

1

Waldböden: Besonderheiten, Bewirtschaftung und Schutz

Sind Waldböden anders? Haben sie andere Eigenschaften als ackerbaulich genutzte Böden, Grünland- und Almböden oder alpine naturbelassene Böden? Sehen sie anders aus, sind sie anders aufgebaut? Bestehen besondere Gefährdungen? Die Fragen sind eindeutig mit ja zu beantworten. Waldböden sehen anders aus als Böden mit anderer Landnutzung, haben andere physikalische und chemische Eigenschaften und sind deutlich anders aufgebaut. Welche Unterschiede die Besonderheit von Böden unter Wald ausmachen und worin dies begründet ist, wird im folgenden Abschnitt umrissen. Gleichzeitig wird die Notwendigkeit für deren nachhaltige Bewirtschaftung und Schutz aufgezeigt.

1.1

Vorkommen von Böden unter Wald

Für die Errichtung von Siedlungen und die landwirtschaftliche Nutzung wählten die Menschen Flächen, die fruchtbar, gut zugänglich sowie gut zu bearbeiten waren und die sich in sicheren Lagen befanden. Steillagen, erosionsgefährdete Standorte und andere Ungunstlagen oder Böden mit geringer Bodenfruchtbarkeit blieben dem Wald vorbehalten (Küster 2008). Der Vergleich ausgewählter Bodentypengruppen in Österreich, getrennt nach land- und forstwirtschaftlicher Nutzung, spiegelt diese Entwicklung wider. Abbildung 1.1 zeigt die entsprechenden relativen Häufigkeiten ausgewählter Bodentypengruppen. Die Darstellung zeigt grundsätzlich Bodenklassen nach der Österreichischen Bodensystematik, ÖBS (Nestroy et al. 2011). Es gibt nur wenige Bodenklassen, die in beiden Nutzungsarten vergleichbare relative Häufigkeiten aufweisen, wie zum Beispiel Pseudogleye sowie mit einigen Abstrichen auch Braunerden. Der Anteil der Auböden und Gleye ist auf landwirtschaftlich genutzten Flächen weitaus höher. Praktisch ausschließlich auf forstlich genutzten Flächen treten die Podsole auf. Da der Bodentyp Tschernosem bekanntermaßen beinahe ausschließlich landwirtschaftlich genutzt wird, wurde dieser Bodentyp gesondert dargestellt.

Neben der Tatsache, dass Waldnutzung vorrangig auf solchen Standorten betrieben wird, die für die landwirtschaftliche Nutzung nicht oder nur wenig geeignet

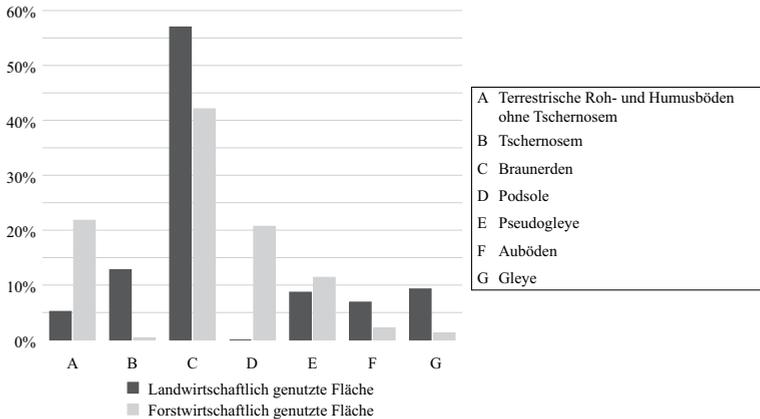


Abbildung 1.1 Relative Häufigkeiten ausgewählter Bodenklassen und des Bodentyps Tschernosem, getrennt nach land- und forstwirtschaftlicher Nutzung in Österreich (Daten: Digitale Bodenkarte Österreichs, BFW, und FBVA 1992).

sind, ist auch zu beachten, dass manche Böden unter heutiger Waldnutzung früher durchaus landwirtschaftlich genutzt wurden. Insbesondere die sozialen und ökonomischen Veränderungen im Zuge der Industrialisierung im 19. und 20. Jahrhundert führten in vielen Regionen (vor allem in den Mittelgebirgen) zur Abwanderung der ländlichen Bevölkerung und zu großflächigen Aufforstungen von Weide- und Ackerflächen (Küster 2008, Fenkner-Gies und Gauer 2005). Im Mittelgebirge wurde hierfür meist die Fichte, in tieferen Lagen besonders auf sandigen Böden, die Kiefer verwendet. Wirtschaftliche Interessen – die anspruchslosen Baumarten Fichte und Kiefer besitzen eine höhere Ertragsleistung im Vergleich zu den Laubbaumarten der natürlichen Waldgesellschaften – haben zur weiten Verbreitung dieser Baumarten im Wirtschaftswald geführt. Am Beispiel der → *Basensättigung* (Tab. 1.1), einem wichtigen Parameter der Bodenfruchtbarkeit, in Wald-, Grünland- und Ackerböden Tirols wird die bevorzugte Nutzung fruchtbarer Böden in der Landwirtschaft sowie der Einfluss von Düngung und historischen Nutzungen, wie Streurechen, deutlich (Stöhr et al. 1989). Alle Acker- und ein Großteil der Grünlandböden verfügen über mehr als 90 % Basensättigung, während nur etwa die Hälfte der Waldböden eine solche Basensättigung aufweist.

Tabelle 1.1 Basensättigung (BS) nach Nutzungsformen in Tirol (Stöhr et al. 1989).

BS [%]	Relativanteil der Untersuchungsflächen [%]					
	Wald		Grünland		Acker	
	Oberboden	Unterboden	Oberboden	Unterboden	Oberboden	Unterboden
< 10	8	16				
11–50	28	30		5		
51–90	8	7	10	11		
91–100	56	47	90	84	100	100

1.2

Historische Waldnutzungen

Der Nährstoffkreislauf von Waldböden wurde in Mitteleuropa in der Vergangenheit sehr prägnant durch Streurechen, Schneitelung, Waldweide und Waldfeldbau, im heutigen Sinne „außerforstliche Nutzungen“, verändert (vgl. Fiedler et al. 1973, Rehfuess 1990). Zu diesen Bewirtschaftungsformen kam es besonders im Alpenraum einerseits aufgrund der Knappheit von Flächen, die überhaupt landwirtschaftlich genutzt werden konnten, andererseits aufgrund der schlechten Transportbedingungen (Stuber und Bürgi 2012). Durch diese Nutzungen wurden dem Waldboden direkt oder indirekt Nährstoffe, wie Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Kalium (K), Phosphor (P) und vor allem Stickstoff (N) entzogen, an dem es vor der industriellen Herstellung durch das Haber-Bosch Verfahren oft mangelte. Die Nährstoffe aus den Wäldern flossen damit direkt oder indirekt in die Nahrungsmittelproduktion. Die entzogenen Mengen konnten vielfach nicht durch die Nachwitterung oder → *Mineralisierung* ausgeglichen werden. In der Folge trat Nährstoffverarmung und damit einhergehend (Ober-) Bodenversauerung ein (Glatzel 1991, Feger 1993). Weitere Auswirkungen waren der Verlust von organischer Substanz (Humus) sowie Änderungen in der Stickstoff- und Humusdynamik (Wittich 1951, Kreutzer 1972). Modellrechnungen nach Daten von Ebermayer (1876) ergaben bei dreijährig wiederkehrendem Streurechen Verluste von 40 t Kohlenstoff, 1600 kg N, 800 kg Ca und 200 kg Mg pro Umtriebszeit und Hektar. Dadurch können an sich natürliche bodengenetische Prozesse, wie etwa die → *Podsolierung* oder die Entbasung des Oberbodens, ausgelöst oder verstärkt werden. Regional kam es auch zu Holzübernutzungen, etwa als Grubenholz für den Bergbau (Erzgebirge, Harz), als Rohstoff, wie zum Beispiel Pottasche, und Brennmaterial für die Glasherstellung (Schwarzwald, Bayerischer Wald), als Sudholz (Salzkammergut) oder als Holzkohle für die frühe Eisenindustrie (Mürztal). Neben der Entwaldung von Flächen, oft gefolgt von Erosionen, kam es in der Folge auch zu einem Baumartenwechsel mit Bevorzugung von raschwüchsigen Nadelbaumarten, während unerwünschte Laubbaumarten zurückgedrängt wurden. So wurde im Salzkammergut die Fichte, Tanne und Lärche gefördert, um Sudholz bzw. Konstruktionsholz zu gewinnen und die Buche zurückgedrängt, da Buchenholz bei der Verbrennung zu hohe Temperaturen erreichte und die Sudpfannen durchschmelzen ließ. Dieser gezielte Baumartenwechsel führte in den Wäldern zu Veränderungen in der Humus- und Bodendynamik. Die bedeutendsten historischen Nutzungsformen werden nachfolgend kurz erläutert.

1.2.1

Streunutzung

Dabei wurde Auflagehumus oder der Humus des mineralischen Oberbodens („Schwarzrechen“) entnommen (Wittich 1951, Höhne 1970, Stuber und Bürgi 2012). Diese Nutzung kam vielerorts erst nach dem 2. Weltkrieg zum Erliegen.

1.2.2

Schneitel-Streunutzung

Bei dieser Nutzung wurden grüne Triebe und Blätter von Bäumen geerntet („geschneitelt“), um Futter und Einstreu für stallgehaltenes Vieh zu gewinnen. Vereinzelt kam die Schneitelung noch in den 1980er Jahren im Alpenraum vor. In der Südschweiz (Stuber und Bürgi 2012) wurden Blätter zur Füllung von Matratzen verwendet („Bettblaub“).

1.2.3

Waldweide

Der Eintrieb von Vieh (Schweine zur Eichelmast, Rinder, Ziegen, Schafe) in Wälder (Küster 2008) ist die einzige außerforstliche Nutzung, die auch heute noch in nennenswertem Umfang meist in Zusammenhang mit Almwirtschaft ausgeübt wird. Abhängig von der eingetriebenen Tierart sind folgende Schäden am Waldboden möglich: Nährstoffentzug, lokale Bodenverdichtung und Erosion sowie Veränderung der Humusdynamik durch selektiven Verbiss von Baumarten. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, dass sich die Stallhaltung erst im 18. Jahrhundert durchsetzte.

1.2.4

Waldfeldbau („Agroforestry“)

In Mitteleuropa entstand diese Wirtschaftsform im Hochmittelalter, nachdem die fruchtbaren Böden für die Landwirtschaft bereits erschlossen waren (Küster 2008). Für diese Art der landwirtschaftlichen Zwischennutzung gab es eine Vielzahl von Varianten, die sich auch in der Namensgebung niederschlugen (zum Beispiel „Hackwald“, „Hauberge“, „Reutberge“, „Rechberg“). Waldfeldbau war ein ausgefeiltes System aus forstlichen Nebennutzungen (zum Beispiel Lohrinde – Eichenrinde, die zum Gerben eingesetzt wurde), Brennholzgewinnung und Ackerbau. Dabei wurde der Bestand zuerst brandgerodet oder kahlgeschlagen. Nach der Bodenbearbeitung folgte die Einsaat von Getreide, manchmal gleichzeitig mit der Einsaat der gewünschten Baumart für den Folgebestand. Nach wenigen Jahren ging man zur Weidenutzung über, bis die aus Stockausschlägen oder Samen stammenden Bäume erneut in die Höhe wuchsen (Küster 2008).

1.3

Besonderheiten im Profilaufbau

Wenn wir eine Profilgrube im Wald öffnen, so fallen einige Dinge sofort ins Auge. Ganz oben im Profil an der Geländeoberfläche findet sich meist eine Schicht aus unzersetzten Blättern bzw. Nadeln sowie anderem Bestandesabfall, wie Zweige,

Knospen, Rindenstückchen u. Ä. (→ *Streu*), häufig gefolgt von einer schwarzen bis dunkelbraunen Humusschicht. Diese besteht aus zerkleinertem, um- und abgebautem organischem Material. Diese Schichten werden als „Auflagehumus“ bezeichnet. Wenn der Kohlenstoffgehalt unter einen bestimmten Schwellenwert fällt, werden sie „humoser Mineralboden“ genannt. Da im Wald die Bodenbearbeitung weitestgehend fehlt – sie wird nur im Rahmen waldbaulicher Spezialverfahren angewendet – und die Baumvegetation im Gegensatz zu Ackerflächen den Boden über das ganze Jahr deckt und damit für einen effizienten Erosionsschutz sorgt, ist der Profilaufbau in den allermeisten Fällen ungestört. Ausnahmen bilden Störungen durch Windwürfe, Hangrutschungen und frühere, lang anhaltende landwirtschaftliche Bodennutzungen. Waldböden weisen daher eine weitgehend natürliche Bodenlagerung und Bodenentwicklung auf, besitzen gerade deswegen aber auch eine sehr große horizontale und vertikale Differenzierung und Heterogenität (Scheffer/Schachtschabel 2010, Rehfuss 1990, Fisher et al. 2000).

1.4

Besondere Humusdynamik

Die Humusdynamik von Waldböden unterscheidet sich grundlegend von jener der landwirtschaftlich genutzten Böden. Da auf Acker oder Grünland meist die gesamte Pflanze oder zumindest ein Großteil davon ein- oder mehrmals jährlich geerntet wird, fehlt dort der Auflagehumus. Auch der humose Mineralboden ist meist nicht so dunkel gefärbt wie unter Wald, da durch die Bodenbearbeitung die gegebenenfalls verbliebene oder durch Düngung eingebrachte organische Substanz mit Mineralboden vermischt und aus einer Reihe von Gründen auch rascher abgebaut wird: So wird der Boden durch die Bearbeitung durchlüftet, die biochemische → *Zersetzung* älteren pflanzlichen Materials gefördert und die Wurzelstruktur der vorhandenen Pflanzen zerstört. Weiters werden die Reste landwirtschaftlicher Kulturpflanzen aufgrund des geringeren Zellulose- und Ligningehaltes und höheren Stickstoffgehaltes rascher abgebaut als diejenigen von Waldbäumen (Kögel-Knabner 1995). In Wäldern fällt ganzjährig organisches Material (→ *Streu*) an. Die Zersetzbarkeit der Streu ist dabei abhängig von der Baumart, aber auch vom standortsspezifischen Nährstoffgehalt. Nadelstreu, insbesondere von Zirbe (Arve), Kiefer und Lärche, ist wesentlich schwerer abbaubar als Laubstreu. Wegen der teilweise schweren Zersetzbarkeit, die sich in einem weiten → *C/N-Verhältnis* ausdrückt, aber auch aufgrund des kühl-feuchteren Klimas im Inneren des Bestandes bildet die Streu bisweilen mächtige Schichten (Lagen) aus, deren Mächtigkeit und Zersetzungsgrad wesentliche Merkmale der → *Humusform* sind. Gerade die Humusmorphologie kennzeichnet sehr gut Grad und Art der → *Zersetzung* und Humifizierung. Sie ist maßgeblich auch vom Standortklima abhängig und reagiert, anders als der Mineralboden, relativ schnell auf menschliche Einflüsse. Die Humusform ist daher ein sensibler Standortsindikator (Beyer 1996, AK Standortskartierung 2003).

1.5

Besonderheiten des Nährstoffkreislaufes im Wald

Der Nährstoffkreislauf in Wäldern unterscheidet sich deutlich von Standorten unter landwirtschaftlicher Nutzung. Wesentliche Gründe dafür sind die Auswahl von nährstoffärmeren, weniger tiefgründigen Böden für die Waldnutzung, die spezielle Humusdynamik, die fehlende Düngung, die langen Produktionszeiträume sowie der Nährstoffentzug durch historische Formen der Waldnutzung.

Grundsätzlich sind traditionell bewirtschaftete Waldökosysteme, das sind solche, bei denen sich die Ernte in der Vor- und Endnutzung auf Holz und Rinde beschränkt, bezüglich des Nährstoffhaushaltes weitgehend geschlossene Kreislaufsysteme. Dies liegt vor allem daran, dass das Holz sehr nährstoffarm ist. Der gesamte Holzvorrat eines 100-jährigen Bestandes, der etwa 70 % der Masse eines Bestandes ausmacht, enthält etwa so viel Ca, Mg, K, N oder P wie die lebenden Nadeln, die weniger als 10 % der Masse ausmachen. Darüber hinaus findet im Wald ein effektives Nährstoffrecycling statt, da der Bestandesabfall (→ *Streu*) am Standort verbleibt. Dort wird ein Teil zu stabilem Humus ab- und umgebaut (→ *Humifizierung*). Gleichzeitig werden die in der organischen Substanz gebundenen Nährstoffe durch den Prozess der → *Mineralisierung* allmählich wieder freigesetzt und stehen den Bäumen so wieder zur Verfügung. Dazu kommen die Nährstoffnachlieferung durch die Gesteinsverwitterung und auch Einträge aus der Luft. Mit dem Sickerwasser gehen meist nur wenige Nährstoffe verloren, es sei denn, es treten massive Ökosystemstörungen, wie Windwurf, Waldbrand oder starker Borkenkäferbefall auf (Fisher et al. 2000, Huber et al. 2009). Im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Produktion ist daher ein Ersatz der durch die Holzernte entnommenen Nährstoffe durch Düngung nicht erforderlich, sofern nur Holz und Rinde genutzt werden. Düngung wird in der Forstwirtschaft nur bisweilen zur Unterstützung des Anwachsens und sehr selten zur Melioration von Standorten eingesetzt (Fiedler et al. 1973, Feger 1996, Feger 1997/98). Da Waldböden meist weder gedüngt noch bearbeitet werden, ist die Nährstoffdynamik, also die Menge und Geschwindigkeit des Nährstoffumsatzes im Waldökosystem, weitgehend durch die Faktoren Klima, Geländeform und Geologie sowie durch das Bodenleben und die Vegetation bestimmt. Die langlebigen Bäume beeinflussen durch die unterschiedliche Qualität ihrer Streu, ihr unterschiedliches Wachstum und ihre unterschiedlich intensive und unterschiedlich tiefreichende Durchwurzelung die Nährstoffdynamik. Ebenso wird das Baumwachstum von den Bodeneigenschaften beeinflusst. Die Tiefe des Hauptwurzelraumes kann knapp 40 cm bei Flachwurzlern, wie der Fichte, oder weit mehr als 1 m bei Tiefwurzlern, wie der Eiche oder der Tanne, betragen. Bei extremen Standortsbedingungen, vor allem bei hoch anstehender Staunässe, kann die Flachwurzelligkeit gerade bei der bedeutenden Wirtschaftsbaumart Fichte noch weit stärker ausgeprägt sein (Otto 1994).

Die Länge der Umtriebszeit und die Menge der entzogenen Biomasse bestimmen die Höhe des Nährstoffexports. Von ihnen hängt außerdem die Intensität der Versauerung im durchwurzelten Bodenraum ab. Denn der Baumbestand nimmt stets einen Überschuss an Kationen auf, so dass ein nutzungsbedingter Entzug

von Biomasse stets einen Verlust an Basizität darstellt (Feger 1993). Im Zuge intensiver Biomassennutzung, wie Ganz- oder Vollbaumernte, ergeben sich Entzüge, die weit über der Nachlieferung aus der Verwitterung liegen und damit die standörtliche Nachhaltigkeit gefährden können (Kreutzer 1979, Krapfenbauer und Buchleitner 1981). Extrem hohe Nährstoffentzüge und bodeninterne Versauerungsraten ergeben sich bei hoher Wuchsleistung und kurzen Umtriebszeiten. Dies ist besonders bei der früher weit verbreiteten Niederwald-Bewirtschaftung der Fall (Glatzel 1991, Feger 1993).

Stoffeinträge aus Luftverunreinigungen können einen maßgeblichen Einfluss auf die Stabilität von Waldökosystemen und die Belastung von Waldböden ausüben. Dieser Aspekt fand im Zusammenhang mit der Ursachenfindung der „Neuartigen Waldschäden“ in den 1980/90er Jahren weite öffentliche Beachtung und war Gegenstand intensiver Forschung (vgl. Zöttl 1985a, Ulrich 1986, Rehfuess 1995, Raspe et al. 1998, Elling et al. 2007). Es zeigte sich, dass die über nasse und trockene Deposition in Waldböden gelangenden Stoffe dort zu chemischen und biologischen Veränderungen führen. Es handelt sich dabei um Säuren, die aus dem direkten Eintrag von Protonen, die aus der Reaktion säurebildender Gase, wie SO_2 und NO_x in der Atmosphäre entstehen („saurer Regen“), um eutrophierend wirkende N-Verbindungen, Schwermetalle und um alkalische Stäube und Flugaschen. Emissionsquellen sind Kraftwerke, Industrie, Verkehr und bei N auch die Landwirtschaft. Als Folgen können beträchtliche Störungen der ökosystemaren Stoffkreisläufe und Bodenfunktionen auftreten: Boden- und Gewässerversauerung, Ernährungsungleichgewichte (zum Beispiel Mg-Mangel) oder Störungen der Zersetzerketten. Besondere Bedeutung hat auch die Akkumulation von Schwermetallen (zum Beispiel Blei, Kupfer), die besonders in Bergbauregionen, wie dem Harz oder dem Erzgebirge, bereits seit Jahrhunderten infolge von Verhüttungsaktivitäten über den Luftpfad in die umliegenden Wälder gelangt sind (Fiedler und Klinger 1996, Zöttl 1985b).

Allerdings zeigen sich große regionale Unterschiede hinsichtlich Höhe und Kombination der atmosphärischen Einträge. Infolge von Luftreinhaltmaßnahmen, industriellen Umstrukturierungen und internationaler Luftreinhaltspolitik haben sich die Emissionen und damit auch die Depositionen in Wäldern seit Anfang/Mitte der 1990er Jahre wesentlich verringert (Wolff et al. 2005). Die Böden haben, je nach Ausstattung, die Einträge gepuffert, was jedoch zu Stoffakkumulation, zum Beispiel bei Schwermetallen und Schwefel, oder zu Veränderung der Pufferfähigkeit (Rückgang der \rightarrow Basensättigung) geführt hat (Feger 1997/98). Markante Veränderungen waren besonders bei den \rightarrow Humusformen feststellbar. Hier verbesserten sich unter dem Einfluss erhöhter N-Einträge, allerdings mit großen regionalen Unterschieden, die Zersetzungsbedingungen innerhalb weniger Jahrzehnte deutlich (vgl. in Nordrhein-Westfalen: von Zetzschwitz 1985). Das vor diesem Hintergrund zunächst national und dann auf EU-Ebene entstandene forstliche Umweltmonitoring hat zum Ziel, solche Veränderungen im Stoffhaushalt zu dokumentieren, um Gegenmaßnahmen (zum Beispiel in Form von Waldkalkung) zu planen und Grundlagen für die angepasste Bewirtschaftung zu schaffen (Fischer et al. 2010). So liefert zum Beispiel die in Deutschland in Abständen von 10

bis 15 Jahren durchgeführte bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) entsprechendes Datenmaterial (Wolff et al. 1998, BMELV 2005).

Aufgrund ihres „chemischen Gedächtnisses“ können Waldböden die akkumulierten Stoffvorräte bei veränderten Rahmenbedingungen (Klima, Bewirtschaftung, massive Störungen wie nach Windwurf) auch wieder abgeben. Diese Risiken sind bei der forstlichen Bewirtschaftung entsprechend zu berücksichtigen (Feger 1997/98, Wolff et al. 2005). Angesichts der Tatsache, dass Waldböden häufig bis in den C-Horizont hinein durch niedrige pH-Werte und geringe → *Basensättigungen* gekennzeichnet sind und die Gesamtsäurebelastung das langfristige Puffervermögen an vielen Standorten überstieg, erfolgen seit den 1980er Jahren in einigen deutschen Bundesländern ausgedehnte Bestandeskalkungen. Ziel ist die Abpufferung von Säureeinträgen aus der Atmosphäre bereits an der Bodenoberfläche sowie die Überführung potenziell toxischer Metalle, wie Al-Ionen, in stabilere Bindungsformen (Beese und Meiwes 1995, Feger 1996). Üblicherweise werden per Hubschrauber 2 bis 4 t Dolomitskalk pro ha ausgebracht, wodurch auch eine verbesserte Mg-Versorgung angestrebt wird. Angesichts stark zurückgegangener Säureeinträge und an manchen Standorten unverkennbarer Risiken, wie Nitrat-Mobilisierung bei allgemein verbesserter N-Verfügbarkeit, Humusabbau, Gefährdung empfindlicher Biotope, verlangt die Waldkalkung eine standörtlich differenzierte Planung und Bewertung (vgl. Feger 1996, 1997/98, Leube 2001). Bezüglich Zielsetzung, verwendetem Material und Aufwandsmenge unterscheidet sich diese „Kompensationskalkung“ (teilweise auch als „Bodenschutzkalkung“ bezeichnet) deutlich von der „Meliorationskalkung“, welche zwischen 1940 und 1960 in der forstlichen Praxis in weiten Teilen Deutschlands verbreitet war (vgl. Wittich 1952, Hausser et al. 1971, Fiedler et al. 1973). Wegen des geringen ökonomischen Nutzens kam diese Art der Waldkalkung und -düngung in späteren Jahren aber wieder zum Erliegen. In den Wäldern Österreichs und der Schweiz sind vergleichbare Maßnahmen bislang kaum erfolgt.

Gegenwärtig stellt sich mit der gestiegenen Nachfrage nach Bioenergie aus dem Wald erneut die Frage nach einem Ausgleich entzogener Nährstoffe. Zu beachten ist auch, dass bei einer weitgehend mechanisierten Holzernte weniger Nährstoffe im Bestand verbleiben als bei traditionellen Formen der Holzernte (Meiwes et al. 2008). Regelmäßige Düngung als Ausgleich des Nährstoffexports, wie in der Landwirtschaft üblich, stößt in der nachhaltigen Forstwirtschaft Mitteleuropas auf allgemeine Ablehnung. Deshalb wird als eine Option für die Rückführung essenzieller Nährstoffe und die durch Holzernte verringerte Basizität die Ausbringung von Holzaschen diskutiert (von Wilpert 2002). Obwohl dies dem Grundgedanken des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes durchaus entsprechen würde, wird dies wegen der ungünstigen Material- und Ausbringungseigenschaften sowie einer möglichen Schwermetallbelastung der Holzaschen in der forstlichen Praxis bislang nur vereinzelt durchgeführt.

1.6

Besonderheiten des Wasserhaushaltes im Wald

Der Wald besitzt, verglichen mit anderen Landnutzungsarten, über das Jahr gesehen ein stärker ausgeglichenes, kühleres Bestandesinnenklima, was zu spezifischen Bodenfeuchtigkeits- und Bodenwärmeverhältnissen führt. Wälder weisen auf vergleichbaren Standorten in der Regel eine höhere → *Gesamtverdunstung* und daher auch eine geringere Tiefensickerung als Wiesen und Äcker auf (Wohlrab et al. 1992). Die höhere Gesamtverdunstung von Wald liegt vorrangig in speziellen Charakteristika der Baumvegetation begründet: So besitzt diese aufgrund der höheren Blatt- bzw. Nadelmasse eine größere verdunstungswirksame Oberfläche, ebenso wie eine längere verdunstungswirksame Zeitspanne (längere Vegetationszeit). Dadurch erhöht sich besonders die Interzeptionsverdunstung. Tiefwurzeln- de Waldbäume können jedoch auch Wasservorräte im tieferen Mineralboden, zum Beispiel den Kapillarsaum des Grundwassers erschließen, was die Transpirationsleistung erhöht. Gerade auf Standorten mit eingeschränkter Durchlässigkeit besteht bei Waldvegetation daher eine geringere Vernässungs- und Versumpfungsgefährdung im Vergleich zu Acker oder Grünland.

Der Hochwasserrückhalt von Wäldern hängt wesentlich von den Bodeneigenschaften ab. Denn die Interzeption im Kronenraum spielt bei Hochwasserereignissen, die durch Starkregen ausgelöst werden, kaum eine Rolle. Entscheidend ist neben dem Infiltrations- und Speichervermögen besonders die Durchlässigkeit des Mineralbodens, welche die Bodenfeuchtdynamik und die vorherrschenden Fließpfade bestimmt. Ein besonders hohes Retentionspotenzial haben daher tiefgründige, durchlässige Böden. Hingegen ist die Hochwasserschutzwirkung in jenen Einzugsgebieten gering, die durch flachgründige oder gehemmt durchlässige Böden, die zu Staunässebildung neigen oder durch Grundwasserböden geprägt sind (Witzig et al. 2004). Ein wesentlicher Unterschied zu vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten besteht darin, dass es in Wäldern aufgrund einer geschlossenen Pflanzen- oder Streudecke und entsprechend intensiver Durchwurzelung fast nie zu Verschlämmung und Oberbodenerosion kommt (Pilaš et al. 2010). Dies wirkt sich dann auch günstig auf die Wasserqualität aus.

1.7

Waldbodenschutz

Bereits im Mittelalter versuchten Waldordnungen und später Forstgesetze durch Nutzungsrestriktionen oder -verbote negativen Entwicklungen, auch was den Waldboden betrifft, Rechnung zu tragen. Heutige Gefährdungen von Waldböden bestehen, sieht man von der Umwandlung von Wald in eine andere Landnutzungsform ab, in der Erosion, Versauerung, Nährstoffverarmung, einseitigen Eutrophierung durch atmogene N-Einträge sowie in der befahrungsbedingten Verdichtung und Verformung des Oberbodens (Hildebrand 1996). Ein konsequenter Schutz der Waldböden ist auch im Sinne eines nachhaltigen Gewässerschutzes (Feger 1997/98).

Das österreichische Forstgesetz von 1975 sowie dessen Novellierung von 2002 reflektiert diese Entwicklungen durch Bestimmungen, welche zum Beispiel die Erhaltung von Waldböden und ihre Produktionskraft fördern, die Einrichtung von Standortsschutz- und Objektschutzwäldern vorsehen und der Einschränkung forstlicher Nebennutzungen, wie Streunutzung und Harzgewinnung, Einhalt gebieten. In kompetenzrechtlicher Sicht fällt der Bodenschutz in Österreich, mit Ausnahme der Waldböden, in die Zuständigkeit der Länder und ist derzeit in fünf Bundesländern mit Landesgesetzen geregelt.

Die einheitliche Grundlage des Bodenschutzes in Deutschland bilden das Bundesbodenschutzgesetz und die Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung. Dazu kommen Bodenschutzgesetze der Länder sowie vorrangige Rechtsvorschriften, wie zum Beispiel das Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft, das Düngemittel- und Pflanzenschutzrecht oder das Bundesimmissionsschutzrecht. Daneben regeln die Waldgesetze des Bundes und der Länder den Schutz des Bodens als Produktionsfaktor und als Schutzgut im Rahmen einer nachhaltigen Forstwirtschaft.

In der Schweiz werden die Bodenschutzanliegen im Rahmen des Umweltschutzgesetzes (USG) umschrieben und geregelt. Ziel ist dabei die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit (Art.1 Abs.1 USG, Art. 1 VBBö). In der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBö) wird in Art. 2 Abs.1 die Bodenfruchtbarkeit u.a. mit Bezug zum Standort definiert. Darin erwähnt sind eine biologisch aktive Lebensgemeinschaft, eine typische Bodenstruktur, eine ungehemmte Abbaufähigkeit sowie ein ungestörtes Wurzelwachstum. In Art. 6 folgt der Hinweis zur Vermeidung von Bodenverdichtung und -erosion durch angepasste Maschinenwahl und geeigneten Maschineneinsatz. Dabei wird verpflichtend festgehalten, dass bei der Bewirtschaftung die physikalischen Eigenschaften und die Bodenfeuchte vorsorglich zu berücksichtigen sind. Der Vollzug liegt bei den einzelnen Kantonen. Der Flächenschutz des Waldes und damit auch des Waldbodens wird im Waldgesetz (WaG) in Art. 3 gewährleistet. Art. 7 regelt für Ausnahmen den standortgerechten Rodungersatz.

Die Europäische Kommission hat 2006 den Entwurf einer bis dato nicht beschlossenen Bodenrahmenrichtlinie vorgelegt, welcher unter anderem die Ausweisung von Risikogebieten vorsieht. Es werden acht hauptsächliche Bodengefährdungen unterschieden, nämlich Erosion, Verlust an organischer Substanz, Kontamination, Versalzung, Verdichtung, Verminderung der Bodenbiodiversität, Versiegelung, Überflutung und Rutschung.