Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz	Heft 19 (2020)	S. 21–49	19 Fig., 5 Tab. + Anh.	urn:nbn:de:0041-afsv-01931

Scopus Indexed Journal

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz – *Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation*

www.afsv.de/index.php/waldoekologie-landschaftsforschung-und-naturschutz

Waldvegetation, Bodenchemismus und Streuqualität auf zwei Eichenstandorten des Nordwestdeutschen Tieflands

Forest vegetation, soil chemistry, and litter quality in two Oak stands in the Northwest-German Lowlands

Ingo Siebert & Martin Jansen

Abstract

The two oak stands "Harmbütteler Holz" (HH) and "Maaßel" (M), which are located close to each other in the area "Südheide", show a distinctly different vegetation composition with the same geological sequence of glacial covering sand, loamy clay and marly clay. Previous soil chemical investigations have not given any explanations for the occurrence of typical herbs, normally existing on base-rich or carbonate sites. However, both locations have different tree species compositions. Common oak (Quercus robur)*, small-leaved linden* (Tilia cordata) *and hornbeam* (Carpinus betulus) *grow in the M, while common oak and beech* (Fagus sylvatica) *predominate in the HH. The aim of the study was to identify possible factors that can explain the differences in herbal ground vegetation between M and HH.*

Vegetation records from 2009 to 2015 were used for the data analysis. The topsoil was sampled in five and the deep drilling in three places on a small scale in 2.5 cm steps. In addition, five humus samples were taken and the nutrient concentrations of the tree litter were determined. A litter bag study provided data on litter decomposition.

The results show that typical types of old forest species grow on both sites. Additionally, both stands have most likely been continuously forested since the late 18th century at the latest and can be characterized as ancient forest. The sequence of the geological substrates is very similar and does not provide an explanation, the deep drilling did not hit any calcareous Mesozoic bedrock. The soil chemical properties show that with the high spatial resolution, the pH values, the cation exchange capacity, and the base saturation are higher, especially in the top centimetres in the M than in the HH.

Compared to HH, the litter of M has higher concentrations of base cations Ca, Mg and K (Mb) and a lower proportion of Al, Fe and Mn (Ma). The higher Mb-cation content leads to faster decomposition and improved humus form. In contrast, the slower litter decomposition of the HH releases relatively more Ma-cations. Especially the small-leaved linden and hornbeam show properties of an effective "base pump". It seems that vegetation at the site M reflects the more favourable soil chemical state of the uppermost areas of the mineral soil and the better-quality humus form, which is due to the improved litter turnover.

Keywords: *forest vegetation, Oak stand, heath, litter decomposition, soil chemistry*

Zusammenfassung

Die beiden in der Südheide nahe beieinander gelegenen Eichenbestände „Harmbütteler Holz" (HH) und „Maaßel" (M) zeigen bei gleicher geologischer Abfolge von Geschiebedecksand über Geschiebelehm und Geschiebemergel eine deutlich unterschiedliche Vegetationszusammensetzung. Bisherige bodenchemische Untersuchungen gaben keine Erklärungsansätze für das in der M vorkommende Zeigerartenspektrum, das sehr viele Arten basenreicher/carbonathaltiger Standorte enthält. Allerdings weisen beide Standorte unterschiedliche Baumartenzusammensetzungen auf. In der M wachsen Stieleichen (*Quercus robur*), Winterlinden (*Tilia cordata*) und Hainbuchen (*Carpinus betulus*), während im HH Stieleichen und Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) vorherrschen. Das Ziel der Studie war es, mögliche Faktoren zu identifizieren, die die Unterschiede in der Bodenvegetation erklären können.

Für die Datenanalyse wurden Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 2009 bis 2015 verwendet. Der Oberboden wurde an fünf und der Unterboden an drei Stellen klein-skalig in 2,5 cm-Stufen beprobt. Darüber hinaus wurden fünf Humusproben genommen und die Nährstoffkonzentrationen der Baumstreu bestimmt. Eine Netzbeutelstudie lieferte Daten zur Streuzersetzung.

Die Ergebnisse zeigen, dass auf beiden Standorten typische Arten alter Waldstandorte wachsen und beide Bestände sehr wahrscheinlich spätestens seit dem ausgehenden 18. Jh. kontinuierlich bewaldet waren. Die Abfolge der geologischen Substrate ist sehr ähnlich und liefert keinen Erklärungsansatz, die Tiefenbohrungen trafen kein kalkhaltiges mesozoisches Grundgestein. Bei den bodenchemischen Eigenschaften zeigt sich, dass bei der hohen räumlichen Auflösung die pH-Werte, die Kationenaustauschkapazität und die Basensättigung insbesondere in den obersten Zentimetern in der M höher sind als im HH.

Im Vergleich zum HH weist die Streu der M höhere Konzentrationen von Ca, Mg und K sowie niedrigere Anteile von Al, Fe und Mn auf. Der höhere Mb-Kationenanteil führt zur schnelleren Streuzersetzung und verbesserten Humusform. Die langsamere Streuzersetzung des HH setzt dagegen relativ mehr Ma-Kationen frei. Besonders die Winterlinde und Hainbuche zeigen Eigenschaften einer „Basenpumpe". Es scheint also so, als würde die Vegetation am Standort M den durch die schnellere Zersetzung der qualitativ besseren Streu bewirkten günstigeren bodenchemischen Zustand der obersten Bereiche des Mineralbodens sowie die bessere Humusform widerspiegeln.

Schlüsselwörter: Ökologische Artengruppe, Eichenbestände, Heide, Streuzersetzung, Bodenchemie

1 Einleitung

Für die forstliche Standortskartierung ist die Vegetation ein wichtiges, indirektes Kriterium zur Einschätzung der abiotischen Wachstumsbedingungen (Arbeitskreis Standortskartierung 2003, 2016). Das verwendete Konzept der ökologischen Artengruppen integriert im Wesentlichen über die Standortsfaktoren Klima, Boden und Humusform (Schönhar 1993, Ewald 2003, 2007). Bei der Vegetation gilt es jedoch die Unschärfe durch die relative Standortskonstanz der Pflanzen zu berücksichtigen (Walter 1951, Thomas 2018), die Waldgeschichte (Küster 1996) sowie den Einfluss der aktuellen Bestockung (Nordén 1994 a,b, Augusto et al. 2003, Barbier et al. 2008) mit einzubeziehen. Insbesondere der Wechsel von naturnahen Laubbaumbestockungen hin zu Nadelbäumen beeinflusst die Artenzusammensetzung der krautigen Vegetation stark (Walentowski & Ewald 2016). Dennoch kann angenommen werden, dass bei weitgehend gleicher Bestockung und abiotischen Wachstumsfaktoren die Vegetationszusammensetzung ähnlich ist und damit Indikatoreigenschaften hinsichtlich der wichtigen Standorteigenschaften Wasser- und Nährstoffhaushalt hat (Arbeitskreis Standortskartierung 2003, 2006).

In der Südheide, im Raum Gifhorn, gibt es zwei nah beieinander liegende alte Laubbaumbestände, Harmbütteler Holz (HH) und Maaßel (M) (Abb. 1), für die diese Grundannahme so nicht zutrifft. Es sind beides hauptsächlich mit Stieleichen bestockte durchgewachsene alte Mittelwälder, die im Zuge der Umwandlung in Hochwälder mit anderen Laubbaumarten unterbaut wurden, insbesondere mit Rotbuche, Hainbuche und Winterlinde. Die M zeigt ein deutlich anderes Vegetationsmuster als das HH mit dem gehäuften Vorkommen von Arten, die sehr gute Humusformen bzw. Basizität im Oberboden anzeigen. Beide Standorte werden schon seit einigen Jahrzehnten im Rahmen von Exkursionen besucht und regelmäßig sowohl hinsichtlich der Artenzusammensetzungen als auch der Bodenchemie analysiert. Auf Grund der bisherigen Untersuchungen konnten jedoch keine plausiblen klimatischen, geologischen oder bodenökologischen Faktoren gefunden werden, die diese über lange Jahre validen und konsistenten Unterschiede in der Artenzusammensetzung erklären.

Ziel dieser Untersuchung war es, Faktoren zu identifizieren, die die Unterschiede in der Bodenvegetation beider Standorte, trotz ähnlicher Standorteigenschaften, erklären können.

2 Untersuchungsbestände

Die beiden Untersuchungsbestände M (52°24‘07.6“N 10°28‘46.7“E) und HH (52°26‘33“N 10°24‘01.8“O) liegen in Niedersachsen im Bereich der Südheide in 68 bzw. 62 m ü. NN (LBEG 2015, Abb. 1). Der Abstand beträgt Luftlinie ca. 7 km.

Abb. 1: Lage der beiden Untersuchungsflächen „Harmbütteler Holz“ und „Maaßel“ (Quelle: LBEG/Cardomap3 mit OpenStreetMap, veränd.).

Fig. 1: *Location of the sampling sites „Harmbütteler Holz” and „Maaßel“ (source: LBEG/Cardomap3 with OpenStreetMap, mod.).*

Für die klimatologische Referenzperiode von 1961 bis 1990 wird im Raum Braunschweig eine Jahresdurchschnittstemperatur von 8,8 °C und ein durchschnittlicher Jahresniederschlag von 618 mm angegeben (DWD 2015).

Die Flächen liegen im Übergangsbereich zwischen dem mesozoisch geprägten Bergland und dem durch eiszeitliche Ablagerungen geprägten Tiefland. Die saaleeiszeitlich abgelagerten kalkhaltigen Grundmoränen des Drenthe-Stadiums I liegen kreidezeitlichen Kalkgesteinen oder stellenweise auch tertiären Sedimenten auf (Anonymus 2015). Bei beiden Standorten sind die Grundmoränen oberflächennah entkalkt und von weichselzeitlichen ca. 40 cm mächtigen Geschiebedecksanden überlagert (Anonymus 2015, Jansen 2015).

Die Bodenentwicklung an beiden Standorten ist wegen des vergleichbaren Klimas und den nahezu identischen geologischen Ausgangsbedingungen sehr ähnlich (Tab. 1). Die Geschiebedecksande zeigen oberflächennah bei beiden Standorten Säurebleichungsmerkmale. Im HH sind im Gegensatz zur M schon durchgehend leichte Anreicherungsfarben erkennbar, die mit einem Bsh-Horizont charakterisiert

Tab. 1: Profilansprache Maaßel/Harmbütteler Holz nach KA5 / Forstliche Standortsaufnahme (GDS = Geschiebedecksand, GL = Geschiebelehm, GM = Geschiebemergel).

Tab. 1: Properties of soil profile Maaßel/Harmbütteler Holz according to KA5 / forest site inventory (GDS= Glacial cover sand, GL = loamy till, GM = marly till).

Maaßel										
Tiefe										
[cm]	**Geolog. Schicht**	**Horizont**	**Bodenart**	**Skelett**	**Humusgehalt**	**Kalkgehalt**	**Durchwurzelung**	**Gefüge**	**Lagerungsdichte**	**pH(KCl)**
10	GDS	Aeh	Su2	5	h2	c0	W5	koh	Ld2	3,5
20	GDS	Ah-Bv	Su2	5	h2	c0	W5	koh	Ld2	3,8
40	GDS	Bv	Sl2	5	h1	c0	W4	koh/sub	Ld2	3,9
88	GL	Sw-Bv	Ls4	5	h1	c0	W3	koh/sub	Ld3	3,6
130	GL	Swd	Ls4	5	h1	c0	W3	koh/sub	Ld3	3,2
130+	GL/GM	Sd	Ls4	1	h1	c1	W3	sub	Ld3	3,4
Bodentyp: p2SS-BB schwach podsolige Pseudogley-Braunerde										
Standortstyp: 37.5.8.5										
Harmbütteler Holz										
Tiefe										
8	GDS	Ahe + Ae	Su2	3	h2	c0	W5	ein-koh	Ld2	3,3
23	GDS	Sw-Bvh	Su2	3	h2	c0	W4	koh/sub	Ld2	3,4
40	GDS	Bv-Sw	Sl2	3	h1	c0	W3	koh/sub	Ld2	3,4
55	GDS	Sw	Ls4	3	h1	c0	W2	koh/sub	Ld3	3,3
70	GL	Swd	Ls4	3	h1	c0	W2	koh/sub	Ld3	3,2
95+	GL	Sd	Ls4	3	h1	c0	W2	sub	Ld3	3,3
Bodentyp: p3SS-BB mittel podsoliger Braunerde-Pseudogley										
Standortstyp: 37.5-.8.5f, R2										

wurden (Tab. 1). Ein dominierender Bodenentwicklungsprozess ist wegen der hohen Tonanteile und kompakten Lagerung bei beiden Standorten die Pseudovergleyung. Die hydromorphen Merkmale reichen beim HH weiter in den Oberboden, so dass sich ein mittel podsolierter Braunerde-Pseudogley gebildet hat. In der M dominiert die Verbraunung im Oberboden, so dass eine schwach podsolierte Pseudogley-Braunerde ausgewiesen wurde (Jansen 2015).

Beide Bestände wurden jeweils einmal mit 3 t/ha kohlensaurem Kalk gekalkt: HH 1987, M 1994 (Evers 2020).

Bei beiden Beständen dominiert im Hauptbestand mit ungefähr 60 % Anteilsfläche ca. 140-jährige Stieleiche (*Quercus robur* L.). In der M sind auch 175 Jahre alte Exemplare zu finden (Tab. 2). Als Mischbaumarten treten in der M Winterlinden (*Tilia cordata* MILL., 28 %), Hainbuchen (*Carpinus betulus* L., 10 %), Eschen (*Fraxinus excelsior* L., 5 %) und Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L., <5 %) auf. Im HH sind neben den Stieleichen nur Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L., 35 %) vertreten (Niedersächsisches Forstplanungsamt 2007).

Die M wurde 1972 als Naturwald ausgewiesen und ist seit 1983 Naturschutzgebiet und FFH-Gebiet (Meyer et al. 2015). Deshalb wird die M unter diesen Restriktionen bewirtschaftet (Jensen 2014). Das HH hingegen unterliegt einer uneingeschränkten forstlichen Bewirtschaftung (Jensen 2014, Niedersächsisches Forstplanungsamt 2007).

Beschreibungen der vorkommenden Pflanzenarten wurden für beide Standorte seit den 1970er Jahren regelmäßig durchgeführt, aber nicht publiziert, sondern z. B. im Rahmen von Exkursionsbeschreibungen dokumentiert.

Tab. 2: Alter und Anteilflächen der Baumarten (Bu: Rotbuche, Es: Gemeine Esche, HBu: Hainbuche, SEi: Stieleiche, WLi: Winterlinde) des Hauptbestandes je Standort (M: Maaßel, HH: Harmbütteler Holz) (Niedersächsisches Forstplanungsamt 2007, verändert).

Tab. 2: *Age and relative basal area of the dominating tree species (Bu: beech, Es: ash, HBu: hornbeam, SEi: common oak, WLi: linden) of each site (M: Maaßel, HH: Harmbütteler Holz) (Niedersächsisches Forstplanungsamt 2007, mod.).*

Baumart Hauptbestand	Maaßel		Harmbütteler Holz	
	Alter [Jahr]	Anteilfläche [%]	Alter [Jahr]	Anteilfläche [%]
SEi	133/175	57	137	65
WLi	86/133	28	-	-
Es	133	5	-	-
HBu	133	10	-	-
Bu	-	<5	137	35
Summe	-	100	-	100

Die Vegetationsaufnahmen zeigen einen deutlichen Unterschied zwischen den Standorten im Spektrum der auftretenden Arten (Naeder 2020). Es erstaunt immer wieder, wenn bei sichtbarer Podsolierung und pH-Werten deutlich unter 4 im Oberboden in der M Arten wie das Ausdauernde Bingelkraut (*Mercurialis perennis*), die Nesselblättrige Glockenblume (*Campanula trachelium*), den Hohlen Lerchensporn (*Corydalis cava*), das Gelbe Windröschen (*Anemone ranunculoides*), das Sanikel (*Sanicula europaea*) und das Moschuskraut (*Adoxa moschatellina*) vorzufinden sind (Abb. 2). Diese Arten treten sonst nur auf Standorten mit hohen pH-Werten und hoher Basizität bzw. Carbonat im Boden auf. Von der in der M gut vertretenen Artengruppe 5 ist im HH lediglich Bären-Lauch (*Allium ursinum*) zu finden, der allerdings nur am Wegrand vorkommt. Ansonsten dominieren im HH die Arten des Galio odorati-Fagetum milietosum, hier in seiner für das nordwestdeutsche Tiefland typischen Ausprägung des Flattergras-Buchenwaldes (AK Standortskartierung 2016, Fischer 2003) in den Artengruppen II3a, II3b und III4a: das Busch-Windröschen (*Anemone nemorosa*), die Wimper-Segge (*Carex pilosa*), das Wald-Flattergras (*Millium effusum*), der Wald-Ziest (*Stachys sylvatica*) und Großes Hexenkraut (*Circaea lutetiana*). Diese Arten sind ebenfalls in großer Zahl in der M vertreten. Repräsentanten der nährstoffärmeren Artengruppen sind dagegen bis auf das Deutsche Geißblatt (*Lonicera periclymenum*) auf das HH beschränkt: Pillen-Segge (*Carex pilulifera*), Echter Ehrenpreis (*Veronica officinalis*) und Vielblütige Hainbinse (*Luzula multiflora*) sind typische Vertreter. Die Unterschiede zwischen beiden Standorten sind für alle Feuchtestufen sichtbar. Im feuchten Bereich IV treten im HH die Rasen-Schmiele (*Deschampsia caespitosa*) und die Knäuel-Binse (*Juncus conglomeratus*) sowie die Flatter-Binse (*Juncus effusus*) auf, während in der M in feuchteren Bereichen das Wechselblättrige Milzkraut (*Chrysosplenium alternifolium*) zu finden ist.

3 Material und Methoden

3.1 Bodenprobenahme und -analyse

Die Bodenprobenahme erfolgte im Dezember 2014 mit je fünf 50 cm langen Einschlagsäulen an zufällig ausgewählten Punkten um das Leitprofil eines jeden Standorts (Abb. 3). Die Bohrkerne wurden in 0–2,5, 2,5–5, 5–10, 10–20, 20–30, 30–40 und 40–45 cm Tiefe eingeteilt. Darüber hinaus wurden im April 2015 je drei Tiefenbohrungen bis 4 m Tiefe (in der

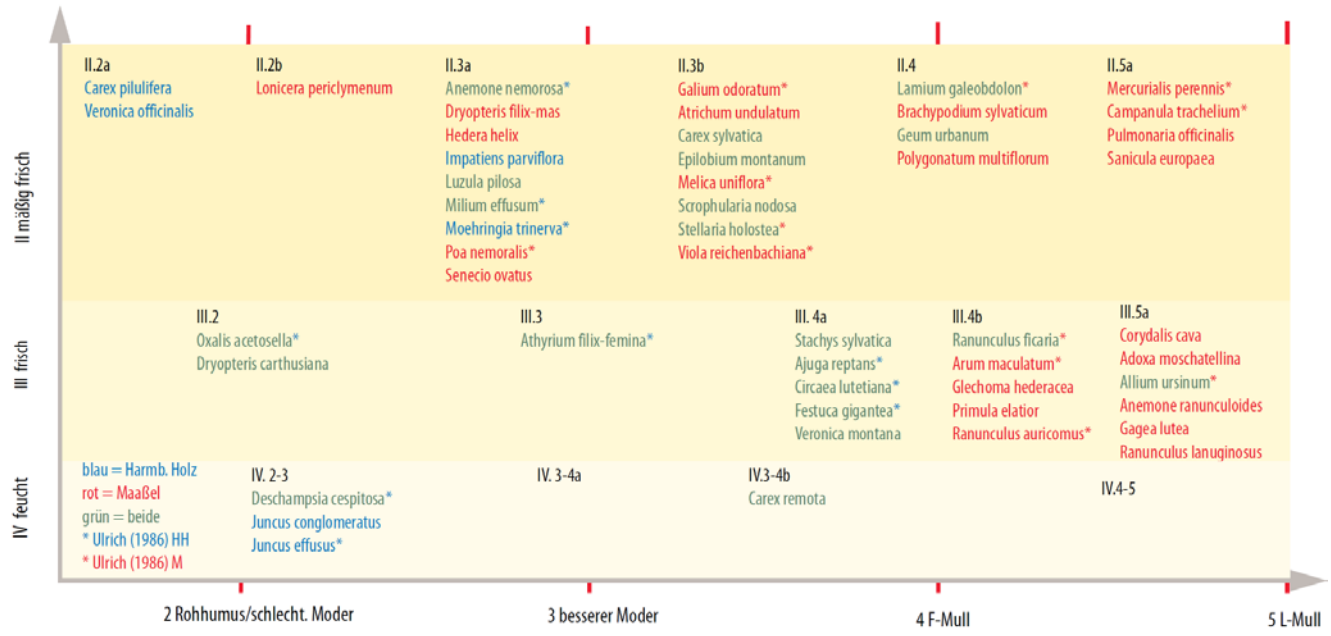


Abb. 2: Waldpflanzen der Vegetationsaufnahme von Naeder (2020) der Jahre 2009–2015 und Ulrich (1986) (blau: nur Harmbütteler Holz, rot: nur Maaßel, grün: beide) im Zeigerarten-Ökogramm nach Ewald (2007, veränd.).

Fig. 2: *Plant species according Naeder (2020) of the years 2009–2015 and Ulrich (1986) (blue: only Harmbütteler Holz, red: only Maaßel, green: both) in the ecogram from Ewald (2007, mod.).*

M eine Bohrung bis 5 m Tiefe) durchgeführt. Bis in 1 m Tiefe wurden die Bohrkerne in 10 cm Stufen unterteilt. Ab 1 m Tiefe folgten 50 cm Stufen. Die Bodenproben wurden 6 Tage bei 40 °C getrocknet und anschließend auf 2 mm abgesiebt.

Die Korngrößen wurden als Mischproben nach Atterberg bestimmt. Die pH-Wert-Messung erfolgte an einer 10 g Bodeneinwaage per Glaselektroden-pH Meter. Für die Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) wurden die Bodenproben mit 1 mol NH_4Cl-Lösung perkoliert. Bei carbonathaltigen Bodenproben wurde die potenzielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) mit gepufferter 0,1 mol $BaCl_2$-Lösung bestimmt (König & Fortmann 2012). Für den Druckaufschluss sind 100 mg Bodeneinwaage mit 65 %iger Salpetersäure versetzt und für 8 Stunden bei 180 °C im Trockenschrank aufgeschlossen worden. Die Elementgehalte der Lösungen wurden am ICP-OES gemessen. Gesamt-C und -N wurden mit dem Gerät vario EL cube der Firma Elementar gemessen. Der Calciumcarbonatgehalt [%] der gemahlenen Bodenproben wurde an C_{org}-freien Mischproben der Tiefen 0–10, 10–20, 20–30, 30–40, 50–60, 100–150, 250–300 und 350–400 cm nach Scheibler bestimmt (König & Fortmann 2012). C_{org} wurde durch Erhitzung bei 550 °C im Muffelofen für 12 Stunden eliminiert.

3.2 Humusform

Neben den Einschlagsäulen (Abb. 3) für die Oberbodenbeprobung wurden die Horizonte des Auflagehumus gemäß dem Arbeitskreis Standortskartierung (2003) angesprochen und beprobt. Mit einem kreisförmigen Humustopf (28 cm Durchmesser) erfolgte die volumenbezogene Probennahme sowie die lagenbezogene Humusvorratsberechnung in Anlehnung an König & Fortmann (2012). Für die chemische Analytik wurden die Humusproben gemahlen, die Elementgehalte mittels Druckaufschluss bestimmt (vgl. 3.1) und die Elementvorräte berechnet.

3.3 Streuproben und Netzbeutelexperiment

Im Dezember 2014 wurden je Standort zufallsmäßig zwei Streustichproben aus der frisch gefallenen L-Lage genommen. Die Streu trocknete 6 Tage bei 60 °C. Baumartenspezifisch wurden Aliquote der Streu in der Schwingmühle Retsch MM 200 gemahlen. Nach der Trocknung des Streumehls bei 105 °C erfolgte ein Druckaufschluss analog zu den Bodenproben.

Getrocknete Baumstreu wurde in 20 cm x 20 cm Netzbeutel aus Kunststoff-Armierungsgewebe mit 2 mm Maschenweite gefüllt. Vom Standort M wurden Netzbeutel der Stieleiche und Hainbuche mit 5 g Einwaage sowie mit 4 g der Winterlinde gefüllt. Stieleiche bzw. Rotbuche des Standortes HH sind mit 5 g je Netzbeutel in das Experiment einbezogen worden. Für einen Streuaustauschversuch wurden auch Mischproben aus allen genannten Streuarten in gleichen Masseanteilen je Standort und maximal 5 g je Netzbeutel gebildet. Diese Netzbeutel wurden am „streuheimischen“ und „streufremden“ Standort ausgebracht. Für jede Streuart bzw. Mischprobe wurden vier Netzbeutel in quadratischen, je 1 m^2 großen Plots je Standort nach dem Zufallsprinzip ausgelegt, um für jeden der vier Probennahmetermine vier Wiederholungen zu erhalten. Im Dezember 2014 wurden die etikettierten Netzbeutel im jeweiligen Plot platziert und mit 120 mm langen SPAX-Schrauben im Waldboden befestigt. Die Probennahme erfolgte nach 108, 173 und 293 Tagen.

Nach erneuter Trocknung der Netzbeutelinhalte im Anschluss an die Probennahme konnte der prozentuale Masseverlust bestimmt werden:

Masseverlust [%] = (Initiale Masse [g] – Masse nach Zersetzung [g]) / Initiale Masse [g] x 100

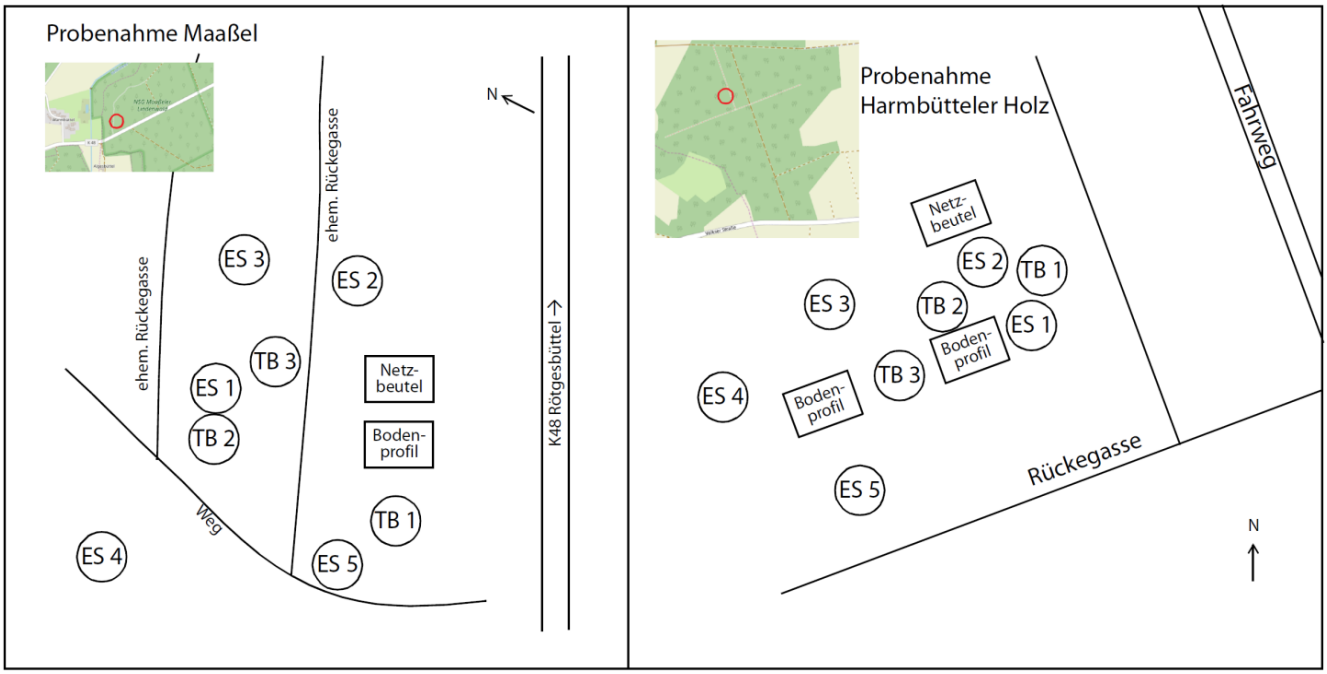


Abb. 3: Datenerhebung an den Standorten Maaßel und Harmbütteler Holz mit Lage der Bodensäulen (ES 1–5), der Tiefenbohrungen (TB 1–3), des Streuzersetzungsexperimentes (Netzbeutel) sowie den Bodenprofilen.

Fig. 3: *Sampling plots at the sites Maaßel and Harmbütteler Holz with location of top soil sampling (ES 1–5), deep drilling (TB 1–3), leaf litter decomposition experiment (litterbags) and soil profiles.*

3.4 Waldgeschichte

Zur Beurteilung, ob die historische Waldnutzung die Zusammensetzung der Pflanzenarten erklären kann, wurden verschiedene Indizien herangezogen. Zu diesen zählen die Dokumentation der Standorte in der Kurhannoverschen Landesaufnahme und der Preußischen Landesaufnahme (Wulf & Kelm 1994), Indikatorarten für historisch alte Wälder (Schmidt et al. 2014), die Kartierung der historisch alten Waldstandorte nach Glaser & Hauke (2004) und weitere Hinweise.

3.5 Vegetationsdaten und -aufnahmen

Die Vegetationsdaten wurden den Aufnahmen nach Naeder (2020) entnommen, die von Ende Mai bis Mitte Juni 2015 erhoben wurden (vgl. Abb. 2). Weiterhin beschreibt Ulrich (1986) die Vegetation beider Standorte vom 30.04.1976 (vgl. Anlage 1). Die Vegetationsaufnahmen von Naeder (2020) wurden analog zur praktischen Standortskartierung im Umkreis der Profile (ca. 20 m Radius) erfasst, wobei lediglich die Präsenz der Arten und weder deren Häufigkeit noch Deckungsgrad erfasst wurden. Die Zeigerwerte zu den Pflanzenarten wurden Ellenberg (2001) entnommen.

3.6 Statistische Analyse

Da das Skalenniveau der Zeigerwerte keine inferenzstatistischen Auswertungen im klassischen Sinn ermöglicht (vgl. Durwen 1981, vgl. Möller 1997), wurden die Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen 2015 von Naeder (2020) mittels der RIDIT-Analyse nach Bross (1958) durchgeführt. Die Berechnung erfolgte gemäß Donaldson (1998).

Für weitere inferenzstatistische Analysen wurden die Daten zunächst graphisch und anschließend mit dem Shapiro-Wilk-Test ($p < 0,05$) auf Normalverteilung geprüft. Wenn die Daten als normalverteilt beurteilt wurden, kam der Levene-Test auf Varianzhomogenität ($p < 0,05$) zur Anwendung. Parallel dazu wurden Residuenplots erstellt. Bei signifikanter einfaktorieller Varianzanalyse ($p < 0,05$) folgte ein Tukey-Test mit Bonferroni-Korrektur. Waren die Voraussetzungen der ANOVA nicht erfüllt, kam der Kruskal-Wallis-Test zur Anwendung. Bei einem p-Wert < 0,05 des Kruskal-Wallis-Tests folgte der Kruskal-Wallis-Post-hoc-Test.

4 Ergebnisse

4.1 Bodenvegetation

Zwischen der M und dem HH bestehen für die Zeigerzahlen Licht und Feuchte keine signifikanten Unterschiede (Abb. 4). Allerdings überlappen die 95 %-Konfidenzintervalle der R- und N-Zahl nicht und schließen den RIDIT von 0,5 nicht ein, womit sich die Standorte bei $p < 0,05$ in diesen Indikationen signifikant unterscheiden. Demnach indiziert die Vegetation, dass die pH-Werte und/oder der Kalkgehalt des Bodens in der M signifikant höher sind als im HH. Gleiches gilt für die Mineralstickstoff- bzw. Nährstoffversorgung (Abb. 4).

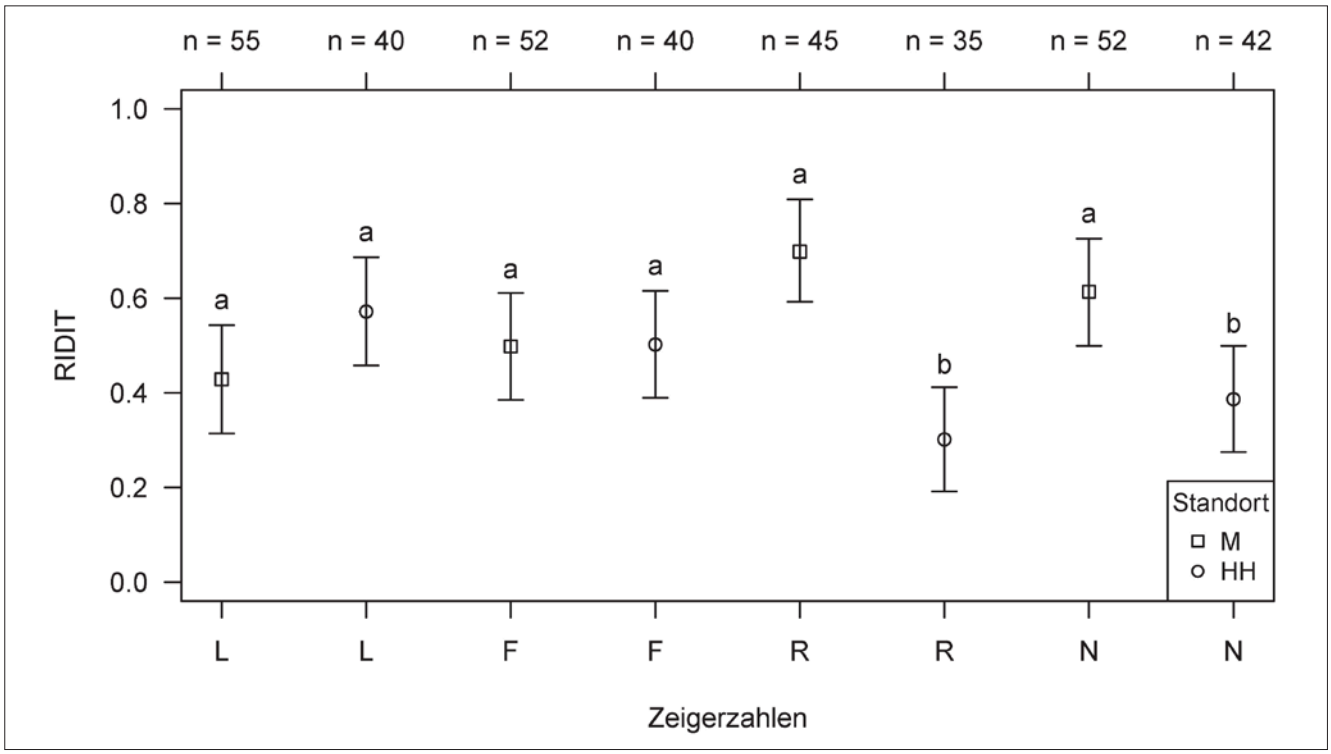


Abb. 4: RIDIT-Analyse der Zeigerzahlen (L: Licht, F: Bodenfeuchte, R: Bodenreaktion, N: Mineralstickstoffversorgung) zwischen Maaßel (M) und Harmbütteler Holz (HH). Dargestellt sind Mittelwerte der RIDITs und 95 %-Konfidenzintervalle sowie der jeweilige Stichprobenumfang (n) der Arten mit ihren Zeigerzahlen. Signifikanzen innerhalb eines Zeigerzahlenpaares sind mit unterschiedlichen Kleinbuchstaben gekennzeichnet. Pflanzen nach Naeder (2020).

Fig. 4: RIDIT-analysis of indicator numbers (L: light, F: soil moisture, R: reaction, N: mineral nitrogen) between Maaßel (M) and Harmbütteler Holz (HH). RIDIT-means and 95 % confidence intervals as well as the sample size (n) of plants with indicator number are shown. Significant differences between a pair of indicator numbers are marked with different lower case letters. Forest plants according to Naeder (2020).

4.2 Waldgeschichte

Grundlage für die Beurteilung der Waldgeschichte sind zwei historische Kartenwerke:

1. die Kurhannoversche Landesaufnahme, Blatt 119, Meinersen von 1781 im Original-Maßstab 1:21.333 1/3 im Nachdruck angepasst auf 1:25.000 (LGLN. niedersachsen.de) und

2. die Preußische Landesaufnahme von 1877 im Maßstab der Messtischblätter 1:25.000 (mapire.eu/de/).

In der Kurhannoversche Landesaufnahme von 1781 sind sowohl M als auch HH als Gebiete mit Laubwaldsignatur eingetragen. Der Originaleintrag der M lautet: „der MasSel königlich". Der Originaleintrag HH lautet: „Harmbütteler Holtz".

In der ca. 100 Jahre später entstandenen Preußischen Landesaufnahme von 1877 sind sowohl M als auch HH mit Laubwaldsignaturen verzeichnet. M wieder mit reiner Laubwaldsignatur und dem Originaleintrag: „Kgl. Forst Gifhorn Maassel". HH in dem Untersuchungsbereich ebenfalls mit Laubwaldsignatur. Südlich anschließend finden sich Nadelwaldsignaturen, überwiegend in den Bereichen, die 1781 als verbuscht kartiert wurden. Der Originaleintrag HH lautet: „Harmbüttler Holz Königl. Forst Gifhorn".

Man sieht, dass die Namen beider Standorte im Laufe der Geschichte immer wieder verändert wurden. Von „der MasSel" (1781) über „(der?/die?) Maassell" (1877) bis heute „die Maaßel". HH hieß 1781 „Harmbütteler Holtz", 100 Jahre später „Harmbüttler Holz" und heute mit „Harmbütteler Holz" eine Mischung aus 1781 und 1877. Wir haben uns an die heute übliche Schreibweise gehalten.

Die Indikatorarten für historisch alte Waldstandorte sind in der M mit einem Anteil von 53,7 % und im HH mit 53,3 % vertreten.

Sichtbare Aufwölbungen an beiden Standorten deuten auf eine anthropogene Veränderung des Oberbodens hin.

Glaser und Hauke (2004) ordnen beide Standorte als historisch alte Waldstandorte ein, die M in der Kategorie „überwiegend Laubwälder" und das HH „überwiegend Mischwälder".

4.3 Geologie und Bodenartenhauptgruppen

Die Bodenartenhauptgruppen des Oberbodens in der M setzen sich im Mittel aus etwa 71 % Sand, 19 % Schluff und 10 % Ton zusammen. Das HH hingegen weist 77 % Sand, 17 % Schluff und 6 % Ton auf. In der M ist der Oberboden durchgehend 1,1–5,7 % ton- und 0,3–2,9 % schluffreicher als das HH. Folglich besitzt das HH 1,4–8,4 % mehr Sand als die M. In den oberen Horizonten des Geschiebedecksands sind die Unterschiede am deutlichsten (Abb. 5). Anhand der

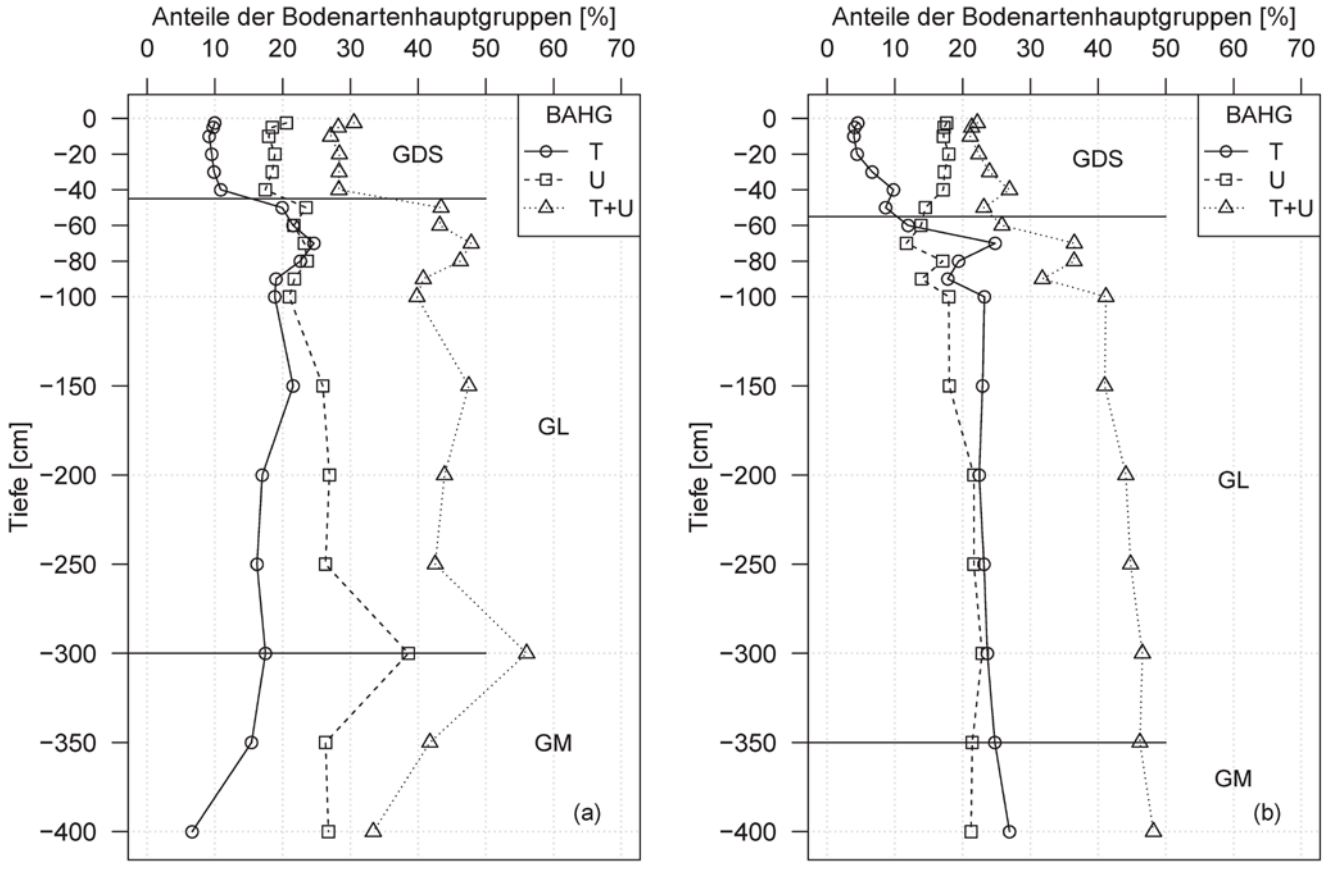


Abb. 5: Tiefendiagramme der Bodenartenhauptgruppen Ton (T) und Schluff (U) im Geschiebedecksand (GDS), Geschiebelehm (GL) und Geschiebemergel (GM) der Standorte Maaßel (a) und Harmbütteler Holz (b).

Fig. 5: *Soil texture: clay (T) and silt (U) within glacial cover sand (GDS), loamy till (GL) and marly till (GM) of the sites Maaßel (a) and Harmbütteler Holz (b).*

unterschiedlichen Bodenartenhauptgruppen kann auch der Geschiebedecksand vom Geschiebelehm abgegrenzt werden (Abb. 5). Mit deutlich zunehmendem Feinbodenanteil endet der Geschiebedecksand in der M bei -45 cm und im HH bei -55 cm.

4.4 pH-Wert und Calciumcarbonat

Die pH(H_2O)- und pH(KCl)-Werte zeigen einen scharfen Gradienten im Bereich 0–10 cm (Abb. 6a). Direkt unterhalb der Humusauflage in 2,5 cm sind die pH-Werte um 0,5 bis 0,8 Einheiten höher als in 10 cm Tiefe. Der pH(H_2O)- und pH(KCl)-Wert ist bei 2,5 cm in der M höher als im HH, allerdings nicht signifikant. Bis ca. 40 cm sind dann die Werte im HH leicht erhöht. Darunter steigen die pH-Werte in der M wieder stärker an. Diese Zunahme des pH-Wertes setzt sich in größerer Tiefe am Standort M fort (Abb. 6b). In ca. 120 cm Tiefe zeigen sich im Mittel der drei Tiefenbohrungen der M pH(KCl)-Werte > 6. In dieser Tiefe konnte sowohl in den Bohrproben als auch im Bodenprofil freies Carbonat nachgewiesen werden. Die Versauerungsfront im HH konnte wegen der reduzierten Analytik nicht so deutlich abgebildet werden. In 1,5 m Tiefe konnte kein freies Carbonat nachgewiesen werden, auch die pH(KCl)-Werte liegen noch unter 4. Allerdings konnte in 3 m Tiefe Carbonat im Labor nachgewiesen werden, die pH(KCl)-Werte lagen dort > 5. Im Bodenprofil wurde in ca. 2,2 m Tiefe Carbonat nachgewiesen.

Auf der Basis der Carbonatbestimmung bestätigen sich die Ergebnisse der Korngrößenanalytik hinsichtlich der Mächtigkeiten der verschiedenen Ausgangssubstrate (Abb. 6c). Im Mittel ist der Geschiebedecksand in der M mit ca. 45 cm geringmächtiger als im HH mit ca. 55 cm. Die mittlere Grenze zwischen dem bereits entkalkten Geschiebelehm und dem

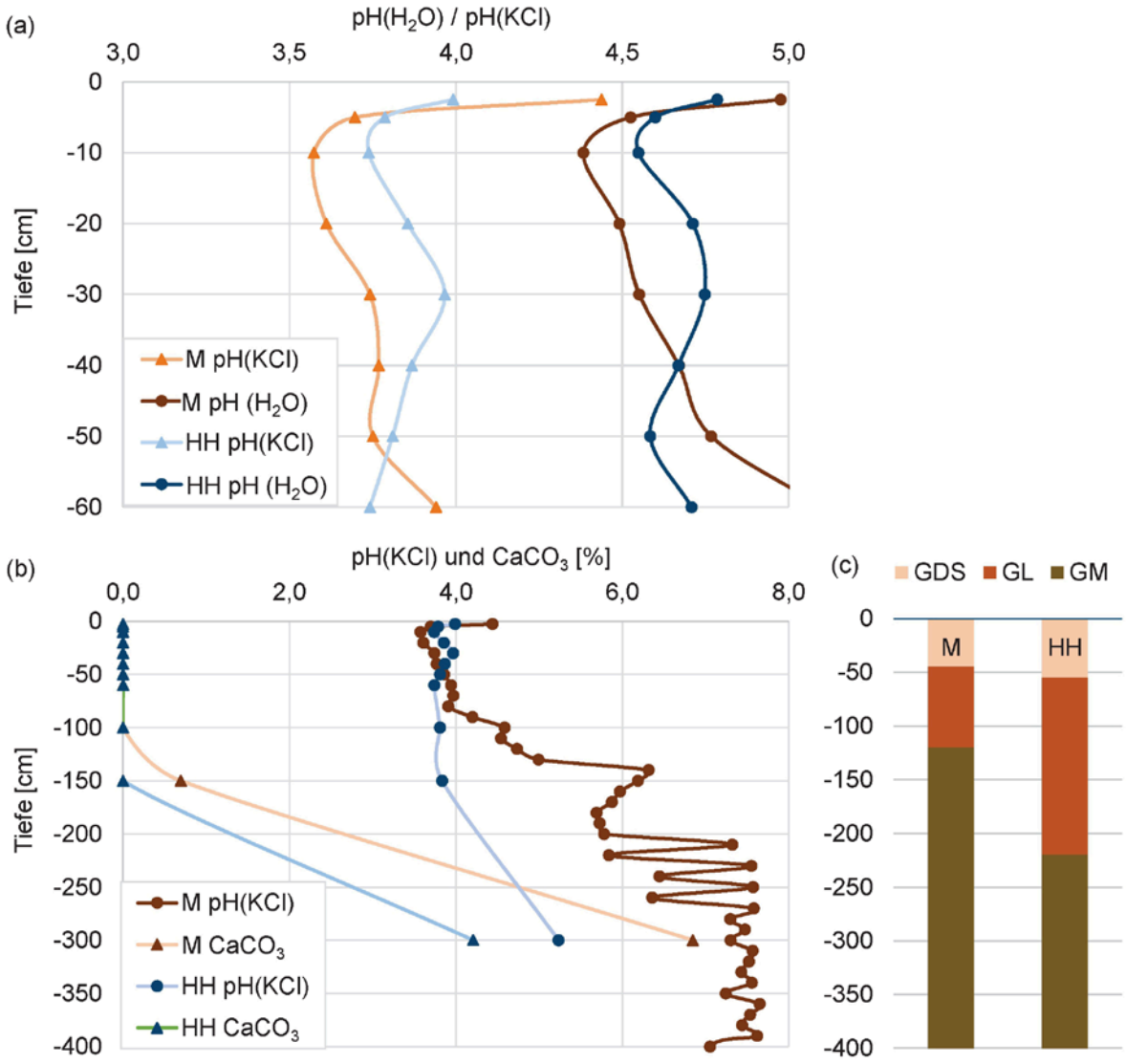


Abb. 6: (a) pH-Werte im Oberboden. Stichprobenumfang (n): 0–10 cm: n = 5, 10–45 cm: n = 8, ab 50 cm: n = 3. Maaßel (M) und Harmbütteler Holz (HH). (b) Tiefenverlauf Calciumcarbonat ($CaCO_3$) und pH-Werte (pH(KCl)). (c) Geologische Schichtenfolge (GDS = Geschiebedecksand, GL = Geschiebelehm, GM = Geschiebemergel).

Fig. 6: (a) Mean pH values of top soil. Sample size (n): 0–10 cm: n = 5, 10–45 cm: n = 8, from -50 cm: n = 3. Maaßel (M) and Harmbütteler Holz (HH). (b) Calcium carbonate ($CaCO_3$) and pH values (pH(KCl)) of top soil and subsoil. (c) Geological substrates: glacial cover sand (GDS), loamy till (GL) and marly till (GM).

unterlagernden Geschiebemergel liegt bei der M ca. 1 m höher als im HH (1,2 m gegenüber 2,2 m).

4.5 Nährstoffausstattung des Bodens

Die Summe der effektiven Kationenaustauschkapazitäten (KAK_{eff}) ist im Oberboden der M höher als im HH (Abb. 7a). In den Tiefenstufen -2,5 cm, -20 cm und -30 cm unterscheiden sich die Standorte signifikant (p-Werte mit zunehmender Tiefe: p = 0,0179, p = 0,0068, p = 0,0266). Die größte Mittelwertdifferenz zwischen beiden Standorten beträgt 83,3 $mmol_{(c)}$/kg in 0–2,5 cm Tiefe.

Darüber hinaus ist die Basensättigung des Oberbodens in der M höher als im HH (Tab. 3, Abb. 7b). In der Tiefe 0–2,5 cm unterscheiden sich die Standorte signifikant (ANOVA mit p = 0,0488 und in 30–40 cm Tiefe mit p = 0,0168). Im weiteren Tiefenverlauf bleibt die Basensättigung in der M bis -150 cm höher als im HH (Abb. 8). Die Basensättigung erreicht in der M in -150 cm und im HH in -300 cm über 98 %.

Die P-Konzentrationen sind nach dem Kruskal-Wallis-Post-hoc-Test für keine der untersuchten Tiefenstufen zwischen den Standorten signifikant. Dies spiegelt sich auch im C/P-Verhältnis des Oberbodens wider (Abb. 7c). Werden die P-Vorräte von 0–20 cm Tiefe in den angegebenen Tiefenstufen (Abb. 3b) mittels Wilcox-Test auf Signifikanzen überprüft, unterscheiden sich beide Standorte signifikant (p < 0,05).

Tab. 3a: Bodenchemische Analysen für die Standorte Maaßel (M, oben) und Harmbütteler Holz (HH, unten).

Tab. 3a: *Soil chemical data for the sites Maaßel (M, above) and Harmbütteler Holz (HH, below).*

M	pH(H_2O)	pH(KCl)	C	N	P	C-CO_3	KAKeff/ tot	Na	K	Ca	Mg	Mn	Al	H	Fe	BS
[cm]	[-]	[-]	[%]	[%]	mg/g	[%]	$mmol_c$/ kg	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
-2,5	5,0	4,4	5,0	0,4	0,4	0,0	129,1	0,6	6,9	67,3	14,7	7,0	2,2	1,0	0,2	89,5
-5	4,5	3,7	3,9	0,3	0,3	0,0	76,6	0,6	4,5	54,0	13,0	5,3	16,1	5,9	0,6	72,0
-10	4,4	3,6	2,7	0,2	0,3	0,0	55,5	0,7	3,1	44,9	10,8	3,4	29,6	6,1	1,5	59,5
-20	4,5	3,6	1,3	0,1	0,2	0,0	48,5	0,6	2,1	26,3	7,7	2,0	55,0	5,5	0,7	36,8
-30	4,6	3,7	0,7	0,1	0,1	0,0	41,1	0,6	1,6	21,4	5,9	1,7	64,1	4,1	0,4	29,6
-40	4,7	3,8	0,4	0,0	0,2	0,0	52,5	0,8	1,7	29,8	7,5	1,5	55,4	3,1	0,3	39,7
-50	4,8	3,8	0,3	0,0	0,1	0,0	66,6	0,6	1,8	39,2	9,0	1,3	45,3	2,7	0,1	50,6
-60	5,1	3,9	0,2	0,0	0,2	0,0	126,5	0,8	2,4	66,9	10,8	0,6	16,4	2,1	0,1	80,9
-100	5,9	4,6	0,2	0,0	0,2	0,0	141,1	1,0	2,2	85,5	9,4	0,5	1,1	0,3	0,0	98,1
-150	7,0	6,2	0,3	0,0	0,3	0,7	146,1	1,9	2,2	87,2	8,4	0,2	0,1	0,0	0,0	99,8
-300	7,7	7,3	1,3	0,0	0,3	6,8	78,5	2,7	5,1	84,4	7,8	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
HH																
-2,5	4,8	4,0	3,2	0,2	0,2	0,0	45,8	0,7	4,7	55,7	9,9	11,5	12,6	4,6	0,4	71,0
-5	4,6	3,8	2,9	0,2	0,2	0,0	45,7	0,7	3,4	48,9	7,9	11,1	19,5	7,8	0,6	60,9
-10	4,5	3,7	1,8	0,1	0,1	0,0	31,0	0,6	2,6	37,8	5,2	7,9	36,9	8,5	0,6	46,2
-20	4,7	3,9	0,8	0,1	0,1	0,0	25,1	0,7	2,0	26,7	4,2	7,2	51,6	6,5	1,0	33,6
-30	4,7	4,0	0,4	0,0	0,1	0,0	22,8	0,7	2,2	17,2	3,5	6,2	64,6	5,2	0,4	23,6
-40	4,7	3,9	0,2	0,0	0,1	0,0	32,1	0,6	2,0	13,6	2,6	3,5	73,2	4,1	0,2	18,9
-50	4,6	3,8	0,2	0,0	0,1	0,0	45,1	0,4	2,4	17,7	3,9	3,1	67,5	4,7	0,3	24,4
-60	4,7	3,7	0,2	0,0	0,2	0,0	56,1	0,5	2,5	28,0	5,5	2,0	58,2	2,9	0,3	36,5
-100	5,0	3,8	0,1	0,0	0,3	0,0	119,5	0,6	3,1	61,8	13,9	0,4	18,2	1,9	0,1	79,4
-150	5,1	3,8	0,1	0,0	0,2	0,0	112,3	0,6	3,0	66,8	12,6	0,4	15,1	1,4	0,0	83,0
-300	6,6	5,2	0,6	0,0	0,3	4,2	120,6	1,4	2,9	89,7	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0

Tab. 3b: Elementvorräte basierend auf den Daten der Tabelle 3a.

Tab. 3b: *Element stocks calculated with data of table 3a.*

M	C	N	P	Na	K	Ca	Mg	Mn	Al	H	Fe
[cm]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
-2,5	7951,1	628,3	59,7	2,7	54,7	274,3	36,4	39,3	4,1	0,2	0,7
-5	9019,7	719,8	78,8	2,5	30,7	190,6	27,7	25,8	25,5	1,0	2,1
-10	14765,9	1142,1	145,0	4,5	36,0	269,1	39,3	27,7	79,5	1,8	8,1
-20	18276,2	1494,8	263,1	10,2	57,9	367,4	64,9	38,0	344,5	3,8	9,1
-30	10007,5	890,6	197,8	9,1	40,2	269,9	45,4	30,0	363,5	2,6	5,0
-40	5590,3	563,7	225,2	13,6	51,5	453,0	68,8	31,7	378,6	2,3	3,8
-50	3757,1	430,5	140,8	14,3	68,0	750,6	104,1	34,0	389,3	2,6	1,7
-60	3323,1	407,8	341,1	35,1	181,0	2562,1	250,6	29,6	282,1	3,9	3,2
-100	12129,6	1342,9	1570,3	212,9	797,6	15725,2	1046,5	132,2	93,3	2,4	2,4
-150	23617,0	1724,3	2181,8	513,1	1003,7	20030,1	1165,2	54,1	7,6	0,0	3,7
-300	267866,3	4241,2	6187,1	987,8	3146,9	26824,0	1505,5	0,0	0,0	0,0	0,0
HH											
-2,5	5572,6	370,2	38,6	1,3	14,4	88,6	9,5	25,0	9,0	0,4	0,6
-5	6975,2	450,4	48,3	1,8	14,9	108,9	10,6	33,7	19,5	0,9	1,3
-10	10878,7	695,5	89,5	2,7	19,6	145,2	12,0	41,7	63,7	1,6	2,1
-20	12247,7	774,5	162,9	5,7	28,8	193,6	18,7	71,8	168,1	2,4	7,0
-30	5712,9	431,9	153,7	5,8	29,3	117,1	14,3	57,4	197,5	1,8	2,8
-40	3539,5	334,2	132,2	6,9	38,8	133,0	15,7	47,4	321,1	2,0	1,6
-50	3275,6	304,4	153,3	6,1	57,8	214,8	28,8	51,1	368,7	2,9	2,9
-60	2606,5	287,9	253,6	9,6	86,2	485,9	57,4	47,9	453,3	2,5	4,7
-100	6214,6	1127,9	2018,3	105,2	961,0	9822,6	1342,0	94,5	1296,2	15,2	11,1
-150	8936,1	1413,8	1855,2	126,2	1041,3	12032,2	1379,8	109,5	1219,2	12,8	8,2
-300	123279,2	3100,1	5974,1	762,5	2717,3	42954,5	1729,3	0,0	0,0	0,0	0,0

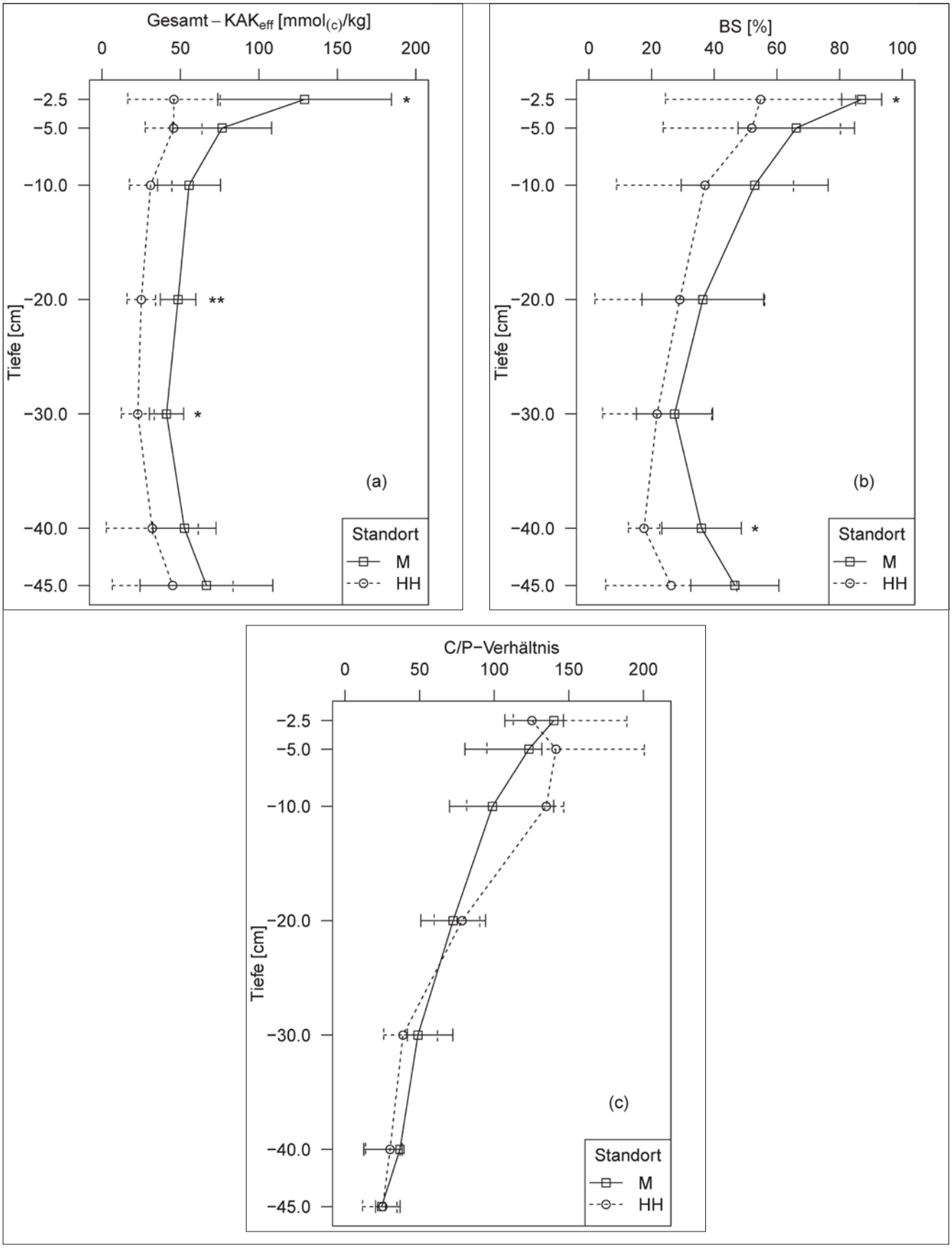
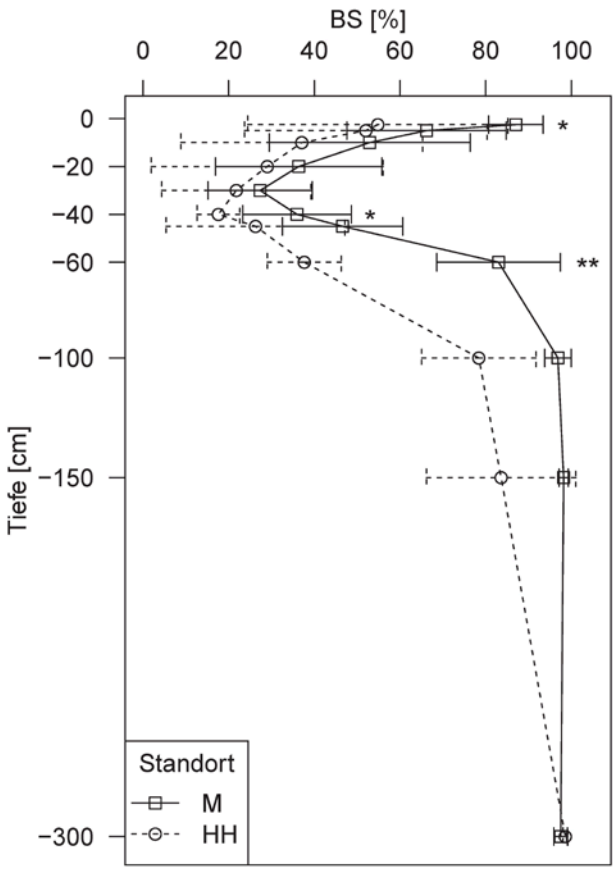


Abb. 7: (a) Effektive Kationenaustauschkapazitäten (Gesamt-KAK$_{eff}$), (b) Basensättigung (BS) und das C/P-Verhältnis (c) des Oberbodens. Maaßel (M) und Harmbütteler Holz (HH) mit Signifikanzen (*/**). Stichprobenumfang n = 5.

Fig. 7: *(a) Effective cation exchange capacity (Gesamt-KAK$_{eff}$), (b) base saturation (BS) and the C/P-ratio (c) of the top soil. Maaßel (M) and Harmbütteler Holz (HH) with significant differences (*/**). Sample size n = 5.*



4.6 Streu

Bei der Streuanalyse ist auffällig, dass an beiden Standorten die Elementanteile von Ca und N hoch sind (Abb. 9). Besonders am Standort M sind diese wesentlich höher als im HH. Weiterhin ist der relative K-Eintrag bei der Baumart Rotbuche höher und auch bei der Hainbuche und Winterlinde ausgeprägt. Die Nachlieferung der Mb-Kationen scheint demnach in der M vorteilhafter zu sein als im HH.

Vergleicht man die Elementrelation der Streu zwischen M und HH insgesamt, so zeigt sich, dass die Rotbuche deutlich größere Unterschiede aufweist als die Eiche (Abb. 10). Bei der Eiche sind die Gehalte von Ca, Mg, N und P in der M nur geringfügig erhöht, während der Kaliumgehalt und die Summe Mn, Al und Fe in der M geringer sind. Bei der Rotbuche der M liegen alle Gehalte um Faktor 1,4 bis 2,5 höher als im HH. Die Anteile der Ma-Kationen sind etwa halbiert. Die Summe der Elementeinträge beider Standorte zeigt, dass die Kationen Al und Mn am Standort HH gegenüber denen der M überwiegen. Hingegen ist der summarische Massenfluss für alle weiteren mineralischen Nährelemente in der M

Abb. 8: Tiefenverlauf der Basensättigung (BS) mit Mittelwert, Standardabweichung und Signifikanzen der ANOVA (*/**). M: Maaßel, HH: Harmbütteler Holz.

Fig. 8: *Depth diagram of base saturation (BS) with mean, standard deviation and significant differences of one-way-ANOVA (*/**). M: Maaßel, HH: Harmbütteler Holz.*

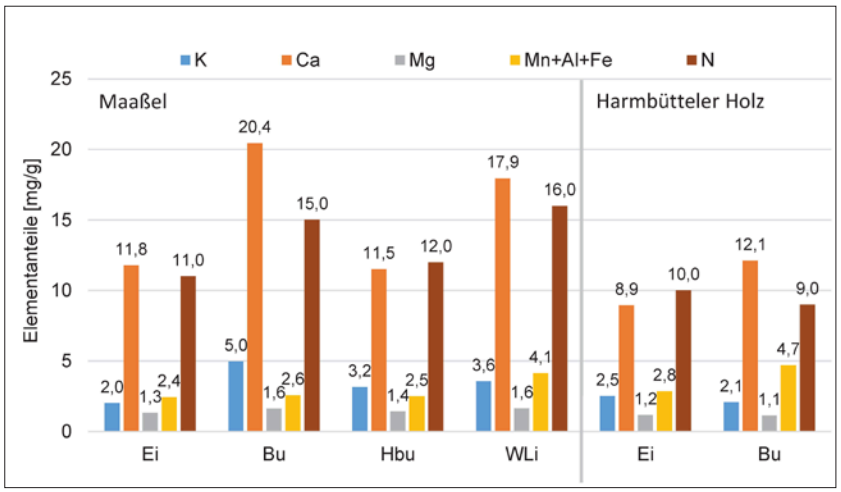


Abb. 9: Elementanteile [mg/g] der Streu an den Standorten Maaßel und Harmbütteler Holz. WLi: Winterlinde, Hbu: Hainbuche, Ei: Eiche, Bu: Rotbuche.

Fig. 9: Element fractions [mg/g] of litter at the sites Maaßel and Harmbütteler Holz. WLi: small-leaved linden, Hbu: hornbeam, Ei: Oak, Bu: European beech.

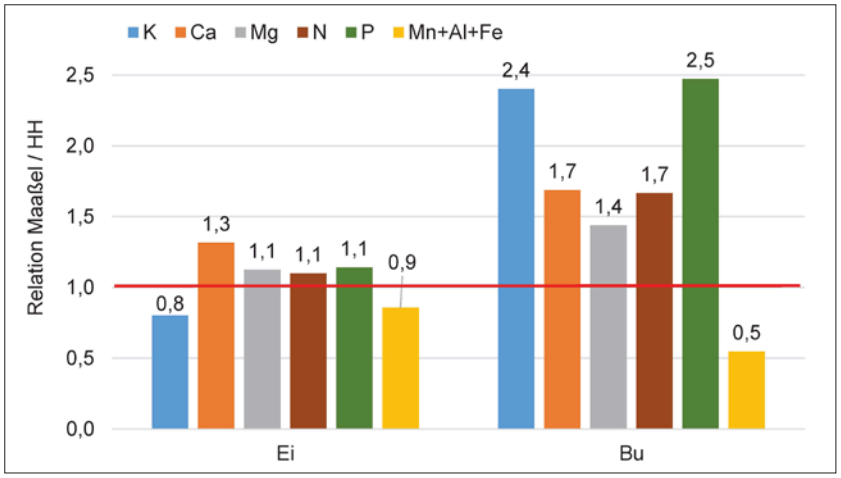


Abb. 10: Elementrelation für K, Ca, Mg, N und P sowie die Summe von Mn, Al und Fe in der Streu von Rotbuche (Bu) und Eiche (Ei) der Bestände Maaßel und Harmbütteler Holz.

Fig. 10: *Relation of K, Ca, Mg, N and P and sum of Mn, Al, Fe in the litter of beech (Bu) and oak (Ei) of Maaßel and Harmbütteler Holz.*

Tab. 4: Elementeintrag mit der Streu an den Standorten M: Maaßel und HH: Harmbütteler Holz, BU: Rotbuche, HBU: Hainbuche, SEi: Stieleiche, WLI: Winterlinde und Streuanteile [%].

Tab. 4: *Mass flow of elements with litter at sites M: Maaßel und HH: Harmbütteler Holz, Bu: Beech, Hbu: Hornbeam, SEI: Common oak, WLI: Small-leaved linden and amount of litter [%].*

Standort und Streu	Anteil	Nährelementeintrag durch Streufall [kg/ha*a]									
	[%]	Ca	K	Mg	P	S	N	Na	Al	Fe	Mn
M BU	2,50	1,97	0,34	0,22	0,08	0,15	1,78	0,03	0,02	0,02	0,37
M WLI	29,80	40,66	9,89	3,23	1,79	2,89	29,68	0,67	0,55	0,76	3,81
M SEI	55,50	42,59	11,67	5,25	2,40	3,79	43,84	0,70	1,27	1,36	6,61
M HBU	12,20	14,60	2,90	1,33	0,72	1,03	12,94	0,17	0,70	0,60	2,06
HH BU	41,10	34,68	5,93	3,23	1,04	2,44	26,70	0,51	2,11	1,61	9,74
HH SEI	58,90	36,70	10,30	4,78	1,69	3,30	39,28	0,77	0,93	0,78	9,97
Summe M	-	99,82	24,79	10,03	4,99	7,86	88,24	1,57	2,54	2,75	12,85
Summe HH	-	71,38	16,23	8,01	2,73	5,75	65,98	1,29	3,04	2,38	19,71

höher als im HH (Tab. 4). Die Summe von Ca, K und Mg in der M beträgt ca. 135 kg/ha*a gegenüber 96 kg/ha*a im HH. In Bezug auf die Summe des Massenflusses der Kationen Al, Fe und Mn werden in der M 18 kg/ha*a und im HH 25 kg/ha*a eingetragen.

Berechnet man aus dem Verhältnis von Ca+Mg+K zu Mn+Al+Fe die eingetragene Basizität durch die Buchen- und Eichenstreu für beide Standorte, so zeigt sich im Vergleich, dass mit der Eichenstreu ca. 1,4 mal und bei der Buche das 3,2 fache an Basizität eingetragen wird (Tab 5).

Die C/N-Verhältnisse der Streuarten bilden drei signifikant verschiedene Gruppen (Abb. 11). Das weiteste C/N-Verhältnis weisen die Baumarten im HH auf, gefolgt von der Rotbuche und der Stieleiche in der M. Am engsten ist das C/N-Verhältnis der Winterlinden- und der Hainbuchenstreu am Standort M.

Die Streuzersetzungsexperimente zeigen, dass an beiden Standorten die Masse der Netzbeutelinhalte mit zunehmender Verweildauer im Wald sinkt (Abb. 12a, b). In der M wird zum Zeitpunkt der ersten Probenahme (108 Tage) die Netzbeutelstreu „M Hainbuche“ tendenziell schneller zersetzt als „M Misch“ und diese schneller als „M Winterlinde“. Signifikanzen liegen zu diesem Zeitpunkt nicht vor (p = 0,078). Nach 173 und 293 Tagen Verweildauer bleibt diese Reihenfolge der Zersetzung bestehen. Zum letzten Beprobungstermin (293 Tage) wird die Streu der „Winterlinde“ zusammen mit der „Hainbuche“ und „M Misch“ schneller zersetzt als die sich signifikant langsamer zersetzbaren Streuarten „M Stieleiche“ und „HH Misch“ (Abb. 12a).

Analog zum Standort M liegen im HH keine signifikanten Unterschiede für die verbleibenden Massen der Netzbeutelstreu nach 108 Tagen vor (p = 0,051). Jedoch wird „M Misch“ im HH tendenziell schneller zersetzt als die übrigen Streuarten. Am zweiten Beprobungstermin (173 Tage) zersetzt

Tab. 5: Basizität der Streu ausgedrückt im Verhältnis (Ca+Mg+K) / (Mn+Fe+Al) für Buche (Bu) und Eiche (Ei) im Vergleich der Standorte Maaßel (M) und Harmbütteler Holz (HH).

Tab. 5: *Relation of (Ca+Mg+K) / (Mn+Fe+Al) in the litter of beech (Bu) and oak (Ei) for the sites Maaßel (M) and Harmbütteler Holz (HH).*

Standort	(Ca+Mg+K) / (Mn+Fe+Al)	
	Ei	Bu
M	6,2	10,5
HH	4,4	3,3
M / HH	1,4	3,2

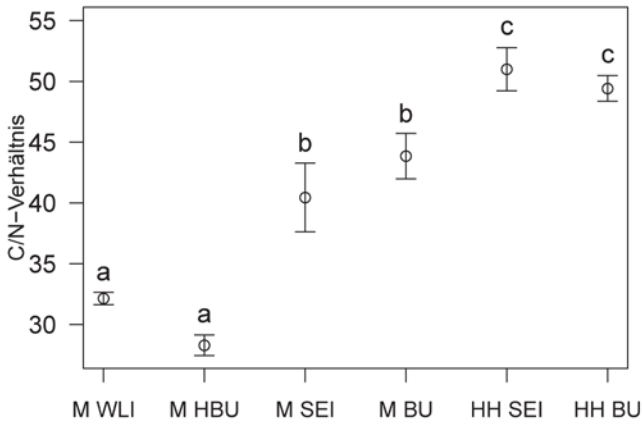


Abb. 11: C/N-Verhältnis der Streu (M: Maaßel, HH: Harmbütteler Holz, BU: Rotbuche, HBU: Hainbuche, SEI: Stieleiche, WLI: Winterlinde) mit Mittelwert und Standardabweichung. Signifikanzen sind mit unterschiedlichen Kleinbuchstaben dargestellt.

Fig. 11: *C/N-ratio of leaf litter (M: Maaßel, HH: Harmbütteler Holz, BU: European beech, HBU: hornbeam SEI: Common oak, WLI: small-leaved linden) with mean and standard deviation. Significant differences are shown with different letters.*

sich „M Misch“ signifikant schneller als „HH Misch“ und „HH Rotbuche“. Dieser Trend setzt sich bis zum letzten Beprobungstermin mit signifikantem Unterschied zu den übrigen Streuarten fort. Die Rangfolge der verbleibenden prozentualen Massen lautet wie folgt: HH Rotbuche > HH Misch > HH Stieleiche > M Misch.

Ein Vergleich zwischen M und HH zeigt, dass am zweiten Beprobungstermin „M Misch“ in der M signifikant schneller zersetzt wird als „HH Rotbuche“. Darüber hinaus zersetzt sich „Hainbuche“ signifikant schneller als die Streuarten des HH im HH. „M Misch“ wird im HH signifikant schneller abgebaut als „HH Misch“ und „M Stieleiche“ am Standort M.

Am letzten Beprobungstermin sind die Netzbeutelinhalte der „M Hainbuche“, „M Winterlinde“ und „M Misch“ signifikant niedriger als „HH Rotbuche“ und „HH Misch“ des HH. Darüber hinaus werden „M Hainbuche“ und „M Misch“ der M schneller zersetzt als „HH Stieleiche“. Die Netzbeutelinhalte „HH Misch“ und „M Stieleiche“ werden gegenüber „M Misch“ im HH, vergleichbar mit der zweiten Probennahme, signifikant schneller abgebaut.

4.7 Humusform

Ein Vergleich des Auflagehumus zwischen den Standorten zeigt keine signifikanten Unterschiede in den Mächtigkeiten gleicher Lagen (L: p = 0,199, Of: p = 0,199, Abb. 13a). Dennoch gibt es eine Tendenz zu einer mullähnlicheren Humusform in der M. Die L-Lage ist in der M tendenziell mächtiger als im HH (Abb. 13a), bei gleichzeitig geringmächtigerem Of-Horizont. Die C/N-Verhältnisse und das signifikant engere C/P-Ratio (ANOVA: p = 0,042) deuten ebenfalls auf eine mullähnlichere Humusform hin (Abb. 13b).

Der Auflagehumusvorrat der L-Lage ist in der M mit 6,67 t/ha nicht signifikant geringer als im HH (6,97 t/ha) (ANOVA: p = 0,743). Unter Einbezug des Of-Horizontes sind insgesamt 8,6 t/ha in der M gegenüber 8,2 t/ha im HH vorhanden (ANOVA: p = 0,847).

5 Diskussion

5.1 Waldgeschichte

Eine Ursache für die beobachteten unterschiedlichen Bodenvegetationsmuster könnte möglicherweise in einer

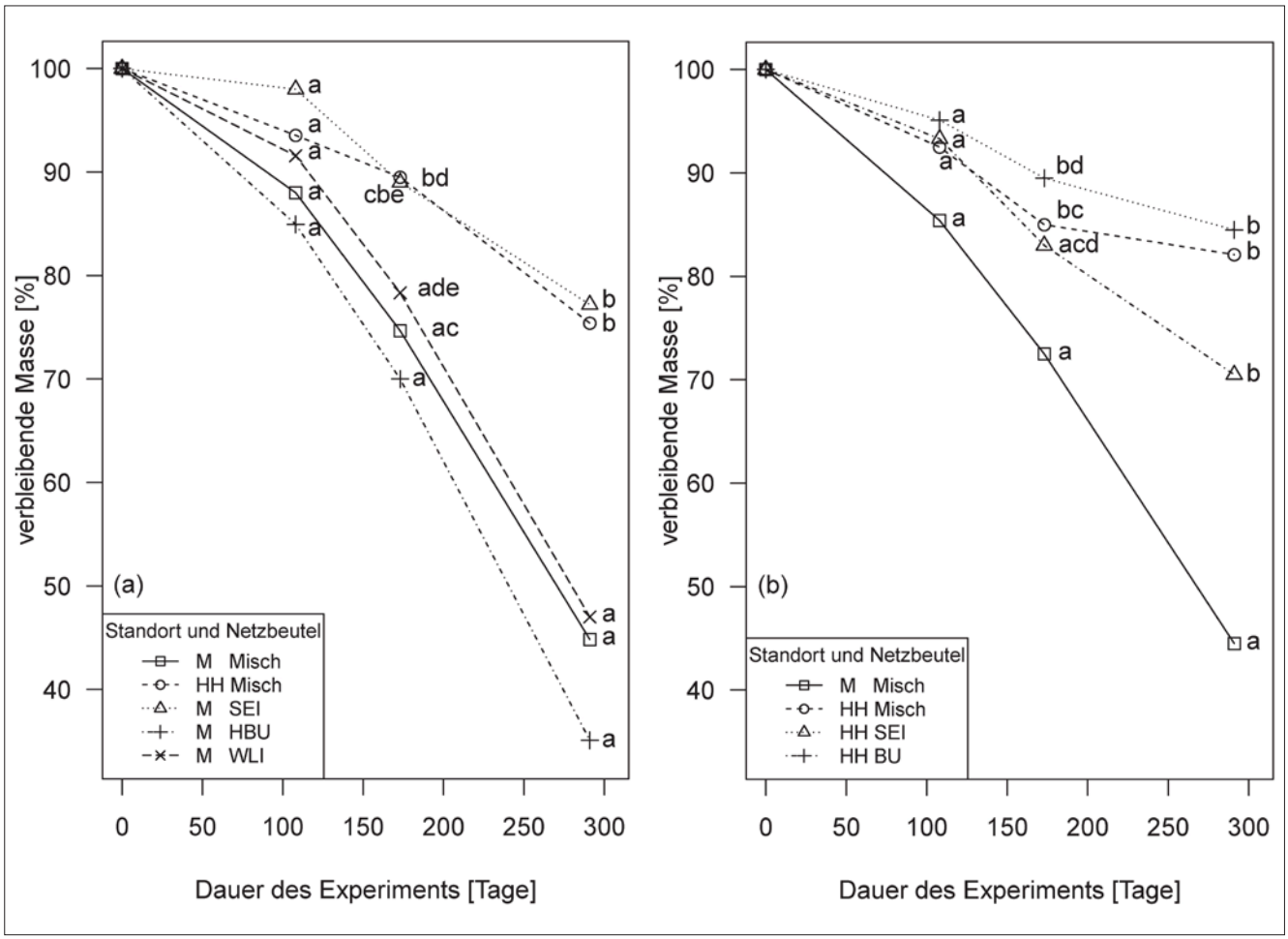


Abb. 12: Streuzersetzung in (a) der Maaßel (M) und (b) im Harmbütteler Holz (HH) in Prozent der Ausgangsmasse für drei Beprobungstermine. (BU: Rotbuche, HBU: Hainbuche, Misch: Mischung der Streuarten, SEI: Stieleiche, WLI: Winterlinde) Signifikanzen sind mit unterschiedlichen Kleinbuchstaben gekennzeichnet.

Fig. 12: *Litter decomposition of (a) Maaßel (M) and (b) Harmbütteler Holz (HH) in percent of the initial mass of three sampling periods (x-axis: number of days). Significant differences as a percentage of litter bag content (BU: European beech, HBU: hornbeam, Misch: mixed litter, SEI: Common oak, WLI: small-leaved linden) are shown with different letters.*

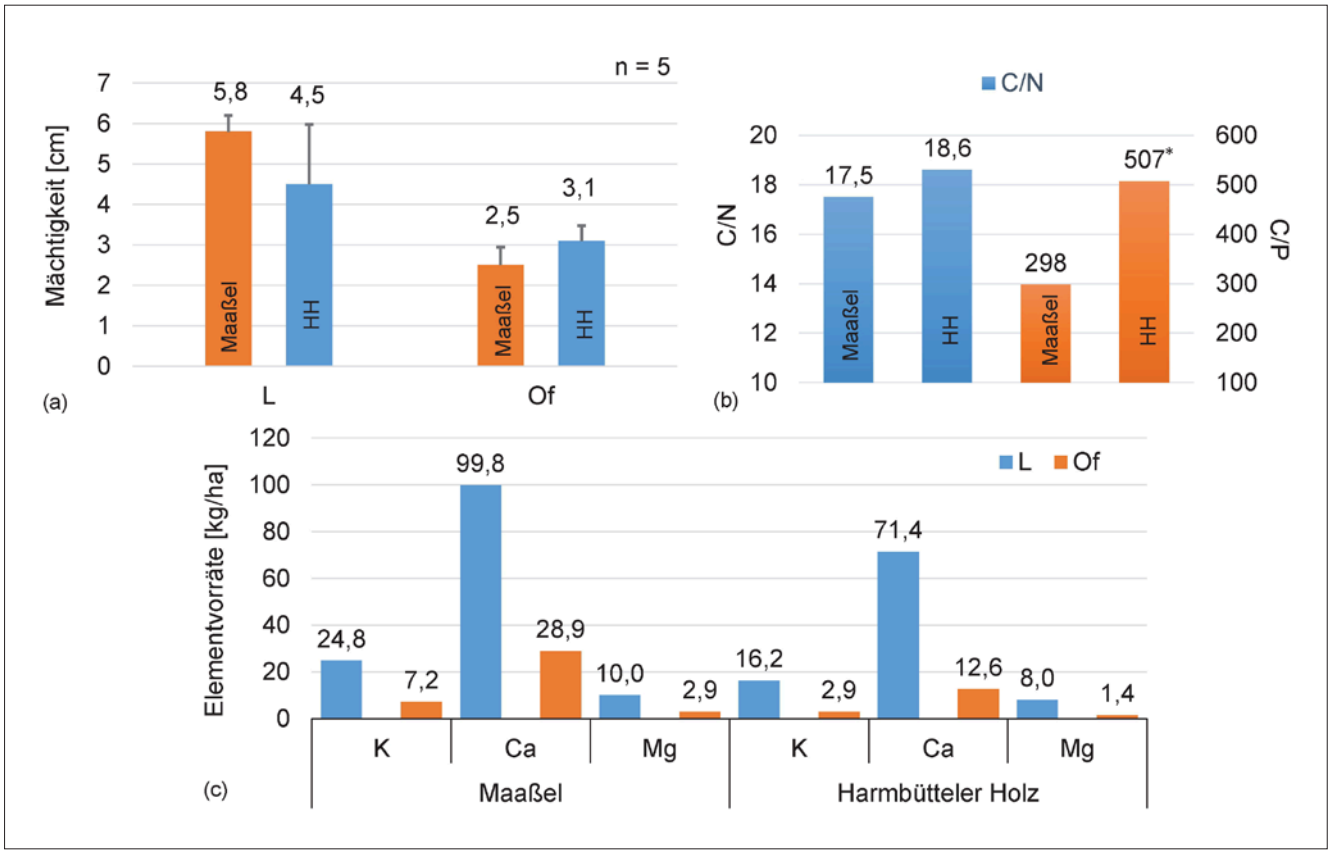


Abb. 13: Mächtigkeiten der Humusauflage L und Of (a), das C/N- und C/P-Verhältnis der L-Lage (b) sowie die Nährelementvorräte (c) bei den Standorten Maaßel und Harmbütteler Holz.

Fig. 13: *Thickness of humus layers L and Of (a) C/N and C/P ratio of the humus layer L (b) as well as the element stocks (c) at the sites Maaßel and Harmbütteler Holz.*

unterschiedlichen Nutzungsgeschichte der beiden Standorte liegen, z. B. in einer längeren Waldphase in der M. Es gibt allerdings wenig Hinweise darauf.

Beide Standorte sind in der Kurhannoverschen Landesaufnahme aus der 2. Hälfte des 18. Jh. als Wälder eingezeichnet (Abb. 14). Manecke (1858) beschreibt den Wald am Standort M bewachsen mit Eichen, Erlen und Hainbuchen. Das HH sei mit Eichen, Erlen und Hainbuchen sowie Buchen und Birken bestockt gewesen. Rodungen vor dem Jahr 1746 beschreibt Manecke (1858) lediglich für andere Wälder als M oder HH.

Aufgrund der Auswertung der großmaßstäbigen Karten des 18. und 19. Jahrhunderts muss von einer durchgehenden Bestockung mit Laubwäldern seit der Mitte des 18. Jh. für beide Standorte ausgegangen werden. Auch die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation in beiden Standorten unterstützt diesen Befund. Daher liefern die relativ gut dokumentierten letzten 250 Jahre hinsichtlich der Bestockung keinen Erklärungsansatz für die unterschiedlichen Vegetationsmuster.

Für die Zeit vor 1781 gibt es wenig Anhaltspunkte. Die Bezeichnung „Königliches Holz Gifhorn“, zu dem beide Bestände nach den Einträgen der Preußischen Landesaufnahme gehörten, sind ein Indiz für eine deutlich ältere Waldbestockung, da die Königlichen Holzungen im Mittelalter und der Neuzeit nicht in bäuerlicher Nutzung waren, sondern direkt den königlichen Regalien und damit unter besonderem Schutz standen (z. B. Schade 1961). Sie wurden vorzugsweise für die Jagd genutzt. Eine längere Phase landwirtschaftlicher Nutzungen mit Streifenpflügen unter Bildung von Wölbäckern (Buchert & Rasink 2012, Meibeyer 1969) ist damit eher unwahrscheinlich.

Auch die aktuellen P-Gehalte des Oberbodens geben keine Hinweise auf landwirtschaftlich bedingte hohe P-Einträge, wie sie z. B. teilweise bei Eschböden zu finden sind (Weihrauch et al. 2017). So zeigen sich zwischen beiden Standorten keine signifikanten Unterschiede in den P-Konzentrationen. Auch das C/P-Verhältnis des Oberbodens ist an beiden Standorten vergleichbar. Die etwas höheren P-Vorräte in den oberen 20 cm der M können mit den höheren P-Einträgen mit der Streu und die effektivere Basenpumpe am Standort M hinreichend erklärt werden.

Daher sind auch die in beiden Beständen sichtbaren anthropogen bedingten regelmäßigen Aufschüttungen vermutlich das Ergebnis forstlichen Handelns. Die für pseudovergleyte Böden typischen Rabatten, auf die die jungen Bäume aufgepflanzt wurden, finden sich im gesamten Gebiet. Insbesondere im Umkreis des HH finden sich jüngere Eichenbestände, bei denen man die Pflanzreihen auf den Rabatten noch heute sehr gut erkennen kann.

Zusammenfassend zeigen die vorhandenen Indizien, dass es keine Hinweise auf eine deutlich unterschiedliche Landnutzungsgeschichte der beiden Standorte gibt.

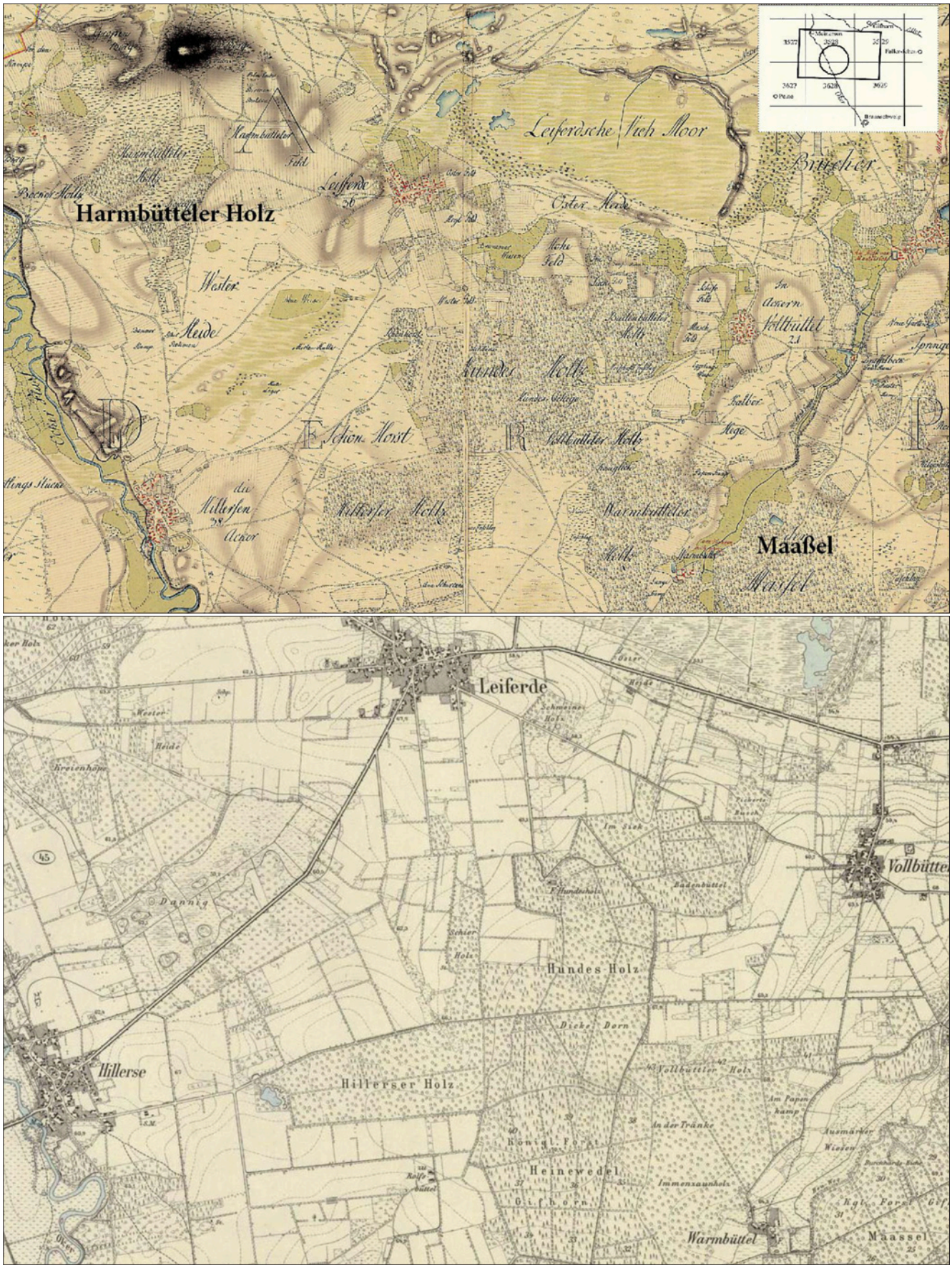


Abb. 14: Oben: Ausschnitt aus der Kurhannoverschen Landesaufnahme 1781, Blatt 119 Meinersen, veränd. (Quelle: lgln.niedersachsen.de). Unten: Ausschnitt aus der Preußischen Landesaufnahme 1877 (Quelle: https://mapire.eu/de).

Fig. 14: *Upper: Cutoff of map of 1781 no. 119, Meinersen (Kurhannoversche Landesaufnahme, mod. (source: lgln.niedersachsen.de). Cutoff of map of 1877 Preußische Landesaufnahme (source: https://mapire.eu/de).*

5.2 Geologisches Ausgangsmaterial

Die bisherigen Erklärungen zur unterschiedlichen Vegetationsentwicklung wurden in der Geologie gesucht. Es wurde angenommen, dass in der etwas weiter südlich gelegenen M die pleistozänen Decken deutlich geringmächtiger und die darunter anstehenden carbonathaltigen Kreidesedimente schon in wurzelerreichbarer Tiefe wären. Dies veranschaulicht die Skizze von Ulrich im Exkursionsführer aus dem Jahre 1981 (Abb. 15). Anhaltspunkte dafür waren Brocken von Kreidekalken, die sich immer mal wieder im Aushub der tieferen Bodenschichten der M fanden. Allerdings wurde diese These nie durch tiefe Grabungen oder Bohrungen verifiziert.

In den letzten Jahrzehnten ist das norddeutsche Tiefland durch zahlreiche Bohrungen erkundet worden. Zum einen in den Randlagen der salztektonischen Strukturen, wegen ihrer Eigenschaften als Erdöl- und -gasfallen, und zum anderen aus hydrogeologischen Gründen. Ein aus etwa 40 hydrogeologischen Bohrungen interpolierter Ost-West-Schnitt des tieferen Untergrunds bis ca. 100 m Tiefe im Bereich der untersuchten Standorte gibt einen guten Überblick der geologischen Ausgangssituation (Abb. 16).

Im Zentrum des Schnittes ist das Oker-Urstromtal mit seinen holozänen und weichselzeitlichen fluviatilen Ablagerungen. Westlich und östlich davon schließt sich eine teilweise stark zerrissene drenthestadiale Grundmoräne an, die carbonathaltig und damit ein Geschiebemergel ist. Sie ist immer wieder durchsetzt von drenthestadialen glazifluviatilen Sanden und Kiesen der jüngeren Drenthe. Beide pleistozänen Sedimente lagern entweder mesozoischen Sedimenten der unteren Kreide oder noch erhaltenem Tertiär auf. Diese Grenze liegt im Bereich von 40–70 m unter der Bodenoberfläche und damit weit tiefer als ursprünglich angenommen.

Der durch die hydrogeologischen Untersuchungen skizzierte geologische Aufbau stimmt mit den hier durchgeführten Bohrungen grundsätzlich überein. Auch in unseren bis 4 m tiefen Bohrungen konnten die bisher vermuteten mesozoischen Sedimente nicht nachgewiesen werden. Abweichend vom Schnittbild würden wir die oberste geologische Schicht aber nicht als drenthestadiale glazifluviatile Sande beschreiben, sondern wegen des unsortierten Charakters und dem hohen Sandanteil der Sedimente als weichselzeitliche Geschiebedecksande. Die vergleichbaren Mächtigkeiten des Geschiebedecksandes an beiden Standorten lassen eine ähnliche weichselzeitliche periglaziale Genese vermuten. Möglicherweise kann der höhere Sandanteil im Oberboden des HH auf holozäne Flugsandeinwehungen von freiliegenden Böden außerhalb des Waldes zurückgeführt werden.

Im weiteren Tiefenverlauf sind die M und das HH kaum verschieden. Unter dem Geschiebedecksand kommt als entkalkter Geschiebemergel der Geschiebelehm, gefolgt vom Geschiebemergel, der allerdings in unterschiedlichen Tiefen beginnt. Grund für die Annahme sind die sehr ähnlichen Bodenarten Geschiebelehm und Geschiebemergel, die keinen Substratwechsel nahelegen, wie er teilweise in den hydrogeologischen Bohrungen zu sehen ist, in denen

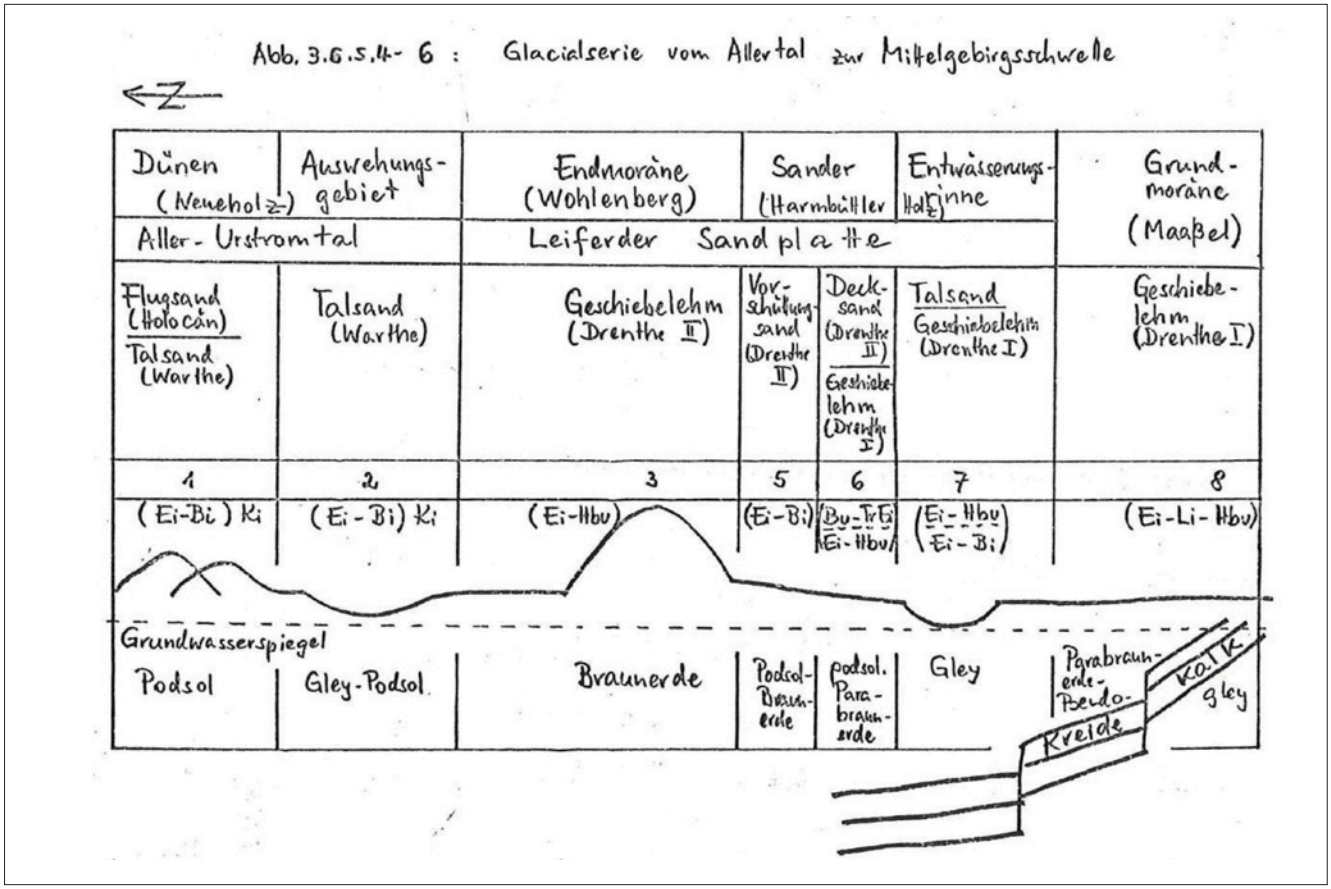


Abb. 15: Darstellung der „Glazialen Serie“ mit den Standorten Maaßel und Harmbütteler Holz nach dem Exkursionsführer von B. Ulrich 1981, (aus JANSEN 2016).

Fig. 15: *Figure of the glacial series at the sites Maaßel and Harmbütteler Holz according to B. Ulrich 1981, (from JANSEN 2016).*

auch sortiertes, sandiges Glazifluviatil in die Grundmoräne eingemischt worden war.

Petrografisch gesehen sind die Bodenartenhauptgruppen im HH homogener als in der M. Allerdings kann die Ursache für die Abweichungen in der Analyse von Mischproben und den Streuungen in den Bodenarten begründet sein. Infolgedessen wird an beiden Standorten eine zweite geologische Schicht, bestehend aus Geschiebelehm und -mergel (Anonymus 2015, Meyer et al. 2015) ausgewiesen.

Möglicherweise ist das lokal sporadisch vorkommende carbonatische Festgesteinsskelett Rest der lokal vorhandenen kreidezeitlichen Basis der drenthestadialen Vergletscherung, die im Zuge der lokalen Bewegung mit aufgearbeitet und in die Grundmoräne inkorporiert wurde. Es treten allerdings in der M auch silikatische Gesteinsbrocken mit sekundären Carbonatüberzügen auf. Diese silikatischen Gesteine sind Teil der pleistozänen Debris, die im Zuge von Austrocknungsprozessen im Wurzelbereich mit ausgefälltem Carbonat überzogen wurden.

Auf Basis der verfügbaren Informationen lässt sich schlussfolgern, dass sich die Grenze zwischen den pleistozänen Sedimenten und dem Tertiär bzw. der mesozoischen Kreide bei beiden Standorten in ca. 40–60 m Tiefe befindet. Diese Tiefen sind für Baumwurzeln i. d. R. schwer erreichbar (Canadell et al. 1996). Der geologische Aufbau beider Standorte ist mit 0,4–0,5 m mächtigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm bis 1,3 m bzw. 3 m und darunter liegendem Geschiebemergel sehr ähnlich. Calciumcarbonat steht an beiden Standorten in wurzelerreichbarer Tiefe an, wenngleich der Geschiebemergel im HH ca. 1 m tiefer entkalkt ist als in der M. Diese Ergebnisse legen nahe, dass der geologische Schichtenaufbau keine direkte Erklärung für die Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung liefert.

5.3 Bodenchemische Eigenschaften

Beide Standorte zeigen einen starken Gradienten der chemischen Eigenschaften im Oberboden, der nur mit einer differenzierten Probenahme sichtbar gemacht werden kann. Bei der Entnahme von Mischproben z. B. über die obersten

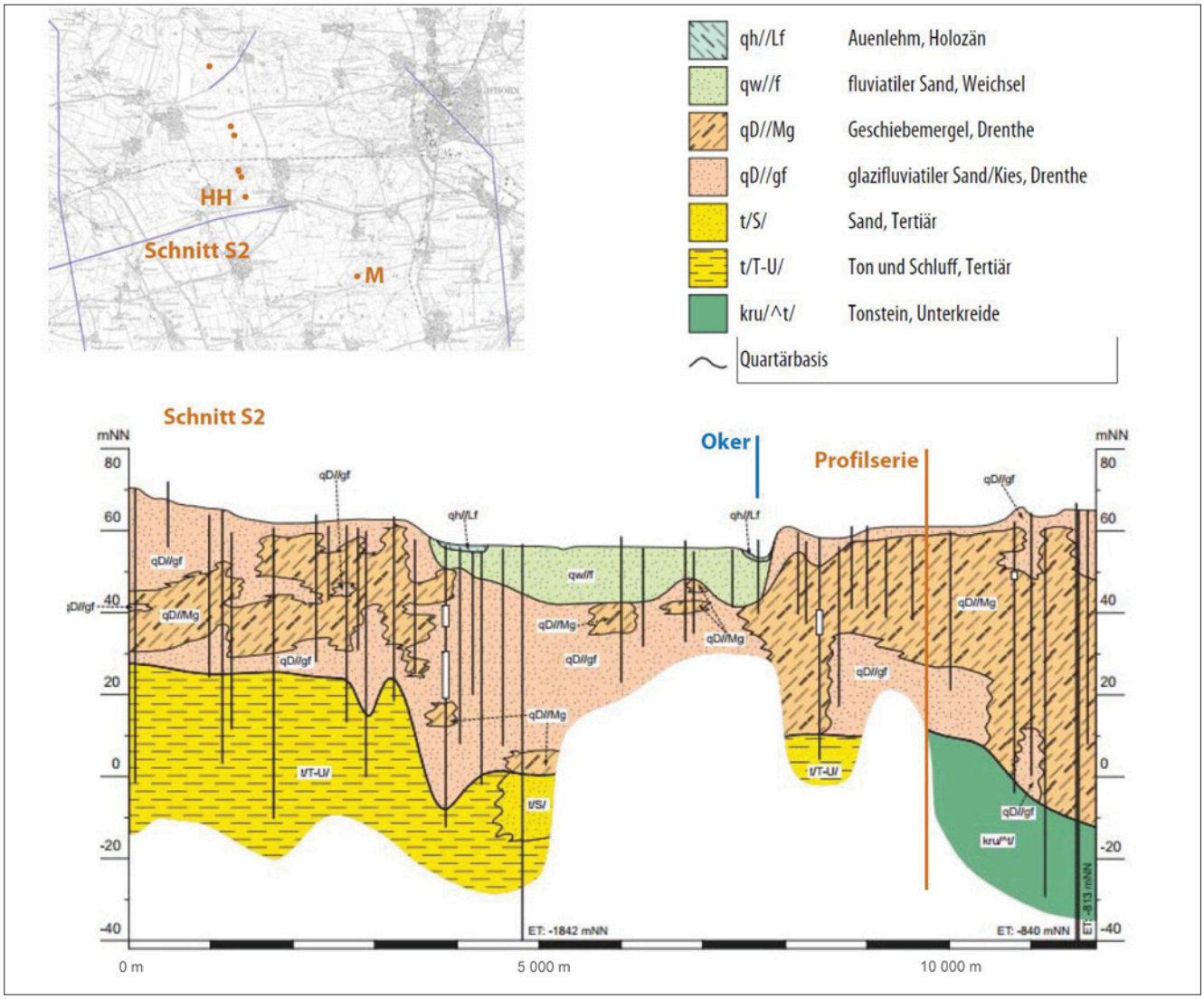


Abb. 16: Aus hydrogeologischen Bohrungen abgeleitetes geologisches Schnittbild im Bereich der Untersuchungsflächen (Quelle: lbeg\cardomap3, veränd.).

Fig. 16: *From hydrogeological drilling derived cross section of the geology in the area of the study sites (source: lbeg\cardomap3, mod.).*

10 cm, wie in früheren Untersuchungen, sind diese Gradienten nicht mehr deutlich. So sinkt beispielsweise in der M im Bereich von 2,5 auf 5 cm die KAK_{eff} von 129 auf 77 $mmol_{(c)}$/kg. Auch der pH(KCl) sinkt in diesem Bereich von 4,4 auf 3,7.

Beide Standorte zeigen in Bezug auf die wesentlichen Eigenschaften wie pH, KAK, Basensättigung, C, N, P ein ähnliches Muster. Alle Parameter nehmen auf den ersten 10 cm stark ab. C, N, und P nehmen im weiteren Tiefenverlauf, wie erwartet, weiter ab. Der pH-Wert, die KAK und die Basensättigung nehmen nach einem Minimum im Bereich 20–40 cm nach unten hin allerdings wieder zu, worin sich tendenziell die Schichtenfolge widerspiegelt.

Zwischen den Standorten gibt es allerdings deutliche Unterschiede in diesen Tiefenverläufen, die teilweise auch signifikant sind. Die M weist in den oberen 10 cm deutlich höhere Austauschkapazitäten und Basensättigungen auf. Direkt unterhalb der Auflage liegen diese bei ca. 90 %, im HH bei 70 %. Im weiteren Verlauf sinkt die Basensättigung in 40 cm auf Werte von 20 % für das HH und 30 % für die M. Auch die Austauschkapazitäten sind im Oberboden der M deutlich gegenüber dem HH erhöht, was mit den höheren Ton- und Kohlenstoffgehalten korreliert. Darüber hinaus weist die M in 0–2,5 cm Tiefe höhere pH-Werte als das HH auf, wenngleich die pH-Wert-Unterschiede im Oberboden nicht signifikant sind. Weiterhin überwiegt die Nährstoffausstattung des Oberbodens in 0–5 cm Tiefe gegenüber dem HH. Somit liegen in den obersten Zentimetern des Bodens am Standort M wesentlich günstigere Bedingungen für das Vorkommen von Pflanzen der ökologischen Artengruppe 5 vor als im HH.

5.4 Humusform

Ausgehend von der Schlussfolgerung, dass es sich in der M und dem HH wahrscheinlich um historisch alte Waldstandorte handelt und die Bestockung der Standorte ab dem 16. Jh. einsetzte, wäre die Ausbildung einer Waldhumusform möglich gewesen. Studien belegen, dass Zeiträume von mehr als 120 Jahren (Poeplau et al. 2011) bzw. 250 Jahren (Oheimb et al. 2008) für die Ausbildung einer Waldhumusform ausreichen. Allerdings können unterschiedliche Baumarten, die Auflagemächtigkeit (Jansen et al. 2005, Wulf & Naaf 2009) sowie das Bestandesalter differierende Mächtigkeiten der Horizonte herbeiführen (Jansen et al. 2005). Derartige Differenzen in den Baumaltern liegen zwischen den Standorten M und HH vermutlich nicht vor.

Wird das C/N-Verhältnis gemäß Literaturdaten von Blume et al. (2017) klassifiziert, lässt sich der Auflagehumus beider Standorte zwischen Mull und Moder einordnen. Im Vergleich zu den Daten vorangehender Untersuchungen an beiden Standorten, von Völker (1986), ist das C/N-Verhältnis mit 17,5 (1976: 15,1) in der M weiter geworden und mit 18,6 (1976: 20,6) am Standort HH enger.

Bei der Ansprache des Oberbodens wurde an beiden Standorten ein Aeh-Horizont und ein L-Mull ausgeschieden (Tab. 2, Jansen 2015). Dieses Phänomen einer „günstigen" Humusform, trotz Oberbodenversauerung und Ausweisung eines Aeh-Horizontes, beschreibt auch Buch (1981). Die Anzeichen einer Podsolierung sind bei den pH(KCl)-Werten im Aluminiumpufferbereich durchaus gerechtfertigt. Allerdings beträgt die Basensättigung am Standort M zwischen 87 % und 52,9 % in den oberen 10 cm des Bodens. An Standorten wie der M kann gemäß van Oijen et al. (2005) der Eintrag von Mb-Kationen der Streu diese Humusform erklären. Weiterhin führt Möller (1987) eine gute Humusform auf die „Basenpumpe" zurück, die als Erklärung für die Mb- und Ma-Kationenverteilung bereits beschrieben wurde.

Zusammenfassend betrachtet führen alle bisher dargestellten Eigenschaften des Humus und des Oberbodens gemäß dem Arbeitskreis Standortskartierung (2003) zur Ausscheidung der Humusform eines F-Mulls, wenngleich die Humusform der M teilweise einen L-Mull-Charakter aufweist.

5.5 Streueintrag und -zersetzung

Die vorliegende Studie wurde im November 2015 begonnen, weshalb eine klassische Datenaufnahme mit Streusammlern (vgl. König & Fortmann 2012) nicht mehr möglich war. Dennoch zeigt ein Vergleich der Streuanteile mit dem Holzvorrat der Forsteinrichtung (Abb. 17), dass der Streuanteil bei Rotbuche und Stieleiche mit den Baumartenanteilen im HH weitestgehend übereinstimmt. Der Streuanteil der Hainbuche in der M ist allerdings höher als der Baumartenanteil an der Grundfläche, während die leicht zersetzbare Lindenstreu unterrepräsentiert ist. Mögliche Erklärungen für diese Differenzen könnten sein, dass die Winterlindenstreu bereits zum Teil zersetzt wurde und jüngere Hainbuchen im Unterstand stärker vertreten sind als in der Forsteinrichtung erfasst.

Darüber hinaus könnte die Herleitung des Streufallvolumens über die Massen der Streuauflage zu einer Überschätzung des Nährelementeintrags an beiden Standorten führen. Ablaufende Streuzersetzungsprozesse und minimale Anteile bis in den Dezember nicht gefallener Streu könnten das Streufallvolumen außerdem verfälschen.

Die Streu der Winterlinde weist die höchsten Konzentrationen Ca, K und Na auf (Nordén 1994b, Dauer et al. 2007, Jacob et al. 2010). Überdies fand Nordén (1994b) hohe Konzentrationen Mg und N in Winterlinden und Hainbuchenstreu. Interessant sind die Ergebnisse für die Rotbuchenstreu. Denn der Vergleich zeigt, dass die Rotbuchenstreu in der M ein deutlich besseres Verhältnis von Mb/Ma-Kationen aufweist als im HH (Abb. 10).

Die Streu von Winterlinden und Hainbuchen der M wird schneller mineralisiert als die der Baumarten im HH. Der Streuaustausch zeigt deutlich, dass auch die Streu der M im HH schneller umgesetzt wird, was zeigt, dass die Streuzersetzungsbedingungen der M vorteilhafter sind als im HH. Die Beschaffenheit der Streu, insbesondere das C/N-Verhältnis der M-Streu, ist wesentlich günstiger für die Zersetzung als im HH. Damit wird eine schnellere Mineralisierung bei sonst ähnlichen klimatischen und bodenchemischen Bedingungen gefördert (Wittich 1961, v. Zezschwitz 1968, Ferrari 1999, Berg 2000, Rothe & Binkley 2001, Alhamd et al. 2004).

Die schnellere Streuzersetzung steht im Einklang mit den Befunden zur Humusform. Geringmächtigere Auflagen von L und Of in der M und ein gegenüber dem HH engeres C/N-Verhältnis sowie ein signifikant engeres C/P-Verhältnis stützen die These einer ökologisch günstigeren Humusform am Standort M.

Im Kontext der besseren bodenchemischen Eigenschaften der M im Vergleich zum HH weisen die Nährelementkonzentrationen der Streu darauf hin, dass ein Zusammenhang

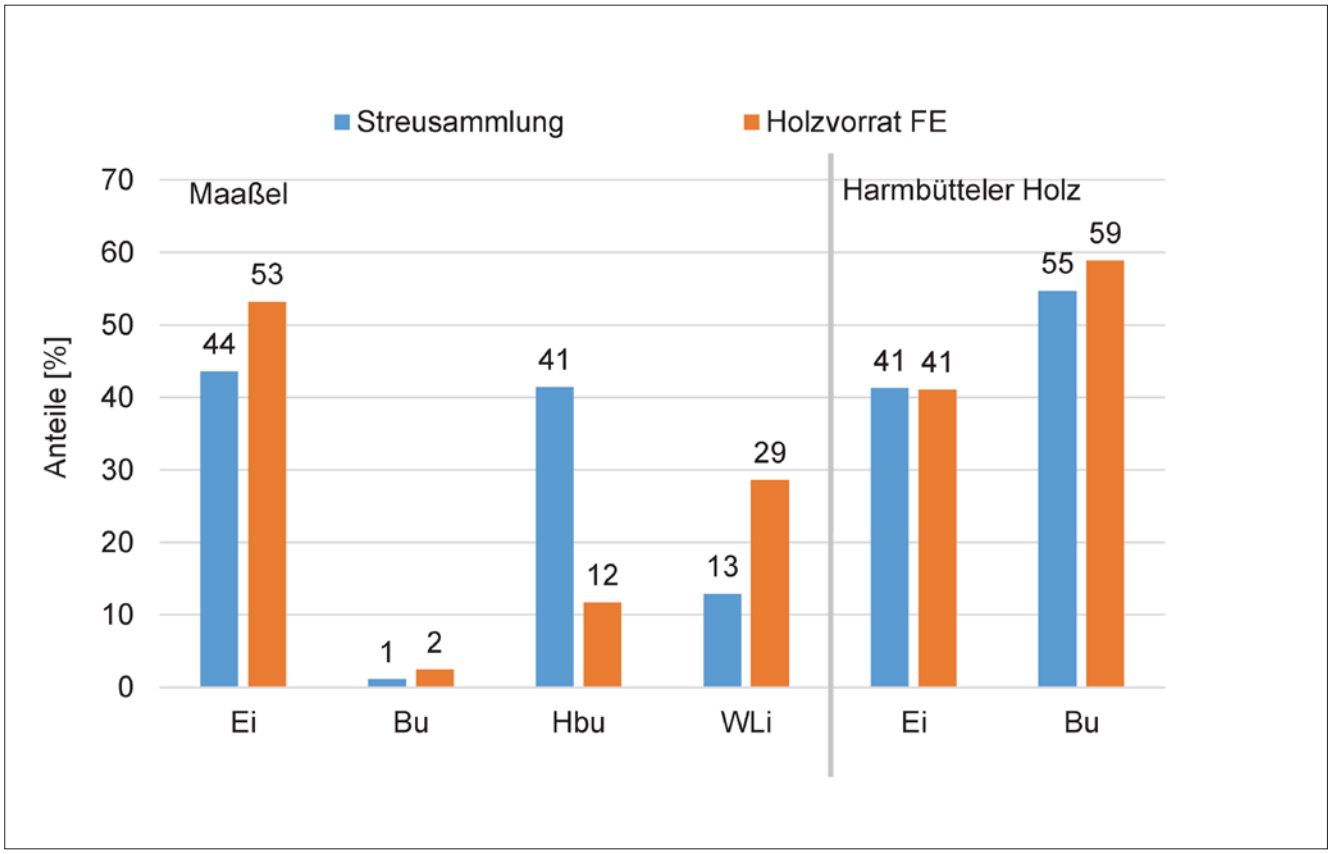


Abb. 17: Vergleich der Streuanteile und des Holzvorrats der Forsteinrichtung (FE) nach Baumarten der Untersuchungsstandorte Maaßel und Harmbütteler Holz.

Fig. 17: *Comparison of relative amount of leaf litter and growing stock according to tree species of both study sites Maaßel and Harmbütteler Holz.*

zwischen den Nährelementkonzentrationen des Bodens und den Streueinträgen besteht. Konkret werden in der M ca. 39 kg/ha*a mehr Mb-Kationen und 7 kg/ha*a weniger Ma-Kationen eingetragen als im HH. Diese Anreicherung des Oberbodens mit Mb-Kationen durch pflanzliche Rückstände ist auch als „Basenpumpe“ bekannt (Blume et al. 2017). Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Wirkung der Basenpumpe allerdings von der Eigenschaft der Streu und damit von den Baumarten abhängig ist (vgl. Augusto et al. 2003). Je basenhaltiger die Streu, desto größer ist die anreichernde Wirkung auf den Oberboden.

Zusätzlich ist die Frage interessant, ob die größere Wirkung der Basenpumpe in der M auch für die geringere Entkalkungstiefe verantwortlich ist. So liegt die Entkalkungsfront in der M bei ca. 1,2 m und im HH etwa bei 2,2 m Tiefe.

5.6 Waldkalkung

Beide Bestände wurden jeweils einmal mit der gleichen Menge von 3 t/ha kohlensaurem Kalk gekalkt, allerdings zu etwas unterschiedlichen Zeitpunkten: HH 1987, M 1994. Die Unterschiede in der Vegetation waren jedoch schon vor der Ausbringung des Kalks vorhanden (Tab. a und b im Anhang) und sind daher kein Kalkungseffekt.

Die Wirkung der Kalkung auf beiden Flächen auf den chemischen Zustand im Oberboden kann mit Hilfe verfügbarer Analysedaten dargestellt werden (Abb. 18). Diese Daten wurden im Rahmen von Exkursionen in der Regel mit einmaligen Messungen von Mischproben untersucht, sind daher nicht statistisch auswertbar und in ihrer Aussagekraft begrenzt. Dennoch können sie eine Tendenz in der Wirkungsweise der durchgeführten Kalkungen wiedergeben.

Die Wirkungen der Kalkung sind bei beiden Flächen vergleichbar. Die Anteile von Ca und Mg am Austauscher steigen zunächst und sinken später wieder ab. Umgekehrtes Verhalten zeigt sich bei Al. Dort sinken die Anteile durch die Zugabe von Ca und Mg zunächst, sind aber 2006 wieder auf dem alten Niveau. Dies trifft auch auf den pH-Wert in der M zu, der zunächst ansteigt, aber auch 2006 wieder beim alten Wert angekommen ist. Die Wirkung der Kalkung auf Kalium ist uneinheitlich zwischen den beiden Flächen. Während in der M der Anteil kontinuierlich sinkt, steigt er im HH zwischenzeitlich an, ähnlich wie bei Ca und Mg. Damit zeigt sich insgesamt ein im Wesentlichen einheitlicher und kurzfristiger Kalkungseffekt auf beiden Flächen, der wenig Erklärungspotenzial für die gefunden Unterschiede zwischen beiden Flächen liefert. Die deutlich anhaltenden Effekte der Kalkung auf pH-Wert und Basensättigung, wie z. B. bei Evers et al. (2008) auf ähnlichen Standorten, werden durch eine wiederholte 2–3-malige Kalkung einschließlich der Zugabe von P erreicht.

Die Unterschiede in der Entkalkungsfront können ebenfalls nicht mit einer einmaligen Kalkung erklärt werden.

Vergleicht man die Bilanzen der einmaligen Kalkung mit dem permanent wirkenden Eintrag an Basizität über die Streu, so

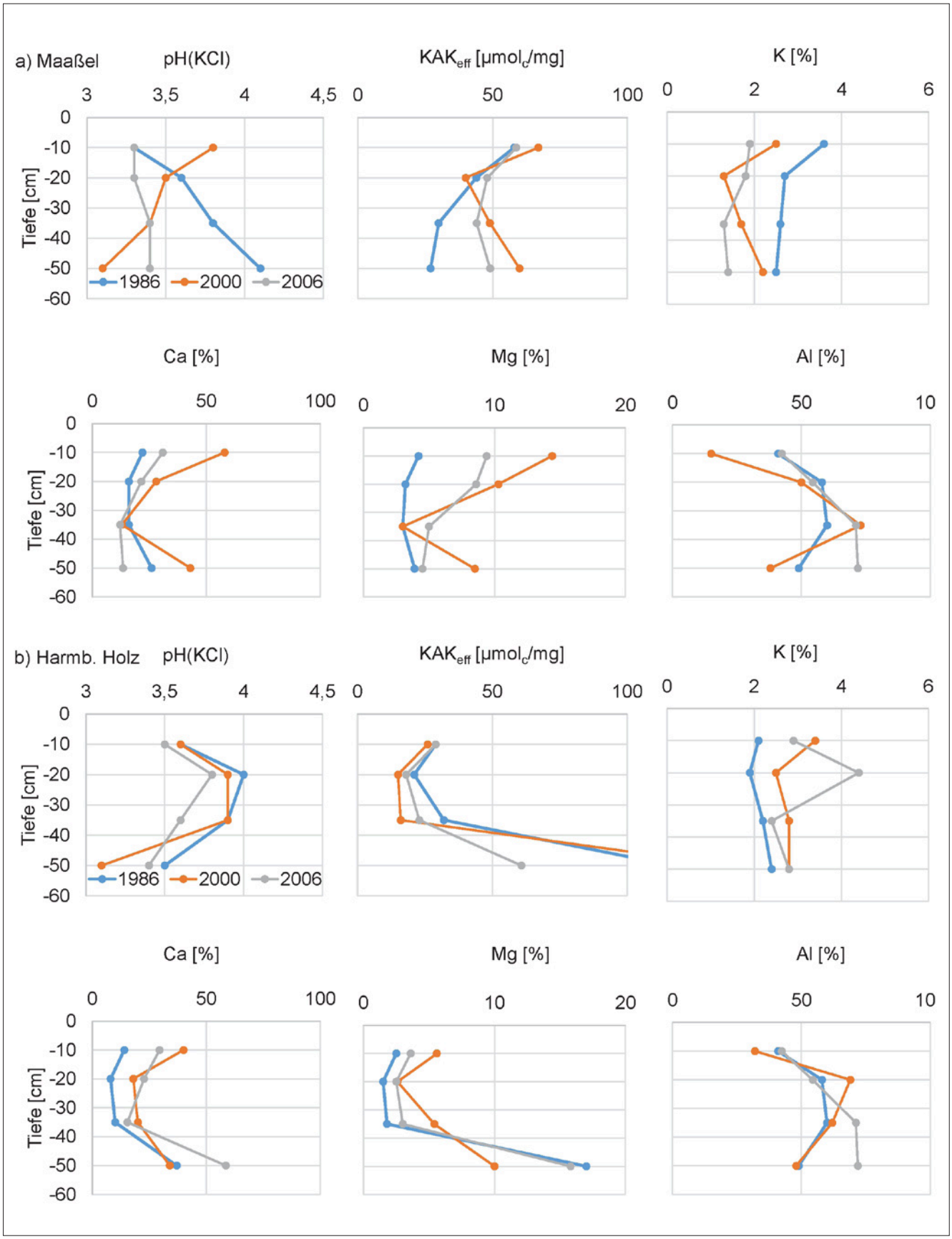


Abb. 18: Auswirkungen der Waldkalkung (M: 1994, HH: 1987) auf bodenchemische Eigenschaften der Standorte Maaßel (a) und Harmbütteler Holz (b). Daten: 1986: Ulrich (1986), 2000: Beese & Teepe (2003), 2006: Jansen (2006).

Fig. 18: *Impact of liming (M: 1994, HH: 1987) on top soil chemistry of the sites Maaßel (a) and Harmbütteler Holz (b). Data: 1986: Ulrich (1986), 2000: Beese & Teepe (2003), 2006: Jansen (2006).*

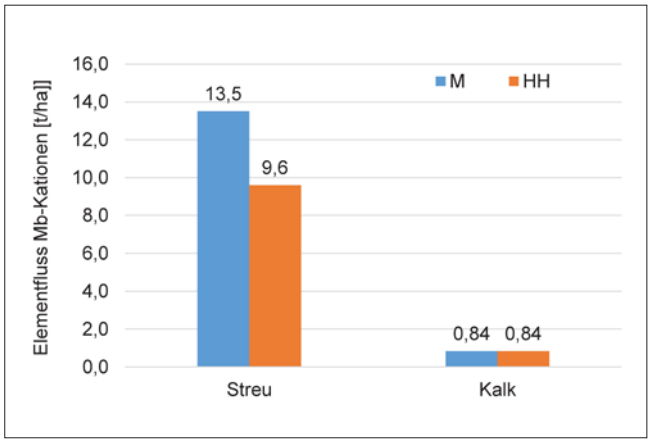


Abb. 19: Summe der Elementflüsse der Mb-Kationen mit der Streu und des Kalks (70 % $CaCO_3$ und 15 % $MgCO_3$) der Standorte M (Maaßel) und HH (Harmbütteler Holz) bezogen auf 100 Jahre.

Fig. 19: *Sum of Mb-cations in the leaf litter and lime (70 % $CaCO_3$ and 15 % $MgCO_3$) of the sites M (Maaßel) and HH (Harmbütteler Holz) related to 100 years.*

zeigt sich im Vergleich über einen Zeitraum von 100 Jahren, dass der Eintrag von Mb-Kationen durch die Kalkung vergleichsweise marginal ist (Abb. 19). Er entspricht einem Input über den Streufall von lediglich M = ca. 6 Jahren und HH = ca. 9 Jahren.

Die Streuzusammensetzung und ihre Umsetzung im Oberboden liefern daher einen wesentlich konsistenteren Ansatz zur Erklärung der Unterschiede in Vegetation und Entkalkungsfronten zwischen den beiden Standorten aufgrund der unterschiedlichen Wirkung einer permanenten Basenpumpe.

6 Schlussfolgerungen

Die durchgeführten Untersuchungen zur geologischen Schichtenfolge, den bodenchemischen Eigenschaften, der Humusform, der Nährstoffgehalte der Streu sowie der Streuzersetzung lassen folgendes Erklärungsmuster bezüglich der auftretenden Vegetationsunterschiede zwischen den beiden Laubholzmischbeständen HH und M erkennen: Die durch die Beimischung von Linde und Hainbuche in der M verbesserte Streu fördert sowohl die Streuzersetzung als auch die Humusform. In der Folge stabilisieren sich die bodenchemischen Eigenschaften in den obersten Zentimetern des Mineralbodens auf einem höheren Niveau. Die pH-Werte, aber insbesondere die erhöhte Konzentration von Mb-Kationen am Austauscher, indizieren in der M ein besseres bodenchemisches Milieu als im HH. Dieser auch als „Basenpumpe“ bekannte Vorgang hängt in seiner Intensität von der Baumartenzusammensetzung ab, wie die Streuuntersuchungen zeigen. Auch die um ca. 1 m geringere Entkalkungstiefe der M gegenüber dem HH könnte mit der höheren Nachlieferung von Basizität über die Blattstreu erklärt werden. Es scheint also so, als würde die krautige Vegetation den durch den Streuumsatz verbesserten bodenchemischen Zustand der obersten Bereiche des Mineralbodens widerspiegeln.

Danksagung

Ohne die engagierte Mitarbeit von Herbert Siebert, Christine Rapp, Dirk Böttger und den technischen Mitarbeiter*innen der Abteilung Ökopedologie wären die umfangreichen Feldaufnahmen und Laborarbeiten nicht möglich gewesen. Sehr wertvoll waren die Daten von Karola Naeder, die mit ihren jährlichen Aufnahmen der Vegetation das Pflanzenspektrum der beiden Bestände seit Jahrzehnten dokumentiert und die auch die Tabelle im Anhang aufbereitet hat. Auch die Vorarbeiten der beiden ehemaligen Leiter der Forstlichen Bodenkunde der Universität Göttingen, Bernhard Ulrich (†2015) und Fritz Beese, sind wesentliche Voraussetzung für diese Arbeiten gewesen. Wolfgang Schmidt half uns bei der Literaturrecherche und unterstützte uns bei der Aufstellung von Arbeitshypothesen und den Schlussfolgerungen. Besonders möchten wir den Kolleginnen und Kollegen für zahlreiche Diskussionen an den Löchern vor Ort in den letzten Jahrzehnten danken, die auch den Anlass zu diesen Untersuchungen gegeben haben, insbesondere Karola Naeder, Volker Stüber, Thomas Jensen und Fritz Beese. Die Mitarbeiter der Niedersächsischen Landesforsten und des Forstplanungsamtes sowie des Landkreises Gifhorn ermöglichten die Untersuchungen in den Waldflächen. Viele wertvolle Hinweise zur Verbesserung der Darstellung und Argumentationen lieferten auch die beiden Gutachter, wofür wir uns sehr herzlich bedanken.

Literatur

Alhamd, L., Arakaki, S., Hagihara, A. (2004): Decomposition of leaf litter of four tree species in a subtropical evergreen braod-leaved forest, Okinawa Island, Japan. For. Ecol. Manag. **202:** 1-11.

Arbeitskreis Standortskartierung (Hrsg.) (2003): Forstliche Standortsaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen/bearbeitet und zusammengestellt vom „Arbeitskreis Standortskartierung“ in der „Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung“. 6. Aufl. IHW-Verlag, Echingen, München: 352 S.

Arbeitskreis Standortskartierung (Hrsg.) (2016): Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen zur forstlichen Standortsaufnahme. 7. Aufl., IHW-Verlag, Echingen: 400 S.

Augusto, L., Dupouey, J.-L., Ranger, J. (2003): Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. Ann. For. Sci. **60** (8): 823-831.

Barbier, S., Gosselin, F., Balandier, P. (2008): Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved–A critical review for temperate and boreal forests. For. Ecol. Manag. **254** (1): 1-15.

Beese, F., Teepe, R. (2003): Exkursionsführer Nordwestdeutschland-Exkursion 2003. Selbstverlag.

Blume, H.-W., Brümmer, G.W., Horn, R., Kandeler, E., Kretzschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M., Welp, G., Thiele-Bruhn, S., Tippkötter, R. (2017): Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Aufl., Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg: 583 S.

Berg, B. (2000): Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. For. Ecol. Manag. **133**: 13-22.

Bross, I. D. J. (1958): How to use RIDIT analysis. Biometrics **14**, (1): 18-38.

Buchert, U., Rasink, B. (2012): „Wölbäcker“ – Spuren bäuerlichen Schaffens des Mittelalters und der Neuzeit. Ber. Denkmalpfl. Nieders. **1**: 10-11.

Canadell, J., Jackson, R.B., Ehleringer, J.B., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.D. (1996): Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. Oecologia **108** (4): 583-595.

Dauer, J.M., Chorover, J., Chadwick, O.A., Oleksyn, J., Tjoelker, M.G., Hobbie, S.E., Reich, P.B., Eissenstat, D. M. (2007): Controls over leaf and litter calcium concentrations among temperate trees. Biogeochemistry **86**: 175-187.

Donaldson, G.W. (1998): Ridit scores for analysis and interpretation of ordinal pain data. Europ. J. Pain **2** (3): 221-227.

Durwen, K.-J. (1981): Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -planung mit Hilfe der EDV. Voraussetzungen, Instrumentarium, Methoden und Möglichkeiten. Dissertation. Westfälische-Wilhelms-Universität, Münster: 194 S.

DWD Hrsg. (2015): Online verfügbar unter http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=dwdwww_result_page&gsbSearchDocId=1334592, zuletzt geprüft am 05.07.2015.

Ellenberg, H. (2001): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). In: Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V. Werner, W. (Hrsg.): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. Erich Goltze KG (Scripta Geobotanica), Göttingen **18**: S. 9-166.

Evers, J., Dammann, I., Noltensmeier, A., Nagel, R.-V. (2008): Auswirkungen von Bodenschutzkalkungen auf Buchenwälder(*Fagus sylvatica* L.). Beiträge aus der NW-FVA, **3:** 21-50.

Evers, J. (2020): Schriftliche Mitteilung über die Einträge im Kalkungskataster von Niedersachsen.

Ewald, J. (2003): Ansprache von Waldstandorten mit Zeigerarten Ökogrammen – eine graphische Lösung für Lehre und Praxis. AFJZ **174** (10/11): 177-185.

Ewald, J. (2007): Beurteilung von Waldstandorten und Waldgesellschaften mit Zeigerarten-Ökogrammen. Tuexenia **31**: 7-18.

Ferrari, J.B. (1999): Fine-scale patterns of leaf litterfall and nitrogen cycling in an old-growth forest. Can. J. For. Res. **29**: 291-302.

Fischer, A. (2003): Forstliche Vegetationskunde: Eine Einführung in die Geobotanik. UTB, Ulmer, 421 S.

Glaser, F. F., Hauke, U. (2004): Historisch alte Waldstandorte und Hudewälder in Deutschland. Ergebnisse bundesweiter Auswertungen. Angewandte Landschaftsökologie **61**: 1-193 S.

Jacob, M., Viedenz, K., Polle, A., Thomas, F.M. (2010): Leaf litter decomposition in temperate deciduous forest stands with a decreasing fraction of beech (*Fagus sylvatica*). Oecologica **164**: 1083-1094.

Jansen, M., Chodak, M., Saborowski, J., Beese, F. (2005): Erfassung von Humusmengen und -qualitäten in organischen Auflagen in Rein- und Mischbeständen von Buchen und Fichten unterschiedlichen Alters. AFJZ, **176**: 176-186.

Jansen, M. (2015): Nordwestdeutschland – Exkursion 27.-29.05.2015. Exkursionsführer. Georg-August-Universität Göttingen, Ökopedologie der gemäßigten Zonen. Göttingen.

Jansen, M. (2016): Bernhard Ulrich und der Schwarztorf. Hommage an Bernhard Ulrich: herausragender Ökosystemforscher und akademischer Lehrer. Ber. Sekt. Waldökosystemfor. Reihe B, Bd. **82:** 121-129.

Jensen, T. (2014): Warmbüttel, 01.12.2014. mündlich.

König, N., Fortmann, H. (2012): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs- und Qualitätskontrollmethoden des Umweltanalytik-Labors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. 3. Ergänzung: 1991–2011. Teil 1: Probenvorbereitungsmethoden und Untersuchungsmethoden. Göttingen: Selbstverlag der Sektion Waldökosystemforschung am Zentrum für Biodiversität und Nachhaltige Landnutzung (CBL) der Universität Göttingen (Berichte der Sektion Waldökosystemforschung **79**).

Küster, H. (1996): Auswirkungen von Klimaschwankungen und menschlicher Landschaftsnutzung auf die Arealverschiebung von Pflanzen und die Ausbildung mitteleuropäischer Wälder. Forstw. Cbl. **115**: 301–320.

LBEG (2015): NIBIS® – Kartenserver. Hrsg. v. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. Online verfügbar unter: http://nibis.lbeg.de/cardomap3/, zuletzt geprüft am 05.07.2015.

Manecke, U.F.C. (1858): Topographisch-historische Beschreibungen der Städte, Aemter und adelichen Gerichte im Fürstenthum Lüneburg. Capaun-Karlowa`sche Buchhandlung, Celle. Bd. **2:** 488 S.

Meibeyer, W. (1969): Über den Profilaufbau des Pflughorizontes in Wölbäckern. Z. Agrargesch. Agrarsoz., **17**: 161-170.

Meyer, P., Wevell von Krüger, A., Steffens, R., Unkrig, W. (2015): Naturwälder in Niedersachsen, Schutz und Forschung. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Niedersächsische Landesforsten (Hrsg.) **2**: 1-396.

Möller, H. (1997): Reaktions- und Stickstoffzahlen nach Ellenberg als Indikatoren für die Humusform in terrestrischen Waldökosystemen im Raum Hannover. Tuexenia **17**: 349-365.

Naeder, K. (2020): Daten zur Tiefland-Exkursion: Glaziale Serie im NFA Unterlüss, Rfö. Ringelah (Raum Meinersen – Leiferde – Dalldorf). Vegetationsaufnahmen der Jahre 2003–2019. GFP - Gesellschaft für Forstplanung. Lachendorf. Unveröffentlicht.

Niedersächsisches Forstplanungsamt (2007): Bestandeslagerbuch 360-Unterlüß/10-Ringelah. Stichtag 01.01.2007. Wolfenbüttel.

Nordén, U. (1994a): Influence of tree species on acidification and mineral pools in deciduous forest soils of south Sweden. Wat. Air Soil Pol. **76**: 363-381.

Nordén, U. (1994b): Leaf litterfall concentrations and fluxes of elements in deciduous tree species. Scand. J. For. Res. **9**: 9-16.

Oheimb, G. v., Härdtle, W., Naumann, P.S., Westphal, C., Assmann, T., Meyer, H. (2008): Long-term effects of historical heathland farming on soil properties of forest ecosystems. For. Ecol. Manag. **255**: 1984-1993.

Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., van Wesemael, B., Schumacher, J., Gensior, A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. Glob. Ch. Biol. **17**: 2415-2427.

Rothe, A., Binkley, D. (2001): Nutritional interaction in mixed species forests: a synthesis. Can. J. For. Res. **31**: 1855-1870.

Schade, G. (1961): Untersuchungen zur Forstgeschichte des alten Amtes Winsen an der Luhe, Diss. Univers. Göttingen, Forstl. Fak. HannMünden.

Schmidt, M., Mölder, A., Schönfelder, E., Engel, F., Schmiedel, I., Culmsee, H. (2014): Determining ancient woodland indicator plants for practical use: A new approach developed in northwest Germany. For. Ecol. Manag. **330**: 228-239.

Schönhar, S. (1993): Die Waldbodenvegetation als Standortsweiser, AFJZ **164**:173-180.

Thomas, F. (2018): Ökophysiologische Leistungen der Höheren Pflanzen. In: Grundzüge der Pflanzenökologie. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

Ulrich, B. (1986): Der Boden als Teil der forstlichen Standortsansprache, Klassifikation, Vergesellschaftung. Materialien zu Vorlesungen, Übungen, Exkursionen. Sommer-Semester 1986. 5. Aufl. Selbstverlag, Göttingen.

Völker, G. (1986): Vergleich der chemischen Bodenparameter verschiedener Substrate im niedersächsischen Pleistozän. Entwicklung zwischen den Jahren 1976 und 1984. Diplomarbeit. Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen.

Walter, H. (1951): Grundlagen der Pflanzenverbreitung: Einführung in die Pflanzengeographie für Studierende der Hochschulen. Ulmer, Stuttgart.

Walentowski, H., Ewald., J. (2016): Die Vegetation als Ausdruck des Standortes. In: AK Standortskartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (Hrsg): Forstliche Standortsaufnahme, 7. Aufl., S. 221-272, IHW-Verlag, Eching.

Weihrauch, C., Brandt, I., Opp, C. (2017): Die archäologische Aussagekraft von Phosphatprospektionen auf gedüngten landwirtschaftlichen Nutzflächen – eine Fallstudie im Gebiet Sievern (Ldkr. Cuxhaven). Archäologische Informationen **40**: 279-290.

Wittich, W. (1961): Der Einfluss der Baumart auf den Bodenzustand, Allg. Forstzeitschft., **16**: 41-45.

Wulf, M., Kelm, H.-J. (1994): Zur Bedeutung „historisch alter Wälder“ für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck. In: Norddeutsche Naturschutzakademie (Hrsg.): Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz. Fachtagung der Norddeutschen Naturschutzakademie. Hof Möhr, 28.-29.10.1993. Schneverdingen, NAA Berichte **3**: 15-50.

Wulf, M., Naaf, T. (2009): Herb layer response to broadleaf tree species with different leaf litter quality and canopy structure in temperate forests. J. Veg. Sc. **20**: 517-526.

Zezschwitz, v. E. (1968): Beziehungen zwischen dem C/N-Verhältnis der Waldhumusform und dem Basengehalt des Bodens – Ein Beitrag zur Kenntnis der Trophie. Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf. **16**: 143-174.

submitted: 13.01.2020
reviewed: 27.02.2020
accepted: 15.06.2020

Anschriften der Autoren:

Ingo Siebert, M.Sc.
In der Weglänge 25,
56072 Koblenz
E-Mail: siebert.ingo@web.de

Martin Jansen, Dr.
Georg-August-Universität Göttingen, Büsgen-Institut
Abteilung für Ökopedologie der gemäßigten Zonen
Büsgenweg 2,
37077 Göttingen
E-Mail: mjansen@gwdg.de

Anhang

Tab. a: Vegetationstabelle Harmbütteler Holz. 1976 – 2019. X = kommt vor, (X) = kommt am Bestandesrand vor, x = kommt in der Umgebung der Profilgrube vor, wurde aber wahrscheinlich eingeschleppt;
. = mit Sicherheit nicht festgestellt * = nicht erfasst

	ÖA	1976	1986	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Epilobium angustifolium	01	*	*	.	.	.	.	.	X	X	X	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Galium aparine	01	*	*	.	.	X	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Urtica dioica	01	*	*	X	X	X	X	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Sambucus nigra Str. u. Kr.	01	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	X	X	X	X	X
Rubus idaeus	02	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	(X)
Rubus fruticosus coll.	02	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	(X)
Galeopsis tetrahit / bifida	02	*	X	.	.	X	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Geranium robertianum	02	*	*	X	X	X	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Chaerophyllum temulum	[-] / N	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X↑
Impatiens noli-tangere	II1	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Carex pilulifera	II2A	*	*	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Polytrichum formosum	II2A	*	X	X	X	X	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Veronica officinalis	II2A	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	(X)
Lonicera periclymenum	II2B	*	*	X	X	X	X	X	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis capillaris	II2C	*	*	.	.	.	.	.	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Anemone nemorosa	II3A	X	*	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	x	x	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Impatiens parviflora	II3A	*	*	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Luzula pilosa	II3A	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Milium effusum	II3A	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Moehringia trinervia	II3A	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Rubus idaeus	II3A	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	(X)
Hedera helix	II3A	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa nemoralis	II3A	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Senecio ovatus	II3A	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Atrichum undulatum	II3B	X	X	X	X	X	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Carex sylvatica	II3B	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Galium odoratum	II3B	*	*	.	.	.	.	X	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium montanum	II3B	*	*	.	.	.	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Mycelis muralis	II3B	X	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	X	X	X	X	X
Scrophularia nodosa	II3B	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Viola reichenbachiana	II3B	*	*	(X)	(X)	(X)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dactylis polygama	II3C	*	*	*	X	X	X	X	X	.	.	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	.	.

	ÖA	1976	1986	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Stellaria holostea	II3C	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Brachypodium sylvaticum	II4	*	*	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	.	.	.	.	.	(X)
Geum urbanum	II4	*	*	x	x	x	x	x	x	x	x	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Lamium galeobdolon	II4	*	X	.	x	x	x	x	x	x	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Polygonatum multiflorum	II4	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Campanula trachelium	II5A	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mercurialis perennis	II5A	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pulmonaria obscura	III1	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus lanuginosus	II5A	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sanicula europaea	II5A	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dryopteris carthusiana agg.	II-IV 1-3	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Oxalis acetosella	II-IV 2-4	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Athyrium filix-femina	III3	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Ajuga reptans	III4A	X	*	.	.	.	.	.	.	.	.	(X)	(X)	(X)	X	X	X	X	X	X
Circaea lutetiana	III4A	X	*	(X)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Festuca gigantea	III4A	X	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Stachys sylvatica	III4A	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Veronica montana	III4A	*	X	x	x	x	x	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Ranunculus ficaria	III4B	*	*	x	x	x	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Arum maculatum	III4B	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Glechoma hederacea	III4B	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Primula elatior	III4B	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus auricomus	III4B	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Allium ursinum	III5A	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Adoxa moschatellina	III5A	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anemone ranunculoides	III5A	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Corydalis cava	III5A	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gagea lutea et spathacea	III5A	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Deschampsia cespitosa	IV2-3	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Juncus conglomeratus	IV2-3	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	.
Juncus effusus	IV2-3	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	(X)
Carex remota	IV3-4A	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Chrysosplenium alternifolium	IV4-5	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

	ÖA	1976	1986	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Cardamine flexuosa	[-]	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Viola riviniana	[-]	*	X	.	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Luzula multiflora	[-]	*	*	.	.	.	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Carex pallescens	[-]	*	*	X	.	.	.	.	.	.	X	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	.
Hypericum pulchrum	[-]	*	*	.	.	.	.	.	.	.	X	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Maianthemum bifolium	[-]	*	*	.	.	.	.	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Hypericum humifusum	[-]	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Poa trivialis	[-]	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Poa annua	[-]	*	*	.	.	.	.	.	(X)	(X)	(X)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Veronica chamaedrys	[-]	*	*	*	*	*	*	*	(X)	(X)	(X)	(X)	.	.	.	.	.	.	.	.
Vicia sepium	[-]	X	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cardamine amara	[-]	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cardamine pratensis	[-]	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rubus caesius	[-]	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Taraxacum officinale agg.	[-]	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tab. b: Vegetationstabelle Maaßel. 1976 – 2019. X = kommt vor, (X) = kommt am Bestandesrand vor, x = kommt in der Umgebung der Profilgrube vor, wurde aber wahrscheinlich eingeschleppt;
. = mit Sicherheit nicht festgestellt * = nicht erfasst

	ÖA	1976	1986	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Aegopodium podagraria	01	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Urtica dioica	01	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Sambucus nigra Str. u. Kr.	01	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Galium aparine	01	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	X
Epilobium angustifolium	01	*	*	.	.	.	.	.	X	X	X	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Epilobium angustifolium	01	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Geranium robertianum	02	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Rubus idaeus	02	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Rubus fruticosus coll.	02	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plagiomnium undulatum	02	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Galeopsis tetrahit / bifida	02	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chaerophyllum temulum	[-] / N	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X↑
Carex pilulifera	II2a	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

	ÖA	1976	1986	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Polytrichum formosum	II2a	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Veronica officinalis	II2a	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lonicera periclymenum	II2b	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Agrostis capillaris	II2c	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anemone nemorosa	II3a	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dryopteris filix-mas	II3a	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Hedera helix	II3a	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Luzula pilosa	II3a	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Milium effusum	II3a	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Poa nemoralis	II3a	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Rubus idaeus	II3a	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Senecio ovatus	II3a	*	*	.	.	.	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	.	.
Impatiens parviflora	II3a	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Moehringia trinervia	II3a	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Atrichum undulatum	II3b	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Carex sylvatica	II3b	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Epilobium montanum	II3b	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Galium odoratum	II3b	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Melica uniflora	II3b	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Scrophularia nodosa	II3b	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Viola reichenbachiana	II3b	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Mycelis muralis	II3b	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dactylis polygama	II3c	*	X	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Stellaria holostea	II3c	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Brachypodium sylvaticum	II4	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Geum urbanum	II4	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Lamium galeobdolon	II4	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Polygonatum multiflorum	II4	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Campanula trachelium	II5a	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	.
Mercurialis perennis	II5a	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
"Pulmonaria officinalis agg. (nur P. obscura)"	II5a	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X↓
Ranunculus lanuginosus	II5a	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X↓
Sanicula europaea	II5a	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X↓
Dryopteris carthusiana agg.	II-IV 1-3	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

	ÖA	1976	1986	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Oxalis acetosella	II-IV 2-4	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Athyrium filix-femina	III3	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Circaea lutetiana	III4a	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Festuca gigantea	III4a	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Stachys sylvatica	III4a	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Veronica montana	III4a	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Arum maculatum	III4b	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X↓
Glechoma hederacea	III4b	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Primula elatior	III4b	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X↓
Ranunculus auricomus	III4b	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X↓
Ranunculus ficaria	III4b	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Adoxa moschatellina	III5a	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Allium ursinum	III5a	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Anemone ranunculoides	III5a	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Corydalis cava	III5a	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Gagea lutea et spathacea	III5a	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Deschampsia cespitosa	IV2-3	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X
Juncus effusus	IV2-3	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus conglomeratus	IV2-3	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex remota	IV3-4a	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Chrysosplenium alternifolium	IV4-5	*	*	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Cardamine amara	[-]	*	*	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Cardamine flexuosa	[-]	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cardamine pratensis	[-]	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	(X)
Maianthemum bifolium	[-]	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Rubus caesius	[-]	*	*	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Taraxacum officinale agg.	[-]	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Vicia sepium	[-]	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Viola riviniana	[-]	*	*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Luzula multiflora	[-]	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex pallescens	[-]	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hypericum pulchrum	[-]	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.