	24%	24%
	2019	30%	28%	24%	22%	27%	25%	22%	22%

6.3 Stoffhaushalt

6.3.1 Einführung

Aus der Vielfalt von Auswertungsmöglichkeiten, die sich im Rahmen des Stoffhaushalts ergeben, werden im Folgenden einige Fragestellungen besonders hervorgehoben:

Erfolgt der N-Austrag auf Tangelhumusstandorten wie bei den meisten anderen Waldökosystemen in mineralischer Form (vor allem als Nitrat) oder spielen auch organische N-Komponenten eine Rolle?

Sind die untersuchten Tangelhumusstandorten stickstoffgesättigt oder ist N ein limitierendes Element für das Pflanzenwachstum und den Streuabbau?

Wie verhalten sich Elemente, die wahrscheinlich limitierend auf das Pflanzenwachstum wirken, im Stoffhaushalt von Tangelökosystemen?

6.3.2 N-Formen und -Konzentrationen im Sickerwasser

In der Regel erfolgt der N-Austrag unter Waldökosystemen meist in anorganischer Form als NO_3^- (Raspe et al. 2018) und der organische N (DON) spielt dabei eher eine untergeordnete Rolle. In den hier untersuchten Ökosystemen ist dies jedoch anders. Wie in Abb. 22 zu sehen ist, liegt N im Sickerwasser am Standort S1 größtenteils in organischer Form als DON (im Mittel 93% des Gesamt-N) vor. Am Standort L1 mit deutlich höheren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (siehe auch Abb. 23 und 24) liegt der DON immerhin noch bei 60 % des gesamten N-Austrags. Bei der Untersuchung der N-Flüsse darf die organische Komponente des N also nicht vernachlässigt werden, da es sonst zu völlig falschen Schlussfolgerungen kommen kann.

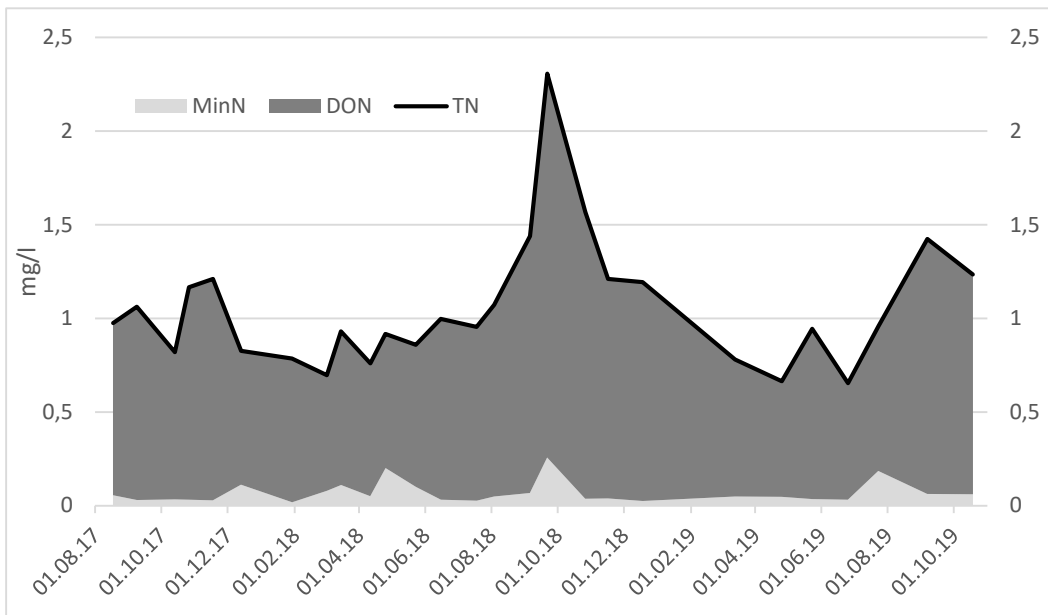


Abb. 22: Mineralischer N (MinN) und organisch gebundener N (DON) im Sickerwasser des Austragshorizontes der Fläche S1. Der Gesamtstickstoff (TN) ist hier als Summenlinie über den beiden anderen N-Formen dargestellt.

6.3.3 Stoffflüsse

Die Einträge von Stickstoff mit dem BNDS (in Form von anorganischem NO_3^- und NH_4^+) sind für S1 ähnlich hoch wie die Austräge (v.a. als DON). Es findet also keine bzw. kaum eine Speicherung des atmosphärisch eingetragenen N statt. Am Standort L1 sind die N-Austräge fast doppelt so hoch wie die Einträge. Hier muss man davon ausgehen, dass Humus abgebaut wird und der dabei freiwerdende N nicht vom Waldbestand genutzt werden kann und dadurch mit dem Sickerwasser ausgetragen wird. Die Unterschiede zwischen den Einträgen mit dem FNDS und dem BNDS sind mit trockener Deposition an den Blatt-/Nadeloberflächen zu erklären, die im sehr trockenen Jahr 2018 eine deutlich größere Rolle spielt.

Anders beim Kalium. Einträge von ca. 2-4 kg/ha stehen auf beiden Standorten einer starken Anreicherung von K hauptsächlich durch Blatt- und Nadel-leaching im BNDS gegenüber. Dies ist ein normaler Vorgang, da Kalium ein sehr kleines Ion ist, das leicht durch die Zellschichten der Blätter wandern kann. Mit dem Sickerwasser werden dagegen nur vergleichsweise geringe Mengen an K ausgetragen. Beim Durchsickern des Bodens wird Kalium offensichtlich sehr effektiv von den Baumwurzeln und deren Pilzpartnern (Mykorrhizen) aufgenommen und sogar mit ca. 1 kg/ha und Jahr im Ökosystem (Bestand und Boden) angereichert (Tab. 11).

Tab. 11: Flüsse von N und K mit dem Freilandniederschlag (FNDS), dem Bestandesniederschlag (BNDS) und dem Sickerwasseraustrag für die Standorte S1 und L1.

		S1			L1		
		FNDS	BNDS	Austrag	FNDS	BNDS	Austrag
N in kg/ha	2017	9,1	10,8	10,1	10,0	12,5	20,5
	2018	6,0	8,4	4,9	4,6	8,9	15,3
	2019	8,9	10,1	8,7	9,2	8,8	18,4
K in kg/ha	2017	3,2	18,0	1,4	3,7	23,7	2,7
	2018	2,2	13,9	1,0	2,8	13,7	1,6
	2019	1,8	14,2	0,7	3,5	19,7	2,2

Die zum Teil deutlich geringeren Stoffausträge im Jahr 2018 (Tab. 11) könnten auf methodische Unsicherheiten zurückzuführen sein. Stärker ausgetrocknete Tangelhumusauflagen bekommen Risse, die bei einsetzenden Niederschlägen (besonders bei Starkregen) präferentielle Fließwege bilden. Zusätzlich könnte die anfängliche Hydrophobizität des Humus diesen Effekt verstärken. Diese Effekte können von Wasserhaushaltsmodellen kaum abgebildet werden und zur Unterschätzung der Versickerung nach Trockenheit führen. Weiterhin trocknen die Sickerwassersammler (Saugkerzen) bei längerer Trockenheit aus, verlieren den angelegten Unterdruck und damit Ihre Wassersammeleigenschaft. Sie können erst wieder bei ausreichender Bodenfeuchte aktiviert werden. Hohe Stoffkonzentrationen, von denen nach längerer Trockenheit auszugehen ist, können also kaum erfasst werden. Zusammen mit den nicht erfassten Sickerwassermengen (präferentieller Fluss) kann es so zu einer deutlichen Unterschätzung der Austräge nach Trockenperioden kommen.

Nährstoffe wie P und Mn konnten in den untersuchten Wässern nur selten nachgewiesen werden, am wenigsten in den Austragshorizonten. Die Austräge liegen deutlich unter 1 kg/ha und Jahr. Auch diese Nährstoffe werden nach Eintrag und/oder Mineralisation sofort wieder sehr effektiv von der Vegetation aufgenommen, was auf ihre limitierte Verfügbarkeit schließen lässt.

6.4 Gemeinsame Betrachtung von Stoff-, Wasser- und Temperaturhaushalt

In Abb. 23 und 24 sind wichtige Parameter des Wasser-, Stoff- und Bodentemperaturhaushalts für die Flächen S1 und L1 dargestellt.

Der Temperaturverlauf der beiden Standorte ist sehr ähnlich, trotzdem hat L1 von Mai bis Sept 2018 signifikant höhere Bodentemperaturen (+0,2°C).

Obwohl an beiden Standorten bei jedem Probenahmetermin Nitrat im Austragshorizont nachzuweisen war, hat L1 deutlich (signifikant) höhere mittlere Nitratkonzentrationen. Diese steigen besonders im Sommer 2018 auf bis zu 7 mg/l (volumengewichtet) an. Der Anstieg, der in abgeschwächter Form auch auf S1 zu sehen ist, dürfte auf Aufkonzentrationseffekte und/oder verstärkte Mineralisation zurückzuführen sein.

Der verhältnismäßige Anstieg der Konzentrationen sollte eigentlich 2018 auf S1 höher sein als auf L1, da die Wassermengen im Boden viel stärker reduziert waren. Da jedoch der umgekehrte Fall eintrat ist davon auszugehen, dass auf S1 entweder weniger mineralisiert wurde oder dass die Bäume mehr Stickstoff aufgenommen haben.

Weiterhin ist in den Abb. 23 und 24 die modellierte monatliche Sickerwassermenge dargestellt. Diese ist auf der Fläche L1 aufgrund des deutlich lichter Bestandes (mehr BNDS und weniger Transpiration) viel höher, was besonders im Jahr 2018 während der Vegetationsperiode auffällt. Von Mai bis Oktober liegt die Sickerwassermenge auf S1 bei nur 150mm, während Sie auf L1 mit 450 mm das Dreifache beträgt. Geringere Sickerwassermengen und niedrigere Konzentrationen beim N führen 2018 zu deutliche geringeren N- Austrägen auf S 1 (nur 1/3 der Menge von L1).

Im Jahr 2018 ging auf der Fläche S1, welche einen deutlich dichteren Bestand aufweist, die Tages-Wasserhalte und -Matrixpotentiale während der Vegetationsperiode deutlich stärker zurück (Minima von 20 Vol% und -260 kPa) und als auf L1 (Minima von 30 Vol% und -35 kPa). Dies unterstützt auch die Plausibilität der deutliche geringeren Sickerung. Die Werte waren jedoch nie so niedrig, das die Wasserversorgung der Bäume gefährdet war.

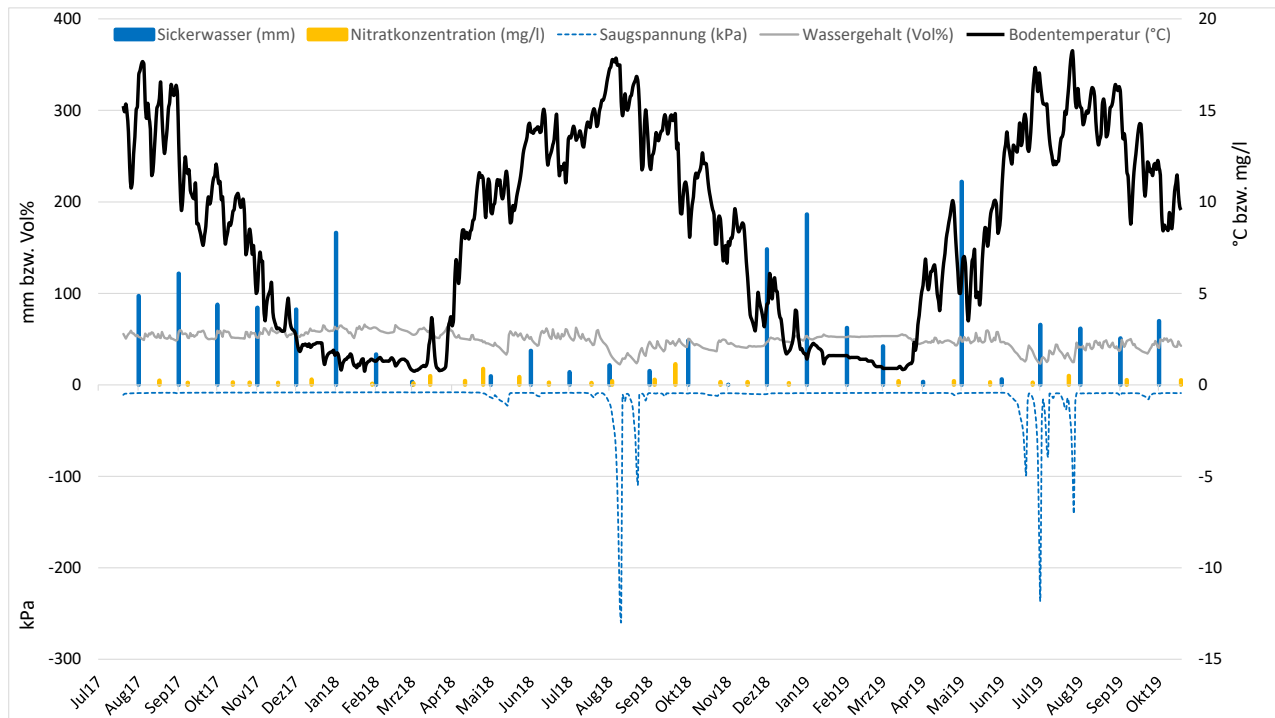


Abb. 23: Bodentemperatur, Nitratkonzentrationen und Wasserhaushaltsparameter der Fläche S1.

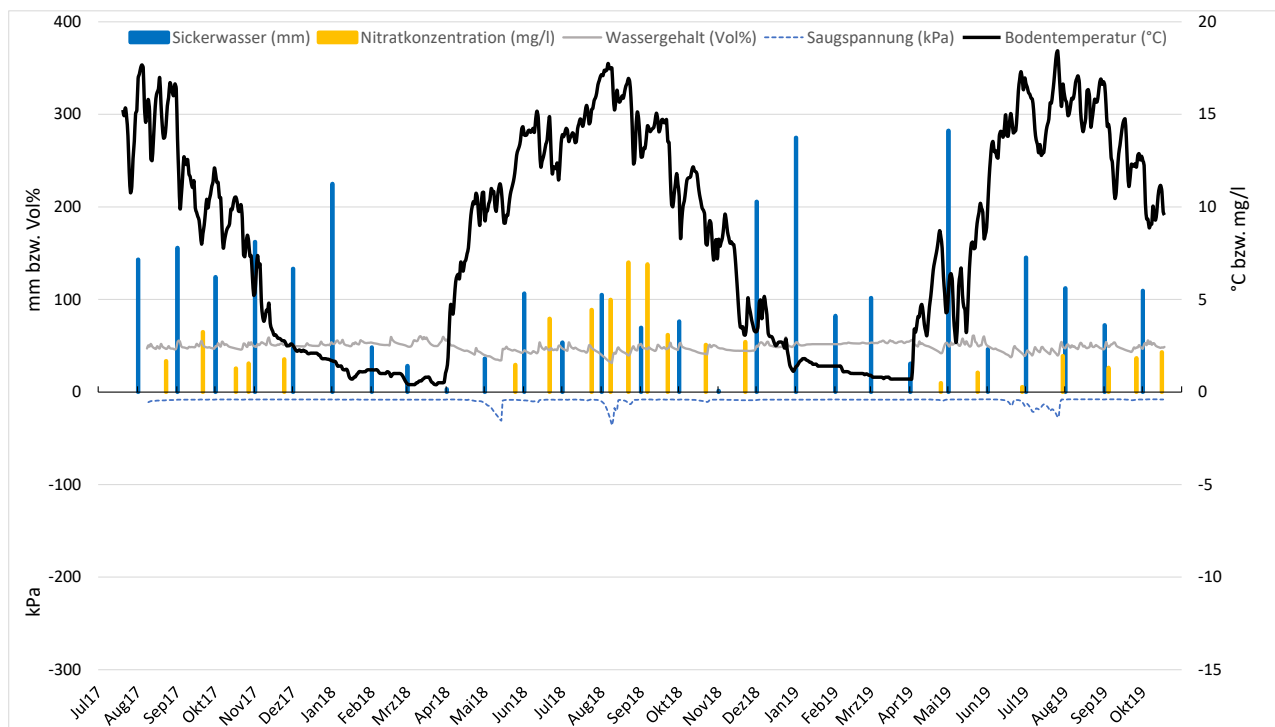


Abb. 24: Bodentemperatur, Nitratkonzentrationen und Wasserhaushaltsparameter der Fläche L1.

6.4.1 N-Sättigung von Tangelhumusstandorten

Da zu jedem Probenahmetermin Nitrat im Sickerwasser des Austragshorizonts nachgewiesen werden konnte (Abb. 23 und 24) und die Einträge an Stickstoff in etwa den Austrägen entsprechen (Simetsberg) bzw. diese sogar deutlich über den Einträgen liegen (Lange Au; siehe Tab. 11), sind die untersuchten Standorte als stickstoffgesättigt anzusehen.

6.5 Fazit zum Wasser-, Stoff- und Temperaturhaushalt

- Die Wasserflüsse waren im Trockenjahr 2018 deutlich geringer (Versickerung nur ca. 50% von 2017)
- Obwohl im Trockenjahr 2018 während der Vegetationsperiode deutlich niedrigere Wassergehalte und Matrixpotentiale im Boden gemessen wurden, scheint die Wasserversorgung der Bäume gewährleistet gewesen zu sein.
- Während der Eintrag von N in Waldökosysteme vor allem in anorganischer Form erfolgt, findet der Austrag an Tangelhumusstandorten vor allem in organischer Form statt.
- Im Sommer 2018 zeigten sich erhöhte Stoffkonzentrationen im Sickerwasser, die auf Aufkonzentration und verstärkte Mineralisation zurückzuführen sind.
- Standortsspezifische Mangel Elemente wie z.B. Kalium, Mangan und Phosphor werden effektiv recycelt. Sie sind im Sickerwasser kaum nachweisbar (Phosphor und Mangan) oder reichern sich beim Durchgang durch den Boden deutlich ab (Kalium).

7 Zusammenfassung

Ziel der Untersuchungen auf Ebene der Mesoskala (Waldbestandebene) waren die Bestimmung der Kohlenstoff- und Nährstoffvorräte auf Alpenhumusstandorten (Tangelhumus) sowie die Untersuchung der Temperatursensitivität von Tangelhumus, auch im Hinblick auf den aktuellen und den prognostizierten Temperaturanstieg, der den Alpenraum besonders stark betrifft. Weiterhin wurden Untersuchungen zum Stoff-, Wasser- und Temperaturhaushalt dieser Standorte durchgeführt, mit dem Ziel, die Steuermechanismen und Zusammenhänge zwischen diesen Größen besser zu verstehen und Gefährdungspotentiale, aber auch mögliche Stabilisierungsmaßnahmen ableiten zu können.

Die durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass Tangelhumus ein wichtiger Kohlenstoffspeicher ist. Bereits 15 cm Tangelhumus speichern mehr Kohlenstoff (103 t/ha) als der Durchschnitt der bayerischen Waldböden (98 t/ha). Ein sehr enger linearer Zusammenhang zwischen Tangelhumusmächtigkeit und dem Kohlenstoffvorrat lässt eine verlässliche Schätzung von knapp 7 t C pro cm Tangelhumusauflage je ha zu. Im Vergleich zum Durchschnitt der bayerischen Waldböden hat Tangelhumus deutlich höhere Gesamtvorräte an Stickstoff und Schwefel, jedoch sehr viel geringere Vorräte an Mangan, Phosphor, Kalium und Eisen. Die sehr geringen Vorräte und Gehalte an Mangan und Phosphor tragen wahrscheinlich zur Stabilisierung von Tangelhumus bei, da sie den Mikroorganismen für ihren Betriebsstoffwechsel beim Abbau der organischen Substanz fehlen.

Tangelhumus ist sehr temperatursensitiv. Die Abbauraten unterscheiden sich zwar je nach Bodentiefe bzw. Horizont, steigen aber alle exponentiell mit der Temperatur an. Die im Labor bestimmten Q₁₀-Werte um 3 bedeuten, dass eine Erwärmung um 1°C einen Anstieg der Abbauraten um ca. 12% zur Folge hat. Aufgrund des exponentiellen Zusammenhangs bewirkt eine Temperaturerhöhung um 3° C bereits einen Anstieg der Mineralisation um 40 % und 6° C Erhöhung eine Verdoppelung der Abbauraten. Nach Öffnung des Kronendachs führt direkte Einstrahlung auf die dunklen Tangelhumusaufgaben zwangsläufig zu höheren Bodentemperaturen und damit zu höheren Mineralisationsraten. Daher sollte diese Situation auf Tangelhumusstandorten unbedingt vermieden werden.

Über den Streufall werden dem Boden jährlich ca. 4,3 t/ha Biomasse und damit ca. 2,1 t/ha C zugeführt, ebenso wie größere Mengen an Stickstoff (36 kg/ha), Calcium (55 kg/ha) und Magnesium (6 kg/ha) sowie vergleichsweise geringe Mengen an Phosphor (1,64 kg/ha) und Mangan (0,52 kg/ha). Ein Teil der Streu wird in stabile Humusverbindungen umgewandelt und trägt somit zum Erhalt bzw. zum Aufbau der Humusschicht bei. Durch Flächenräumungen nach Sturm- oder Käferkalamitäten sowie nach Kahlschlägen wird dieser Eintragspfad für Jahre unterbrochen und der Humusabbau gefördert. Durch die Holzentnahme kann dieser Verlust auch nicht durch Totholz ausgeglichen werden.

Tangelhumus ist ein wichtiger Wasserspeicher. Im Mittel dienen über 60 % des Bodenvolumens als temporäre Wasserspeicher, wobei der größte Teil davon (ca. 80%) pflanzenverfügbar ist. Diese Zahlen übersteigen um ein Vielfaches den Durchschnitt der deutschen Waldböden. Daher gewährleistet Alpenhumus bei entsprechender Mächtigkeit auch während längerer Trockenperioden die Wasserversorgung der Bäume und trägt bei flächigem Vorkommen zum dezentralen Hochwasserschutz bei.

Die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung zeigen deutlich die niedrigeren Sickerwassermengen im Trockenjahr 2018 (zum Teil nur 50 % der Jahre 2017 und 2019). Die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser stiegen dagegen überproportional stark an. Trotzdem sind bei einigen Elementen (z.B. N und K) 2018 niedrigere Austräge zu erkennen. Hier sind jedoch methodische Unsicherheiten zu berücksichtigen. Im Modell können weder bevorzugte Fließwege, die nach starker Austrocknung definitiv vorhanden sind (Trockenrisse im Boden), noch zu erwartende sehr hohe Konzentrationen direkt nach der Wiederbefeuchtung des Bodens ausreichend abgebildet werden. Dies kann zu einer deutlichen Unterschätzung der Austräge führen.

8 Literaturverzeichnis

- Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden (Hg.) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5. Unter Mitarbeit von H. Sponagel, W. Grottenthaler, K.-J. Hartmann, R. Hartwich, P. Janetzko, H. Joisten et al. Stuttgart, Germany: Schweizerbart Science Publishers.
- Arbeitskreis Standortkartierung (2016): Forstliche Standortsaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 7. Auflage. Eching, Kr. Freising: IHW-Verlag.
- Auer, Ingeborg; Böhm, Reinhard; Jurkovic, Anita; Lipa, Wolfgang; Orlik, Alexander; Potzmann, Roland et al. (2007): HISTALP—historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region. In: *International Journal of Climatology* 27 (1), S. 17–46. DOI: 10.1002/joc.1377.
- Berg; Bjorn; McLaugherty, Charles (2020): Plant litter. Decomposition, humus formation, carbon sequestration. Berlin, Heidelberg: Springer.
- BGR - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe & Staatliche Geologische Dienste in der Bundesrepublik Deutschland (Hg.) (2000): Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Unter Mitarbeit von Hennings und Volker. Stuttgart, Germany: Schweizerbart Science Publishers.
- BMUB (2017): Stickstoffeintrag in die Biosphäre. Erster Stickstoff-Bericht der Bundesregierung. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.
- Carbone, Mariah S.; Seyednasrollah, Bijan; Rademacher, Tim T.; Basler, David; Le Moine, James M.; Beals, Samuel et al. (2019): Flux Puppy – An open-source software application and portable system design for low-cost manual measurements of CO₂ and H₂O fluxes. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 274, S. 1–6. DOI: 10.1016/j.agrformet.2019.04.012.
- DWD (2020): Datenbasis Deutscher Wetterdienst, ftp://ftp-cdc.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/
- Dunger, Volkmar (2017): Vorlesungsskript zur Lehrveranstaltung Grundlagen der Hydrologie und Hydrogeologie. Technische Universität Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie - Lehrstuhl für Hydrogeologie. Freiberg.
- EEA (2009): Regional Climate Change and Adaptation—The Alps Facing the Challenge of Changing Water Resources. European Environment Agency: Copenhagen, Report Nr. 8.
- Ewald, Jörg (2000): Ist Phosphormangel für die geringe Vitalität von Buchen (*Fagus sylvatica* L.) in den Bayerischen Alpen verantwortlich? In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 119 (1-6), S. 276–296. DOI: 10.1007/BF02769143.
- Goldstein, A., Turner, W. R., Spawn, S. A., Anderson-Teixeira, K. J., Cook-Patton, S., Fargione, J., Gibbs, H. K., Griscom, B., Hewson, J. H., Howard, J. F., Ledezma, J. C., Page, S., Koh, L. P., Rockström, J., Sanderman, J. und Hole, D. G. (2020): Protecting irrecoverable carbon in Earth's ecosystems. *Nature Climate Change* 10(4): 287–295. DOI: 10.1038/s41558-020-0738-8.
- George, Eckhard; Marschner, Horst (1996): Nutrient and water uptake by roots of forest trees. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 159 (1), S. 11–21. DOI: 10.1002/jpln.1996.3581590103.
- Haude, Waldemar (1954): Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration. Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes 8. Bad Kissingen.
- Hofrichter, Martin (2002): Review: lignin conversion by manganese peroxidase (MnP). In: *Enzyme and Microbial Technology* 30 (4), S. 454–466. DOI: 10.1016/S0141-0229(01)00528-2.
- LfU (2020): Bayerisches Landesamt für Umwelt, <https://www.gkd.bayern.de/de/meteo/niederschlag> und <https://www.gkd.bayern.de/de/meteo/lufttemperatur>
- Mayer, Mathias; Matthews, Bradley; Schindlbacher, Andreas; Katzensteiner, Klaus (2014): Soil CO₂ efflux from mountainous windthrow areas: dynamics over 12 years post-disturbance. In: *Biogeosciences* 11 (21), S. 6081–6093. DOI: 10.5194/bg-11-6081-2014.

- Mayer, Mathias; Sandén, Hans; Rewald, Boris; Godbold, Douglas L.; Katzensteiner, Klaus (2017): Increase in heterotrophic soil respiration by temperature drives decline in soil organic carbon stocks after forest windthrow in a mountainous ecosystem. In: *Functional Ecology* 31 (5), S. 1163–1172. DOI: 10.1111/1365-2435.12805.
- Mellert, Karl Heinz; Ewald, Jörg (2014): Nutrient limitation and site-related growth potential of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) in the Bavarian Alps. In: *European Journal of Forest Research* 133 (3), S. 433–451. DOI: 10.1007/s10342-013-0775-1.
- Pertassek, Thomas; Andre Peters; Wolfgang Durner (2015): HYPROP-FIT Software User's Manual, V.3.0, UMS GmbH, Gmunder Str. 37, 81379 München, Germany, 66 S.
- Raspe, Stephan; Dietrich, Hans-Peter; Köhler, Desirée; Schubert, Alfred; Stiegler, Joachim (2018): Stickstoff im Überfluss. Waldböden in Baxern reichern Stickstoff weiter an. In: *LWF aktuell* 117 (2), S. 21–24.
- Schindler, Uwe (1980): Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. In: *Arch. Acker Pflanzenbau Bodenkd* 24, S. 1–7.
- Schindler, Uwe; Durner, Wolfgang; Unold, G. von; Mueller, L.; Wieland, R. (2010): The evaporation method: Extending the measurement range of soil hydraulic properties using the air-entry pressure of the ceramic cup. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 173 (4), S. 563–572. DOI: 10.1002/jpln.200900201.
- Schindler, Uwe; Müller, Lothar (2006): Simplifying the evaporation method for quantifying soil hydraulic properties. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169 (5), S. 623–629. DOI: 10.1002/jpln.200521895.
- Schubert, Alfred; Stetter, Ulrich; Falk, Wolfgang; Blum, Uwe; Dietz, Elke; Wauer, Alexandra; Kölling, Christian (2015): Die BZE II in Bayern. In: *Waldböden in Bayern. Forstlicher Forschungsbericht München*, S. 7–12.
- Wiesmeier, Martin; Prietzel, Jörg; Barthold, Frauke; Spörlein, Peter; Geuß, Uwe; Hangen, Edzard et al. (2013): Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria)-Implications for carbon sequestration. In: *Forest Ecology and Management* 295, S. 162–172. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.01.025.

Humuschemie und Mikrobiologie des Systems „Alpenhumus“

(Teilprojekt Mikroskala)

Jörg Prietzel*

**Technische Universität München
Lehrstuhl für Bodenkunde
Emil-Ramann-Straße 2
D-85354 Freising**

* Korrespondierender Autor: prietzel@wzw.tum.de

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Zielsetzung	105
1.1	Einführung	105
1.2	Fragestellungen	105
1.2	Chemische Kenngrößen für den Humuszustand.....	106
2	Material und Methoden.....	109
2.1	Auswahl der Untersuchungsstandorte	109
2.2	Beprobung der Untersuchungsstandorte	109
2.3	Analyse der Bodenproben.....	110
2.4	Mikrobiologische Untersuchungen	111
2.5	Untersuchungen zur Luft-, Oberflächen- und Bodentemperatur.....	111
3	Ergebnisse und Diskussion	112
3.1	Humifizierungsgrad im Bodenprofil	112
3.2	Höhengradienten Tangelhumus (Lange Au, Simetsberg, Aschau).....	116
3.2.1	Klimatische Kenngrößen.....	116
3.2.2	Bodenchemische Kenngrößen.....	119
3.3	Expositionsvergleich Tangelhumus- und Moderprofile	126
3.3.1	Klimatische Kenngrößen.....	126
3.3.2	Bodenchemische Kenngrößen.....	128
3.3.3	Mikrobiologische Kenngrößen (Moderprofile)	132
3.4	Vergleich Tangelhumus-/Moderprofile.....	135
3.5	Profile mit aktuellem Humusabbau vs. Humusaufbau (abgeleitet aus Bestandes- geschichte und Bestandesdynamik).....	139
3.5.1	Klimatische Kenngrößen.....	139
4	Zusammenfassung	151
5	Literatur.....	153

1 Einleitung und Zielsetzung

1.1 Einführung

Ziel des ALPENHUMUS-Projektes ist es, das System „Alpenhumus“ als C-Speicher und Standortfaktor von der Mikroskala (Bodenprofil) über die Mesoskala (Waldbestand) bis zur Makroskala (Landschaft) zu untersuchen und zu verstehen. Dabei sollen Untersuchungen zur Humuschemie sowie zum Nährstoff- und Wasserhaushalt Hinweise zu den Ursachen und Prozessen der Bildung und aktuellen Stabilisierung dieses C-Speichers liefern. Daraus sollen Empfehlungen und konkrete Managementoptionen zur Stabilisierung des Systems für die forstliche Praxis abgeleitet werden und die Gefährdungen im Hinblick auf die verschiedenen Ökosystemleistungen (z.B. Wasserrückhalt, Erosionsschutz) abgeschätzt werden. Das Forschungsvorhaben trägt damit zur Sicherung der Kohlenstoffspeicherung und Erhöhung der CO₂-Bindung insbesondere in den Kohlenstoffspeichern „unterirdische Biomasse“, „Boden“ und „Streu“ bei.

Bisher fehlen Messgrößen (Proxys), die uns einen Humusabbau im Gebirge anzeigen. Solche Proxys sind im Hinblick auf Monitoring und die Beurteilung von Maßnahmen zur Stabilisierung aber dringend nötig. Dies könnten z.B. Veränderungen in der Zusammensetzung der Bodenfestphase sein. Auch spezifische chemische Charakteristika der organischen Substanz (z.B. Anteil von mikrobiell gebildeten relativ zu pflanzenbürtigen nicht-cellulosischen Kohlenhydraten; Verhältnis von Alkyl-C zu O-Alkyl-C; ¹²C/¹³C-Isotopen-Verhältnisse) in der Bodenfestphase und/oder im Sickerwasser sowie bodenmikrobielle Parameter (z.B. mykorrhizaspezifische vs. nicht-mykorrhiza-spezifische PLFA-Glycolipide und -Sphingolipide) können vermutlich zur Charakterisierung der aktuellen metabolischen Humusdynamik (Humusaufbau, Konstanz, Humusabbau) herangezogen werden und würden damit wichtige Erkenntnisse zu seiner Entstehung, Stabilisierung und Gefährdung liefern. Dies wurde allerdings unter Freilandbedingungen bislang noch nicht detailliert geprüft.

1.2 Fragestellungen

Im Rahmen des Arbeitspakets („working package“) 1 *Humuschemie und Mikrobiologie des Systems Alpenhumus* wurden für ausgewählte Bodenprofile mit Moderauflage (Auflagemächtigkeiten < 15 cm; Mittleres Alter der organischen Bodensubstanz [OBS] im Oh-Horizont < 50 Jahre) und Tangelhumusauflage (Mächtigkeiten >15 cm; Minimales Alter der OBS im untersten Oh-Horizont i.d.R. deutlich über 50 bis zu 4000 Jahre) (i) anhand von Forsteinrichtungswerken und Auswertung historischer und aktueller Luftbilder anzunehmender **unterschiedlicher aktueller Humusdynamik** (aufbauende Dynamik in Wiederbewaldungsphasen nach vorangegangener Degradation; abbauende Dynamik unter aktuell sich in Auflösung befindlichen Waldbeständen), (ii) unterschiedlicher **Exposition** und Mikroklima bei sonst gleichen Standortsbedingungen und Waldtyp sowie (iii) in einem **Höhengradienten** von 900 bis 1700 m ü. NN in unterschiedlichen Profiltiefen wichtige humuschemische Kenngrößen der Bodenfestphase erhoben. Die zu untersuchenden Parameter umfassen funktionelle C-Gruppen, mikrobielle und pflanzliche nicht-cellulosische Polysaccharidmonomere, quellen-spezifische Ligninkomponenten, Isotopenabundanz von ¹²C, ¹³C, ¹⁴C, ¹⁴N und ¹⁵N zur Charakterisierung von Alter und Quellen der organischen Bodensubstanz (OBS) sowie mikrobiologisch-chemische Kenngrößen (mykorrhizaspezifische und nicht-mykorrhizaspezifische PLFA) zur Charakterisierung der für die Humusdynamik relevanten Pilzflora (OBS-aufbauende Mykorrhizapilze vs. OBS-abbauende saprotrophe Pilze). Dabei kommen moderne instrumentelle Methoden (¹³C-CPMAS-NMR-Spektroskopie, synchrotronbasierte Röntgenabsorptionsspektroskopie [C-, N-, S-XANES]) zum Einsatz. Mit Hilfe dieser Methoden sollen die für die untersuchten Profile jeweils typischen humuschemischen Muster herausgearbeitet werden. Anhand dieser Muster sollen theoretische Konzepte der Veränderung von Zusammensetzung und Struktur der OBS unter verschiedenartigen Standortsbedingungen, Waldzuständen und Humusdynamiken sowie die wesentlichen an der Aufbau- bzw. Abbaudynamik beteiligten biochemischen Prozesse abgeleitet

werden. Die Kenntnis dieser Prozesse ist für eine Abschätzung der zukünftigen Humusdynamik von Alpenhumusstandorten mit verschiedenartigen standörtlichen und bestandesstrukturellen Randbedingungen bzw. unterschiedlichen Klimaszenarien unverzichtbar. Der Vergleich der humuschemischen Muster in unterschiedlichen Tiefenstufen mächtiger Auflageprofile kann überdies darüber Auskunft geben, ob aktuelle Humusabbauprozesse im gesamten Profil mit gleicher Intensität ablaufen oder ob der Humusschwund überwiegend durch Um- und Abbau der obersten Humusschichten verursacht wird. Die spezifischen humuschemischen Muster der Böden mit klar identifizierter Humusdynamik können zur Überprüfung bzw. den Nachweis von vermuteten Humusdynamiken an schlechter historisch dokumentierten Waldorten eingesetzt werden.

Im Detail wurden die folgenden Fragestellungen bearbeitet:

- I) Wie verändert sich die chemische Zusammensetzung der OBS in Gebirgswaldböden der Bayerischen Alpen mit zunehmendem OBS-Um- und -Abbaugrad mit der **Bodentiefe**?
- II) Wie wirken sich eine unterschiedliche **Höhenlage** und damit verbundene standortsklimatische Unterschiede auf die chemische Zusammensetzung der OBS in Tangelhumusböden der Bayerischen Alpen aus?
- III) Wie wirken sich bei gleicher Höhenlage eine unterschiedliche **Exposition** und damit einhergehende standortsklimatische Unterschiede auf die chemische Zusammensetzung der OBS **von Tangelhumus- und Moderprofilen** in Gebirgswäldern der Bayerischen Alpen aus?
- IV) Wie unterscheidet sich die chemische Zusammensetzung der OBS in **Tangelhumusprofilen** von jener angrenzender **Moderprofile** unter gleicher Vegetationsbestockung?
- V) Wie unterscheidet sich die chemische Zusammensetzung der OBS in Profilen mit **unterschiedlicher aktueller Humusdynamik** (Humusabbau, akute Degradation, Humusaufbau) in Gebirgswäldern der Bayerischen Alpen?

Aus den Ergebnissen der Fragestellungen soll eine umfassende Charakterisierung der Beziehung zwischen Abbaugrad und Dynamik der OBS in Gebirgswäldern der Bayerischen Alpen einerseits und chemischen Humuskenngrößen andererseits abgeleitet werden. Besonders aussagekräftige Kenngrößen sollen identifiziert werden. Diese Kenngrößen könnten dann dazu herangezogen werden, mittels chemischer Analyse den aktuellen Humusumsatzstatus von Gebirgswaldböden der Alpen zu erfassen. Darauf aufbauend könnten Standorte/Bestände bzw. Standorts-/ Bestandeseigenschaften identifiziert werden, die mit jeweils unterschiedlicher Humusumsatzdynamik assoziiert sind bzw. diese verursachen.

1.2 Chemische Kenngrößen für den Humuszustand

Folgende chemische Kenngrößen der organischen Bodensubstanz wurden im Rahmen des Arbeitspakets 1 *Humuschemie und Mikrobiologie des Systems Alpenhumus* untersucht:

- **C/N-Verhältnis**

Ermöglicht Aussagen über Humusumsatzgrad: Da bei der mikrobiellen Humusmineralisation in den i.d.R. N-limitierten Systemen der mineralisierte C vollständig als CO₂ gasförmig (bzw. als HCO₃⁻ mit dem Bodensickerwasser) den Boden verlässt, der mineralisierte N aber zum Teil durch Bodenmikroorganismen aufgenommen und so im Boden zurückgehalten wird, steigt mit zunehmendem Humusumsatzgrad der N-Gehalt der OBS; ihr C/N-Verhältnis sinkt.

- **Verhältnis der Isotopenanteile $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$**

Ermöglicht Aussagen über Humusumsatzgrad: Da bei der mikrobiellen Humusmineralisation (CO_2 -Respiration) ^{13}C relativ zu ^{12}C diskriminiert wird, steigen mit zunehmendem Humusumsatzgrad und fortgeschrittener Humusmineralisation der Anteil von ^{13}C sowie das $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnis ($\delta^{13}\text{C}$ -Wert) in der OBS.

- **Verhältnis der Isotopenanteile von $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$**

Ermöglicht Aussagen über den Mineralisationsgrad der OBS: Da bei der mikrobiellen Stickstoff-mineralisation ^{15}N relativ zu ^{14}N diskriminiert wird, steigt mit fortschreitendem Humusabbau und N-Mineralisation der Anteil von ^{15}N und das $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ -Verhältnis ($\delta^{15}\text{N}$ -Wert) in der OBS.

- **Verhältnis der Isotopenanteile $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$**

Ermöglicht Aussagen über (minimales) Alter der OBS: Die weitaus dominierende C-Quelle der OBS ist die Assimilation von CO_2 mittels Photosynthese von Pflanzen. Da ein kleiner Anteil des CO_2 in der Atmosphäre als $^{14}\text{CO}_2$ vorliegt, wird bei der Photosynthese immer ein definierter Anteil des C in Form radioaktiver ^{14}C -Atome aufgenommen, in die Pflanzenbiomasse eingebaut und schließlich über Streufall und Rhizodeposition in OBS überführt. Beim Tod der Pflanzen kommt der Einbau von radioaktivem ^{14}C in organische Substanz zum Erliegen. Durch sukzessiven Zerfall des ^{14}C sinkt mit dem Alter der OBS der ^{14}C -Gehalt exponentiell (Halbwertszeit 6400 Jahre) und somit auch das $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnis ($\delta^{14}\text{C}$ -Wert) in der OBS.

- **Anteile unterschiedlicher S-Bindungsformen**

Ermöglicht Aussage über Humusumsatzgrad: Mit zunehmendem Humusumsatzgrad nimmt der Anteil von Sulfoxid-S am Gesamt-S der OBS ab, die Anteile oxidierter S-Bindungsformen (Sulfon, Sulfonat, Sulfat) und dementsprechend der Mittlere Oxidationszustand der in die OBS eingebauten Schwefelatome (**MOS**; Prietzel et al., 2007) nehmen zu. Ermöglicht zudem Aussagen über den Anaerobiegrad des Humusabbaus (Prietzel et al. 2007): Bei gleichem Humusumsatzgrad (z.B. Oh-Horizont) reichern sich bei zunehmender Anaerobie reduzierte S-Bindungsformen an; ihr Anteil am Gesamt-S steigt.

- **Anteile verschiedenartiger funktioneller C-Gruppen**

Ermöglicht Aussagen über Humusumsatzgrad: Je höher das Alkyl-C/O-Alkyl-C-Verhältnis, umso stärker ist die OBS durch Bodenmikroorganismen verändert (Baldock et al. 1997). Umwandlung pflanzlicher Komponenten (Cellulose, Hemicellulose) zu mikrobiellen Lipiden und Veratmung von Polysacchariden führen mit zunehmendem OBS-Umsatzgrad zu einem erhöhten Alkyl-C/O-Alkyl-C-Verhältnis.

- **Zusammensetzung nicht-cellulosischer Polysaccharid-Monomere**

Ermöglicht Aussagen über Humusumsatzgrad (Anteil pflanzlicher und mikrobieller Polysaccharide) und Art der pflanzlichen Humusquellen (Nadelbäume, Laubbäume, Gräser; Spielvogel et al. 2007; Prietzel et al. 2013a). Die Anteile verschiedenartiger Polysaccharid-Monomere (z.B. Galactose, Mannose, Rhamnose, Fucose, Arabinose, Xylose) am Gesamt-Polysaccharid-Pool und das Verhältnis (Galactose + Mannose)/(Arabinose + Xylose) (**GM/AX-Verhältnis**) hängen vom Humusumsatzgrad (höhere Anteile an mikrobieller Galactose, Mannose, Rhamnose, Fucose) und von der dominierenden Humusquelle (höhere Arabinose-Anteile in Gräsern) ab. Innerhalb gewisser Grenzen lassen sich beide Effekte differentialdiagnostisch trennen und quantifizieren.

- **Zusammensetzung der hydrolysierbaren Aminos Zucker**

Ermöglicht Aussagen über die Rolle von Pilzen und Bakterien beim langfristigen Humusumsatz. Glucosamin (Glu) wird überwiegend von Pilzen gebildet, Galactosamin (Gal) und Muraminsäure (Mur) dagegen von Bakterien. Hohe Werte der Quotienten Glu/Mur oder Glu/Gal weisen daher auf eine (längerfristig wirksame) Dominanz von pilzlicher Biomasse hin, niedrige Werte auf eine Dominanz bakterieller Biomasse.

- **Zusammensetzung der Lignin-Phenol-Monomere**

Erlauben Aussage über Umsatzgrad der OBS (Ertel und Hedges 1985; Spielvogel et al. 2007) und dominierende Ligninquellen: Die Summenkonzentration an Vanillyl-, Syringyl- und Cumaryl-Monomeren (ΣVSC) bezogen auf die OBS und das Säure/Aldehyd-Verhältnis der Vanillyl-Monomere (Ac/Al_v) charakterisieren das Ausmaß des oxidativen Abbaus der Lignin-Phenole und damit den OBS-Umsatzgrad; das Syringyl/ Vanillyl-Verhältnis charakterisiert die maßgeblichen Ligninquellen (Gymnospermen produzieren im Gegensatz zu Angiospermen wenige oder keine Syringyl-Einheiten) und (bei identischen Quellen) den Umsatzgrad der OBS (Syringyl-Einheiten werden schneller als Vanillyl-Einheiten abgebaut).

Da die untersuchten Parameter sowohl eine Funktion des Umsatzzustands der OBS als auch der maßgeblichen C-Quellen sind (d.h. sich für verschiedenartige Streuquellen bereits beim Übertritt in die OBS mehr oder weniger stark unterscheiden können; vgl. z.B. Spielvogel et al. 2007; Prietzel et al., 2013a), muss bei vergleichenden Interpretation der untersuchten Kenngrößen für verschiedene Waldorte neben den Absolutwerten der Parameter in den untersuchten Oberbodenhorizonten unbedingt auch deren Tiefenverläufe sowie die entsprechenden Kenngrößen der OBS-Quellen (Laub- und Wurzelstreu; näherungsweise L-Lagen) in die Diskussion einbezogen werden.

Eine zusammenfassende Übersicht der untersuchten Parameter gibt Tabelle 1.

Tab. 1: Aussagekraft der untersuchten Parameter (OBS: Organische Bodensubstanz; Humus).

Parameter	Aussagekraft
C/N-Verhältnis	OBS-Umsatzgrad
$^{13}C/^{12}C$ -Verhältnis	OBS-Umsatzgrad
$^{15}N/^{14}N$ -Verhältnis	OBS-Mineralisationsgrad
$^{14}C/^{12}C$ -Verhältnis	Mindestalter der OBS
S-Bindungsformen; MOS	OBS-Umsatzgrad
C-Bindungsformen; Alkyl-C/O-Alkyl-C-Verhältnis	OBS-Umsatzgrad
Polysaccharid-Monomere; GM/AX-Verhältnis	OBS-Umsatzgrad
Aminozucker	Pilzlicher vs. bakterieller OBS-Umsatz
Lignin-Phenole; ΣVSC ; Ac/Al_v	OBS-Umsatzgrad

2 Material und Methoden

2.1 Auswahl der Untersuchungsstandorte

Die unterschiedlichen Fragestellungen des Arbeitspakets *Humuschemie und Mikrobiologie des Systems „Alpenhumus“* wurden an verschiedenen Waldorten in den Bayerischen Alpen untersucht. Hierbei wurde teilweise auf Informationen (z.B. Prietzel und Ammer 2008; Prietzel 2010; Prietzel et al. 2013a; Prietzel und Christophel 2014; Prietzel et al. 2016a) und archivierte Probenmaterial aus Vorgängerprojekten zurückgegriffen. Räumliche Schwerpunkte unserer Untersuchungen waren das *Lange Au-Tal* im Mangfallgebirge (LAN), der *Simetsberg* (SIM) sowie das Seinsbachtal („*Seinsberg*“; SEI) im Karwendelgebirge und die Reiteralpe („*Aschau*“; ASC) bei Berchtesgaden (Abb. 1). Eine Zuordnung der untersuchten Fragestellungen zu den jeweiligen Waldorten findet sich in Tabelle 1-2.

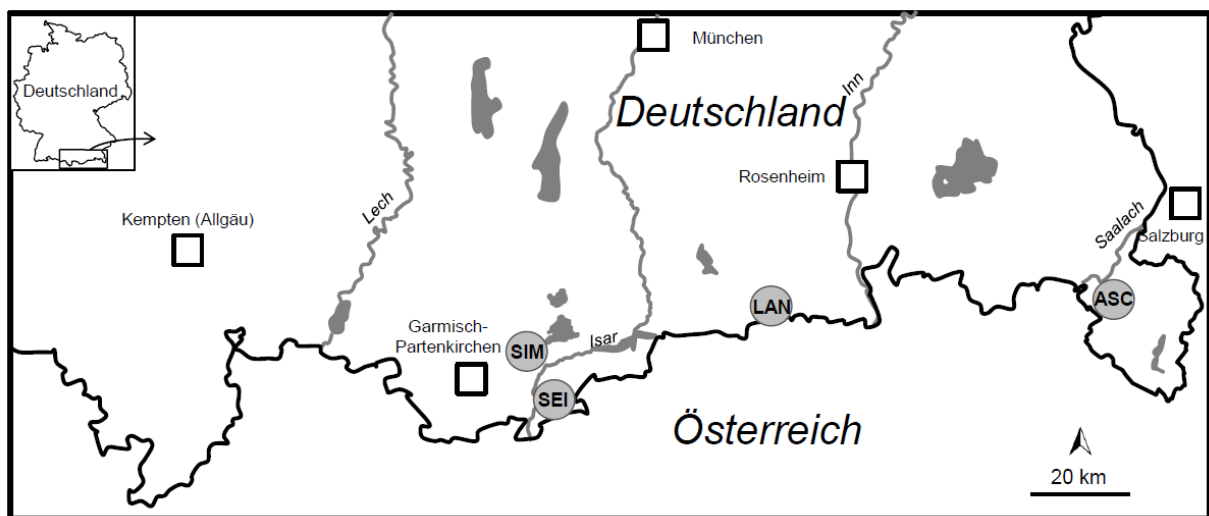


Abb. 1: Topographische Lage der Untersuchungsstandorte.

Tab. 2: Zuordnung der untersuchten Fragestellungen zu Waldorten.

Fragestellung	Waldorte
I. Humifizierungsgrad im Bodenprofil	Alle
II. Höhengradienten Tangelhumus	Lange Au, Simetsberg, Aschau
III. Expositionsvergleich (Tangelhumus- und Moderprofile)	Lange Au
IV. Vergleich Tangel/Moderprofile	Lange Au
V. Aktueller Humusabbau vs. Humusaufbau	Lange Au, Seinsberg

2.2 Beprobung der Untersuchungsstandorte

An allen Untersuchungsstandorten wurden ein oder mehrere Bodenprofile angelegt und nach Ansprache der Leithorizonte horizontweise bis zum anstehenden Fels oder mindestens bis 1 m Tiefe beprobt. Besonderes Augenmerk wurde auf eine genaue lagenweise Beprobung der Auflagehorizonte gelegt. In Profilen mit mächtigen Tangelhumusaufträgen erfolgten separate Beprobungen von oberen, mittleren und unteren Bereichen mächtiger Horizonte (z.B. Oh1, Oh2, Oh3).

2.3 Analyse der Bodenproben

- **Vorbereitung der Bodenproben zur Analyse**

Nach händischer Entfernung von Wurzel- und Sprossresten wurden die Proben bei 40°C im Trockenschrank bis zur Massenkonzanz getrocknet. Die getrockneten Proben wurden homogenisiert und gesiebt (Maschenweite 2 cm); anschließend wurde ein Aliquot in der Kugelmühle staubfein gemahlen.

- **Bestimmung der Gesamtgehalte an C, N und S**

Die Bestimmung der Gehalte an Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Schwefel (S) erfolgte am Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München an gesiebten, fein gemahlenen Proben mittels HekaTech-Analysator.

- **Bestimmung der Gehalte an organisch gebundenen Kohlenstoff**

Der Gehalt an organisch gebundenen Kohlenstoff in jeder Probe wurde mittels Subtraktion des jeweiligen Gehalts an carbonatisch gebundenem C vom Gesamt-C-Gehalt berechnet. Die Bestimmung der Gehalte an Carbonat-C erfolgte am Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München an gesiebten, fein gemahlenen Proben mittels einer Scheibler-Apparatur nach Prietzel und Christophel (2014). Als Eichstandard diente je nach Substrat des jeweiligen Bodens reiner Calcit bzw. Dolomit, um der unterschiedlichen Zersetzungskinetik beider Minerale in HCl-saurem Milieu Rechnung zu tragen.

- **Bestimmung unterschiedlicher Kohlenstoff-Isotope (^{12}C , ^{13}C , ^{14}C)**

Die Bestimmung der Abundanzen von ^{12}C und ^{13}C in der OBS der untersuchten Standorte und Profile erfolgte an gesiebten, fein gemahlenen Proben nach vollständiger Entfernung von Carbonaten durch Begasung mit HCl am Lehrstuhl für Grünlandlehre der TU München mittels einem Carlo-Erba Elemental Analyzer (Carlo Erba NA 1110), gekoppelt mit einem Isotopenverhältnis-Massenspektrometer (Delta plus, Thermo-Finnigan). Außerdem wurde an ausgewählten Proben zusätzlich der Gehalt an radioaktivem ^{14}C mittels accelerator mass spectrometry (AMS; Beta Analytic Radiocarbon Laboratory, Miami, Florida, USA) bestimmt. Dies erfolgte an gesiebten, fein gemahlenen Proben nach vollständiger Entfernung von etwaigen Carbonaten durch Begasung mit HCl.

- **^{13}C CPMAS NMR-Spektroskopie**

Die Anteile verschiedenartiger C-Bindungsformen (funktionelle C-Gruppen: Aryl-C, Carboxyl/Carbonyl-C, O/N-Alkyl-C, Alkyl-C) in der OBS der untersuchten Profile wurden mittels ^{13}C CPMAS NMR-Spektroskopie an gesiebten, fein gemahlenen Proben quantifiziert. Diese Methode ist für die Untersuchung von Auflage- und Ah-Horizonten sehr akkurat und präzise (Prietzel et al. 2018).

- **C-NEXAFS-Spektroskopie**

Auch synchrotronbasierte C K-Kanten-NEXAFS-Spektroskopie eignet sich prinzipiell zur Quantifizierung der Anteile verschiedenartiger C-Bindungsformen (funktionelle C-Gruppen) in der OBS. Dies erfolgte im Rahmen unserer Studie an ausgewählten gesiebten, fein gemahlenen Proben an der Beamline U7B des NSLS-Speicherrings (Brookhaven National Laboratory, USA). Allerdings ist die C-NEXAFS-Spektroskopie in den untersuchten humusreichen Auflage- und Oberbodenhorizonten weniger akkurat und v.a. unpräziser als die ^{13}C CPMAS NMR-Spektroskopie (Prietzel et al. 2018).

- **N-NEXAFS-Spektroskopie**

Mittels synchrotronbasierter N K-Kanten-NEXAFS-Spektroskopie quantifizierten wir die Anteile verschiedenartiger N-Bindungsformen (z.B. N in aromatischen 5- und 6-Ring-Bindungen, Protein-N) in der OBS. Dies erfolgte an ausgewählten gesiebten, fein gemahlenen Proben an der Beamline U7B des NSLS-Speicherrings (Brookhaven National Laboratory, USA). Anders als bei den C-Bindungsformen eignet sich ^{15}N CPMAS NMR-Spektroskopie aufgrund der niedrigen ^{15}N -Abundanzen in nicht experimentell mit ^{15}N markierten Böden nicht zu einer Quantifizierung verschiedenartiger N-Bindungsformen.

- **S-XANES-Spektroskopie**

Synchrotronbasierte S K-Kanten-XANES-Spektroskopie ist eine leistungsstarke, nichtinvasive Methode zur Quantifizierung der Anteile verschiedenartiger S-Bindungsformen in der OBS mit unterschiedlichem Oxidationszustand des S-Atoms; Prietzel et al. 2003; 2007; 2011). Dies erfolgte an gemahlenen Proben an der Beamline BL8 des Speicherrings SLRI (Nakhon Ratchasima, Thailand).

- **Bestimmung nicht-cellulosischer Polysaccharid-Monomere**

Die Bestimmung der Anteile verschiedenartiger nicht-cellulosischer Polysaccharid-Monomere in der OBS der untersuchten Standorte und Profile erfolgte am Lehrstuhl für Bodenkunde der TUM an gesiebten, fein gemahlenen Proben mittels hydrolytischem Aufschluss (TFA), Derivatisierung der Monomere und anschließender gaschromatischer Analyse nach Spielvogel et al. (2007) und Prietzel et al. (2013).

- **Bestimmung verschiedenartiger Aminosucker-Monomere**

Die Bestimmung der Anteile verschiedenartiger Aminosucker-Monomere in der OBS der untersuchten Standorte und Profile erfolgte am Lehrstuhl für Bodenkunde der TUM an gesiebten, fein gemahlenen Proben mittels hydrolytischem Aufschluss, Derivatisierung und anschließender gaschromatographischer Analyse nach Glaser et al. (2004) und Liang et al. (2007).

- **Bestimmung verschiedenartiger Lignin-Monomere**

Die Bestimmung der Anteile verschiedenartiger Lignin-Monomere in der OBS der untersuchten Standorte und Profile erfolgte am Lehrstuhl für Bodenkunde der TUM an gesiebten, fein gemahlenen Proben mittels hydrolytischem Aufschluss (CuO-NaOH), Derivatisierung der Monomere und anschließender gaschromatographischer Analyse nach Spielvogel et al. (2007).

2.4 Mikrobiologische Untersuchungen

An ausgewählten feldfrisch gesiebten Proben der Standorte *Lange Au* und *Seinsberg* wurden im Rahmen einer Masterarbeit (Müller 2018) in Kooperation mit dem Fachgebiet Bodenbiologie der Universität Hohenheim (Prof. Kandeler) detaillierte bodenmikrobiologische Untersuchungen durchgeführt. Diese umfassten die Bestimmung folgender Parameter: Basalatmung; substratinduzierte Atmung (SIR); mikrobiell gebundener C, N und P (Chloroform-Fumigation-Extraktion; CFE); mikrobielle Phospholipidfettsäuren (PLFA), Neutrallipidfettsäuren (NLFA), potentielle Aktivitäten der Enzyme Saure P-Monoesterase, P-Diesterase, β -Glucosidase, Leucin-Aminopeptidase, Phenoloxidase.

2.5 Untersuchungen zur Luft-, Oberflächen- und Bodentemperatur

Über ein Jahr hinweg wurde an den Waldorten *Lange Au* und *Seinsberg* (Expositionsvergleich, Bestände mit unterschiedlichem Degradations- bzw. Regradationszustand; Messzeitraum Mai 2017-April 2018) sowie an den Höhengradienten *Lange Au*, *Simetsberg* und *Aschau* (Messzeitraum Mai 2018-April 2019) mittels TinyTag-Dataloggern im Stundentakt die Temperatur und relative Feuchte der Luft in 1 m Höhe über der Bodenoberfläche sowie die Lufttemperaturen an der Bodenoberfläche und im Oberboden in 5 cm Tiefe gemessen. Zur Messung der Lufttemperatur in 1 m Höhe wurde ein Logger in einem weißen, lamellierten Wetterschutzhäuschen installiert. Die Messungen der Bodenoberflächen- und Oberbodentemperaturen erfolgten in dreifacher Wiederholung pro Bestand (Abstand zwischen den Loggern je nach Standort ca. 2-5 m) an oberflächlich ausgebrachten bzw. eingegrabenen Loggern.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Humifizierungsgrad im Bodenprofil

Fragestellung I: Wie verändert sich die chemische Zusammensetzung der OBS in Gebirgswaldböden der Bayerischen Alpen mit zunehmendem Um- und Abbaugrad der OBS mit der Bodentiefe?

Die Veränderung wichtiger chemischer Eigenschaften der OBS an den Untersuchungsstandorten mit zunehmender Bodentiefe und fortgeschrittenen Humusumbau ist in Abb. 2 dargestellt. Mit der Bodentiefe und ansteigendem Humifizierungsgrad der OBS sinkt das **C/N-Verhältnis** von durchschnittlich 32 in der L-Lage auf 18 in Ah-Horizonten (Abb. 2a), weil organisch gebundener C im Verlaufe des mikrobiellen Humusumsatzes zum Teil mineralisiert, d.h. als CO₂ in die Atmosphäre abgegeben wird; organisch gebundener N verbleibt hingegen auch nach mikrobiellem Umsatz und teilweiser Überführung in mikrobielle Bio- und Nekromasse i.d.R. weitestgehend im System gespeichert. Parallel dazu steigen die **δ¹³C-Werte** (Abb. 2b) von -29 (sehr ähnlich dem δ¹³C-Verhältnis von Koniferen- und Buchenstreu; Abb. 3) in L-Lagen auf -25,5 im Ah-Horizont systematisch, da ¹²C relativ zu ¹³C bevorzugt zu CO₂ mineralisiert wird; die verbleibende OBS reichert sich daher mit ¹³C an.

Auch die **δ¹⁵N-Werte** (Abb. 2c) steigen mit zunehmender Bodentiefe und ansteigendem Humusumsatzgrad systematisch von -5 (ähnlich Koniferen- und Buchenstreu; Abb. 3) in L-Lagen auf +2 im Ah-Horizont. Ähnlich wie für ¹²C und ¹³C beschrieben, wird der leichtere ¹⁴N relativ zu ¹⁵N bevorzugt mikrobiell mineralisiert und bei unvollständig geschlossenem N-Kreislauf (dies ist in den untersuchten Waldökosystemen der Fall; vgl. Abschnitt 2 dieses Berichts) bevorzugt mit dem Sickerwasser als Nitrat aus dem Boden ausgetragen; die verbleibende OBS reichert sich dementsprechend mit ¹⁵N an.

Die **¹⁴C-Analysen** (Abb. 2d) ergaben erwartungsgemäß für alle untersuchten Of-Horizonte und die Oh-Horizonte der Moderauflagen ausnahmslos OBS-Alter im „modernen“ Bereich (nach Beendigung oberirdischer Kernwaffentests), d.h. <50 Jahre. Gleiches gilt für die Oh-Horizonte der Moderauflagen. In den untersuchten Tangelhumusauflagen stieg das OBS-Alter erwartungsgemäß mit zunehmender Tiefe. In den Oh1-Horizonten war das OBS-Alter durchschnittlich 81 Jahre (Spannweite modern – maximal 343 Jahre). In den Oh2-Horizonten war das OBS-Alter durchschnittlich 220 Jahre (Spannweite modern – maximal 749 Jahre), und in den untersuchten Oh3- bzw. Ovh-Horizonten war die OBS durchschnittlich 600 Jahre alt (Spannweite 110 bis maximal 1540 Jahre). Mächtige Tangelhumusauflagen wiesen somit in keinem Fall moderne ¹⁴C-Signaturen im untersten Horizont auf, die durch Masseneinput von Holz oder als Resultat von Ameisenaktivität (Prietz et al. 2013a) erklärt werden könnten.

Mit ansteigendem Umsatzgrad der OBS in der Humusaufgabe und im oberen Mineralboden sinkt bei den **C-Bindungsformen** der Anteil an O/N-alkyl-Gruppen (besonders stark vertreten in pflanzlichen Humuskomponenten; z.B. Cellulose, Polyosen, Methoxylgruppen von Lignin) ab; die Anteile an Alkyl-C-Gruppen (besonders stark vertreten in mikrobieller Nekromasse) und Carboxyl-C-Gruppen (vermutlich stabilisiert durch Komplexierung mit Ca²⁺; Prietz et al. 2020) nehmen hingegen zu (Abb. 2e). Dementsprechend steigt das Alkyl-C/O-Alkyl-C-Verhältnis, welches nach Baldock et al. (1997) ein Maß für den OBS-Umsatzgrad ist, mit der Bodentiefe systematisch an (Abb. 2f).

Der Gesamtanteil **nichtcellulosischer Polysaccharide** an der OBS nimmt mit der Bodentiefe und steigendem Umsatzgrad der OBS in der Auflage und im oberen Mineralboden systematisch ab (Abb. 2g); gleichzeitig steigt das Verhältnis von Polysaccharidmonomeren mikrobiellen Ursprungs (Galactose, Mannose) zu

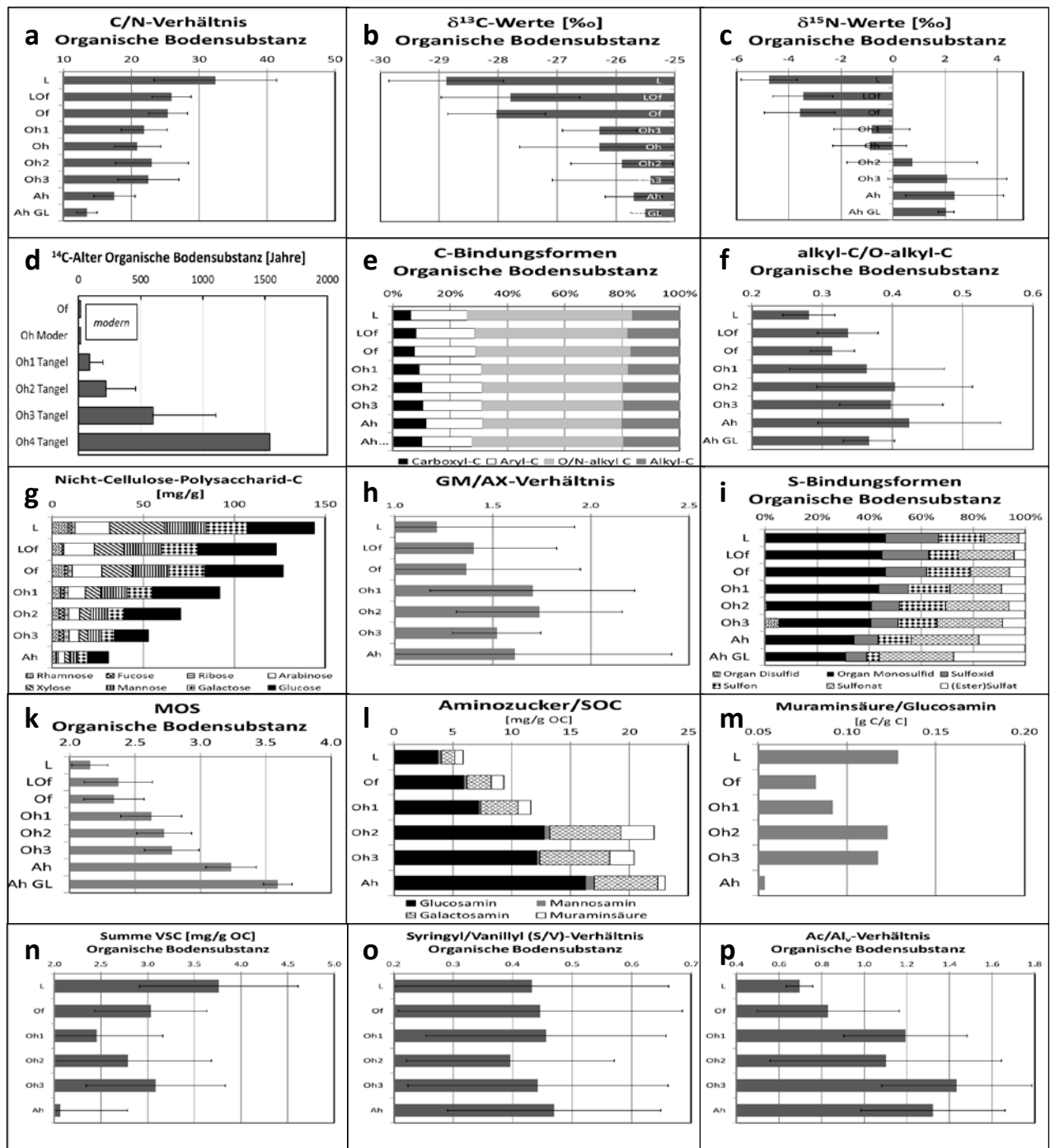


Abb. 2: Veränderung wichtiger chemischer Eigenschaften der organischen Bodensubstanz mit zunehmender Bodentiefe und Humusumsatzgrad in Profilen der Untersuchungsstandorte in den Bayerischen Alpen. Dargestellt sind horizontale arithmetische Mittelwerte und Standardabweichungen der Kenngrößen. MOS: Mittlerer Oxidationszustand der S-Atome. Summe VSC: Summenkonzentration an Vanillyl-, Syringyl- und Cumaryl-Monomeren bezogen auf die OBS; Ac/Al_a: Säure/Aldehyd-Verhältnis der Vanillyl-Monomere.

jenen pflanzlicher Herkunft (Arabinose, Xylose) (GM/AX-Verhältnis; Abb. 2h) an. Diese Trends verdeutlichen die relativ leichte mikrobielle Abbaubarkeit von Polysacchariden in der OBS einerseits sowie die Neosynthese mikrobiell gebildeter Polysaccharide andererseits.

Mit dem mit der Bodentiefe ansteigendem Umsatzgrad der OBS sinken die Anteile reduzierter (organische Sulfide) und intermediärer (Sulfoxide) organischer **S-Bindungsformen**; die Anteile oxidierter S-Bindungsformen (Sulfone, Sulfonate, Estersulfate) steigen (Abb. 2i). Somit steigt mit zunehmender Bodentiefe auch

der mittlere **Oxidationszustand des Schwefels (MOS; Abb. 2k)**. Auffällig ist das ausschließliche Vorkommen von stark reduziertem organischem Schwefel (organische Disulfide) in den unteren Horizonten mächtiger Tangelauflagen; dies war aber kein spezielles Phänomen von Schatthängen und/oder Hochlagen (vgl. Abschnitte 3.2 und 3.3). Im Vergleich zu Ah-Horizonten unter Wald sind Ah-Horizonte unter Almflächen noch stärker an reduzierten S-Bindungsformen verarmt und an oxidierten S-Bindungsformen (v.a. Estersulfat) angereichert.

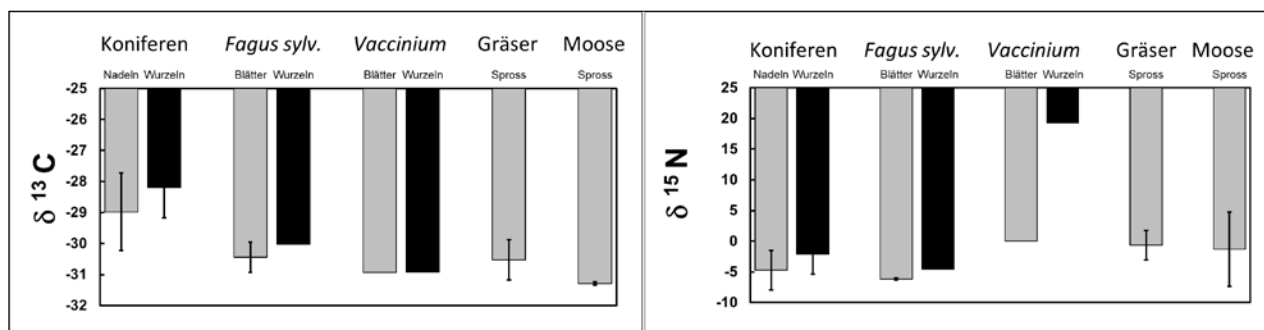


Abb. 3: $\delta^{13}\text{C}$ - und $\delta^{15}\text{N}$ -Signaturen verschiedenartiger Komponenten ausgewählter Pflanzen in Gebirgswaldstandorten der Bayerischen Alpen (J. Prietzel, unveröffentlicht).

Tab. 3: Anteile verschiedenartiger N-Bindungsformen am Gesamt-Stickstoff in Horizonten der Humusaufgabe und des oberen Mineralbodens an den Standorten *Lange Au* und *Seinsberg*.

	Aminozucker	Aminosäuren+ NH_4	Heterozyklisch gebundener N (6-Ringe)	Heterozyklisch gebundener N (5-Ringe)
Lof	75-90 %	3-8 %	0-11 %	3-7 %
Oh	60-90 %	6-11 %	0-23 %	0-12 %
Ah	50-60 %	8-13 %	18-31 %	3-12 %

Die an den Standorten *Lange Au* und *Seinsberg* mittels N-XANES untersuchten Anteile verschiedenartiger **N-Bindungsformen** am gesamten in der OBS gebundenem Stickstoff (Tab. 3) zeigen mit der Bodentiefe und ansteigendem Humifizierungsgrad der OBS eine Abnahme des Anteils an in Aminozuckern gebundenem N, eine leichte Zunahme der Anteile von in Aminosäuren bzw. als NH_4^+ gebundenem N und eine starke Zunahme von heterozyklisch in 6-Ringen gebundenem N. Offenbar ist in den untersuchten Böden der Großteil des Stickstoffs in mikrobieller Nekromasse (Aminozucker) und mit zunehmender Bodentiefe und Humusumsatzgrad v.a. auch in Form heterozyklischer 6-Ringe gebunden. Im Gegensatz zu den Amino-zuckeranteilen am Gesamt-N steigt der **Aminozuckeranteil** (Kenngröße für über längere Zeiträume gebildete mikrobielle Nekromasse) am Gesamt-C (Abb. 2l) sowie das **Muraminsäure-Glucosamin-Verhältnis** (Abb. 2m), welches die Anteile bakterieller und pilzlicher Nekromasse (bakterielle Nekromasse: Mur/Glu=1; pilzliche Nekromasse Mur/Glu=0) repräsentiert, mit zunehmender Bodentiefe und OBS-Umsatzgrad.

Die Summe an Vanillyl-, Syringyl- und Cumaryl-**Ligninkomponenten** (Abb. 2n) sinkt in Übereinstimmung mit den Ergebnissen früherer Studien (z.B. Spielvogel et al. 2007) mit steigendem Humusumsatzgrad vom L- über den Of- zum Oh-Horizont. In tieferen Horizonten mächtiger Tangelhumusaufgaben (Oh2, Oh3) ist jedoch ein systematischer Anstieg auf relativ zu den Oh-Horizonten von Moderaufgaben (Abb. 4) deutlich erhöhte Werte zu verzeichnen, der auf zunehmend gehemmten Ligninabbau in diesen Horizonten hindeutet. Die **Syringyl/Vanillyl-Verhältnisse** (Abb. 2o) zeigen keinen Trend mit zunehmender Bodentiefe; die **Säure/Aldehyd-Verhältnisse** der Lignin-Vanillyl-komponenten (Abb. 1p) steigen in Übereinstimmung mit früheren Studien (Spielvogel et al. 2007) mit zunehmender Bodentiefe und Humusumsatzgrad systematisch an.

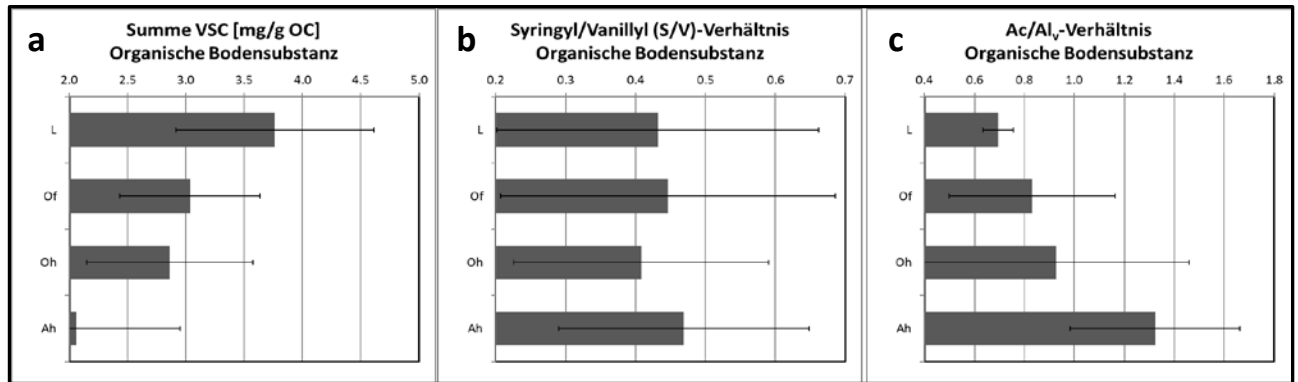


Abb. 4: (a) Summe an Vanillyl-, Syringyl- und Cumaryl-Ligninkomponenten, (b) Syringyl/Vanillyl-Verhältnis, (c) Säure/Aldehyd-Verhältnis der Vanillylkomponenten an Mull- und Moderstandorten.

Tab. 4: Zusammenfassende Darstellung der untersuchten chemischen Kenngrößen zum Nachweis des Humusumsatzgrades in Bodenprofilen der Bayerischen Alpen.

Parameter	Änderung mit Tiefe	Schärfe (Präzision) der Änderung	Analytischer Aufwand/Kosten	Geräteverfügbarkeit
C/N	Abnahme	hoch	niedrig/niedrig	sehr hoch
$\delta^{13}\text{C}$	Anstieg	niedrig	niedrig/niedrig	hoch
$\delta^{15}\text{N}$	Anstieg	niedrig	niedrig/niedrig	hoch
^{14}C -Alter	Anstieg	hoch	sehr hoch/sehr hoch	sehr niedrig
Alkyl-C/O-Alkyl-C	Anstieg	niedrig	niedrig/hoch	sehr niedrig
GM/AX	Anstieg	niedrig	sehr hoch/hoch	niedrig
MOS	Abnahme	hoch	niedrig/hoch	sehr niedrig
Aminozucker/SOC	Anstieg	niedrig	sehr hoch/hoch	niedrig
Muraminsre/Glucosamin	(Anstieg)	niedrig	sehr hoch/hoch	niedrig
Summe VSC Lignin	--	niedrig	sehr hoch/hoch	niedrig
S/V Lignin	--	niedrig	sehr hoch/hoch	niedrig
Ac/Al _v Lignin	Anstieg	niedrig	sehr hoch/hoch	niedrig

Zusammenfassende Beantwortung der Fragestellung I (Tab. 4):

Viele der untersuchten chemischen Kenngrößen der OBS verändern sich mit der Bodentiefe und Umsatzgrad systematisch und lassen sich daher zur Charakterisierung des OBS-Umsatzgrades innerhalb eines Bodenprofils verwenden. Allerdings ist die Schärfe der Veränderungen oftmals relativ gering; d.h. bei Vergleichen von Proben aus Bodenprofilen mit unterschiedlichen Standortsbedingungen (Klima, Exposition, Humusform; etc.) bzw. unterschiedlicher aktueller bzw. historischer Vegetation ist Vorsicht geboten (vgl. folgende Abschnitte des vorliegenden Berichts sowie Golchin et al. 1997; Spielvogel et al. 2007; Prietzel et al. 2013a). Problematisch sind auch der z.T. erhebliche analytische Aufwand und Kosten bzw. die geringe Verfügbarkeit der erforderlichen Instrumente (z.B. NMR-Spektrometer; Synchrotron). Eine besonders hohe Aussagekraft besitzen das **C/N-Verhältnis** (niedriger analytischer Aufwand, niedrige Kosten; hohe Geräteverfügbarkeit) sowie der **Mittlere Oxidationszustand der Schwefel-Atome (MOS)** in der OBS (niedriger analytischer Aufwand, aber hohe Kosten und sehr niedrige Geräteverfügbarkeit [geeignete Synchrotrone]).

3.2 Höhengradienten Tangelhumus (Lange Au, Simetsberg, Aschau)

Fragestellung II: Wie wirken sich eine unterschiedliche Höhenlage und damit verbundene standorts-klimatische Unterschiede auf die chemische Zusammensetzung der OBS in Gebirgswaldböden der Bayerischen Alpen aus?

3.2.1 Klimatische Kenngrößen

Der saisonale Verlauf der Lufttemperaturen in 1 m Höhe und an der Bodenoberfläche sowie der Bodentemperaturen in 5 cm Bodentiefe an den Untersuchungsstandorten der Tangelhumus-Höhengradienten *Lange Au* (Nord-exponiert; Höhenstufen 1000 m, 1200 m, 1400 m), *Simetsberg* (Ost-exponiert; Höhenstufen 900 m, 1200 m, 1400 m) und *Aschau* (Nordwest-exponiert; Höhenstufen 900 m, 1200 m, 1400 m) im Zeitraum Mai 2018 bis April 2019 ist in Abb. 5, 1-6 und 1-7 wiedergegeben; in Tab. 5 sind summarisch die Jahresmittelwerte bzw. Mittelwerte für das Sommerhalbjahr (Mai-Oktober 2018) und das Winterhalbjahr (November 2018-April 2019) dargestellt.

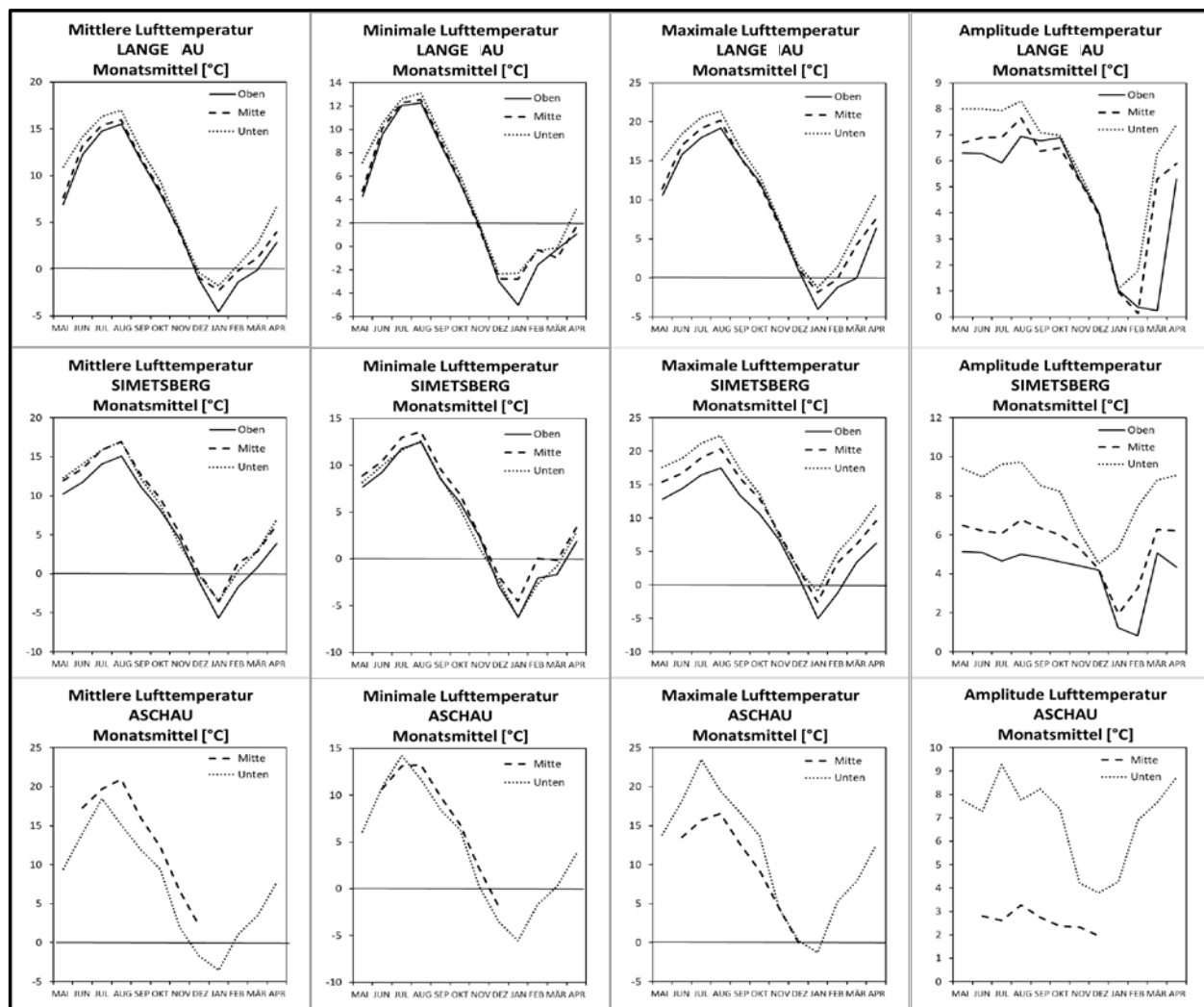


Abb. 5: Verlauf der Lufttemperaturen in 1 m Höhe an den Untersuchungsstandorten der Höhengradienten *Lange Au*, *Simetsberg* und *Aschau* im Messjahr Mai 2018-April 2019. Am Standort *Aschau* wurden die Wetterschutzhäuschen mit den Temperatursensoren durch Willeinfluss umgeworfen; die Messdaten wurden dadurch teilweise (Mitte) bzw. vollständig (oben) unbrauchbar.

Tab. 5: Jahresmittelwerte bzw. Mittelwerte für das Sommerhalbjahr (SHJ; Mai-Oktober 2018) und das Winterhalbjahr (WHJ; November 2018-April 2019) der minimalen, maximalen und mittleren Temperaturen (Monatsmittelwerte) der Luft in 1 m Höhe und an der Bodenoberfläche sowie der Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe unterhalb der Bodenoberfläche an den Untersuchungsstandorten der Tangelhumus-Höhengradienten *Lange Au*, *Simetsberg* und *Aschau* im Untersuchungszeitraum Mai 2018-April 2019

		Minimal temp.	Maximal temp.	Mittlere Temp.	Temp. Amplitude	Minimal temp.	Maximal temp.	Mittlere Temp.	Temp. Amplitude	Minimal temp.	Maximal temp.	Mittlere Temp.	Temp. Amplitude
		Luft in 1 m Höhe [°C]				Bodenoberfläche [°C]				Oberboden 5 cm Tiefe [°C]			
LANGE AU													
Oben	Jahr	3.79	8.40	5.74	4.62	4.75	10.20	6.36	5.45	5.68	6.58	6.05	0.90
Mitte	Jahr	4.22	9.43	6.51	5.21	4.84	9.04	6.54	4.20	5.85	6.64	6.20	0.79
Unten	Jahr	4.92	10.95	7.70	6.03	5.77	9.81	7.55	4.04	6.73	8.31	7.47	1.58
Oben	SHJ	8.74	15.26	11.52	6.52	8.61	17.95	11.30	9.34	8.80	10.31	9.42	1.52
Mitte	SHJ	9.05	15.88	12.08	6.83	9.07	16.00	11.85	6.93	9.87	11.13	10.42	1.26
Unten	SHJ	9.84	17.55	13.40	7.71	10.44	16.52	13.11	6.08	11.40	13.83	12.54	2.43
Oben	WHJ	-1.17	1.55	-0.04	2.72	0.89	2.45	1.42	1.56	2.56	2.84	2.69	0.27
Mitte	WHJ	-0.60	2.98	0.94	3.58	0.61	2.08	1.23	1.47	1.83	2.15	1.98	0.32
Unten	WHJ	0.00	4.35	2.00	4.34	1.11	3.11	1.99	2.00	2.05	2.79	2.41	0.73
SIMETSBERG													
Oben	Jahr	3.93	8.05	5.94	4.11	4.49	9.23	6.14	4.74	5.00	6.24	5.59	1.24
Mitte	Jahr	5.13	10.57	7.72	5.43	5.64	13.53	8.02	7.89	6.85	8.61	7.64	1.76
Unten	Jahr	4.04	12.02	7.54	7.98	6.45	9.45	7.67	3.00	7.73	8.12	7.82	0.39
Oben	SHJ	9.30	14.19	11.74	4.89	8.86	17.01	11.59	8.14	9.16	11.20	10.12	2.04
Mitte	SHJ	10.38	16.70	13.42	6.32	10.16	22.05	13.65	11.89	11.10	13.76	12.27	2.67
Unten	SHJ	9.39	18.46	13.38	9.07	9.57	13.36	11.22	3.79	12.22	12.77	12.33	0.55
Oben	WHJ	-1.43	1.91	0.14	3.34	0.12	1.45	0.68	1.33	0.85	1.28	1.06	0.43
Mitte	WHJ	-0.11	4.44	2.03	4.54	1.13	5.02	2.39	3.89	2.61	3.46	3.00	0.85
Unten	WHJ	-1.32	5.57	1.69	6.89	3.33	5.55	4.11	2.22	3.25	3.46	3.30	0.22
ASCHAU													
Oben	Jahr					3.68	9.70	5.61	6.01	5.10	6.38	5.65	1.28
Mitte	Jahr									5.46	7.52	6.19	2.06
Unten	Jahr	4.26	11.20	7.28	6.94	5.46	10.23	7.30	4.76	7.04	7.91	7.42	0.86
Oben	SHJ					7.00	18.16	10.54	11.16	8.96	11.23	9.92	2.27
Mitte	SHJ									9.52	13.25	10.81	3.73
Unten	SHJ	9.60	17.55	13.05	7.94	9.70	16.42	12.36	6.72	10.67	11.78	11.16	1.11
Oben	WHJ					0.37	1.23	0.69	0.86	1.24	1.53	1.39	0.30
Mitte	WHJ									1.40	1.79	1.57	0.39
Unten	WHJ	-1.08	4.85	1.50	5.93	1.23	4.03	2.25	2.80	3.42	4.04	3.67	0.62

Die **Lufttemperaturen in 1 m Höhe** weisen für die Standorte *Lange Au* und *Simetsberg* (für *Aschau* war wegen mangelnder Datenverfügbarkeit keine Analyse möglich) bei gleicher Saisonalität (Abb. 5) verschiedenartige Höhenprofile auf. Am Standort *Lange Au* wurde der klassischerweise in den nördlichen Kalkalpen zu beobachtende Temperaturgradient von $-0.5 \text{ K}/100 \text{ m}$ Höhengewinn (Fliri 1975; Ewald et al. 2000) für die mittlere Lufttemperatur sowohl für das gesamte Messjahr als auch für das Winter- und das Sommerhalbjahr exakt bestätigt (Tab. 5). Am *Simetsberg* ist das Lokalklima im Messzeitraum am mittleren Tangelhumusprofil (1200 m ü. NN) im Vergleich zu den oberen und den unteren Profilen ausgeprägt warm (Temperaturgradient Mitte→Oben: $-0.59 \text{ K}/100 \text{ m}$); am unteren Tangelhumusprofil hingegen relativ kühl (Temperaturgradient Unten→Oben: $-0.27 \text{ K}/100 \text{ m}$). Dies beruht auf der Tatsache, dass sich das untere Tangelhumusprofil am *Simetsberg* im Gegensatz zu den mittleren und oberen Profilen in einer zur Kaltluftakkumulation neigenden Mulde befindet, das mittlere Profil hingegen in einem verlichteten und besonnten Bergmischwald auf einer ost-exponierten Rippe.

Die mittleren sowie die minimalen **Lufttemperaturen an der Bodenoberfläche** der Tangelhumusprofile am Standort *Lange Au* (Abb. 6; Tab. 5) folgen hinsichtlich ihres Höhengradienten im Wesentlichen den Lufttemperaturen in 1 m Höhe. Die Maximaltemperaturen sind allerdings am obersten Profil aufgrund der dort geringen Bedeckung mit Bodenvegetation und der geringen Albedo des dunklen Humuskörpers v.a. im

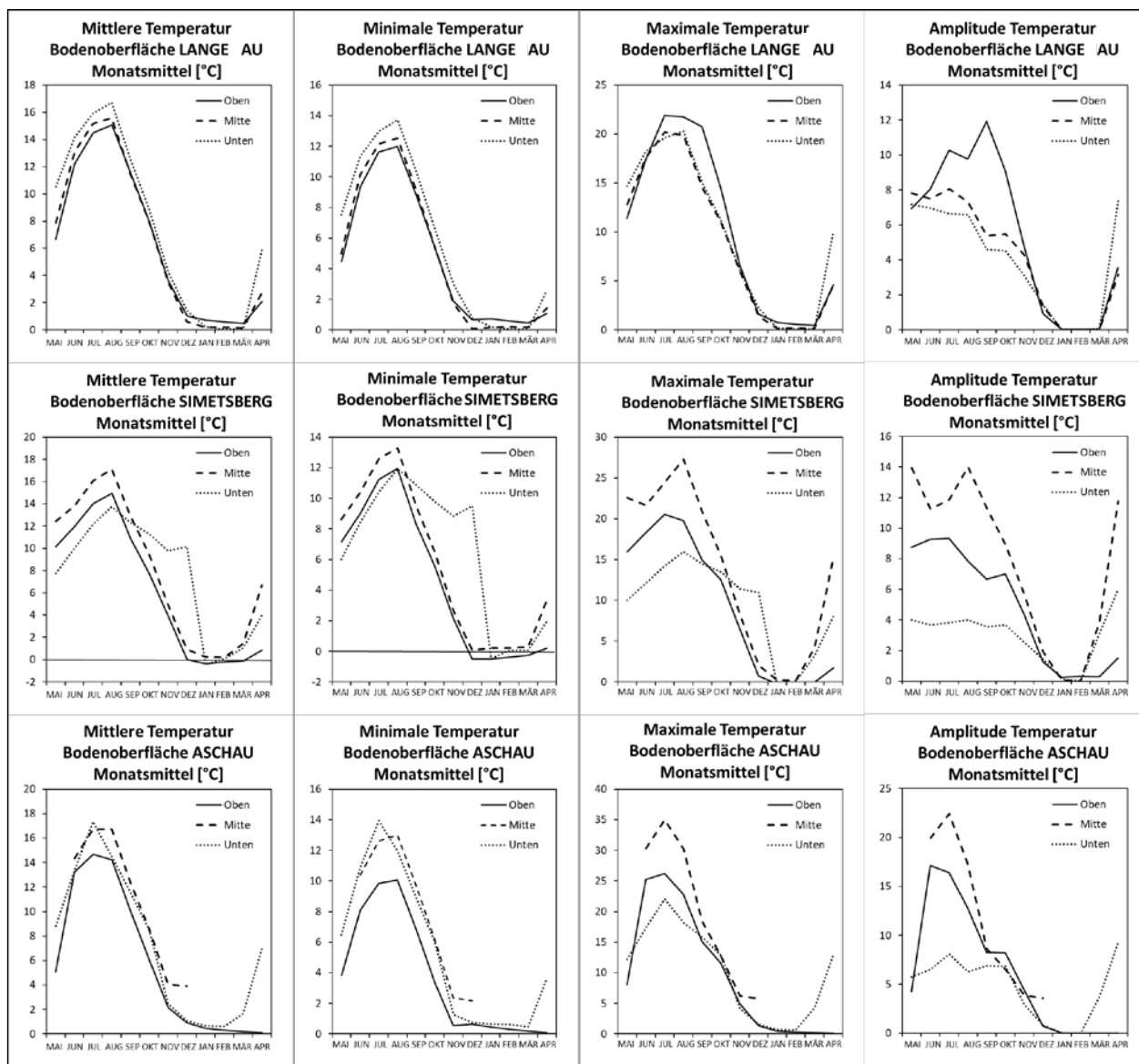


Abb. 6: Verlauf der Lufttemperaturen unmittelbar an der Bodenoberfläche an den Untersuchungsstandorten der Höhengradienten Lange Au, Simetsberg und Aschau im Messjahr Mai 2018-April 2019.

Sommerhalbjahr am höchsten. Gleiches gilt wegen der vergleichsweise lockeren Bestockung mit *Pinus mugo*-Krummholz und vereinzelter Fichten für das obere Tangelhumusprofil am Standort Aschau. Am Simetsberg ist die Lufttemperatur an der Bodenoberfläche des untersten Tangelhumusprofils expositionsbedingt v.a. im Sommerhalbjahr außergewöhnlich niedrig und am mittleren Tangelhumusprofil hingegen außergewöhnlich hoch.

Die **Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe** (Abb. 7; Tab. 5) folgen an allen drei Untersuchungsstandorten dem regionalen Temperaturgradienten und nehmen mit der Höhe systematisch ab. Sie liegen im Jahresmittel für alle untersuchten Profile sehr nahe an den Lufttemperaturen in 1 m Höhe; im Winterhalbjahr allerdings aufgrund verminderter Abstrahlung infolge der Isolationswirkung der auflagernden Schneedecke deutlich darüber, im Sommerhalbjahr durch evaporationsbedingte Kühlung deutlich darunter (Tab. 5).

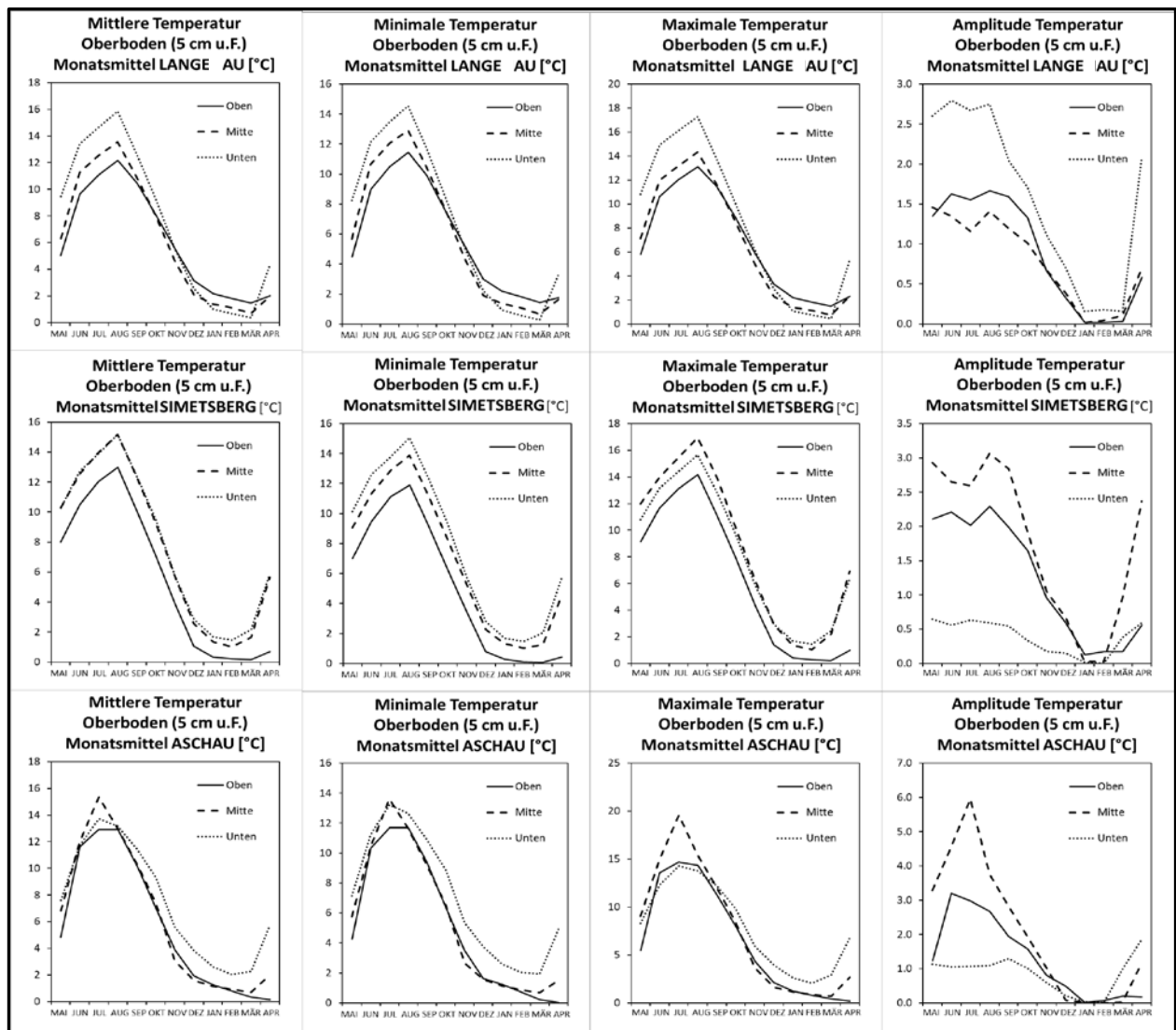


Abb. 7: Verlauf der Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe an den Untersuchungsstandorten der Höhengradienten *Lange Au*, *Simetsberg* und *Aschau* im Messjahr Mai 2018-April 2019.

3.2.2 Bodenchemische Kenngrößen

An keinem der drei Untersuchungsstandorte wies die absolute Höhe des C/N-Verhältnisses in morphologisch definierten Auflagehumushorizonten oder die Höhe der Veränderung (Differenz) des C/N-Verhältnisses von Auflagehumushorizonten mit morphologisch gering umgesetzter OBS (L- bzw. Of-Lagen) zu jenen mit stärker umgesetzter OBS (Oh-Lagen) eine systematische Abhängigkeit von der Höhenlage auf (Abb. 8). Die $\delta^{13}\text{C}$ -Signaturen der L-Lage sind in allen Höhengradienten mit zunehmender Meereshöhe weniger negativ, was vermutlich den in höheren Lagen größeren Koniferenanteil an der Vegetation und am Streueintrag widerspiegelt (Abb. 2). Dieser Effekt verschwindet jedoch mit zunehmendem Umsatzgrad des Auflagehumus; in den Oh-Horizonten sind die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in allen Höhenstufen gleich oder in tieferen Lagen sogar oftmals positiver. In höheren Lagen steigen somit die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte mit zunehmendem morphologischem Humusumsatzzustand weniger stark an als in den Tieflagen. Das könnte auf eine in höheren Lagen verlangsamte Humusumsatzdynamik hinweisen. Im Gegensatz zu den $\delta^{13}\text{C}$ -Werten zeigen die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der L-Lage keine Abhängigkeit von der Meereshöhe. An den Waldorten *Lange Au* und *Simetsberg* ist für die Hochlagenprofile eine schwache Tendenz eines geringeren Anstiegs der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte mit ansteigendem Humifizierungsgrad erkennbar. Dieser Befund weist ebenfalls auf eine verlangsamte Humusumsatzdynamik bzw. geringere Bildung und Auswaschung von Mineralstickstoff (überwiegend Nitrat; vgl. Abschnitt 2) in höheren Lagen hin.

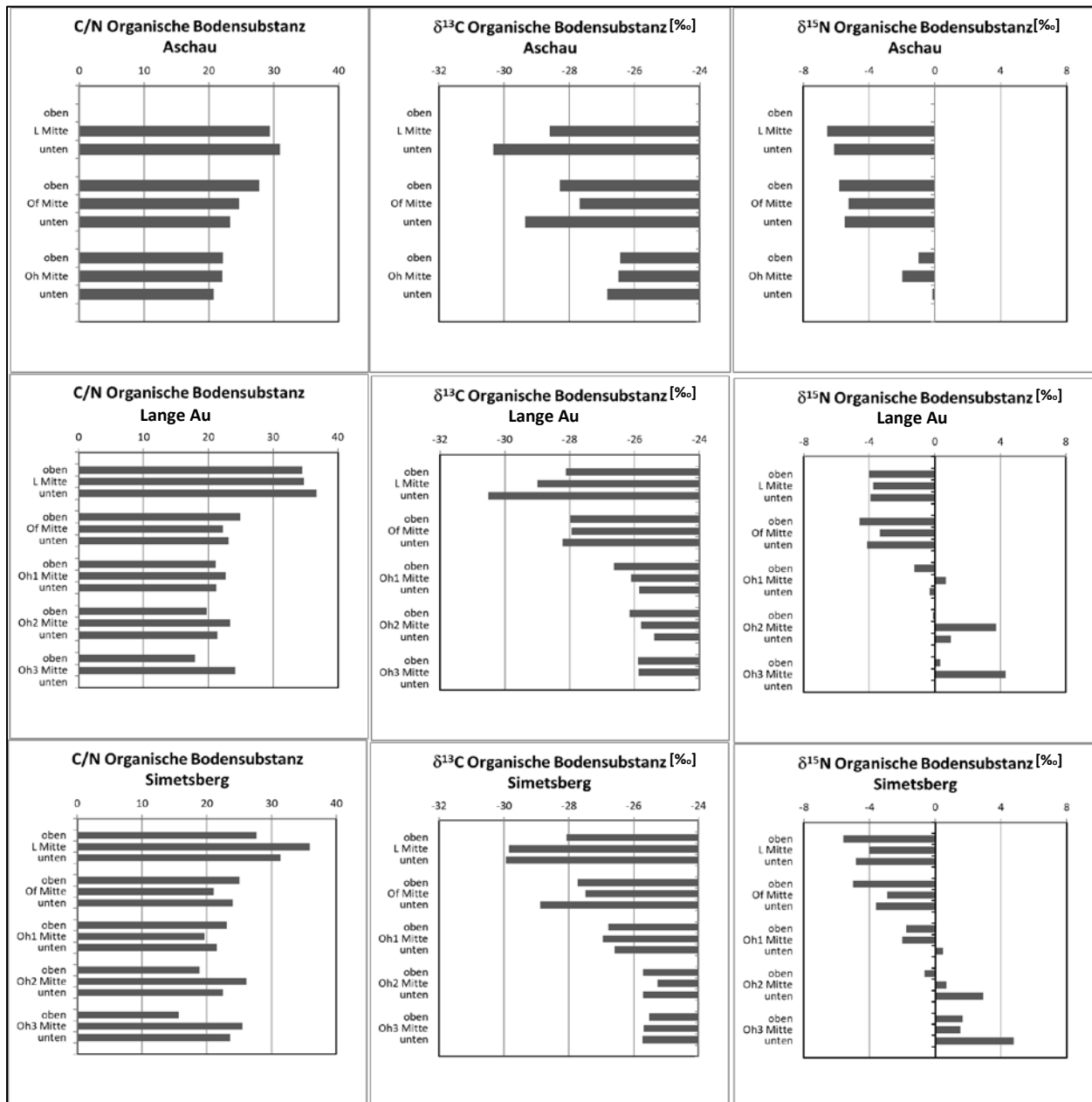


Abb. 8: (links) C/N-Verhältnisse, (Mitte) $\delta^{13}\text{C}$ - und (rechts) $\delta^{15}\text{N}$ -Signaturen in der organischen Bodensubstanz von Profilen der Höhengradienten Aschau, Lange Au und Simetsberg.

Tab. 6: ^{14}C -Alter (Jahre) der organischen Bodensubstanz von Oh- und Ah-Horizonten in Profilen der Höhengradienten Aschau, Lange Au und Simetsberg.

		Aschau	Lange Au	Simetsberg
Oh1	Oben		Modern	Modern
	Mitte		Modern	Modern
	Unten		Modern	Modern
Oh2 (Aschau: Oh)	Oben	190	Modern	Modern
	Mitte	Modern	170	Modern
	Unten	Modern	Modern	Modern
Oh3 (Aschau: Ah)	Oben	1600	Modern	180
	Mitte	Modern	690	130
	Unten	Modern	Modern	110

Die ^{14}C -Alter der OBS (Tab. 6) stiegen an den Standorten *Aschau* und *Simetsberg* mit zunehmender Meereshöhe und abnehmendem menschlichem Einfluss an. Vor allem die Hochlagenprofile lagen hier in unwirtlichen, schwer erreichbaren und daher vermutlich selten genutzten Regionen. In der *Langen Au* war das Profil in mittlerer Höhenlage am schwersten erreichbar und wies die höchsten OBS-Alter auf.

An den Standorten *Lange Au* und *Simetsberg* war keine systematische Abhängigkeit der **C-Bindungsformen** von der Meereshöhe erkennbar (Abb. 9). Hingegen weist am Standort *Aschau* der Auflagehumus mit zunehmender Meereshöhe bei gleichem morphologischen Humusumsatzgrad höhere Alkyl-C-Anteile an der OBS und höhere Alkyl-C/O-Alkyl-C-Verhältnisse auf, was auf höhere Anteile intensiv umgesetzter OBS-Komponenten mikrobieller Herkunft schließen lässt. Der **Anteil nicht-celluloseischer Polysaccharide an der OBS** (Abb. 10) ist an den Standorten *Lange Au* und *Simetsberg* in mittlerer Höhenlage am geringsten, was auf fortgeschrittenen OBS-Umsatz hinweist. Das **GM/AX-Verhältnis** in der L-Lage steigt am Standort *Lange Au* mit der Höhe an und ist auch am obersten Profil des Standorts *Simetsberg* vermutlich infolge höherer Fichtenanteile an der Bestockung deutlich erhöht. Laub- und Wurzelstreu von Buchen enthält im Vergleich zu jener von Koniferen deutlich höhere Gehalte an Xylose und deutlich geringere Gehalte an Mannose (Prietz et al. 2013a). In den Of- und Oh-Horizonten von *Lange Au* ist mit zunehmender Höhe das GM/AX-Verhältnis verringert – hier überprägt vermutlich ein fortgeschrittener Humusumsatz in tieferen, wärmeren Lagen den Chemismus der Streu zusehends. Das GM/AX-Verhältnis spiegelt somit die Höhenlage von Standorten in ihrer Komplexität von Streuchemismus einerseits und Humusumsatzdynamik andererseits wider.

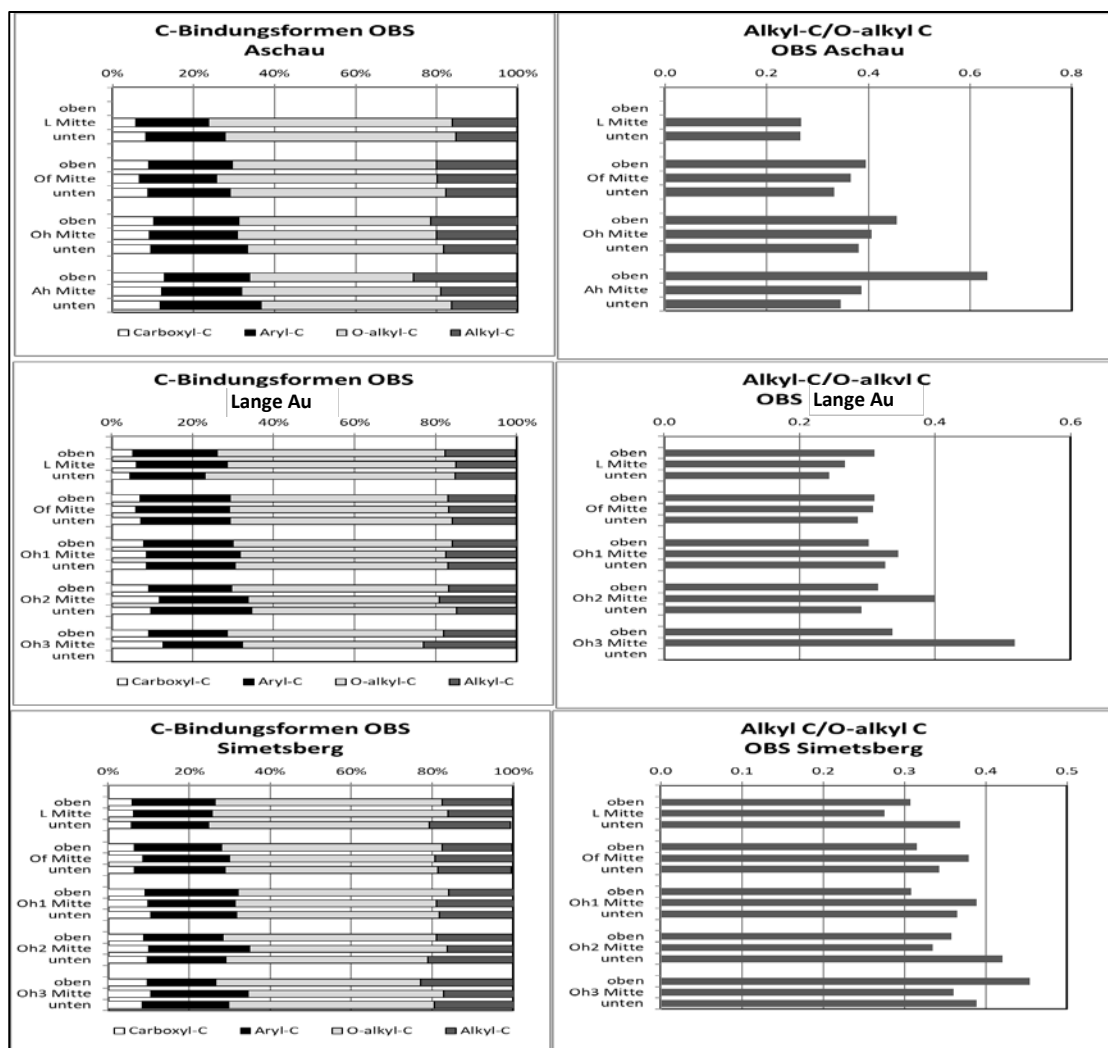


Abb. 9: Anteil verschiedenartiger C-Bindungsformen und Alkyl-C/O-Alkyl-C Verhältnis in der organischen Bodensubstanz (OBS) von Profilen der Höhengradienten *Aschau*, *Lange Au* und *Simetsberg*.

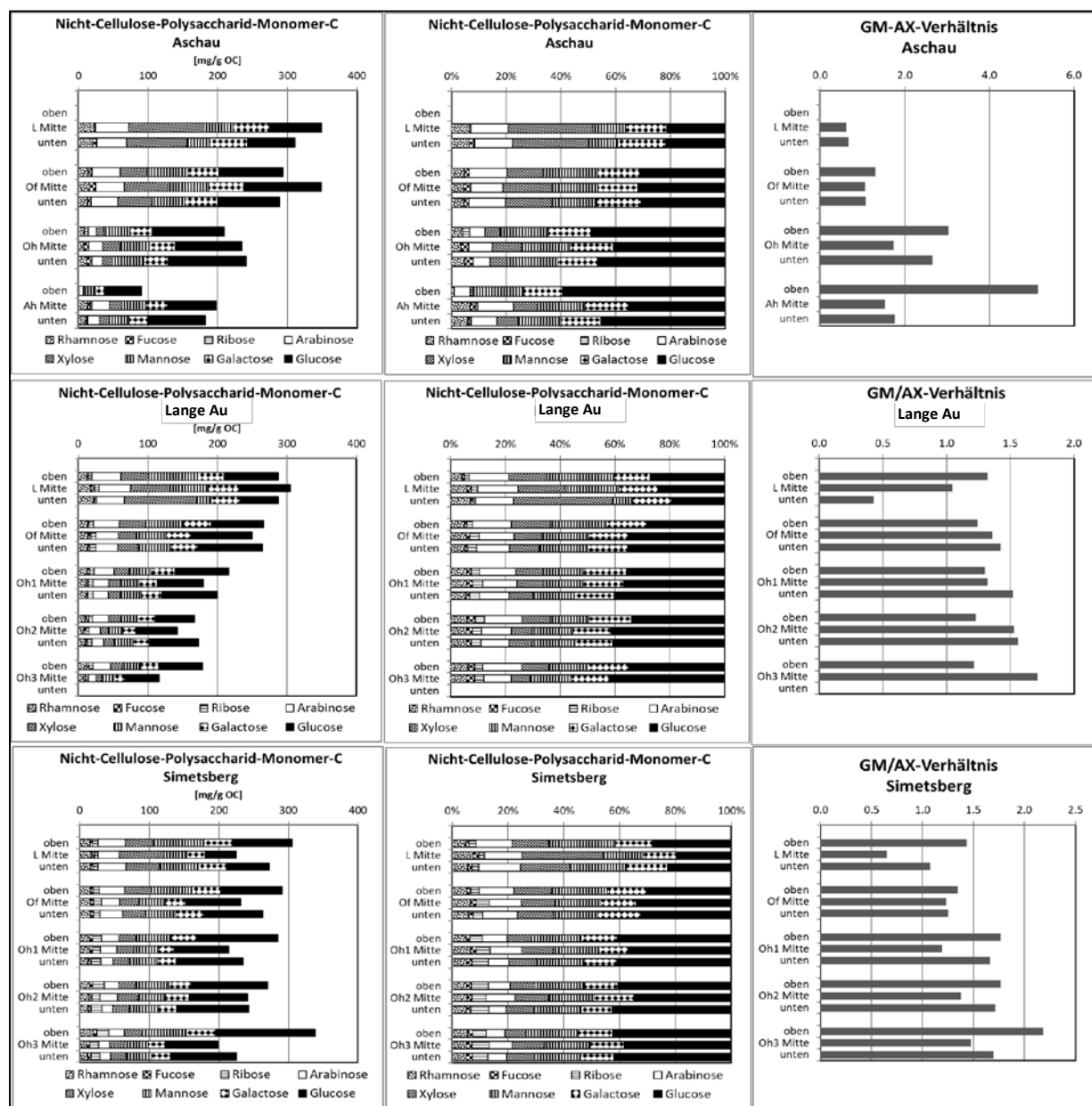


Abb. 10: Anteil verschiedenartiger nicht-cellulosischer Polysaccharidmonomere und (Galactose+Mannose)/ (Arabinose+Xylose) [GM/AX]-Verhältnis in der organischen Bodensubstanz von Profilen der Höhengradienten *Aschau*, *Lange Au* und *Simetsberg*.

An allen drei untersuchten Höhengradient-Standorten sinkt der Anteil reduzierter **S-Bindungsformen** in der L-Lage mit der Meereshöhe tendenziell ab; der Mittlere Oxidationszustand der S-Atome (MOS; Prietzel et al. 2007) in der OBS steigt dementsprechend an (Abb. 11). Dies beruht möglicherweise auf einer unterschiedlichen S-Bindungsformen-Zusammensetzung der dominierenden Streuquellen – die Bedeutung der Fichte als Streuquelle nimmt relativ zu Tanne und v.a. Buche in höheren Lagen zu. Die Of-Lagen der Standorte *Aschau* und *Lange Au* weisen mit der Meereshöhe tendenziell zunehmende Anteile reduzierter S-Bindungsformen und dementsprechend tendenziell sinkende MOS-Werte auf; am *Simetsberg* sinkt hingegen der Anteil reduzierter S-Bindungsformen mit der Höhe tendenziell; der MOS steigt an. Für die Tangelhumus-Oh-Lagen am Standort *Aschau* zeigen sich keine systematischen Veränderungen der S-Bindungsformenverteilung des MOS mit der Höhe. Am Standort *Lange Au* nimmt der Anteil reduzierter S-Bindungsformen in den Oh-Horizonten mit der Höhe tendenziell ab; der MOS steigt dementsprechend. Im Gegensatz dazu nimmt am *Simetsberg* der Anteil reduzierter S-Bindungsformen in den Oh-Lagen mit der Höhe tendenziell

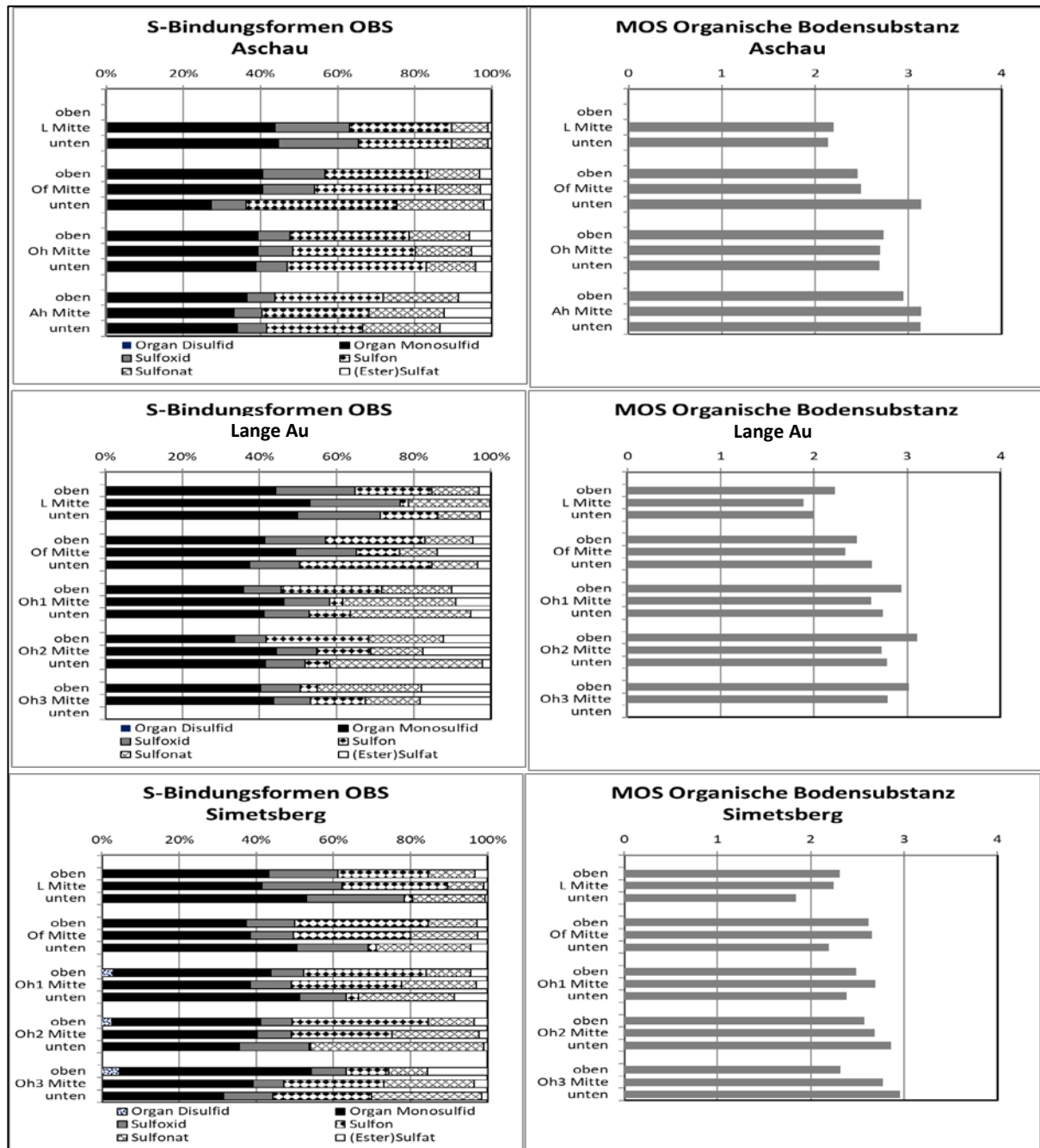


Abb. 11: Anteil verschiedenartiger S-Bindungsformen und mittlerer Oxidationszustand der S-Atome (MOS) in der organischen Bodensubstanz (OBS) von Profilen der Höhengradienten *Aschau*, *Lange Au* und *Simetsberg*.

zu – verbunden mit einer Abnahme des MOS. Zusammenfassend lässt sich für die drei untersuchten Höhengradienten keine systematische Abhängigkeit der S-Bindungsformen von der Meereshöhe der Standorte feststellen.

Auch der Anteil von **Aminozucker-C** an der OBS der Höhengradienten-Profile von *Lange Au* und *Simetsberg* zeigt keine systematische Abhängigkeit von der Meereshöhe (Abb. 12). Gleiches gilt für die **Muraminsäure/Glucosamin-Verhältnisse** der Profile am Standort *Lange Au*. Die Profile am *Simetsberg* weisen dagegen mit zunehmender Höhe meist verringerte Muraminsäure/Glucosamin-Relationen auf, was auf einen mit der Meereshöhe ansteigende Bedeutung von pilzlicher relativ zu bakterieller Nekromasse als OBS-Quellen hinweist.

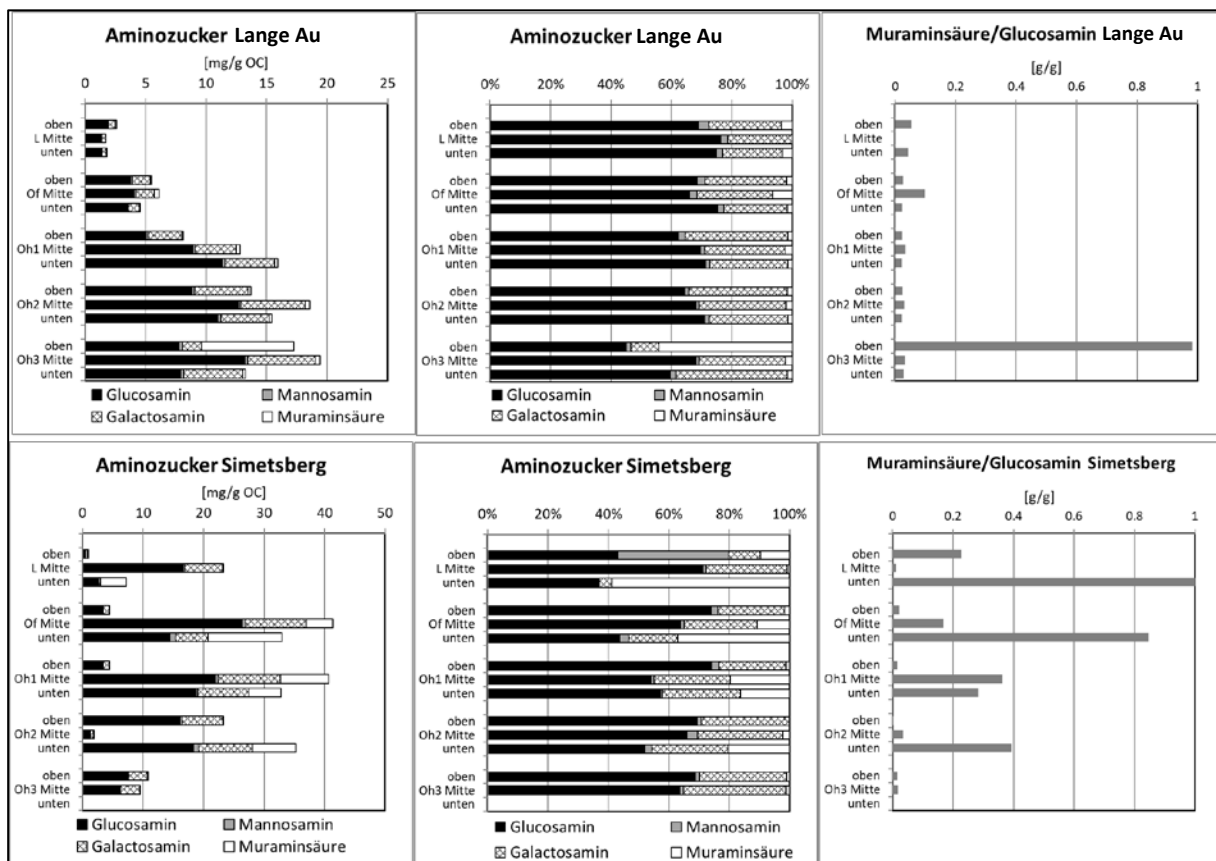


Abb. 12: Anteil verschiedenartiger Aminosäuren in der organischen Bodensubstanz von Profilen der Höhengradienten *Lange Au* und *Simetsberg*.

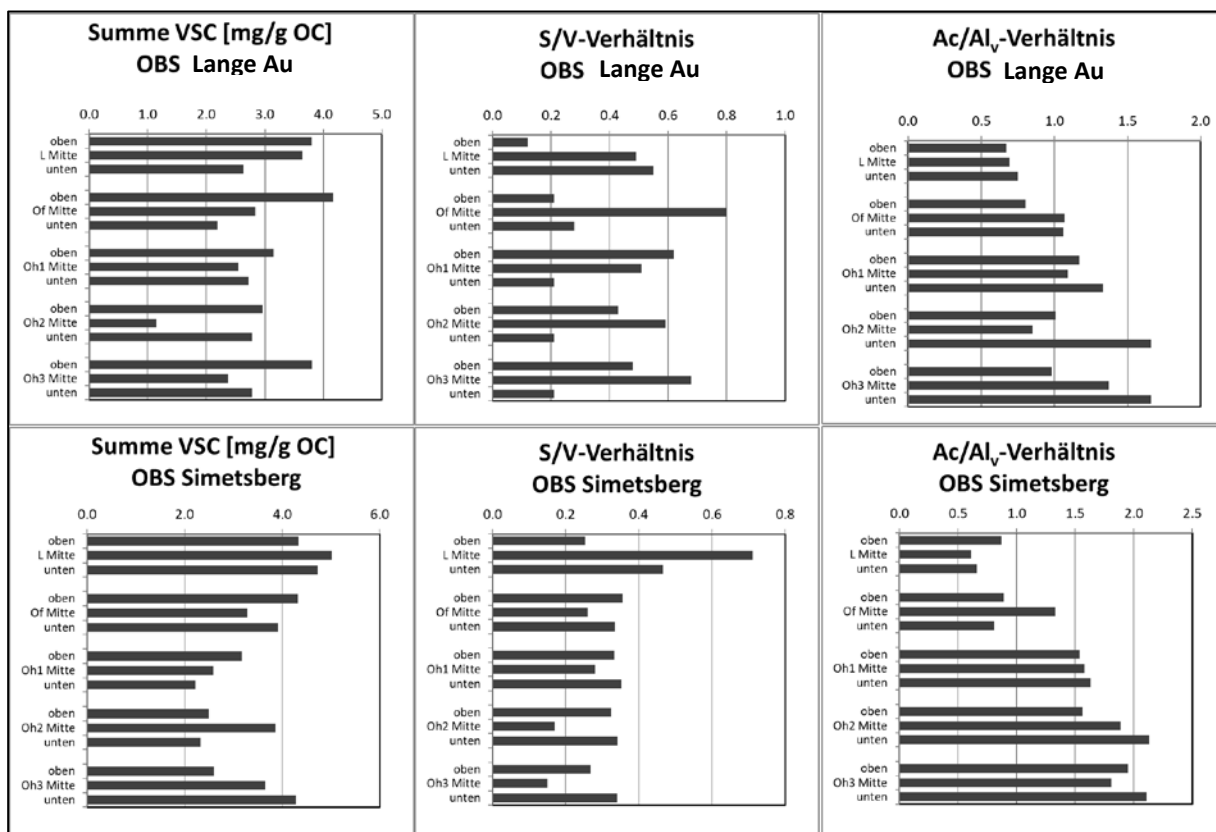


Abb. 13: Anteil verschiedenartiger Ligninkomponenten (V=Vannilyl, S=Syngyl, C=Cumaryl) in der organischen Bodensubstanz von Profilen der Höhengradienten *Lange Au* und *Simetsberg*.

Die **Ligninkomponenten**-Kenngröße Summenkonzentration an Vanillyl-, Syringyl-, und Cumaryl- Monomeren (Σ VSC) bezogen auf die gesamte OBS steigt am Standort *Lange Au*, nicht jedoch am *Simetsberg* systematisch mit der Meereshöhe der beprobten Profile an; das Säure/Aldehyd-Verhältnis der Vanillyl-Monomere sinkt (Abb. 13). Beide Beobachtungen belegen einen mit zunehmender Höhe verringerten Ligninabbau.

Tab. 7: Zusammenfassende Darstellung der Höhenabhängigkeit der untersuchten chemischen Kenngrößen der organischen Bodensubstanz zum Nachweis des Humusumsatzgrades in Profilen der Bayerischen Alpen.

Parameter	Änderung mit zunehmender Meereshöhe	Indikation	Schärfe (Präzision) der Änderung
C/N-Verhältnis	keine		
$\delta^{13}\text{C}$	L: Anstieg L→Of→Oh: geringerer Anstieg	mehr Coniferenstreu gehemmter Humusumsatz	mäßig
$\delta^{15}\text{N}$	L → Of → Oh: geringerer Anstieg	gehemmter Humusumsatz	niedrig
^{14}C -Alter (Oh-Horizont)	Anstieg	ältere OBS	mäßig
Alkyl-C/O-Alkyl-C	keine		
GM/AX	L: Anstieg Of, Oh: Abnahme	mehr Coniferenstreu gehemmter Humusumsatz	mäßig (nur Lange Au, Simetsberg)*
MOS	keine		
Aminozucker/SOC	keine		
Muraminsre/Glucosamin	Abnahme (Simetsberg)	mehr pilzliche relativ zu bakterieller Nekromasse	niedrig
Summe VSC Lignin	nicht gerichtet		
S/V Lignin	keine		
Ac/Al _v Lignin	Of, Oh: Abnahme*	Ligninabbau sinkt	mäßig*

*Simetsberg: Hoher OBS-Umsatzgrad im besonnten Mittelprofil.

Zusammenfassende Beantwortung der Fragestellung II (Tab. 7):

Keine der untersuchten chemischen Kenngrößen zeigte eine klare systematische Abhängigkeit von der Meereshöhe der beprobten Profile. Mit mäßiger Aussagekraft weisen die Säure/Aldehyd-Verhältnisse der Vanillyl-Ligninkomponenten auf eine **Hemmung des Ligninabbaus mit zunehmender Höhe**, und außerdem die $\delta^{13}\text{C}$ - und die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte sowie die **GM/AX**-Verhältnisse auf einen **mit zunehmender Höhe gehemmten Humusumsatz** hin. Die Muramin/Glucosamin-Relationen deuten am Standort *Simetsberg*, nicht jedoch am Standort *Lange Au* auf eine mit zunehmender Meereshöhe größere Relevanz pilzlicher Nekromasse relativ zu bakterieller Nekromasse als OBS-Quellen.

3.3 Expositionsvergleich Tangelhumus- und Moderprofile

Fragestellung III: Wie wirken sich bei gleicher Höhenlage eine unterschiedliche Exposition und damit einhergehende standortklimatische Unterschiede auf die chemische Zusammensetzung der OBS von Tangelhumus- und Moderprofilen in Gebirgswäldern der Bayerischen Alpen aus? (*Standort Lange Au*)

3.3.1 Klimatische Kenngrößen

Die mittlere **Lufttemperatur in 1 m Höhe** (Abb. 14a) wies im Untersuchungszeitraum (Mai 2017 bis April 2018) bei beiden Expositionsvarianten des Bergmischwald-Altbestandes in der *Lange Au* einen deutlichen Jahresgang mit maximalen Werten um 15°C im Sommer (Juni-August) und minimalen Werten von -5°C im Februar auf. Sie lag im Jahresmittel im Altbestand des Südhangs („Südhang“; 7,3°C) um 0,5 K höher als am Nordhang (6,8°C; Tab. 8). Die minimalen Tageswerte der Lufttemperaturen (Abb. 14b) zeigten denselben Jahresgang wie die mittlere Lufttemperatur. Sie lagen im Sommer um ca. 5 K, im Winter um ca. 3 K unter den mittleren Lufttemperaturen. Die Unterschiede zwischen den Expositionsvarianten betrugen im Gesamtjahr 0,6 K (Nordhang: 3,6°C; Südhang 4,2°C; Tab. 8). Im Gegensatz dazu lagen die maximalen Lufttemperaturen (Abb. 14c) im Sommer 5 bis 10 K, im Winter ca. 2 K über den mittleren Lufttemperaturen (Nordhang: 10,3°C; Südhang 11,2°C; Tab. 8). Die tägliche Schwankung der Lufttemperatur (Abb. 14d) war im Bergmischwaldbestand am Südhang um 0,4 K höher als in jenem des gegenüber liegenden Nordhangs. Die mittlere **relative Luftfeuchte** (Abb. 14e) lag expositionsunabhängig während des Messzeitraums meist bei Werten zwischen 65% und 90%; lediglich im ausgesprochen sonnigen und trockenen April 2018 sank sie in allen Varianten auf Werte um 60%. Dabei wies der Altbestand am Südhang im gesamten Sommer und Herbst 2017 deutlich niedrigere Feuchtwerte auf als der gegenüberliegende Bestand am Nordhang (Tab. 8). Während die Maximalwerte der relativen Luftfeuchte (Abb. 14g) mit Ausnahme des April 2018 (85%) expositionsunabhängig meist zwischen 95% und 100% lagen, zeigten sich bei den Minimalwerten der relativen Luftfeuchte deutliche Unterschiede zwischen den Expositionsvarianten (Abb. 14f): Der Altbestand am Nordhang wies durchgehend höhere Minimalwerte und niedrigere Tagesschwankungen (Abb. 14h) der relativen Luftfeuchte auf als der Altbestand am Südhang.

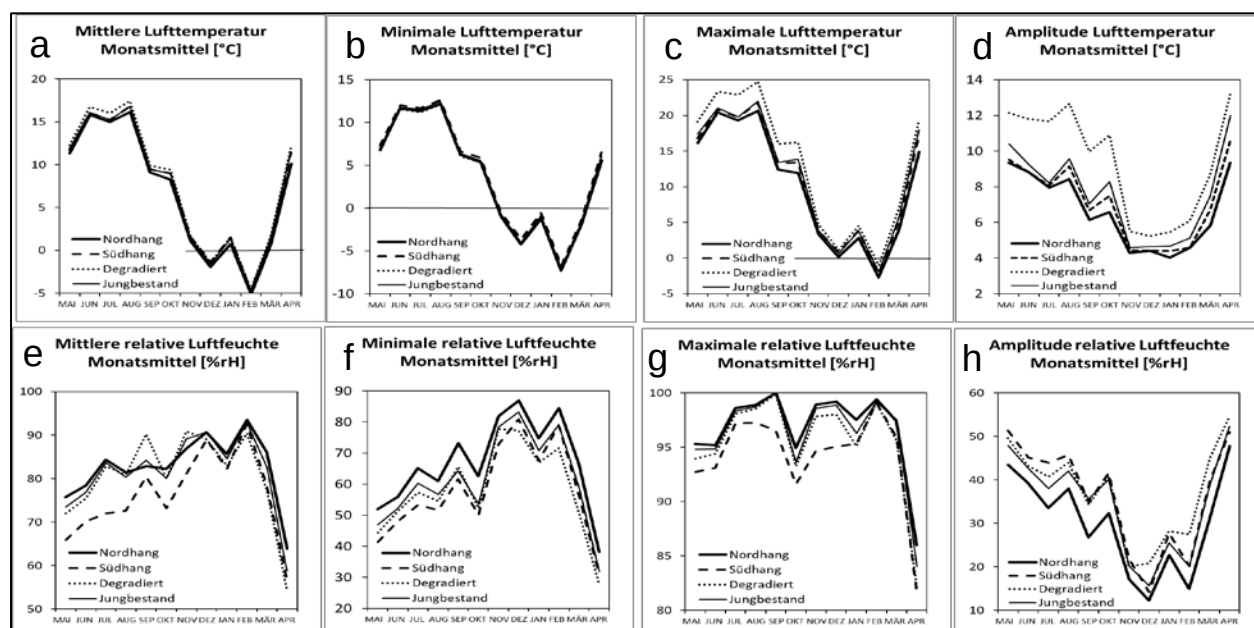


Abb. 14: Verlauf von Lufttemperatur (oben) und relativer Luftfeuchte (unten) in 1 m Höhe in Beständen des Standorts *Lange Au* im Messjahr Mai 2017-April 2018.

Tab. 8: Jahresmittelwerte bzw. Mittelwerte für das Sommerhalbjahr (SHJ; Mai-Oktober 2017) und das Winterhalbjahr (WHJ; November 2017-April 2018) der minimalen, maximalen und mittleren Lufttemperatur bzw. relativen Luftfeuchte sowie der Temperatur- und Feuchtamplitude (Monatsmittelwerte) der Luft in 1 m Höhe in Beständen des Standorts *Lange Au* im Messjahr Mai 2017-April 2018.

Lange Au		Minimal-temp.	Maximal-temp.	Mittlere Temp.	Temp. Amplitude	Minimal-feuchte	Maximal-feuchte	Mittlere Feuchte	Feuchte Amplitude
		Luft in 1 m Höhe [°C]				Relative Luftfeuchte in 1 m Höhe [%RH]			
Nordhang	Jahr	3.6	10.3	6.8	6.7	66.9	96.8	82.7	29.9
Südhang	Jahr	4.2	11.2	7.3	7.1	57.8	94.2	76.2	36.4
Degradiert	Jahr	3.7	13.2	7.7	9.4	58.1	95.5	80.5	37.4
Jungbestand	Jahr	3.9	11.5	7.3	7.6	61.3	96.2	81.4	34.9
Nordhang	SHJ	8.9	16.8	12.6	7.9	61.6	97.2	80.9	35.5
Südhang	SHJ	9.4	17.6	13.0	8.3	51.0	94.7	72.4	43.7
Degradiert	SHJ	8.9	20.4	13.6	11.5	54.2	96.4	80.2	42.1
Jungbestand	SHJ	9.1	17.9	13.1	8.8	55.7	96.7	79.7	41.0
Nordhang	WHJ	-1.7	3.7	0.9	5.4	72.1	96.4	84.5	24.3
Südhang	WHJ	-1.1	4.8	1.6	5.9	64.5	93.6	79.9	29.1
Degradiert	WHJ	-1.4	6.0	1.8	7.4	61.9	94.6	80.8	32.7
Jungbestand	WHJ	-1.4	5.0	1.6	6.4	67.0	95.7	83.1	28.7

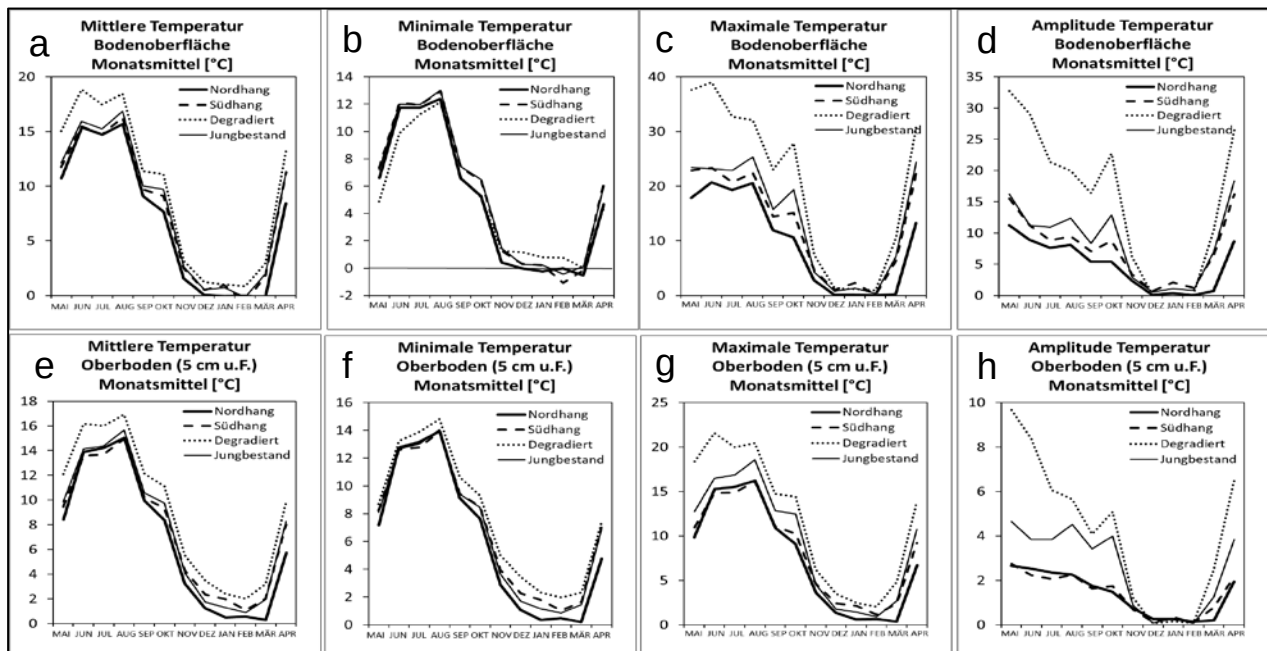


Abb. 15: Verlauf von Lufttemperatur an der Bodenoberfläche (oben) und der Bodentemperatur in 5 cm Tiefe (unten) in Beständen des Standorts *Lange Au* im Messjahr Mai 2017-April 2018.

Bei sehr ähnlichem Jahresgang (Abb. 15a) lag die mittlere **Lufttemperatur an der Bodenoberfläche** des S-exponierten Bergmischwalds (7,8°C) im Jahresdurchschnitt um 0,9 K über jener des N-exponierten Bergmischwalds (6,9°C) (Tab. 9). Vor allem die Maximaltemperatur der Luft an der Bodenoberfläche war im S-exponierten Bergmischwald relativ zum N-exponierten Pedant deutlich (3,2 K) höher; die Minimaltemperatur hingegen nur um 0,5 K (Tab. 9). Die Temperaturschwankungen der Luft an der Bodenoberfläche waren im S-exponierten Bergmischwald daher um 50% größer als im N-exponierten Bergmischwald (Abb. 15d). Die **Oberbodentemperaturen** waren im Vergleich zur Bodenoberfläche sowohl im Jahresgang als auch im Tagesgang deutlich ausgeglichener (Abb. 15e-h). Im Mittel war die im S-exponierten Bergmischwald Bodentemperatur in 5 cm Tiefe um 0,8 K höher als im N-exponierten Bergmischwald; dies betrifft sowohl die mittlere als auch die minimale bzw. maximale Temperatur. Die expositionsbedingten Unterschiede der Bodentemperatur sind – vermutlich wegen der kürzeren Schneedeckephase – im Winter deutlich stärker als im Sommer (Tab. 9).

Tab. 9: Jahresmittelwerte bzw. Mittelwerte für das Sommerhalbjahr (SHJ; Mai-Oktober 2017) und das Winterhalbjahr (WHJ; November 2017-April 2018) der minimalen, maximalen und mittleren Lufttemperatur an der Bodenoberfläche (oben) und der Bodentemperatur in 5 cm Tiefe in Beständen des Standorts *Lange Au* im Messjahr Mai 2017-April 2018.

Lange Au		Minimal-temp.	Maximal-temp.	Mittlere Temp.	Temp. Amplitude	Minimal-temp.	Maximal-temp.	Mittlere Temp.	Temp. Amplitude
		Bodenoberfläche [°C]				Oberboden 5 cm Tiefe [°C]			
Nordhang	Jahr	4.9	9.8	6.9	4.9	6.1	7.5	6.8	1.4
Südhang	Jahr	5.4	13.0	7.8	7.6	6.9	8.3	7.6	1.4
Degradiert	Jahr	4.9	20.4	9.6	15.5	7.8	11.9	9.2	4.1
Jungbestand	Jahr	5.5	14.0	8.1	8.5	6.8	9.3	7.7	2.5
Nordhang	SHJ	9.1	16.8	12.2	7.8	10.6	12.8	11.6	2.2
Südhang	SHJ	9.7	19.8	12.8	10.1	10.9	13.0	11.9	2.1
Degradiert	SHJ	8.3	32.0	15.4	23.7	11.8	18.3	14.1	6.5
Jungbestand	SHJ	9.7	21.7	13.3	12.0	10.9	15.0	12.4	4.0
Nordhang	WHJ	0.7	2.8	1.6	2.0	1.6	2.2	1.9	0.6
Südhang	WHJ	1.1	6.1	2.7	5.0	3.0	3.7	3.3	0.7
Degradiert	WHJ	1.4	8.7	3.7	7.3	3.7	5.5	4.4	1.8
Jungbestand	WHJ	1.3	6.4	2.8	5.1	2.6	3.7	3.0	1.1

3.3.2 Bodenchemische Kenngrößen

Mit zunehmendem Humifizierungsgrad der OBS verengt sich deren **C/N-Verhältnis** im Oberboden des S-exponierten Bergmischwalds von *Lange Au* sowohl im Tangelhumus- als auch in Moderprofilen deutlich stärker als am Nordhang (Abb. 16). Der Anstieg des $\delta^{13}\text{C}$ -Werts mit zunehmendem Humifizierungsgrad ist im Tangelhumusprofil des Nordhangs stärker als in jenem des Südhangs; in den benachbarten Moderprofilen ist das Gegenteil der Fall. Der Anstieg des $\delta^{15}\text{N}$ -Werts mit zunehmendem Humifizierungsgrad ist sowohl im Tangelhumus- als auch im Moderprofil des Nordhangs stärker ausgeprägt als am gegenüberliegenden Südhang. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Veränderungen von C/N-Verhältnis, $\delta^{13}\text{C}$ -Wert und $\delta^{15}\text{N}$ -Wert mit zunehmendem Humifizierungsgrad der organischen Auflagen an Nord- und Südhang inkonsistente Hinweise für eine hemmende bzw. beschleunigende Rolle der Exposition auf die Humumsatzrate der Auflagen liefern.

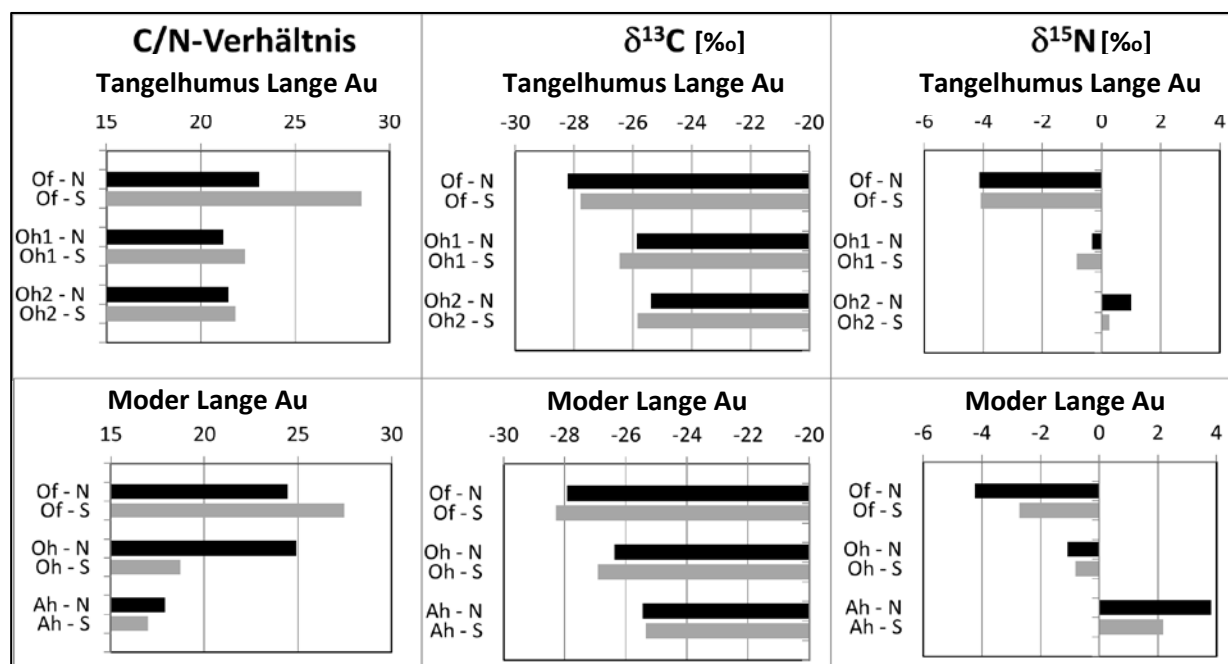


Abb. 16: (links) C/N-Verhältnisse, (Mitte) $\delta^{13}\text{C}$ - und (rechts) $\delta^{15}\text{N}$ -Signaturen in der organischen Bodensubstanz nord- und südexponierter Tangelhumus (oben) und Moderprofile (unten) am Standort *Lange Au*.

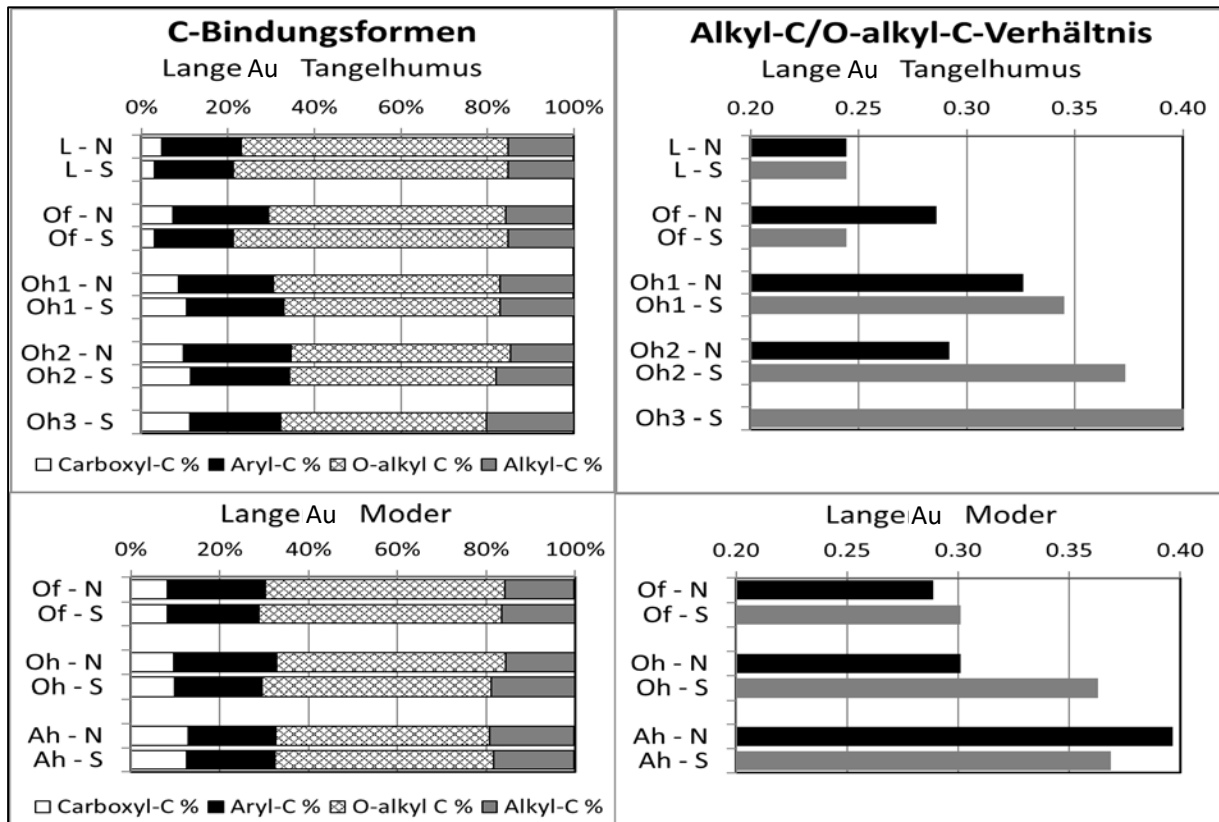


Abb. 17: (links) C-Bindungsformen und (rechts) Alkyl-C/O-Alkyl-C-Verhältnisse in der organischen Bodensubstanz nord- und südexponierter Tangelhumus- (oben) und Moderprofile (unten) am Standort *Lange Au*.

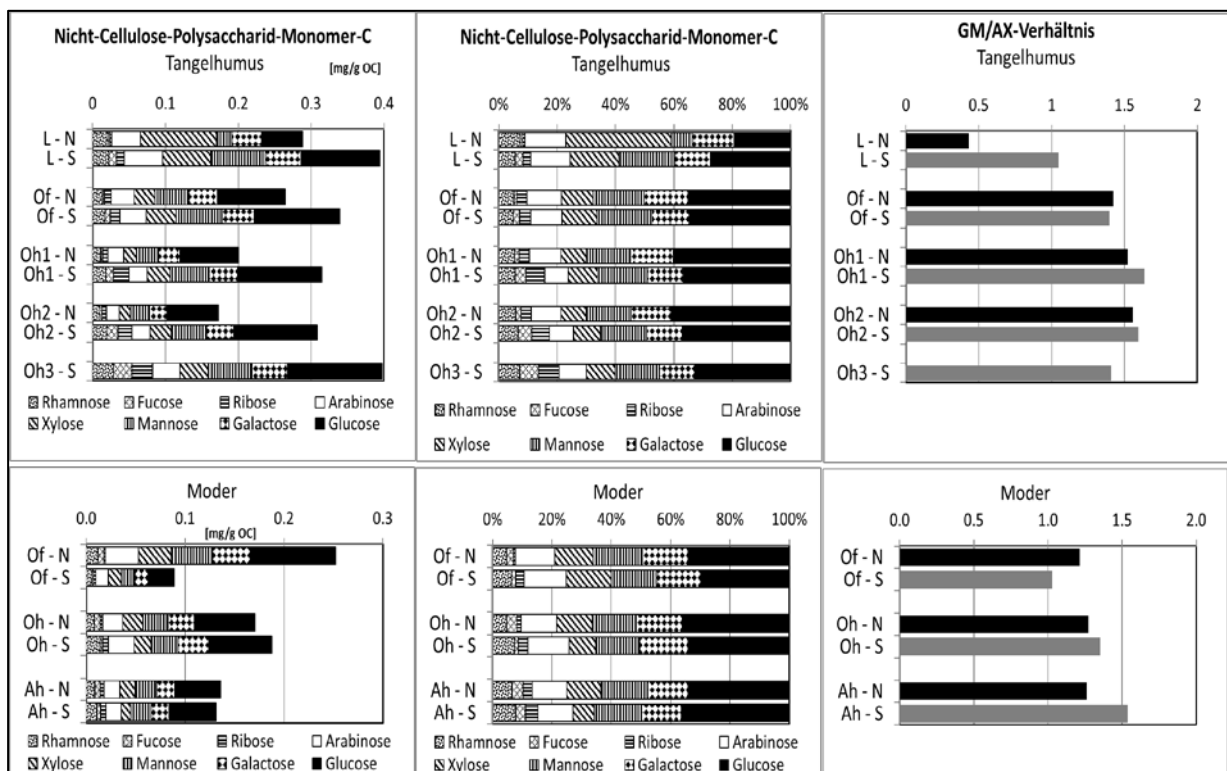


Abb. 18: Anteil verschiedenartiger nicht-cellulöser Polysaccharidmonomere und (Galactose+Mannose)/(Arabinose+Xylose) [GM/AX]-Verhältnis in der organischen Bodensubstanz nord- und südexponierter Tangelhumus- (oben) und Moderprofile (unten) am Standort *Lange Au*.

Die ^{14}C -Alter der OBS in den unteren Oh-Lagen war im südexponierten Tangelhumusprofil höher (Oh2: 47 Jahre; Oh3: 161 Jahre) als im nordexponierten Tangelhumusprofil (Oh2: moderner C; Oh3: nicht vorhanden). Ein Grund hierfür könnte in der schlechteren Erreichbarkeit des an einer steilen Hangrippe gelegenen südexponierten Profils für die Holznutzung liegen.

Bezüglich der **C-Bindungsformen** in der OBS zeigen die Oh-Horizonte sowohl der Tangel- als auch der Moderprofile am Nordhang engere Alkyl-C/O-Alkyl-C-Verhältnisse als am Südhang (Abb. 17). Dies weist auf eine Hemmung des Humusumsatzes am Nordhang im Vergleich zum Südhang hin.

Das Tangelhumusprofil am Südhang, nicht jedoch das Moderprofil, weist im Vergleich zu jenem am Nordhang durchweg deutlich höhere Gehalte an **nicht-cellulosischen Polysacchariden** auf (Abb. 18). Dies weist auf einen gehemmten Polysaccharidabbau hin. Die **GM/AX-Verhältnisse** des Tangelhumus- und auch des Moderprofils zeigen hingegen keine systematischen Expositionseffekte.

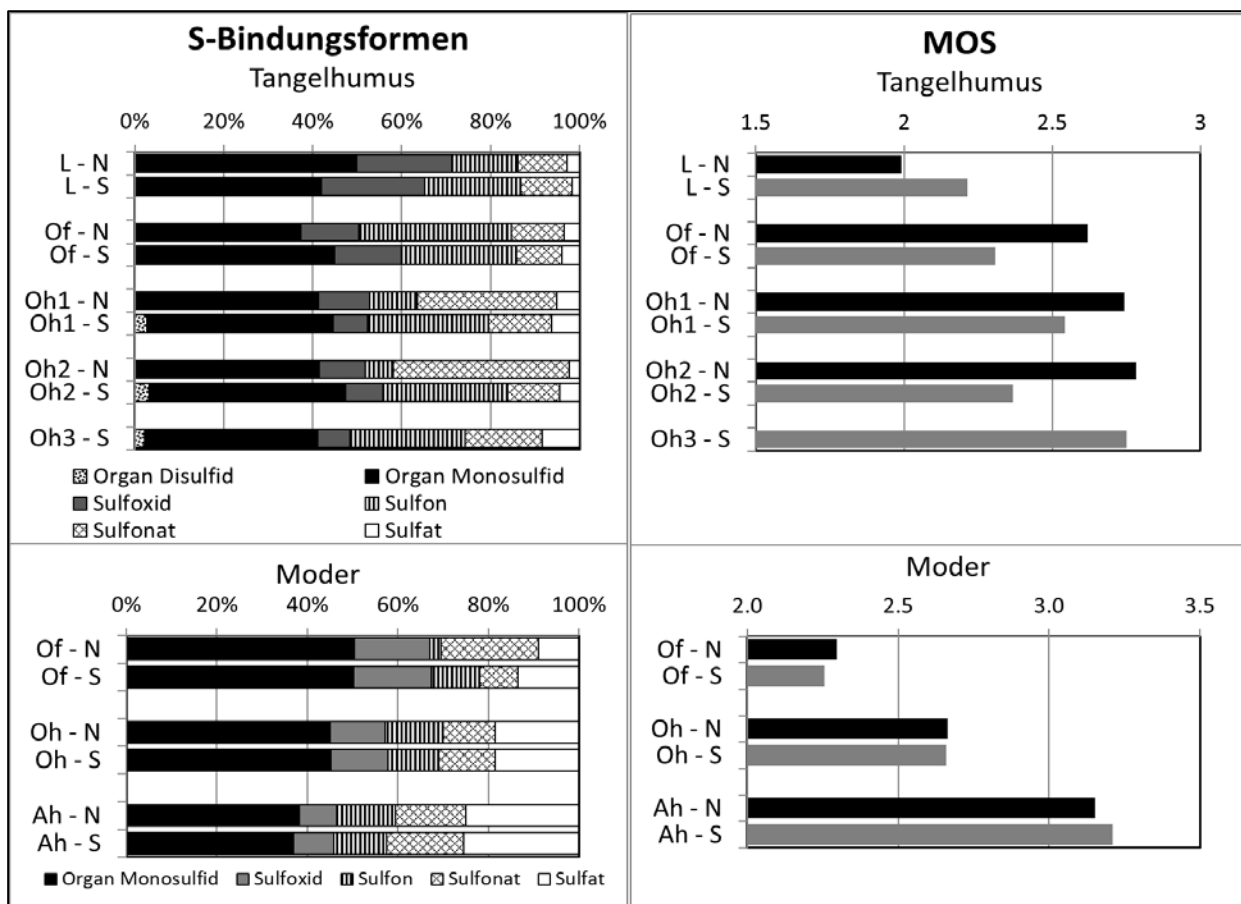


Abb. 19: Anteil verschiedenartiger S-Bindungsformen und mittlerer Oxidationszustand der S-Atome (MOS) in der organischen Bodensubstanz nord- und südexponierter Tangelhumus- (oben) und Moderprofile (unten) am Standort *Lange Au*.

Für die Tangelhumusstandorte in der *Langen Au* ist ein klarer Effekt der Exposition auf die **S-Bindungsformen**verteilung und den **MOS** des Auflagehumus festzustellen. Das im Vergleich zum Profil am Nordhang deutlich mächtigere Tangelhumusprofil am Südhang weist in allen O-Horizonten höhere Anteile an reduzierten S-Bindungsformen und niedrigere MOS-Werte auf (Abb. 19). Letztere belegen einen – vermutlich aufgrund häufiger sommerlicher Austrocknung – geringeren biochemischen Humusumsatzstatus für morphologisch vergleichbare Horizonte. Bei den Moderprofilen war kein Expositionseffekt auf die S-Bindungsformenverteilung und den MOS festzustellen. Die **Aminozucker** (Abb. 20) und die **Lignin-Phenol-Komponenten** (Abb. 21) zeigten weder in den Tangel- noch in den Moderprofilen einen Expositionseffekt.

Dagegen ist im Ah-Horizont des südexponierten Moderrendzina im Vergleich zur N-exponierten Moderrendzina ein größerer Anteil des **in der OBS festgelegten Stickstoffs** in heterozyklischer Bindung und ein geringerer Anteil als Amid-N gebunden.

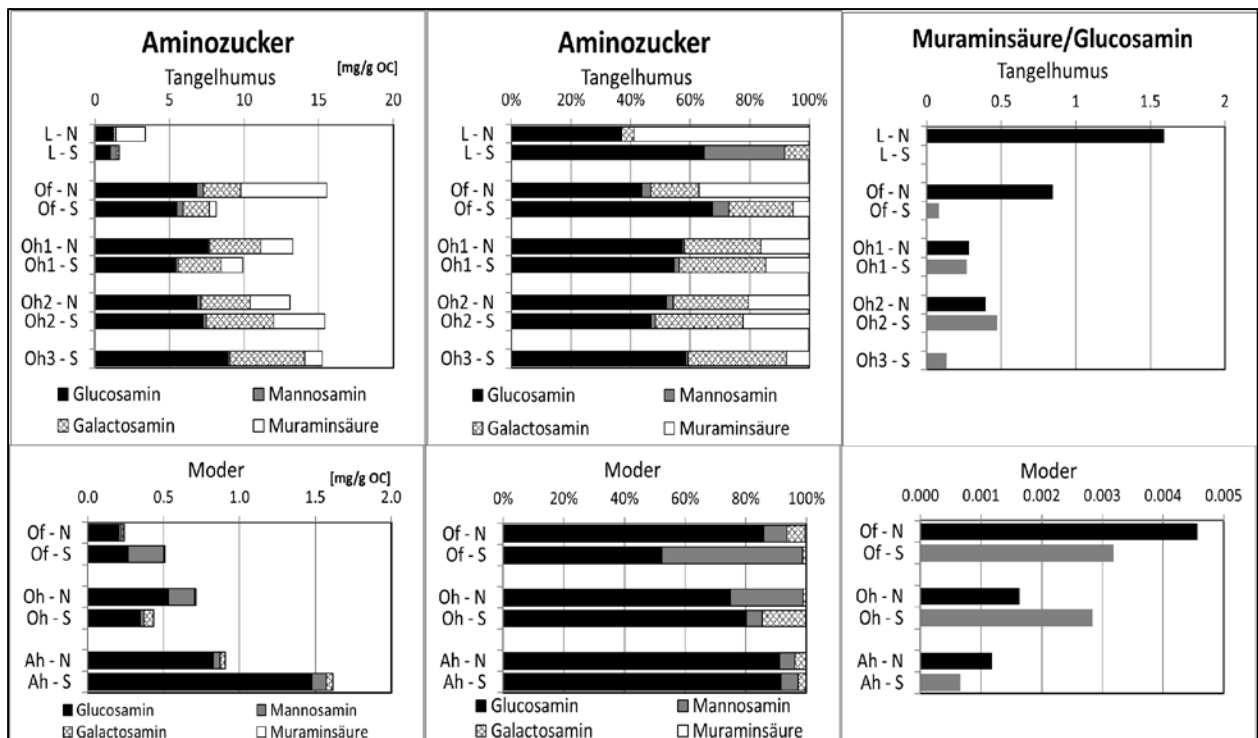


Abb. 20: Anteil verschiedenartiger Aminosäuren in der organischen Bodensubstanz von nord- und südexponierter Tangelhumus- (oben) und Moderprofile (unten) am Standort *Lange Au*.

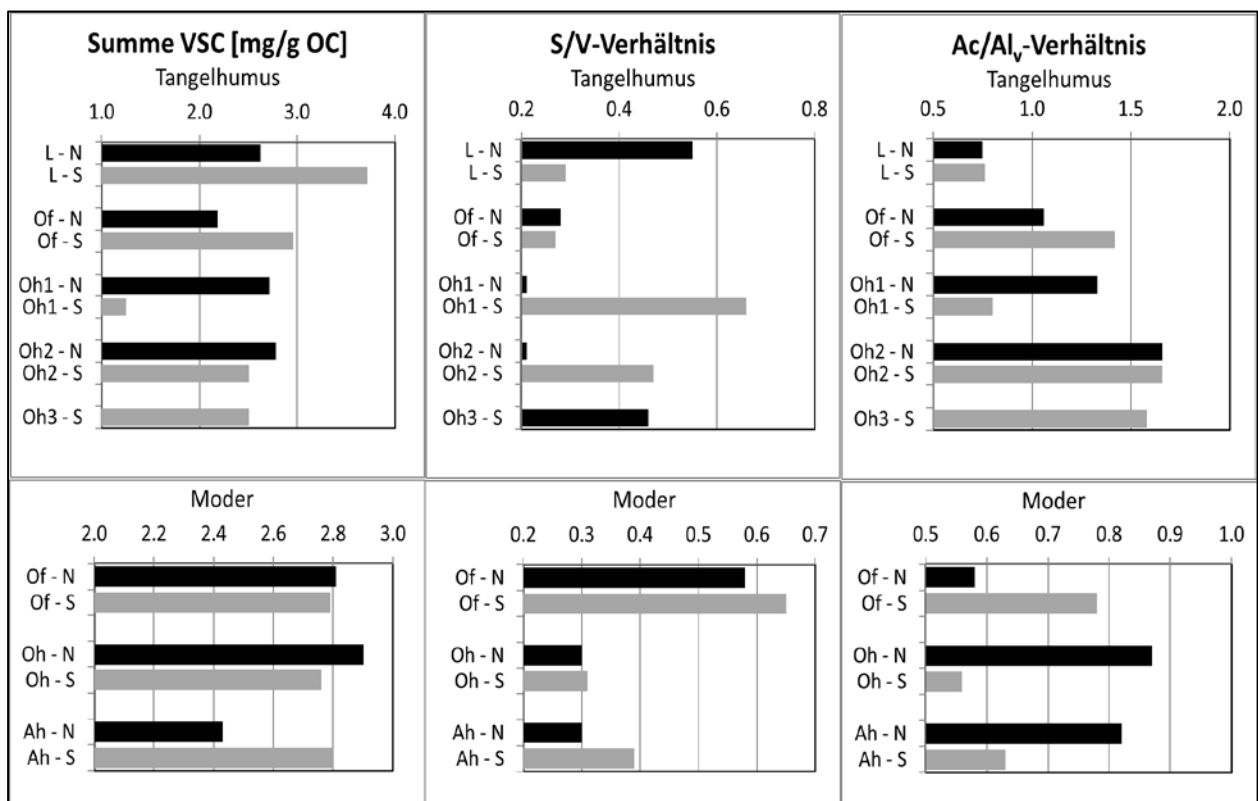


Abb. 21: Anteil verschiedenartiger Ligninkomponenten (V=Vannilyl, S=Syngyl, C=Cumaryl) in der organischen Bodensubstanz nord- und südexponierter Tangelhumus- und Moderprofile am Standort *Lange Au*.

Tab. 9: Zusammenfassende Darstellung der Expositionsabhängigkeit der untersuchten chemischen Kenn-größen zum Nachweis des Humusumsatzgrades in Tangelhumus- (TAN) und Moderprofilen (MOD) am Standort *Lange Au*.

Parameter	Änderung von Nord- zu Südhang	Indikation	Schärfe der Änderung
C/N-Verhältnis	stärkere Verengung am Südhang	höherer OBS-Umsatzgrad im Oh am Südhang	mäßig
$\delta^{13}\text{C}$	TAN: stärkerer Anstieg am Nordhang MOD: stärkerer Anstieg am Südhang	TAN: höherer OBS-Abbaugrad im Oh am Nordhang MOD: höherer OBS-Abbaugrad im Oh am Südhang	niedrig
$\delta^{15}\text{N}$	stärkerer Anstieg am Nordhang	höherer OBS-Umsatzgrad am Nordhang	hoch
^{14}C -Alter (Oh-Horizont)	Anstieg	ältere OBS	mäßig
Alkyl-C/O-Alkyl-C	in Oh-Horizonten am Südhang höher	höherer OBS-Umsatzgrad im Oh am Südhang	niedrig
GM/AX	keine		
MOS	TAN: am Südhang mehr reduzierter organischer S	höherer OBS-Umsatzgrad im Tangel am Nordhang	hoch
Aminozucker/SOC	keine		
Muraminsre/Glucosamin	keine		
Summe VSC Lignin	keine		
S/V Lignin	keine		
Ac/Al _v Lignin	keine		

3.3.3 Mikrobiologische Kenngrößen (Moderprofile)

Die Moderprofile am Südhang des Standorts *Lange Au* wiesen im Vergleich zu jenen am gegenüberliegenden Nordhang v.a. im Of-Horizont höhere **mikrobielle Biomassen** (C_{mic}) sowie geringere Gehalte an mikrobiell gebundenem N (N_{mic} ; Auflagehorizonte) auf. Die Gehalte an mikrobiell gebundenem P (P_{mic}) waren in den Auflagehorizonten des Südhangs tendenziell geringer als in jenen des Nordhangs. Die Bodenmikroorganismen des Südhangs hatten im Durchschnitt engere C/N-Verhältnisse, aber weitere C/P-Verhältnisse als jene am Nordhang (Tab. 11). Die Respiratorischen Koeffizienten zeigten keine expositionsabhängigen Unterschiede.

Die **PLFA- und NLFA-Analysen** (Tab. 12) ergaben außerdem für die Moderprofile am Südhang im Vergleich zu jenen am Nordhang in den Oh- und den Ah-Horizonten (nicht jedoch im Of-Horizont) höhere bakterielle Biomassen sowie in allen Horizonten höhere pilzliche Biomassen und VA-Mykorrhiza-Biomassen (NLFA). Auch das Verhältnis pilzlicher zu bakterieller Biomasse war in den Moderprofilen des Südhangs tendenziell höher als in jenen des Nordhangs. Das Verhältnis von VA-Mykorrhizapilz- zu Nicht-VA-Mykorrhizapilz-Biomasse wies in den Of- und Oh-Horizonten keine Abhängigkeit von der Exposition auf; in den Ah-Horizonten zeigten die S-exponierten Böden höhere VA-Mykorrhiza/ Nicht-VA-Mykorrhiza-Pilzbio-massen-Verhältnisse als die N-exponierten Böden.

Die Moderprofile am Südhang wiesen im Vergleich zu jenen am Nordhang durchwegs geringere **potentielle Aktivitäten der Enzyme** Phenoloxidase, P-Mono- und P-Diesterase auf (Tab. 13). Auch die potentielle Amino-peptidase-Aktivität war in den Of-Horizonten der südexponierten Profile höher als in jenen der nordexponierten Profile; bei den Oh- und Ah-Horizonten war das Gegenteil der Fall.

Tab. 11: Mikrobiell gebundener C, N und P (Mittelwert, *Standardabweichung*) in Auflage- und Ah-Horizonten der Moderprofile am Nordhang (LN) bzw. Südhang (LS) des Standorts *Lange Au*. Unterschiedliche Großbuchstaben indizieren signifikante ($p < 0,05$; $n=3$) Unterschiede zwischen Nord- und Südexposition, unterschiedliche Kleinbuchstaben signifikante Unterschiede zwischen Of-, Oh- und Ah-Horizonten eines Expositionstyps.

		$C_{mic} [\mu g\ g^{-1}]$			$N_{mic} [\mu g\ g^{-1}]$			$P_{mic} [\mu g\ g^{-1}]$			$C_{mic} : N_{mic} : P_{mic}$
LN	Of	5326	557	Aa	907	211	Aa	221	71	Aa	24.1 : 4.1 : 1
	Oh	3903	450	ABb	615	59	Aa	137	60	Aa	28.4 : 4.5 : 1
	Ah	2232	618	Ac	381	99	Ab	36	33	ABb	62.5 : 10.7 : 1
LS	Of	7553	1275	Ba	1286	63	Ba	153	31	Aa	49.2 : 8.4 : 1
	Oh	4434	315	Ab	910	94	Bb	121	24	Aa	36.5 : 7.5 : 1
	Ah	2711	862	Ac	484	180	Ac	75	41	Aa	36.2 : 6.5 : 1

Tab. 12: Gram-positive bakterielle, gram-negative bakterielle, und pilzliche PLFAs sowie VA-Mykorrhiza-bürtige NLFAs (Mittelwert, *Standardabweichung*) in Auflage- und Ah-Horizonten der Moderprofile am Nordhang (LN) bzw. Südhang (LS) des Standorts *Lange Au*. Erklärung der Buchstaben vgl. Tab. 11.

		Gram (+) bacterial PLFAs [nmol g ⁻¹]			Gram (-) bacterial PLFAs [nmol g ⁻¹]			Bacterial PLFAs [nmol g ⁻¹]			Fungal PLFAs [nmol g ⁻¹]			Mycorrhizal NLFAs [nmol g ⁻¹]		
LN	Of	192	33	Aa	143	26	Aa	449	42	Aa	139	9	Aa	136	56	Aa
	Oh	140	0	Aa	60	10	Aa	255	12	Aa	31	5	Aa	53	5	Ab
	Ah	79	6	Aa	23	4	Aa	140	15	Aa	8	0	Aa	18	12	Aab
LS	Of	199	3	Aa	89	31	ABa	426	23	Aa	159	44	Aa	166	96	Aa
	Oh	215	17	Aa	50	9	Ab	360	54	Ab	48	6	Aa	76	8	Aa
	Ah	138	2	Aa	27	3	Aab	234	11	Aab	16	8	Aa	49	28	Aa

Tab. 13: Potentielle Aktivitäten der Enzyme β -Glucosidase, Phenoloxidase, Saure Phosphomonoesterase (P-Monoesterase), Phosphodiesterase (P-Diesterase) und Amino-peptidase (Mittelwert, *Standardabweichung*) in Auflage- und Ah-Horizonten der Moderprofile am Nordhang (LN) bzw. Südhang (LS) des Standorts *Lange Au*. Erklärung der Buchstaben vgl. Tab. 11.

		β -Glucosidase [nmol sb. g ⁻¹ h ⁻¹]			Phenoloxidase [nmol sb. g ⁻¹ h ⁻¹]			P-Monoesterase [nmol sb. g ⁻¹ h ⁻¹]			P-Diesterase [nmol sb. g ⁻¹ h ⁻¹]			Amino-peptidase [nmol sb. g ⁻¹ h ⁻¹]		
LN	Of	9659	2823	Aa	87029	27788	Aa	44835	8907	Aa	5989	622	Aa	4443	1874	Aa
	Oh	4163	902	Ab	91379	31828	Aa	65095	18643	Aa	2383	572	Ab	2786	396	Aa
	Ah	1145	603	Ac	40539	13102	Ab	5560	2436	Ab	917	250	Ac	1438	603	Ab
LS	Of	8818	832	Aa	23262	8610	Ba	10760	5297	Ba	2037	149	Ba	2716	719	Aab
	Oh	5604	1766	Ab	31563	5521	Aab	8461	2464	Ba	1742	290	Aa	3260	148	Aa
	Ah	1132	534	Ac	12091	3335	Bb	2762	786	Bb	673	171	Ab	2245	742	Ab

Tab. 14: Zusammenfassende Darstellung der Expositionsabhängigkeit der untersuchten mikrobiologischen Kenngrößen zum Nachweis des Humusumsatzgrades in Moderprofilen am Standort *Lange Au*.

Parameter	Änderung von Nord- zu Südhang	Indikation	Schärfe der Änderung
C _{mic}	Anstieg	mehr mikrobielle Biomasse	mäßig
N _{mic}	Anstieg	mehr mikrobielle Biomasse	mäßig
P _{mic}	Abnahme (Ah: Anstieg)	schlechtere P-Versorgung der mikrobiellen Biomasse	gering bis mäßig
C _{mic} /N _{mic}	Abnahme	bessere N-Versorgung der mikrobiellen Biomasse	mäßig
C _{mic} /P _{mic}	Anstieg	schlechtere P-Versorgung der mikrobiellen Biomasse	hoch
PLFA	Anstieg (Oh/Ah)	mehr mikrobielle Biomasse	gering
Pilzliche PLFA/ bakterielle PLFA	Anstieg	mehr pilzliche Biomasse	gering bis mäßig
NLFA/pilzliche PLFA	O: keine; Ah: Anstieg	Ah: mehr VA-Mykorrhiza	hoch (Ah)
Enzymaktivitäten	Abnahme von: Pheno- loxidase P-Monoesterase P-Diesterase	schlechterer Ligninabbau schlechtere Verfügbarkeit von Boden-P _{org}	hoch hoch hoch

Zusammenfassende Beantwortung der Fragestellung III (Tab. 10; 1-14):

Von den untersuchten chemischen Kenngrößen zeigten die **S-Bindungsform (MOS)** und das **$\delta^{15}\text{N}$ -Verhältnis** für **Tangelhumus die klarsten Expositionsunterschiede**. Sie deuten, wie auch das **$\delta^{13}\text{C}$ -Verhältnis**, auf **einen gehemmten Umsatz der OBS im Tangelhumus v.a. am trockeneren, wärmeren Südhang** hin. Das C/N-Verhältnis indiziert bei mäßiger Aussageschärfe das Gegenteil. Für die Humusform Moder lassen sich für die chemischen Kenngrößen keine Expositionseffekte ableiten.

Höhere mikrobielle Biomassen in den S-exponierten Moderprofilen deuten darauf hin, dass der **Um- und Abbau von OBS am Südhang aktuell intensiviert** ist. Dabei werden v.a. im Ah-Horizont **vermehrt (VA-Mykorrhiza)-Pilze** aktiv. Eine generell **schlechtere P-Verfügbarkeit** geht vermutlich mit einer **verringerten P-Mobilisierung aus organischen Quellen** (Abnahme der P-Esterase-Aktivitäten) und nach Phillips et al. (2013) mit einer **Zunahme der P-Mobilisierung aus anorganischen Quellen** (Apatit; gefällt Ca-Phytate; Prietzel et al. 2016b) einher.

3.4 Vergleich Tangelhumus-/Moderprofile

Fragestellung IV: Wie unterscheidet sich die chemische Zusammensetzung der OBS in Tangelhumusprofilen von jener angrenzender Moderhumusprofile unter gleicher Bestockung? (*Lange Au*)

Am Nordhang des Standorts *Lange Au* ist das **C/N-Verhältnis** morphologisch vergleichbarer Auflagehumushorizonte des Tangelprofils enger als in den Moderprofilen (Abb. 22); sie legen einen weiter fortgeschrittenen Umsatz der OBS im Tangelhumus nahe. Am Südhang ist das Gegenteil der Fall. Der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert und der $\delta^{15}\text{N}$ -Wert vergleichbarer Horizonte sind unabhängig von der Exposition im Tangelhumus meist höher als im Moder; d.h. auch sie indizieren (v.a. in den Oh-Horizonten) eine weiter fortgeschrittene Humusmineralisation im Tangelhumus. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Unterschiede von C/N-Verhältnis, $\delta^{13}\text{C}$ -Wert und $\delta^{15}\text{N}$ -Wert zwischen morphologisch gleichen Auflagehorizonten von Tangelhumus und Moder am Nordhang konsistente Hinweise für einen erhöhten OBS-Umsatzzustand des Tangelhumus relativ zum Moder liefern. Dies ist am Südhang nur für die Isotopenwerte, nicht jedoch für das C/N-Verhältnis der Fall.

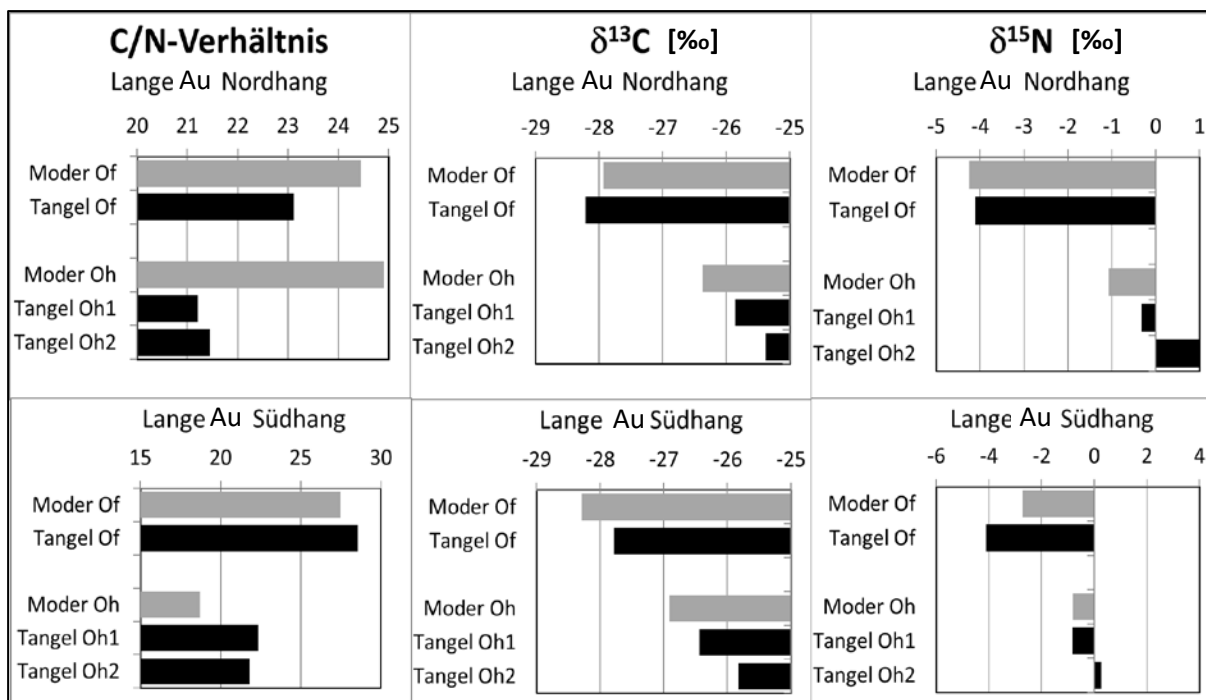


Abb. 22: (links) C/N-Verhältnisse, (Mitte) $\delta^{13}\text{C}$ - und (rechts) $\delta^{15}\text{N}$ -Signaturen in der organischen Bodensubstanz von Moder und Tangelhumus am Nordhang (oben) bzw. Südhang (unten) des Standorts *Lange Au*.

Bei den **C-Bindungsformen** (Abb. 23) deuten sich in den Oh-Horizonten der Tangelhumusprofile relativ zu jenen der Moderprofile leicht erhöhte Aryl-C-Anteile an; die Alkyl-C/O-Alkyl-C-Verhältnisse unterscheiden sich nur im Of-Horizont der Profile am Südhang.

Deutliche Unterschiede zwischen Tangelhumus und Moder weisen die Gehalte an **nicht-cellulosischen Polysacchariden** (Abb. 24) auf: Sie sind – allerdings im Widerspruch zu Ergebnissen einer früheren Studie von Prietzel et al. (2013a) – vor allem im S-exponierten Tangelhumus deutlich höher als in benachbarten Moderprofilen. Expositionsunabhängig stark erhöhte Gehalte an Mannose und Galactose sowie erhöhte **GM/AX-Verhältnisse** des Tangelhumus relativ zum Moder weisen – wie bereits von Prietzel et al. (2013a) berichtet – auf deutlich höhere Gehalte an mikrobieller Nekromasse im Tangelhumus hin.

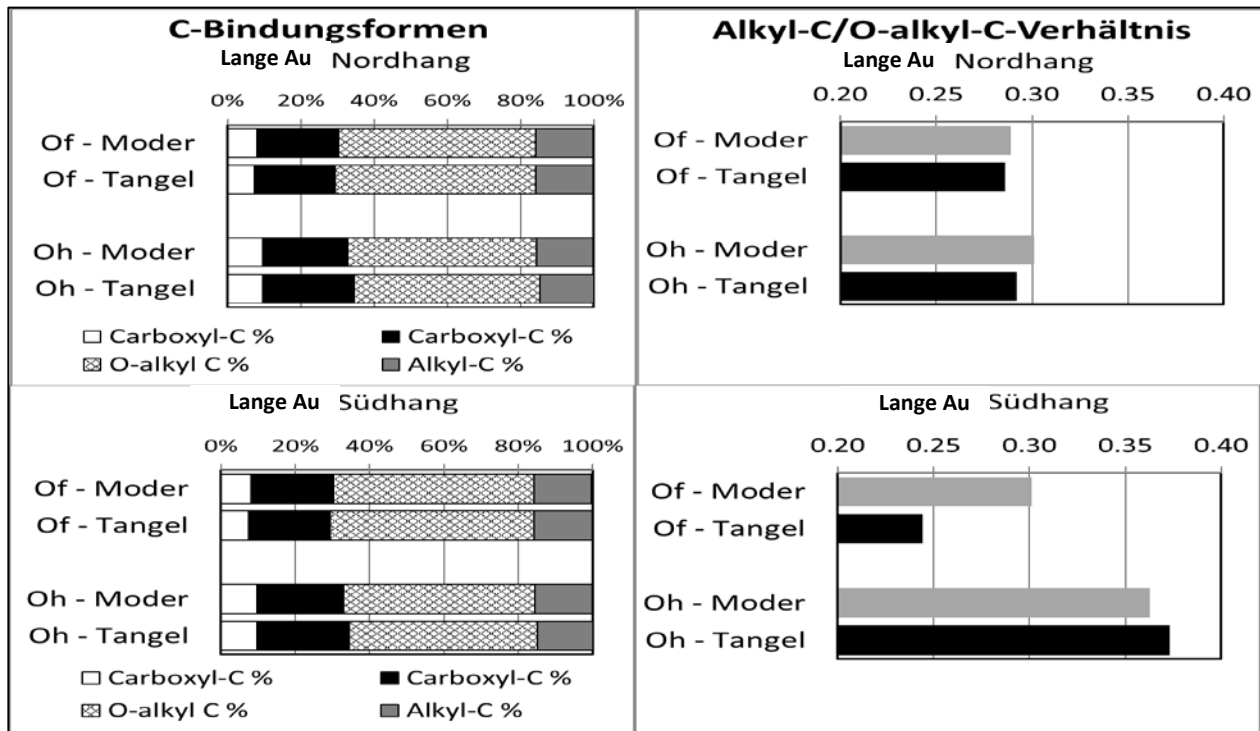


Abb. 23: (links) C-Bindungsformen und (rechts) Alkyl-C/O-Alkyl-C-Verhältnisse in der organischen Bodensubstanz von Tangelhumus und Moder am Nordhang (oben) bzw. Südhang (unten) des Standorts *Lange Au*.

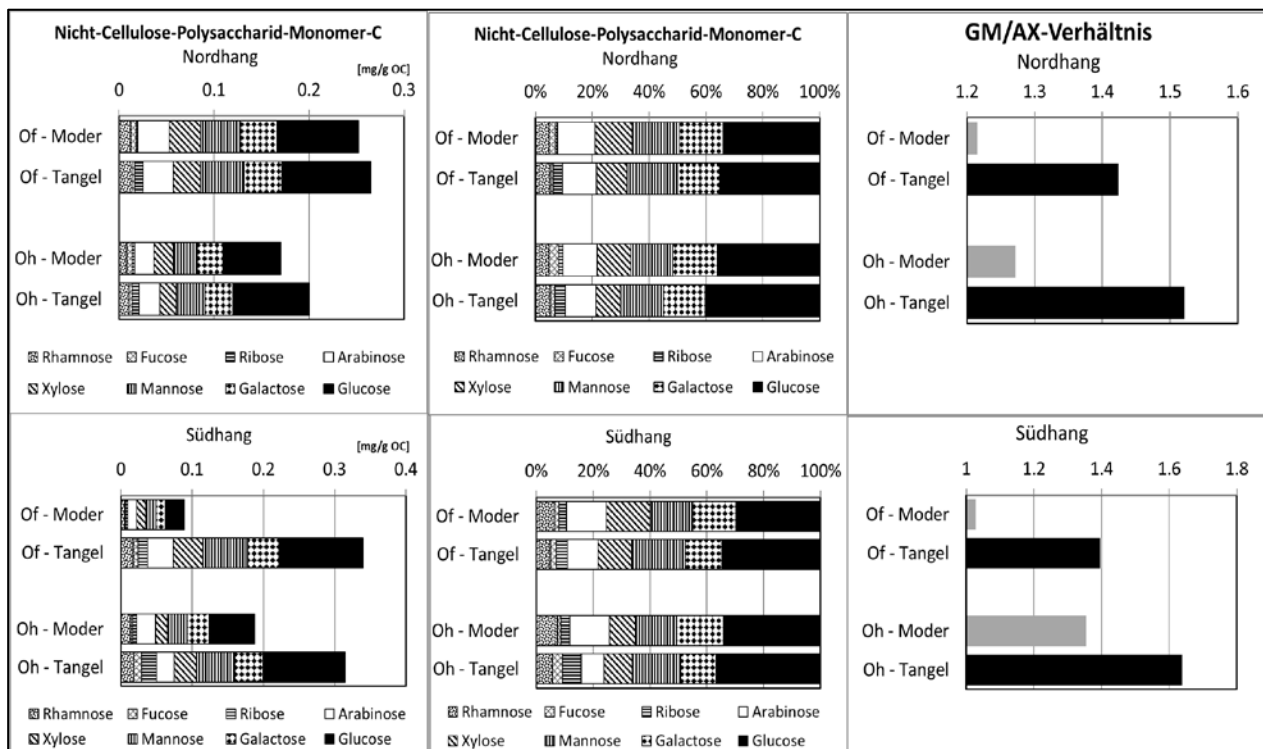


Abb. 24: Anteil verschiedenartiger nicht-cellulosischer Polysaccharidmonomere und (Galactose+Mannose)/ (Arabinose+Xylose) [GM/AX]-Verhältnis in der organischen Bodensubstanz von Tangelhumus und Moder am Nordhang (oben) bzw. Südhang (unten) des Standorts *Lange Au*.

Die **S-Bindungsformen** (Abb. 25) zeigen im Tangelhumus im Vergleich zum Moder geringere Anteile organischer Monosulfide und erhöhte Sulfonanteile. Dies indiziert einen höheren OBS-Umsetzungsgrad. Die (Ester)sulfatanteile sind im Tangelhumus deutlich geringer. Der MOS ist im Tangelhumus am Südhang gegenüber dem Moder deutlich erhöht, am Nordhang dagegen tendenziell niedriger. Die **Aminozuckergehalte**,

die Gehalte an Muraminsäure und das **Muraminsäure/Glucosamin-Verhältnis** sind im Tangelhumus expositionsunabhängig relativ zum Moder stark erhöht (Abb. 26). Offenbar enthält der Tangelhumus deutlich mehr mikrobielle, v.a. bakterielle Nekromasse (10-80% der mikrobiellen Nekromasse) als der Moder (2-20%). Die **Lignin-Phenol-Komponenten** (Abb. 27) (Summe V+S+C) und meist auch die S/V-Verhältnisse sind im Tangel relativ zum Moder tendenziell niedriger, und die Säure/Aldehyd-Verhältnisse der Vanillyl-komponenten sind stark erhöht. Alle drei Parameter belegen einen stärkeren Ab- und Umbau von Lignin im Tangel relativ zum Moder.

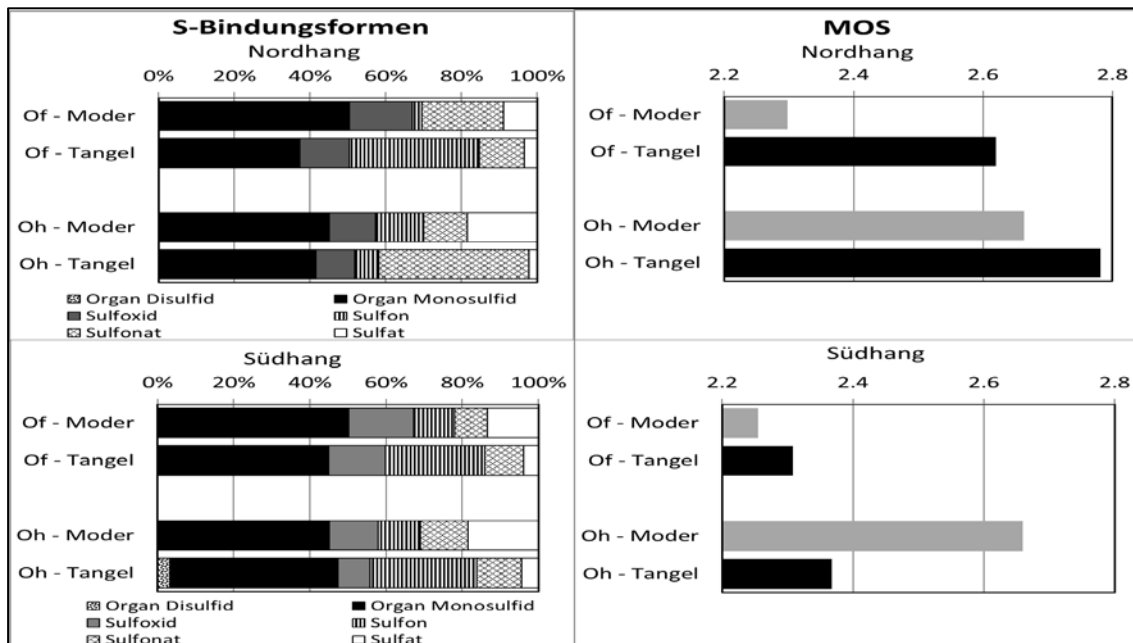


Abb. 25: Anteil verschiedenartiger S-Bindungsformen und mittlerer Oxidationszustand der S-Atome (MOS) in der organischen Bodensubstanz von Tangelhumus und Moder am Nordhang (oben) bzw. Südhang (unten) des Standorts Lange Au.

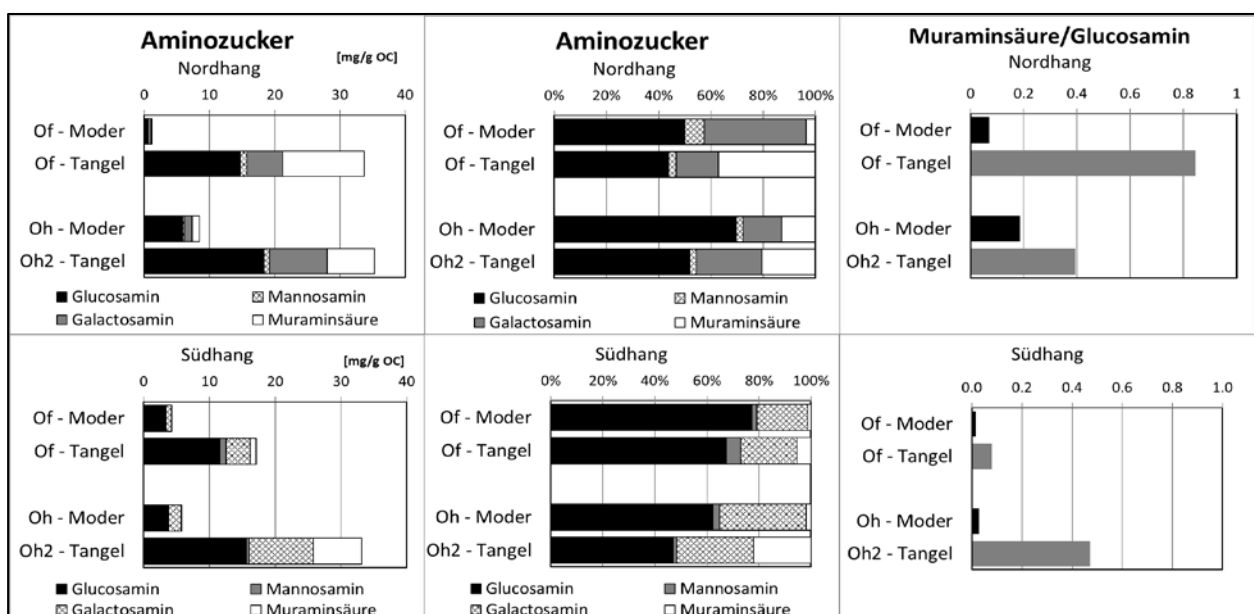


Abb. 26: Anteil verschiedenartiger Aminosäuren in der organischen Bodensubstanz von Tangelhumus und Moder am Nordhang (oben) bzw. Südhang (unten) des Standorts Lange Au.

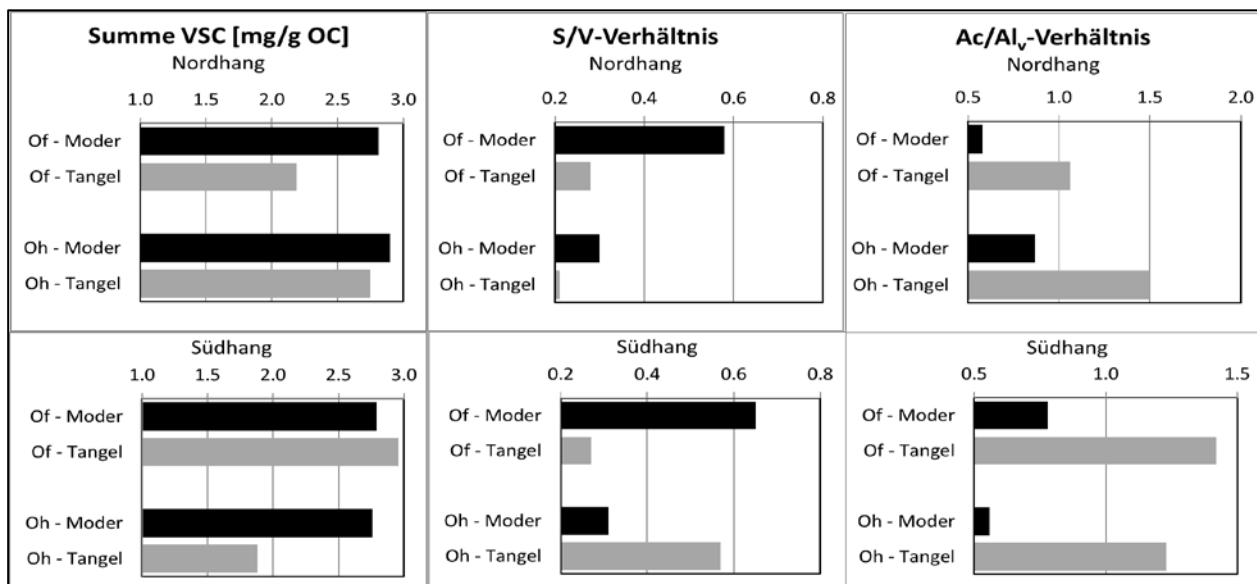


Abb. 27: Anteil verschiedenartiger Ligninkomponenten (V: Vannilyl, S: Syringyl, C: Cumaryl) in der organischen Bodensubstanz von Tangelhumus und Moder am Nordhang bzw. Südhang des Standorts *Lange Au*.

Tab. 15: Zusammenfassende Darstellung der Unterschiede der untersuchten chemischen Kenngrößen zwischen Tangelhumus- und Moderprofilen am Standort *Lange Au*.

Parameter	Änderung von Moder zu Tangelhumus	Indikation für Tangel relativ zu Moder	Schärfe der Änderung
C/N-Verhältnis	Nordhang: Anstieg Südhang: Abnahme	indifferent (überlagert von N-Verfügbarkeit?)	mäßig bis hoch
$\delta^{13}\text{C}$	Anstieg (Oh)	höherer OBS-Abbaugrad	hoch (Oh)
$\delta^{15}\text{N}$	Anstieg (Oh)	höherer OBS-Abbaugrad	hoch (Oh)
Alkyl-C/O-Alkyl-C	keine		
GM/AX	Anstieg	mehr mikrobielle Nekromasse	hoch
MOS	inkonsistent		niedrig
Aminozucker/SOC	Anstieg	mehr mikrobielle Nekromasse	hoch
Muraminsre/Glucosamin	Anstieg	mehr bakterielle, weniger pilzliche Nekromasse	hoch
Summe VSC Lignin	tendenzielle Abnahme	stärkerer Ligninabbau	mäßig
S/V Lignin	meist Abnahme	geringerer Ligninabbau	niedrig
Ac/Al _v Lignin	Anstieg	Lignin stärker umgesetzt	hoch

Zusammenfassende Beantwortung der Fragestellung IV (Tab. 15):

Viele der untersuchten Kenngrößen ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, nicht-cellulosische Polysaccharide [GM/AX-Verhältnis], Aminozucker, Muraminsäure/Glucosamin-Verhältnis, Ac/Al_v-Verhältnis) sind in Tangel und Moder sehr unterschiedlich und erlauben eine Unterscheidung beider Humusformen. Sie belegen – korrespondierend zu dem höheren Alter der OBS – einen erhöhten Umsatz- und Abbaugrad der OBS sowie wesentlicher OBS-Bestandteile (Lignin, Polyosen) und eine Anreicherung mikrobieller, v.a. bakterieller Nekromasse im Tangelhumus, v.a. in den Oh-Horizonten.

3.5 Profile mit aktuellem Humusabbau vs. Humusaufbau (abgeleitet aus Bestandesgeschichte und Bestandesdynamik)

Fragestellung V: Wie unterscheidet sich die chemische Zusammensetzung der OBS in Profilen mit aus der Bestandesdynamik abgeleiteter unterschiedlicher aktueller Humusdynamik (Humusabbau, akute Degradation, Humusaufbau) in Gebirgswäldern der Bayerischen Alpen? (*Lange Au, Seinsberg*)

3.5.1 Klimatische Kenngrößen

3.5.1.1 Standort Lange Au

Die **mittlere Lufttemperatur** in den drei in gleicher Höhe nebeneinanderliegenden S-exponierten Beständen von *Lange Au* war im degradierten, stark aufgelichteten Bestand am höchsten und im Jungbestand fast so hoch wie im degradierten Bestand (Tab. 8). Die Unterschiede zwischen den Bestandesvarianten am Südhang waren im Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) besonders ausgeprägt (Abb. 14). Die minimalen Tageswerte der Lufttemperaturen (Abb. 14a) zeigten denselben Jahresgang wie die mittlere Lufttemperatur, aber lagen im Sommer um ca. 5 K, im Winter um ca. 2 K unter den mittleren Lufttemperaturen. Die Unterschiede zwischen den Bestandesvarianten waren gering. Im Gegensatz dazu lagen die maximalen Lufttemperaturen (Abb. 14c) im Sommer 5 bis 10 K, im Winter ca. 2 K über den mittleren Lufttemperaturen; der Altbestand wies in der gesamten Messperiode die niedrigsten Werte, der degradierte Bestand die höchsten Werte auf. Vor allem im Sommer waren die maximalen Lufttemperaturen im degradierten Bestand im Mittel um 1 K (Tab. 8), in manchen Monaten bis zu 3 K (Abb. 14c) höher als in den anderen Beständen. Die tägliche Schwankung der Lufttemperatur (Abb. 14d) war im degradierten Bestand deutlich höher als in den anderen S-exponierten Bestandesvarianten. Die Amplitude sinkt in der Reihenfolge Degradierter Bestand > Jungbestand > Altbestand.

Die **mittlere relative Luftfeuchte** (Abb. 14e) lag in allen Bestandesvarianten meist zwischen 65% und 90%; im ausgesprochen sonnigen und trockenen April 2018 sank sie in allen Varianten auf Werte um 60%. Dabei wies der Altbestand am Südhang im gesamten Sommer und Herbst 2017 deutlich niedrigere Luftfeuchten auf als der ebenfalls S-exponierte degradierte, stark aufgelichtete Bestand und der gleichfalls S-exponierte Jungbestand. Während die Maximalwerte der relativen Luftfeuchte (Abb. 14g) in allen Beständen mit Ausnahme des April 2018 (85%) meist bei Werten zwischen 95% und 100% lagen, zeigten sich bei den minimalen Feuchten deutliche Unterschiede zwischen den Bestandesvarianten (Abb. 14f): Der Jungbestand wies durchgehend die höchsten Werte und die niedrigsten Tagesschwankungen (Abb. 14h) auf, der Altbestand im Frühjahr und Sommer 2017 die niedrigsten minimalen, mittleren und maximalen Luftfeuchten und die höchsten Tagesschwankungen (Tab. 8).

Die **mittlere Lufttemperatur an der Bodenoberfläche** (Abb. 15a) lag im stark aufgelichteten, degradierten Bestand mit 9,6°C im Jahresdurchschnitt um 1,5 bzw. 1,8 K über jener des Jungbestands (8,1°C) bzw. des südexponierten Altbestands (7,8°C) (Tab. 9). Im Sommer lag die Differenz bei 3 K. Vor allem die Maximaltemperaturen der Luft an der Bodenoberfläche des degradierten Bestandes lagen mit 20°C im Vergleich zu den südexponierten Bergmischwald-Alt- und -Jungbeständen (13 bis 4°C) deutlich höher; im Sommer wurden Spitzenwerte von ca. 40°C erreicht (Abb. 15c); Alt- und Jungbestand: 20 bzw. 22°C). Die Minimaltemperaturen (Abb. 15b) lagen im Jahresmittel im degradierten Bestand um 0,5 K unter jenen der anderen S-exponierten Bestände (Tab. 9). Die Temperaturschwankungen der Luft an der Bodenoberfläche waren somit im degradierten südexponierten Bergmischwaldbestand im Sommerhalbjahr doppelt so hoch, im Jahresmittel immerhin noch um rund 50% größer als in den benachbarten Alt- und Jungbeständen (Abb. 15d).

Die **Oberbodentemperaturen** waren in allen Beständen im Vergleich zur Bodenoberfläche sowohl im Jahresgang als auch im Tagesgang deutlich ausgeglichener (Abb. 15e-h). Im Mittel war die Bodentemperatur in

5 cm Tiefe unter dem stark degradierten S-exponierten Bergmischwald mit 9,2°C um 1,5 K höher als im Altbestand (7,6°C) und im Jungbestand (7,7°C). Die Jahresverläufe der minimalen (Abb. 15f) und der maximalen Oberbodentemperaturen (Abb. 15g) ähnelten stark dem Jahresverlauf der mittleren Oberbodentemperatur. Sowohl die Maximal- als auch die Minimalwerte waren im degradierten Bestand am höchsten (11,9 bzw. 7,8°C: Jungbestand 9,3 bzw. 6,8°C; Altbestand 8,3 bzw. 9,9°C; Tab. 8). Im Winterhalbjahr waren die Schwankungen der Bodentemperatur generell gering (degradiert Bestand: 1,8 K; Jungbestand: 1,1 K; Altbestand: 0,7 K; Tab. 9; bei Schneebedeckung <0,5 K; Abb. 15h). Im Sommer war die Amplitude der Oberbodentemperatur im Jungbestand doppelt, im degradierten Bestand drei Mal so groß wie im Altbestand.

3.5.1.2 Standort Seinsberg

Der Jahresgang der **mittleren Lufttemperatur** (Abb. 28a) in den Untersuchungsflächen am *Seinsberg* war jenem in der *Langen Au* sehr ähnlich. Die maximalen Werte lagen bei um 15°C im Sommer (Juni - August), die minimalen Werte bei -5°C im Februar. Wie in der *Langen Au* waren Unterschiede zwischen den Bestandsvarianten vor allem im Sommer (Juni bis August) erkennbar. Die mittlere Lufttemperatur (Tab. 16) war im dichten Jungbestand mit mutmaßlich aktuellem Humusaufbau im Jahresdurchschnitt mit 6,5°C um 0,3 K niedriger als im aufgelichteten vergrasteten Altbestand mit mutmaßlich aktuellem Humusabbau. Die höchsten Werte (6,9°C) waren auf der Lichtalmfläche zu verzeichnen. Die minimalen Lufttemperaturen waren für alle Varianten am *Seinsberg* identisch (Abb. 28b). Die maximalen Lufttemperaturen (Abb. 1-28c) sowie die Tagesschwankungen der Lufttemperatur (Abb. 28d) waren auf der Lichtalmfläche am höchsten und im vergrasteten Altbestand höher als im dichten Jungbestand. Die **mittlere relative Luftfeuchte** lag auf allen Untersuchungsflächen am *Seinsberg* meist zwischen 70% und 90% (Abb. 28e) – eine Ausnahme bildete wie in der *Langen Au* der sehr sonnige und trockene April 2018. Die mittlere relative Luftfeuchte war im Jungbestand v.a. im Sommer höher als im angrenzenden aufgelichteten Altbestand. Die Lichtalmfläche wies ganzjährig die geringsten mittleren relativen Luftfeuchten auf. Diese Unterschiede beruhten überwiegend auf ei-

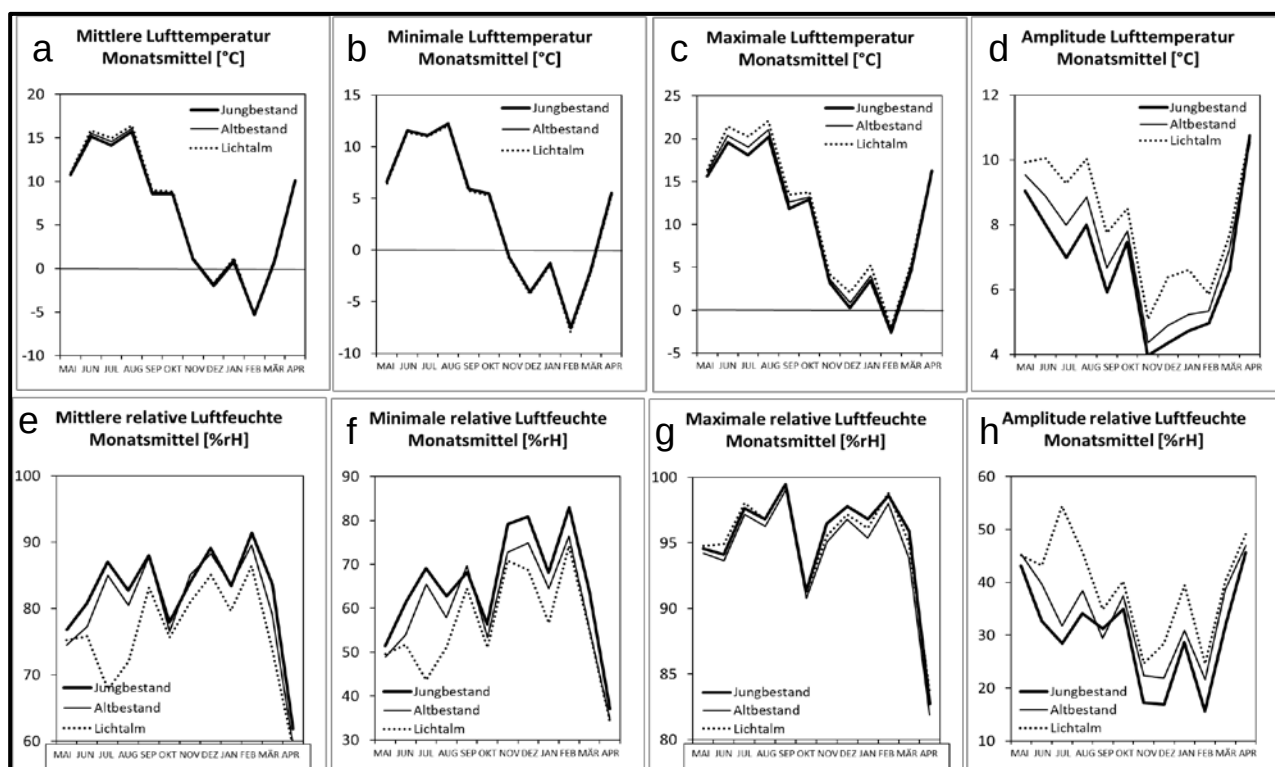


Abb. 28: Verlauf von Lufttemperatur (oben) und relativer Luftfeuchte (unten) in 1 m Höhe in Beständen des Standorts *Seinsberg* im Messjahr Mai 2017-April 2018.

Tab. 16: Jahresmittelwerte bzw. Mittelwerte für das Sommerhalbjahr (SHJ; Mai-Oktober 2017) und das Winterhalbjahr (WHJ; November 2017-April 2018) der minimalen, maximalen und mittleren Lufttemperatur bzw. relativen Luftfeuchte sowie der Temperatur- und Feuchtamplitude (Monatsmittelwerte) der Luft in 1 m Höhe in Beständen des Standorts *Seinsberg* im Messjahr Mai 2017-April 2018.

SEINSBERG		Minimal-temp.	Maximal-temp.	Mittlere Temp.	Temp. Amplitude	Minimal-feuchte	Maximal-feuchte	Mittlere Feuchte	Amplitude Feuchte
		Luft in 1 m Höhe [°C]				Relative Luftfeuchte in 1 m Höhe [%RH]			
Jungbestand	Jahr	3.6	10.3	6.5	6.7	65.1	95.2	82.2	30.1
Altbestand	Jahr	3.6	10.9	6.8	7.3	60.7	94.3	80.6	33.7
Lichtalm	Jahr	3.4	11.5	6.9	8.2	56.0	95.1	76.2	39.2
Jungbestand	SHJ	8.8	16.4	12.2	7.6	61.5	95.7	82.2	34.1
Altbestand	SHJ	8.8	17.1	12.4	8.3	58.2	95.2	80.3	37.0
Lichtalm	SHJ	8.6	17.9	12.7	9.3	51.9	95.9	74.9	43.9
Jungbestand	WHJ	-1.7	4.2	0.9	5.9	68.7	94.7	82.2	26.0
Altbestand	WHJ	-1.6	4.6	1.1	6.3	63.1	93.5	80.9	30.4
Lichtalm	WHJ	-1.9	5.2	1.1	7.1	60.0	94.4	77.5	34.4

ner ganzjährig ausgeprägten Differenzierung der minimalen relativen Luftfeuchten (Abb. 28f; Jungbestand > Altbestand > Lichtalmfläche), während die Maximalwerte sich nicht systematisch zwischen den Varianten unterschieden (Abb. 28g). Die Tagesschwankungen der relativen Feuchte waren im Jungbestand am geringsten und auf der Lichtalmfläche am höchsten (Abb. 28h).

Die mittlere **Lufttemperatur an der Bodenoberfläche** lag bei sehr ähnlichem Jahresgang (Abb. 29a) auf der Lichtalmfläche mit im Jahresdurchschnitt 10,1°C (Tab. 17) ca. 2 K über jener im aufgelichteten, degradierten Altbestand (8,2°C) und ca. 3 K über jener des Jungbestands (7,0°C). Im Sommer lag die Differenz zwischen Lichtalmfläche (16,3°C) und Altbestand (13,4°C) bei ca. 3 K; der Jungbestand war mit 11,9°C um weitere 1,5 K kühler. Bei den Maximaltemperaturen der Luft an der Bodenoberfläche betrugen die Jahresmittelwerte von Lichtalmfläche, Altbestand und Jungbestand 21,1°C, 17,5°C und 12,2°C. Die sommerlichen Spitzenwerte waren knapp 40°C auf der Lichtalmfläche, knapp 35°C im vergrasteten Altbestand und 22°C im Jungbestand (Abb. 29b). Die Minimaltemperaturen an der Bodenoberfläche (Abb. 29b) lagen im Jahresmittel im Jungbestand um 0,3 bis 0,4 K unter jenen der anderen Bestandesvarianten (Tab. 17). Die täglichen Lufttemperaturschwankungen an der Bodenoberfläche (Abb. 29d) lagen auf der Lichtalmfläche ganzjährig über jenen der Waldbestände. Im Jahresmittel war die Temperaturamplitude mit 12,5 K im vergrasteten Altbestand rund 60% größer als im Jungbestand (7,6 K), auf der Lichtalmfläche mit 16,2 K mehr als doppelt so groß.

Tab. 17: Jahresmittelwerte bzw. Mittelwerte für das Sommerhalbjahr (SHJ; Mai-Oktober 2017) und das Winterhalbjahr (WHJ; November 2017-April 2018) der minimalen, maximalen und mittleren Lufttemperatur an der Bodenoberfläche (oben) und der Bodentemperatur in 5 cm Tiefe in Beständen des Standorts *Seinsberg* im Messjahr Mai 2017-April 2018.

SEINSBERG		Minimal-temp.	Maximal-temp.	Mittlere Temp.	Temp. Amplitude	Minimal-temp.	Maximal-temp.	Mittlere Temp.	Temp. Amplitude
		Bodenoberfläche [°C]				Oberboden 5 cm Tiefe [°C]			
Jungbestand	Jahr	4.6	12.2	7.0	7.6	6.0	8.2	6.9	2.2
Altbestand	Jahr	5.0	17.5	8.2	12.5	6.9	9.6	7.9	2.7
Lichtalm	Jahr	4.9	21.1	10.1	16.2	7.9	13.3	10.0	5.4
Jungbestand	SHJ	8.7	18.1	11.9	9.4	9.5	12.4	10.7	2.9
Altbestand	SHJ	9.1	26.8	13.4	17.8	10.7	14.6	12.2	3.9
Lichtalm	SHJ	9.2	30.9	16.3	21.7	13.0	20.2	15.8	7.2
Jungbestand	WHJ	0.5	6.2	2.2	5.7	2.6	4.0	3.1	1.4
Altbestand	WHJ	0.9	8.2	3.0	7.2	3.1	4.6	3.7	1.5
Lichtalm	WHJ	0.6	11.4	3.8	10.8	2.9	6.4	4.2	3.5

Die **Oberbodentemperaturen** waren im Vergleich zur Bodenoberfläche nur wenig ausgeglichener (Abb. 15e-h). Ähnlich den Lufttemperaturen an der Bodenoberfläche lag die mittlere Oberbodentemperatur auf der Lichtalmfläche im Jahresmittel mit 10,0°C um 2 K über jener im Altbestand (7,9°C) und um 3 K über jener

im Jungbestand (6,9°C; Tab. 17). Vor allem im Sommerhalbjahr lag die maximale Bodentemperatur in 5 cm Tiefe auf der Lichtalmfläche mit 15,8°C deutlich über jenen von Altbestand (12,2°C) und Jungbestand (10,7°C). Ähnliche Muster zeigten in abgeschwächter Form die minimalen Oberbodentemperaturen (Abb. 15f; Jahresmittelwert Lichtalmfläche: 7,9°C; Altbestand 6,9°C; Jungbestand 6,0°C; Tab. 17). Die Amplitude der Oberbodentemperatur lag auf der Lichtalmfläche (Jahresmittel: 5,4 K) ganzjährig, im Altbestand (2,7 K) im Sommer über jener des Jungbestands (2,2 K).

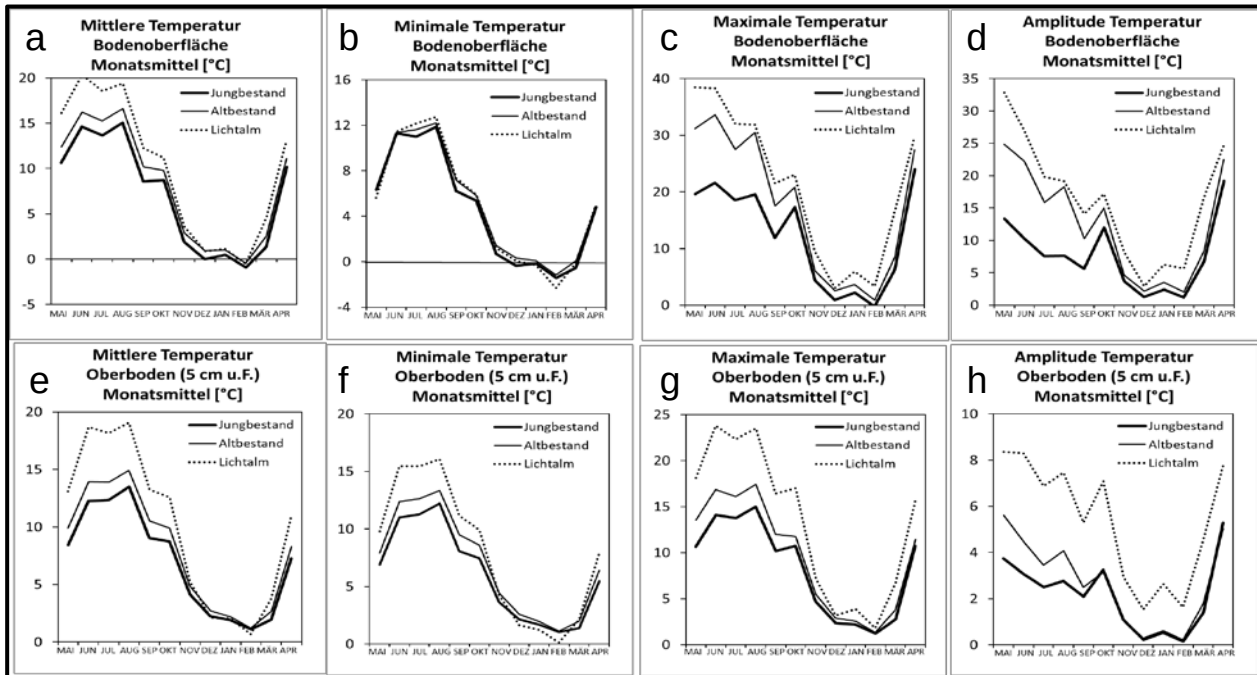


Abb. 29: Verlauf von Lufttemperatur an der Bodenoberfläche (oben) und der Bodentemperatur in 5 cm Tiefe (unten) in Beständen des Standorts Seinsberg im Messjahr Mai 2017-April 2018.

3.5.2 Bodenchemische Kenngrößen

Die **Auflagehorizonte** des **Jungbestands mit Humusaufbau** in der *Langen Au* (Abb. 30a) weisen relativ zum benachbarten Bergmischwald-**Altbestand mit Humusabbau** im Of-Horizont engere, im Oh-Horizont weitere **C/N-Verhältnisse** auf. Die $\delta^{13}\text{C}$ - und $\delta^{15}\text{N}$ -**Signaturen** sind tendenziell im Jungbestand etwas negativer, was auf einen weniger fortgeschrittenen Mineralisationszustand der OBS hinweist. Zusammenfassend lässt sich konstatieren, dass die meisten Parameter (Ausnahme: C/N-Verhältnis Of) die aufbauende Humusdynamik im Jungbestand relativ zum Altbestand zumindest in der Humusaufgabe gut widerspiegeln.

Die **C/N-Verhältnisse** der **Ah-Horizonte** (Abb. 30b) zeigen am Standort *Lange Au* (Südhang) eine tendenzielle Verengung in der Sequenz Bergmischwald-Altbestand mit Humusabbau > aufgelichteter, vergraster Bestand > regradierender Jungbestand mit Humusaufbau. Das engere C/N-Verhältnis im vergrasteten Bestand weist auf einen weiter vorangeschrittenen Humusumsatz (z.B. infolge verstärkter Besonnung und Bodenerwärmung bzw. verringertem Eintrag an frischer Streu) im aufgelichteten Bestand relativ zum Altbestand hin (Mayer et al. 2020). Die Gründe für die beobachtete weitere Verengung des C/N-Verhältnisses im regradierenden Jungbestand mit aktuellem Humusaufbau sind unklar; u.U. spielt ein engeres C/N-Verhältnis der Streu (Prietz und Ammer 2008) zumindest teilweise eine Rolle. Am Standort *Seinsberg* sind keine Unterschiede zwischen den Untersuchungsvarianten erkennbar. Die $\delta^{13}\text{C}$ -**Werte** in den Ah-Horizonten der verschiedenartigen Bestände von *Langen Au* und *Seinsberg* unterscheiden sich nicht systematisch. Die infolge der Auflichtung und daraus resultierender intensivierter Humusmineralisation zu erwartende Erhöhung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte wird hier vermutlich durch den Wandel der Streu-Isotopensignatur (die Biomasse von Gräsern weist negativere $\delta^{13}\text{C}$ -Signaturen auf als jene von Koniferen; Abb. 3) kompensiert. Die $\delta^{15}\text{N}$ -**Signaturen**

sind hingegen in den Ah-Horizonten der degradierten Altbestände – vermutlich infolge intensiver OBS-Mineralisation, Nitratreisetzung und Akkumulation von schwer abbaubarem, heterozyklisch gebundenem Residual-N tendenziell etwas höher als in den dichteren Jungbeständen mit aktuellem Humusaufbau – vermutlich infolge intensiver OBS-Mineralisation und Nitratreisetzung – und am Waldort *Lange Au* (bei sehr großer Varianz innerhalb eines Bestands) auch etwas höher als im intakten Bergmischwald.

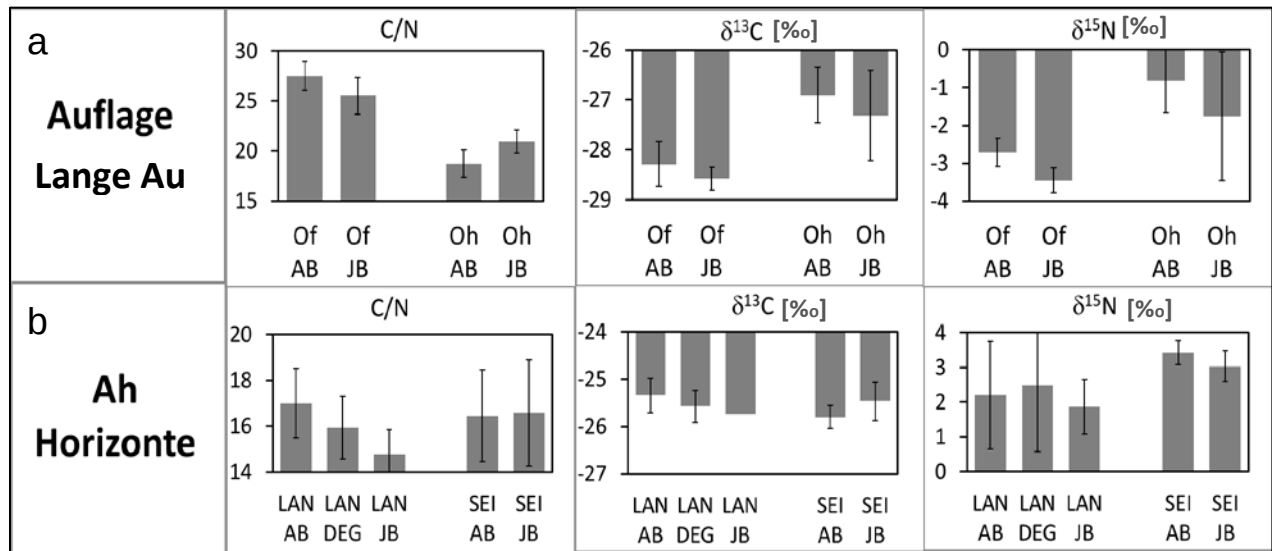


Abb. 30: (links) C/N-Verhältnisse, (Mitte) $\delta^{13}\text{C}$ - und (rechts) $\delta^{15}\text{N}$ -Signaturen in der organischen Bodensubstanz von (a) Auflage- und (b) Ah-Horizonten nebeneinanderliegender Bestände mit mutmaßlich unterschiedlicher Humusdynamik an den Standorten *Lange Au* (LAN) und *Seinsberg* (SEI). AB: Montaner Bergmischwald (Altbestand); DEG: Degradierter, vergraster Altbestand; JB: Jungbestand mit aktuellem Humusaufbau.

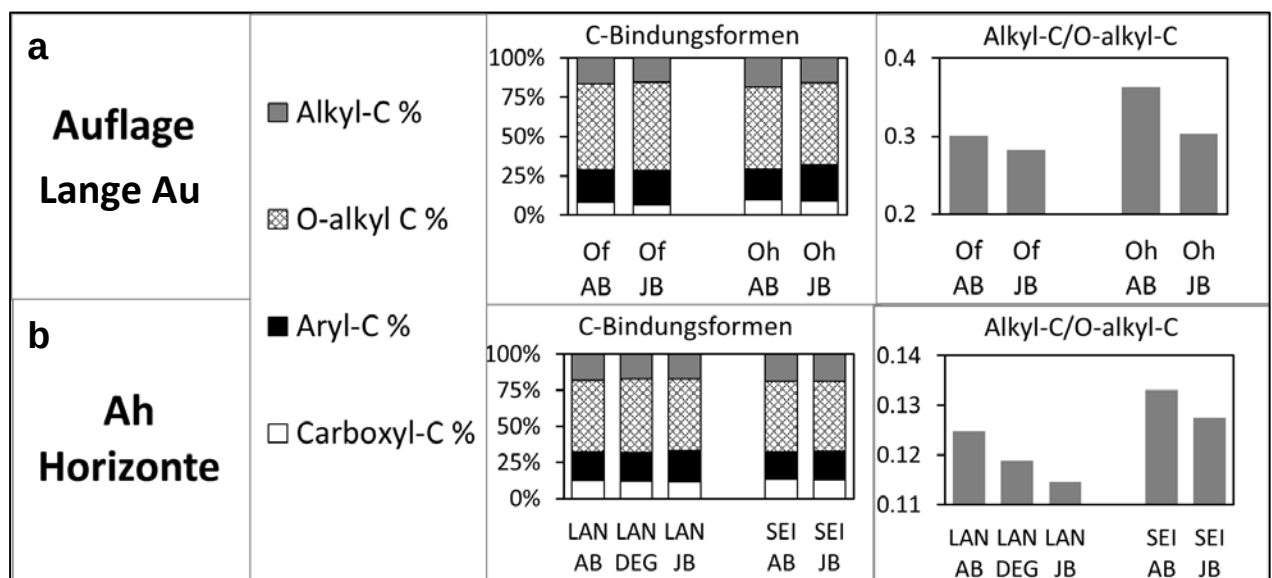


Abb. 31: (links) C-Bindungsformen und (rechts) Alkyl-C/O-Alkyl-C-Verhältnisse in der organischen Bodensubstanz von (a) Auflage- und (b) Ah-Horizonten nebeneinanderliegender Bestände mit mutmaßlich unterschiedlicher Humusdynamik an den Standorten *Lange Au* (LAN) und *Seinsberg* (SEI). AB: Montaner Bergmischwald (Altbestand); DEG: Degradierter, vergraster Altbestand; JB: Jungbestand mit mutmaßlich aktuellem Humusaufbau.

Die **C-Bindungsformen** der OBS in der Humusaufgabe (Abb. 31a) zeigen für den Jungbestand in der *Lange Au* mit Humusaufbau gegenüber dem benachbarten Altbestand mit Humusabbau deutlich höhere Anteile an Aryl-C und O-alkyl C, d.h. an relativ gut mineralisierbaren pflanzenbürtigen OBS-Komponenten (Polysaccharide), während in Altbestand abbaustabile mikrobielle Nekromasse (Alkyl-C) und vermutlich durch Ca^{2+} -

Komplexbildung (z.B. in Form von Ca-Oxalat) stabilisierte OBS-Komponenten (Carboxyl-C) vermehrt vertreten sind. Dementsprechend ist das **Alkyl-C/O-Alkyl-C-Verhältnis** im Altbestand mit Humusabbau deutlich höher als im Jungbestand mit Humusaufbau. Die Unterschiede sind in den Oh-Horizonten ausgeprägter als in den Of-Horizonten. In den Ah-Horizonten der Bestände mit unterschiedlicher Humusdynamik in der *Langen Au* und am *Seinsberg* zeigt sich das gleiche Muster (Abb. 31b): Vom Altbestand mit Humusabbau über den degradierten, stark vergrasteten Bestand zum Jungbestand mit Humusaufbau steigen die Aryl-C-Anteile und sinken die Alkyl-C-Anteile an der OBS. Das Alkyl-C/O-Alkyl-C-Verhältnis nimmt systematisch ab, was eine tendenziell „jüngere“ weniger stark umgesetzte OBS indiziert.

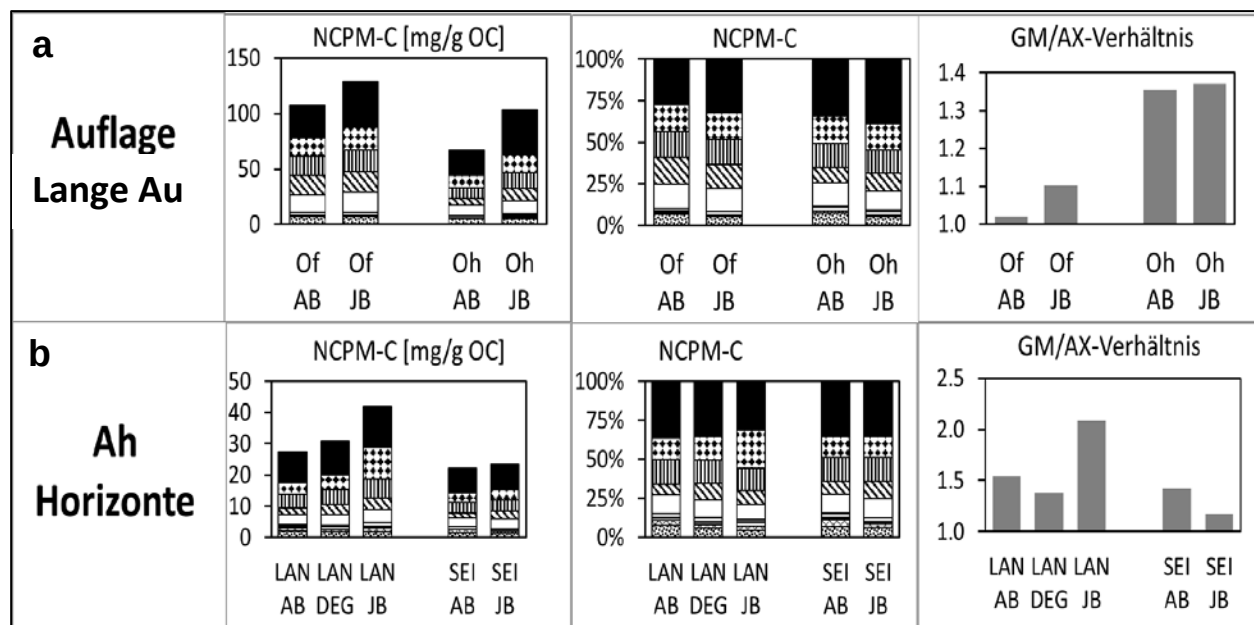


Abb. 32: Anteil verschiedenartiger nicht-cellulosischer Polysaccharidmonomere (NCPM) und (Galactose+ Mannose)/ (Arabinose+Xylose) [GM/AX]-Verhältnis in der organischen Bodensubstanz von (a) Auflage- und (b) Ah-Horizonten nebeneinanderliegender Bestände mit mutmaßlich unterschiedlicher Humusdynamik an den Standorten *Langen Au* (LAN) und *Seinsberg* (SEI). AB: Montaner Bergmischwald (Altbestand); DEG: Degradierter, vergrasteter Altbestand; JB: Jungbestand mit mutmaßlich aktuellem Humusaufbau.

Die höheren Gehalte an **nicht-cellulosischen Polysacchariden** in der Humusauflage (Abb. 32a) des Jungbestands in der *Langen Au* mit mutmaßlichem Humusaufbau gegenüber dem benachbarten Altbestand mit mutmaßlichem Humusabbau belegen einen größeren Anteil leicht abbaubarer OBS-Komponenten. Vor allem die Glucose-(Monomer)-Gehalte, aber auch die Gehalte aller anderen untersuchten Polysaccharid-Monomere sind im Jungbestand relativ zum Altbestand deutlich erhöht. Das GM/AX-Verhältnis spiegelt einerseits die vorherrschende Vegetation, andererseits bei konstanter Vegetationszusammensetzung den OBS-Umsatzgrad wider (Prietz et al. 2013a). In den untersuchten Oh-Horizonten gleichen sich Vegetationseffekte (höheres GM/AX-Verhältnis in fichtenreichem Jungbestand relativ zu buchenreichem Altbestand) und OBS-Umsatzeffekte (niedrigeres GM/AX-Verhältnis in weniger umgesetzter OBS des Jungbestands) offenbar gerade aus. In den Of-Horizonten überwiegt der Effekt des Vegetationswechsels; trotz geringerem OBS-Umsatzgrad weist dieser Horizont im humusaufbauenden Jungbestand höhere GM/AX-Relationen als der humusabbauende Altbestand auf. Auch die höheren Gehalte an nicht-cellulosischen Polysacchariden in der OBS der Ah-Horizonte des Jungbestands am Standort *Langen Au* (Abb. 32b) indizieren den zunehmenden Anteil frischer OBS; in den Ah-Horizonten am *Seinsberg* wurde dieser Effekt allerdings nicht beobachtet. Das GM/AX-Verhältnis der Bestandesvarianten in der *Langen Au* war im stark degradierten vergrasteten Bestand minimal (Dominanz von Gras- und Seggenstreu mit extrem niedrigen GM/AX-Verhältnis [$<0,2$; Prietz et al. 2013a] als OBS-Quelle) und stieg (wie in der Auflage) vegetationswechselbedingt vom Alt- zum Jungbestand an. Am Waldort *Seinsberg* mit Buchendominanz im Alt- und Jungbestand sinkt das GM/AX-

Verhältnis entsprechend der durchschnittlich weniger stark umgesetzten OBS des mutmaßlich humusaufbauenden Jungbestands.

Bei den **S-Bindungsformen** (Abb. 33) weist die Humusaufgabe des Jungbestands mit mutmaßlichem Humusaufbau am Standort *Lange Au* relativ zum Altbestand mit Humusabbau geringere Anteile an (Ester)sulfat und höhere Anteile an Sulfonat auf; dies und der leicht (Of) bzw. erheblich (Oh) niedrigere MOS indiziert einen geringen Umsetzungsgrad der OBS (Solomon et al. 2011; Prietzel et al. 2013b). In den Ah-Horizonten des degradierten Bestands in *Langen Au* ist der MOS vegetationsbedingt in Übereinstimmung mit Ergebnissen von Prietzel et al. (2013b) besonders hoch, er ist aber auch in den Jungbeständen von *Lange Au* und *Seinsberg* relativ zu den Altbeständen tendenziell erhöht.

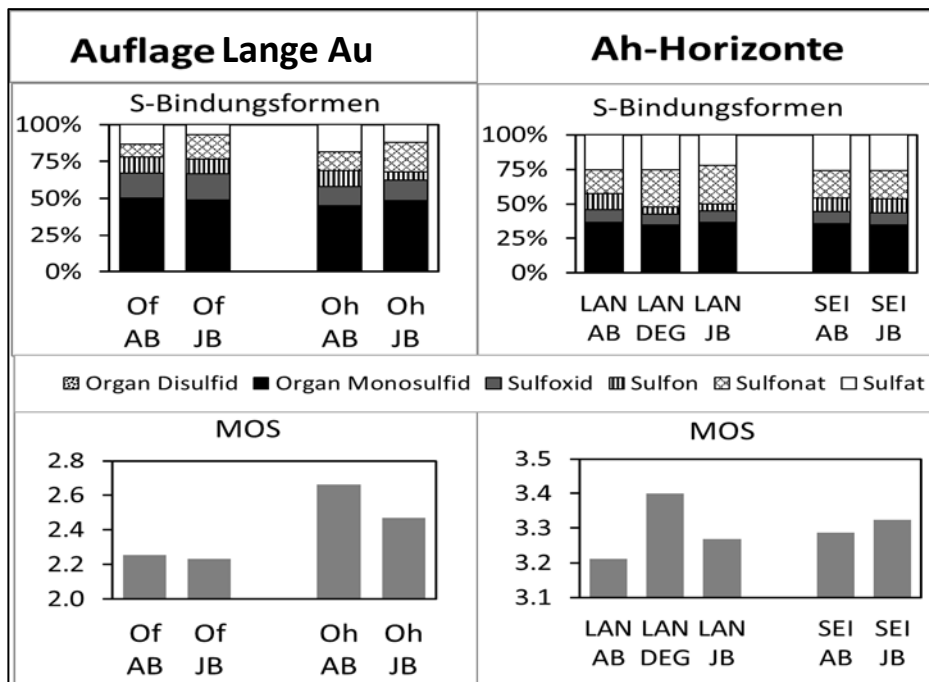


Abb. 33: Anteil verschiedenartiger S-Bindungsformen (oben) und mittlerer Oxidationszustand der S-Atome (MOS) (unten) in der organischen Bodensubstanz von (links) Auflage- und (rechts) Ah-Horizonten nebeneinander liegender Bestände mit mutmaßlich unterschiedlicher Humusdynamik an den Standorten *Lange Au* (LAN) und *Seinsberg* (SEI). AB: Montaner Bergmischwald (Altbestand); DEG: Degradierter, vergraster Altbestand; JB: Jungbestand mit mutmaßlich aktuellem Humusaufbau.

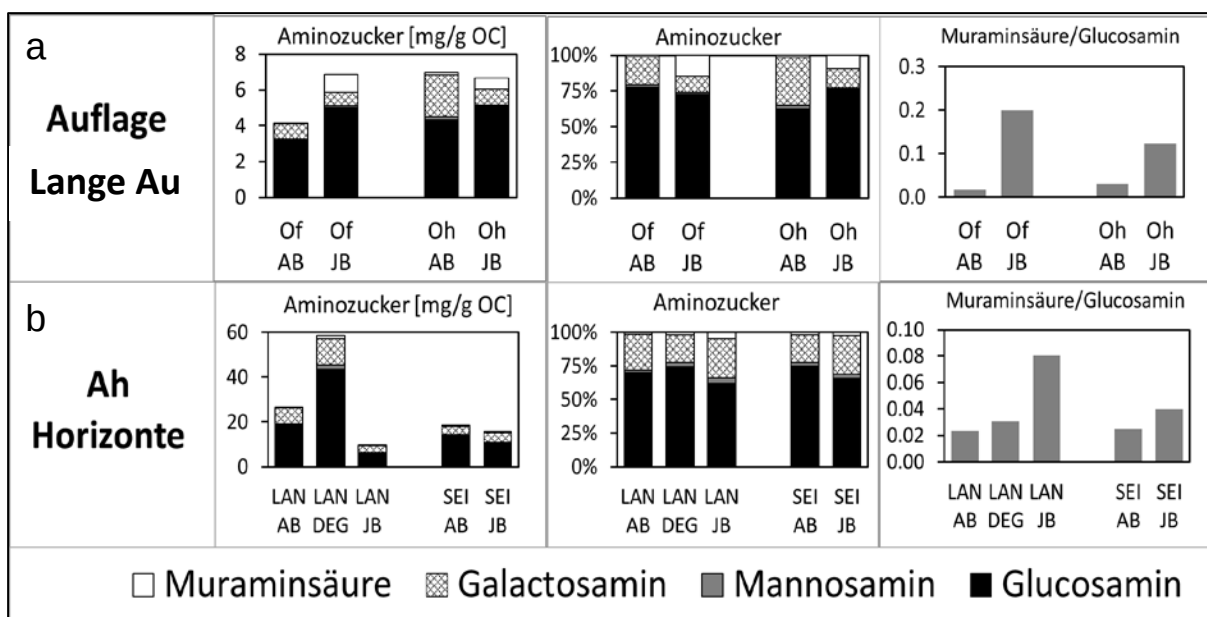


Abb. 34: Anteil verschiedenartiger Aminosäuren in der organischen Bodensubstanz von (a) Auflage- und (b) Ah-Horizonten nebeneinanderliegender Bestände mit mutmaßlich unterschiedlicher Humusdynamik an den Standorten *Lange Au* (LAN) und *Seinsberg* (SEI). AB: Montaner Bergmischwald (Altbestand); DEG: Degradierter, vergraster Altbestand; JB: Jungbestand mit mutmaßlich aktuellem Humusaufbau.

In den Of-Horizonten des Jungbestands mit mutmaßlichem Humusaufbau in der *Langen Au* sind die **Aminozuckergehalte** deutlich höher als im benachbarten Altbestand (Abb. 34a); im Oh-Horizont sind keine Unterschiede zwischen Alt- und Jungbestand vorhanden. Die geringer umgesetzte OBS in der Of-Lage des Jungbestands enthält demnach höhere Gehalte mikrobieller Nekromasse als die stärker umgesetzte OBS der Of-Lage des Altbestands. Die Gehalte an Muraminsäure und das **Muraminsäure/ Glucosamin-Verhältnis** sind im Auflagehumus des Jungbestands relativ zum Altbestand stark erhöht; die OBS wird bei aufbauender Humusdynamik demnach stärker von Bakterien (15–20% der mikrobiellen Nekromasse) umgesetzt als bei abbauender Dynamik (Anteil bakterieller Nekromasse <5%). In den Ah-Horizonten der Profile in der *Langen Au* (Abb. 34b) weist der stark vergraste degradierte Altbestand bei weitem die höchsten Aminozuckergehalte auf; die niedrigsten Gehalte finden sich im Jungbestand. Konsistent höhere Muraminsäure/Glucosamin-Verhältnisse in den Ah-Horizonten der Jungbestände im Vergleich zu den Altbeständen in der *Langen Au* und am *Seinsberg* belegen auch für die Ah-Horizonte höhere Anteile bakterieller Nekromasse an der gesamten mikrobiellen Nekromasse bei mutmaßlich aufbauender im Vergleich zu mutmaßlich abbauender Humusdynamik.

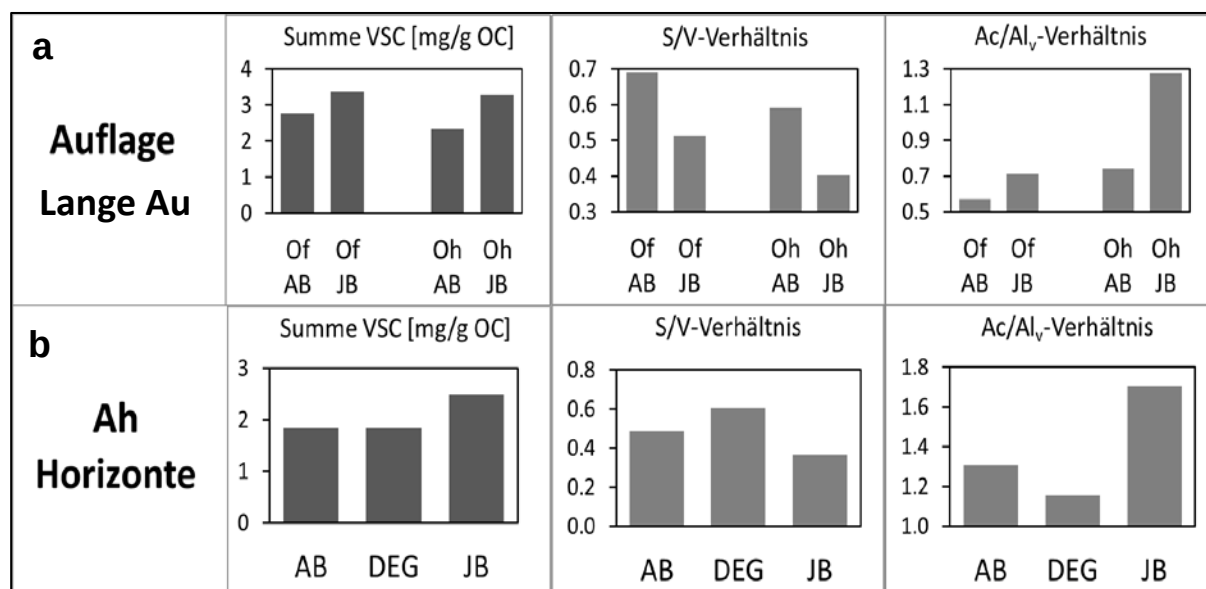


Abb. 35: Anteil verschiedenartiger Ligninkomponenten (V=Vannilyl, S=Syringyl, C=Cumaryl) in der organischen Bodensubstanz von (a) Auflage- und (b) Ah-Horizonten nebeneinanderliegender Bestände mit unterschiedlicher Humusdynamik am Standort *Lange Au*. AB: Montaner Bergmischwald (Altbestand); DEG: Degradierter, vergraster Altbestand; JB: Jungbestand mit mutmaßlich aktuellem Humusaufbau.

Die Gehalte an **Lignin-Phenol-Komponenten** (Abb. 35) (Summe V+S+C) sind in den Of-, Oh- und Ah-Horizonten des Bodens unter dem Jungbestand mit Humusaufbau in der *Langen Au* deutlich höher als im benachbarten Altbestand. Dies belegt einen geringeren Abbaugrad der OBS im Jungbestand. Höhere S/V-Verhältnisse in der OBS des Altbestandes im Vergleich zum Jungbestand sind vermutlich Folge höherer Fichtenanteile (liefern syringylarme Streu) und geringerer Buchenanteile (syringylreiche Streu) im Jungbestand. Höhere Säure/Aldehyd-Verhältnisse der Vanillylkomponenten im Jungbestand relativ zum Altbestand indizieren eine intensivere oxidative Ligninumsetzung im Jungbestand. Eine Ursache hierfür könnte die verbesserte Verfügbarkeit leicht abbaubarer C-Quellen in Böden mit aufbauender Humusdynamik sein, da der Ligninabbau co-metabolisch erfolgt (Haider, 1992).

Tab. 18: Zusammenfassende Darstellung der Verwendbarkeit der untersuchten chemischen Kenngrößen zur Charakterisierung der Humusdynamik organischer Auflagen (OBS-aufbauende vs. OBS-abbauende Dynamik).

Parameter	Änderung von Humusabbau zu Humusaufbau	Indikation für Humusaufbau	Schärfe der Änderung
C/N-Verhältnis	Of: Abnahme Oh: Anstieg	Of: höherer OBS-Umsatzgrad (???) Oh: niedrigerer OBS-Umsatzgrad	mäßig
$\delta^{13}\text{C}$	Abnahme	niedrigerer OBS-Abbaugrad	mäßig
$\delta^{15}\text{N}$	Abnahme	niedrigerer OBS-Abbaugrad	mäßig
Alkyl-C/O-Alkyl-C	Abnahme	niedrigerer OBS-Umsatzgrad	mäßig bis hoch
GM/AX	Zunahme (Of)	höherer OBS-Umsatzgrad (???)*	mäßig
MOS	Abnahme (Oh)	niedrigerer OBS-Umsatzgrad	hoch
Aminozucker/SOC	Zunahme (Of)	mehr mikrobielle Nekromasse	hoch
Muraminsre/Glucosamin	Zunahme	mehr bakterielle Nekromasse	hoch
Summe VSC Lignin	Zunahme	niedrigerer Ligninabbaugrad	hoch
S/V Lignin	Abnahme	höherer Ligninabbaugrad*	hoch
Ac/Al _v Lignin	Zunahme	intensivere Ligninoxidation	hoch

*vermutlich Interferenz durch höhere Fichtenanteile in Bestand mit aufbauender Humusdynamik

Tab. 19: Zusammenfassende Darstellung der Verwendbarkeit der untersuchten chemischen Kenngrößen zur Charakterisierung der Humusdynamik von Ah-Horizonten (OBS-aufbauende vs. -abbauende Dynamik).

Parameter	Änderung von Humusabbau zu Humusaufbau	Indikation	Schärfe der Änderung
C/N-Verhältnis	indifferent		
$\delta^{13}\text{C}$	indifferent		
$\delta^{15}\text{N}$	indifferent		
Alkyl-C/O-Alkyl-C	Abnahme	niedrigerer OBS-Umsatzgrad	mäßig bis hoch
GM/AX	Abnahme	niedrigerer OBS-Umsatzgrad	mäßig
MOS	Zunahme	höherer OBS-Umsatzgrad (???)	mäßig
Aminozucker/SOC	Abnahme	weniger mikrobielle Nekromasse	mäßig bis hoch
Muraminsre/Glucosamin	Zunahme	mehr bakterielle Nekromasse	hoch
Summe VSC Lignin	Zunahme	niedrigerer Ligninabbaugrad	mäßig
S/V Lignin	Abnahme	höherer Ligninabbaugrad*	hoch
Ac/Al _v Lignin	Zunahme	intensivere Ligninoxidation	hoch

*vermutlich Interferenz durch höhere Fichtenanteile in Bestand mit aufbauender Humusdynamik

3.5.3 Bodenmikrobiologische Kenngrößen

Die Moderprofile in den Jungbeständen der Standorte *Lange Au* und *Seinsberg* wiesen im Vergleich zu jenen im jeweiligen Altbestand niedrigere **mikrobielle Biomassen** (C_{mic}) sowie geringere Gehalte an mikrobiell gebundenem N (N_{mic}) auf (Tab. 20). Die Bodenmikroorganismen des Jungbestandes hatten meist engere C/N-Verhältnisse und am Standort *Lange Au* auch engere C/P-Verhältnisse als jene der entsprechenden Altbestände. Der stark vergraste degradierte Bestand in der *Lange Au* hatte im Ah-Horizont (Auflagen fehlen hier) im Vergleich zu den Alt- und Jungbeständen deutlich niedrigere Gehalte mikrobiell gebundenem C, N und P. Die Unterschiede waren allerdings aufgrund starker räumlicher Variabilität und der geringen Stichprobenanzahl nur selten statistisch signifikant.

Tab. 20: Mikrobiell gebundener C, N und P (Mittelwert, Standardabweichung) in Auflage- und Ah-Horizonten der Moderprofile im Altbestand (AB), degradiertem Bestand (DEG) und Jungbestand (JB) der Standorte *Lange Au* (LAN) und *Seinsberg* (SEI). Unterschiedliche Großbuchstaben indizieren signifikante ($p < 0,05$; $n=3$) Unterschiede zwischen Bestandesvarianten, Kleinbuchstaben signifikante Unterschiede zwischen Of-, Oh- und Ah-Horizonten der Profile innerhalb eines Bestandes.

		C_{mic} [$\mu g\ g^{-1}$]			N_{mic} [$\mu g\ g^{-1}$]			P_{mic} [$\mu g\ g^{-1}$]			$C_{mic} : N_{mic} : P_{mic}$
LAN	OF	7553	1275	Ba	1286	63	Ba	153	31	Aa	49.2 : 8.4 : 1
	Oh	4434	315	Ab	910	94	Bb	121	24	Aa	36.5 : 7.5 : 1
	Ah	2711	862	Ac	484	180	Ac	75	41	Aa	36.2 : 6.5 : 1
DEG	Ah	1701	292	A	328	60	A	-16	27	B	
	Of	6578	1970	Aba	1120	257	ABa	186	67	Aa	35.3 : 6.0 : 1
JB	Oh	3395	676	Bb	590	215	Ab	124	44	Aa	27.4 : 4.8 : 1
	Ah	2252	374	Ac	470	98	Ab	65	45	Aa	34.6 : 7.2 : 1
SEI	AB Ah	1973	249	D	326	51	D	17	8	D	114.1 : 18.8 : 1
	Of	4561	245	A	707	54	a	186	12	a	24.5 : 3.8 : 1
	JB Oh	2275	96	B	393	45	b	102	20	b	22.4 : 3.9 : 1
	Ah	1706	183	Dc	297	46	Dc	13	14	Dc	127.3 : 22.1 : 1

Tab. 21: Gram-positive bakterielle, gram-negative bakterielle, und pilzliche PLFAs sowie VA-Mykorrhiza-bürtige NLFAs (Mittelwert, Standardabweichung) in Auflage- und Ah-Horizonten der Moderprofile im Altbestand (AB), degradiertem Bestand (DEG) und Jungbestand (JB) der Standorte *Lange Au* (LAN) und *Seinsberg* (SEI). Erklärung der Buchstaben vgl. Tab. 19.

		Gram-positive bakterielle PLFAs [$nmol\ g^{-1}$]			Gram-negative bakterielle PLFAs [$nmol\ g^{-1}$]			Bakterielle PLFAs [$nmol\ g^{-1}$]			Pilzliche PLFAs [$nmol\ g^{-1}$]			VA-Mykorrhiza-bürtige NLFAs [$nmol\ g^{-1}$]		
LAN	OF	199	3	Aa	89	31	ABa	426	23	Aa	159	44	Aa	166	96	Aa
	Oh	215	17	Aa	50	9	AB	360	54	Ab	48	6	Aa	76	8	Aa
	Ah	138	2	A	27	3	Aab	234	11	Aab	16	8	Aa	49	28	Aa
DEG	Ah	80	14	Aa	18	2	A	142	23	A	15	3	A	104	5	A
	Of	212	34	Aa	76	19	Ba	415	60	Aa	155	49	Aa	138	18	Aa
JB	Oh	182	18	Aa	62	13	Aa	323	51	Aa	73	12	Aa	55	43	Aa
	Ah	123	0	Aa	24	3	Aa	213	4	Aa	18	2	Aa	60	7	Aa
SEI	AB Ah	90	10	D	25	4	D	166	21	D	16	4	D	46	13	D
	Of	175	7	a	110	8	A	389	18	a	154	28	A	122	22	A
	JB Oh	170	7	a	72	19	B	324	18	b	44	14	B	39	3	Ab
	Ah	82	7	Db	23	1	Dc	154	15	Dc	9	1	Ec	39	10	Db

Die **PLFA- und NLFA-Analysen** (Tab. 21) ergaben für die Moderprofile in den Jungbeständen der Standorte *Lange Au* und *Seinsberg* im Vergleich zu den Altbeständen keine Unterschiede hinsichtlich der Biomasse an Bakterien, Pilzen und VA-Mykorrhiza. Der stark vergraste degradierte Bestand in der *Langen Au* zeigte allerdings im Ah-Horizont im Vergleich zu den Alt- und Jungbeständen geringere Gehalte an Bakterien und deutlich höhere Gehalte an VA-Mykorrhiza. Die Moderprofile des Jungbestandes in der *Langen Au* wiesen im Vergleich zu jenen des Altbestandes sowohl in den Auflage- als auch in den Ah-Horizonten deutlich höhere **potentielle Aktivitäten aller untersuchten Enzyme** auf (Tab. 22); in den Ah-Horizonten des Standorts *Seinsberg* war dies dagegen nicht der Fall. Der stark vergraste degradierte Bestand in der *Langen Au* zeigte im Ah-Horizont die höchsten P-Diesterase- und die niedrigsten P-Monoesterase- und β -Glucosidase-Aktivitäten aller Bestandesvarianten.

Tab. 22: Potentielle Aktivitäten der Enzyme Saure Phosphomonoesterase (P-Monoesterase), Phosphodiesterase (P-Diesterase), β -Glucosidase, leu-Aminopeptidase und Phenoloxidase (Mittelwert, Standardabweichung) in Auflage- und Ah-Horizonten der Moderprofile im Altbestand (AB), degradiertem Bestand (DEG) und Jungbestand (JB) der Standorte *Lange Au* (LAN) und *Seinsberg* (SEI). Erklärung der Buchstaben vgl. Tab. 19.

		β -Glucosidase			Phenoloxidase			P-Monoesterase			P-Diesterase			Aminopeptidase		
		[nmol sb. g ⁻¹ h ⁻¹]			[nmol sb. g ⁻¹ h ⁻¹]			[nmol sb. g ⁻¹ h ⁻¹]			[nmol sb. g ⁻¹ h ⁻¹]			[nmol sb. g ⁻¹ h ⁻¹]		
LAN AB	OF	8818	832	Aa	23262	8610	Ba	10760	5297	Ba	2037	149	Ba	2716	719	Aab
	Oh	5604	1766	Ab	31563	5521	Aab	8461	2464	Ba	1742	290	Aa	3260	148	Aa
	Ah	1132	534	Ac	12091	3335	Bb	2762	786	Bb	673	171	Ab	2245	742	Ab
DEG	Ah	837	160	A	13062	3544	B	2100	478	B	963	255	A	1659	146	A
JB	Of	10418	1919	Aa	71333	10363	ABa	17538	8122	Ba	3106	823	Ca	3046	1028	Aa
	Oh	6764	3049	Aa	83688	22309	Aa	29100	14688	Ca	3277	1333	Aa	5168	2093	Aa
	Ah	1203	229	Ab	23366	8952	Aba	3061	1001	Bb	858	42	Ab	1596	380	Aa
SEI AB	Ah	859	328	D	21092	1990	D	3508	466	D	924	144	D	1421	283	D
JB	Of	13217	4172	a	124927	61905	a	35191	6373	A	3013	617	A	6195	1422	A
	Oh	4923	2689	b	47777	10958	b	55392	7252	B	2510	236	A	3015	951	B
	Ah	1094	118	Dc	19781	5832	Dc	2903	275	Dc	810	59	Db	1422	114	Dc

Tab. 23: Zusammenfassende Darstellung der Eignung der untersuchten mikrobiologischen Kenngrößen zur Charakterisierung der Humusdynamik in Moderprofilen am Standort *Lange Au*.

Parameter	Änderung von Humusabbau zu Humusaufbau	Indikation	Schärfe der Änderung
C _{mic}	Abnahme	weniger mikrobielle Biomasse	gering bis mäßig
N _{mic}	Abnahme	weniger mikrobielle Biomasse	gering bis mäßig
P _{mic}	keine (Of: Zunahme)	Of: bessere P-Versorgung der mikrobiellen Biomasse	Of: mäßig
C _{mic} /N _{mic}	Abnahme	bessere N-Versorgung der mikrobiellen Biomasse	gering
C _{mic} /P _{mic}	Abnahme (LAN)	bessere P-Versorgung der mikrobiellen Biomasse	Of, Oh: hoch Ah: niedrig
PLFA	keine		
Pilzliche PLFA/ bakterielle PLFA	keine		
NLFA/Pilzl. PLFA	keine		
Enzymaktivitäten	Zunahme	besserer mikrobieller OBS-Umsatz/Nährstoffnachlieferung	hoch

Zusammenfassende Beantwortung der Fragestellung V (Tab. 18, 19, 23):*(gilt nur für Moderhumus!)*

Von den untersuchten chemischen Kenngrößen eigneten sich vor allem die Verhältnisse **von Alkyl-C/O-Alkyl-C, Muraminsäure/Glucasamin und Säure/Aldehyd der Lignin-Vanillyl-Komponenten** sowie der **mittlere S-Oxidationszustand (MOS)** und die **Summe an Ligninkomponenten (Σ VSC)** für eine **gute Unterscheidung von aufbauender vs. abbauender Humusdynamik** in Humusaufgaben. Die Parameter belegen einen **durchschnittlich niedrigeren OBS-Umsatzgrad** (Alkyl-C/O-Alkyl-C; MOS; Σ VSC), bei gleichzeitig **intensiverem oxidativen Ligninumbau** (Ac/Al_v). Höhere OC-normalisierte Aminosuckergehalte und Muraminsäure/Glucosamin-Relationen weisen auf eine **Anreicherung von mikrobieller Nekromasse** bei relativ **geringer mikrobieller Biomasse mit guter N- und P-Versorgung bei aufbauender Humusdynamik** hin. Hohe Enzymaktivitäten indizieren **intensiven mikrobiellen OBS-Umsatz und Nährstoffnachlieferung**.

4 Zusammenfassung

Im Rahmen des Arbeitspakets I *Humuschemie und Mikrobiologie des Systems „Alpenhumus“* wurden die folgenden Fragestellungen beantwortet:

I. Wie verändert sich die chemische Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS) in Gebirgswaldböden der Bayerischen Alpen mit zunehmendem OBS-Um- und Abbaugrad mit der Bodentiefe?

Antwort: Viele der untersuchten chemischen Kenngrößen der OBS verändern sich mit der Bodentiefe und OBS-Umsatzgrad systematisch und lassen sich daher zur Charakterisierung des OBS-Umsatzgrades innerhalb eines Bodenprofils verwenden. Allerdings ist die Schärfe der Veränderungen oftmals relativ gering; d.h. bei Vergleichen von Proben aus Bodenprofilen mit unterschiedlichen Standortbedingungen bzw. unterschiedlicher aktueller bzw. historischer Vegetation ist Vorsicht geboten. Problematisch sind auch der z.T. erhebliche analytische Aufwand und Kosten bzw. die geringe Verfügbarkeit der erforderlichen Instrumente (z.B. NMR-Spektrometer; Synchrotron). Besonders hohe Aussagekraft besitzen das bereits in der Praxis als Kenngröße der Standortsbeurteilung weitverbreitete C/N-Verhältnis (geringer analytischer Aufwand, niedrige Kosten; hohe Geräteverfügbarkeit) sowie der Mittlere Oxidationszustand der Schwefel-Atome in der OBS (MOS; aber hohe Kosten und niedrige Geräteverfügbarkeit).

II. Wie wirken sich eine unterschiedliche Höhenlage und damit verbundene standortsklimatische Unterschiede auf die chemische Zusammensetzung der OBS in Gebirgswaldböden der Bayerischen Alpen aus?

Antwort: Keine der untersuchten chemischen Kenngrößen zeigte eine klare Abhängigkeit von der Meereshöhe. Mit mäßiger Aussagekraft weisen die Säure/Aldehyd-Verhältnisse der Vanillyl-Lignin-komponenten auf eine Hemmung des Ligninabbaus mit zunehmender Höhe, und außerdem die $\delta^{13}\text{C}$ - und die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte sowie die GM/AX-Verhältnisse auf einen mit zunehmender Höhe gehemmten Humusumsatz hin. Die Muramin/Glucosamin-Relationen deuten am Standort *Simetsberg*, nicht jedoch in der *Langen Au* auf eine mit zunehmender Meereshöhe größere Relevanz pilzlicher Nekromasse relativ zu bakterieller Nekromasse als OBS-Quellen.

III. Wie wirken sich bei gleicher Höhenlage eine unterschiedliche Exposition und damit einhergehende standortsklimatische Unterschiede auf die chemische Zusammensetzung der OBS von Tangelhumus- und Moderprofilen in Gebirgswäldern der Bayerischen Alpen aus?

Antwort: Von den untersuchten chemischen Kenngrößen zeigten die S-Bindungsform (MOS) und das $\delta^{15}\text{N}$ -Verhältnis für Tangelhumus die klarsten Expositionsunterschiede. Sie deuten, wie auch das $\delta^{13}\text{C}$ -Verhältnis auf einen gehemmten Umsatz der OBS im Tangelhumus v.a. am trockeneren, wärmeren Südhang hin. Höhere mikrobielle Biomassen in den S-exponierten Moderprofilen deuten auf einen aktuell intensivierten Um- und Abbau von OBS am Südhang hin. Dabei sind v.a. im Ah-Horizont vermehrt (VA-Mykorrhiza)-Pilze aktiv. Eine schlechtere P-Verfügbarkeit geht vermutlich mit verringerter P-Mobilisierung aus organischen Quellen und mit einer Zunahme der P-Mobilisierung aus anorganischen Quellen einher.

IV. Wie unterscheidet sich die chemische Zusammensetzung der OBS in Tangelhumusprofilen von jener angrenzender Moderprofile unter gleicher Vegetationsbestockung?

Antwort: Viele der untersuchten Kenngrößen ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, GM/AX-Verhältnis, Aminosucker, Muraminsäure/Glucosamin-Verhältnis, Ac/Alv-Verhältnis) sind in Tangelhumus und Moder sehr unterschiedlich und erlauben eine Unterscheidung beider Humusformen. Sie belegen einen erhöhten Umsatz- und Abbaugrad

der OBS sowie wesentlicher OBS-Bestandteile (Lignin, Polyosen) sowie eine Anreicherung mikrobieller, v.a. bakterieller Nekromasse im Tangelhumus, v.a. in den Oh-Horizonten.

V. Wie unterscheidet sich die chemische Zusammensetzung der OBS in Profilen mit unterschiedlicher aktueller Humusdynamik (Humusabbau, akute Degradation, Humusaufbau) in Gebirgswäldern der Bayerischen Alpen?

Antwort: Von den untersuchten Kenngrößen eigneten sich vor allem die Verhältnisse von Alkyl-C/O-Alkyl-C, Muraminsäure/Glucosamin und Säure/Aldehyd der Lignin-Vanillyl-Komponenten sowie der mittlere S-Oxidationszustand (MOS) und die Summe an Ligninkomponenten (Σ VSC) für eine gute Unterscheidung von aufbauender vs. abbauender Humusdynamik in Humusauflagen. Die Parameter belegen einen durchschnittlich niedrigeren OBS-Umsatzgrad (Alkyl-C/O-Alkyl-C; MOS; Σ VSC), bei gleichzeitig intensiverem oxidativen Ligninumbau (Ac/Al_v). Höhere OC-normalisierte Aminosäure-gehalte und Muraminsäure/Glucosamin-Relationen weisen auf eine Anreicherung von mikrobieller Nekromasse bei relativ geringer mikrobieller Biomasse mit guter N- und P-Versorgung bei aufbauender Humusdynamik hin. Hohe Enzymaktivitäten indizieren einen intensiven mikrobiellen OBS-Umsatz und eine gute Nährstoffnachlieferung. *Diese Aussagen gelten allerdings nur für Moderhumusprofile; Tangelhumus war an den Standorten mit akuter Degradation und Humusaufbau nicht vorhanden.*

Zur Rolle potentieller Einflussfaktoren von Tangelhumusbildung/Tangelhumusabbau

Im Rahmen der im Teilprojekt 1 durchgeführten Untersuchungen war kein systematischer Effekt erhöhter **Totholzeinträge** auf den Chemismus der organischen Bodensubstanz von Tangelhumusauflagen (z.B. in Form erhöhter Anteile an Ligninkomponenten [Σ VSC] in der OBS) nachweisbar. Die grundsätzlich plausible Rolle hoher Totholzeinträge für die Tangelhumusbildung bleibt somit im Detail weiter ungeklärt.

Im Teilprojekt 1 konnten Anzeichen für einen mit zunehmender Höhenlage, d.h. geringerer **Luft- und Bodentemperatur**, kürzerer **Vegetationsperiode** und höheren **Niederschlägen** vermehrt beeinträchtigten Ligninabbau und gehemmten Humusumsatz festgestellt werden. Im Zuge der aktuellen Klimaerwärmung werden diese Beeinträchtigungen in den Bayerischen Alpen großflächig geringer; dies könnte den von Prietzel et al. (2016a) anhand von Inventurvergleichen beobachteten starken C-Abbau von Tangelhumusstandorten in den letzten Jahrzehnten (mit)erklären.

Des Weiteren konnte herausgearbeitet werden, dass gezielte waldbauliche/jagdliche Maßnahmen (Schaffung und Erhaltung einer **dichten Überschildung**) die Temperatur des Oberbodens in Bergmischwaldbeständen der Bayerischen Alpen im Jahresmittel um 1,0 bis 1,8 K reduzieren können. Innerhalb gewisser Grenzen kann der Klimaerwärmung somit auf Bestandesebene entgegengewirkt und der damit verbundene Abbau von (Tangel)humus vermindert oder u.U. sogar verhindert werden.

Unsere Ergebnisse zeigen außerdem, dass sich in der montanen Bergmischwaldzone der Bayerischen Alpen mächtige Tangelhumusauflagen nicht nur unter speziell **kühl-feuchten Bedingungen**, sondern auch auf ausgeprägt **trockenen Kleinstandorten** bilden können. Der laufende Klimawandel führt vermutlich zu erhöhten Flächenanteilen derartiger Kleinstandorte.

5 Literatur

- Baldock JA, Oades JM, Preston CM, Nelson PN, Skene TM, Golchin A, Clarke P (1997) Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. *Austr. J. Soil Res.* 35, 1061–1083
- Ertel JR, Hedges JI (1985) Sources of sedimentary humic substances: vascular plant debris. *Geochim. Cosmochim. Acta* 49, 2097–2107.
- Ewald J, Reuther M, Nechwatal J, Lang K (2000) Monitoring von Schäden in Waldökosystemen des Bayerischen Alpenraumes. *Materialien Umwelt und Entwicklung Bayern*, 155 (235 pp.).
- Fliri F (1975) Das Klima der Alpen im Raume Tirols. *Monogr. Z. Landeskd. Tirols*, Innsbruck (454 pp.).
- Glaser B, Turrio M-B, Alef K (2004) Amino sugars and muramic acid—biomarkers for soil microbial community structure analysis. *Soil Biol. Biochem.* 36, 399–407.
- Golchin A, Clarke P, Baldock JA, Higashi T, Skjemstad JO, Oades JM (1997) The effects of vegetation and burning on the chemical composition of soil organic matter of a volcanic ash soil as shown by ^{13}C NMR spectroscopy: I. Whole soil and humic acid fraction. *Geoderma* 76, 155–174.
- Haider K (1992) Problems related to the humification processes in soils of temperate climates. *Soil Biochem.* 7, 55–94.
- Helfrich M, Ludwig B, Buurman P, Flessa H (2006) Effect of land use on the composition of soil organic matter in density and aggregate fractions as revealed by solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. *Geoderma* 136, 331–341.
- Liang C, Zhang X, Balser TC (2007) Net microbial amino sugar accumulation process in soil as influenced by different plant material inputs. *Biol. Fertil. Soils* 44, 1–7.
- Mayer M, Keßler D, Katzensteiner K (2020) Herbivory modulates soil CO_2 fluxes after windthrow: a case study in temperate mountain forests. *Eur. J. Forest Res.* 139, 383–391.
- Müller S (2018) Soil microbial properties of calcareous Leptosols with different P status and humus dynamics in mixed mountain forests of the Bavarian Alps. Master Thesis, Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München.
- Phillips RP, Brzostek E, Midgley MG (2013) The mycorrhizal-associated nutrient economy: a new framework for predicting carbon–nutrient couplings in temperate forests. *New Phytol.* 199, 41–51.
- Prietzl J (2010) Schutzwälder der Nördlichen Kalkalpen: Verjüngung, Mikroklima, Schneedecke und Schalenwild. *Schweiz. Zeitschr. Forstwes.* 161, 11–22.
- Prietzl J, Ammer, C (2008) Montane Bergmischwälder der Bayerischen Kalkalpen: Reduktion der Schalenwildsdichte steigert nicht nur den Verjüngungserfolg, sondern auch die Bodenfruchtbarkeit. *Allg. Forst Jagdztg.* 179, 104–112.
- Prietzl J, Christophel D (2014) Organic carbon stocks in forest soils of the German Alps. *Geoderma* 221–222, 28–39.
- Prietzl J, Thieme J, Neuhäusler U, Susini J, Kögel-Knabner I (2003) Speciation of sulphur in soils and soil particles by X-ray spectromicroscopy. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 422–432.
- Prietzl J, Thieme J, Salome M, Knicker H (2007) Sulfur K-edge X-ray absorption near edge fine structure spectroscopy reveals differences in sulfur speciation of bulk soils, humic acid, fulvic acid, and particle size separates. *Soil Biol. Biochem.* 39, 877–890.

- Prietzl J, Botzaki A, Tyuvkchieva N, Brettholle M, Thieme J, Klysubun W (2011) Sulfur speciation in soil by S K-edge XANES spectroscopy: Comparison of spectral deconvolution and Linear combination fitting. *Environ. Sci. & Technol.* 45, 2878–2886.
- Prietzl J, Dechamps N, Spielvogel S (2013a) Analysis of non-cellulosic polysaccharides helps to reveal the history of thick organic surface layers on calcareous Alpine soils. *Plant Soil* 365, 93–114.
- Prietzl J, Wu Y, Dümig A, Zhou J, Klysubun W (2013b) Sulfur speciation in two glacier foreland soil chronosequences assessed by S K-edge XANES spectroscopy *Eur. J. Soil Sci.* 64, 260–272.
- Prietzl J, Zimmermann L, Schubert A, Christophel D (2016a) Organic matter losses of German Alps forest soils since the 1970s most likely caused by warming. *Nature Geosci.* 9, 543–548.
- Prietzl J, Klysubun W, Werner F (2016b) Speciation of phosphorus in temperate zone forest soils as assessed by combined wet-chemical fractionation and XANES spectroscopy. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 179, 168–185.
- Prietzl J, Müller S, Kögel-Knabner I, Thieme J, Jaye C, Fischer D (2018) Comparison of soil organic carbon speciation using C NEXAFS and CPMA¹³C NMR spectroscopy. *Sci. Tot. Environ.* 628–629, 906–918.
- Prietzl J, Klysubun W, Collocho Hurtarte LC (2020) The fate of calcium in temperate forest soils – A Ca K-edge XANES study. *Biogeochemistry* (under review).
- Solomon D, Lehmann J, Knoth de Zarruk K et al. (2011) Speciation and long- and short-term molecular level dynamics of soil organic sulfur studied by X-ray absorption near-edge structure spectroscopy. *J. Environ. Qual.* 40, 704–718.
- Spielvogel S, Prietzl J, Kögel-Knabner I (2007) Changes of lignin phenol and neutral sugar pools in different soil types of a high-elevation forest ecosystem 25 years after forest dieback. *Soil Biol. Biochem.* 39, 655–668.