Umweltinstitut
Vorarlberg

Bodenschutz

Der Waldboden am Breitenberg

Waldbodenzustand am Rheintal-Westabhang

Bericht UI-1/2010

Bodenschutz

Der Waldboden am Breitenberg

Waldbodenzustand am Rheintal-Westabhang

Gesamtbearbeitung:
Abteilung Gewässergüte
Funktionsbereich Bodenschutz
Josef Scherer

Unter Mitarbeit von:
Peter Singer
Dietmar Buhmann

Impressum

Herausgeber und Medieninhaber:
Amt der Vorarlberger Landesregierung
Römerstraße 16, 6900 Bregenz

Verleger:
Institut für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg
Montfortstraße 4, 6900 Bregenz
Tel. 05574/511-42099

Titelbild: Dauerbeobachtungsfläche am Breitenberg
Quelle: UI

Bregenz, Jänner 2010

Bodenschutz

Der Waldboden am Breitenberg

Waldbodenzustand am Rheintal-Westabhang

Gesamtbearbeitung:
Abteilung Gewässergüte
Funktionsbereich Bodenschutz
Josef Scherer

Unter Mitarbeit von:
Peter Singer
Dietmar Buhmann

Inhalt

Kurzfassung 3
1. Einleitung und Problemstellung 4
2. Die Standorte 4
2.1. Lage, Bestand, Profilbeschreibung 4
3. Der Bodenzustand 7
3.1. Die Bodenreaktion 7
3.2. Der Zustand des Sorptionskomplexes 8
3.3. Schwermetallbelastung 12
4. Immissionen durch Niederschläge 13
4.1. Messanordnung 13
4.2. Feststellbare aktuelle Einträge 13
4.3. Die Nährstoff-Problematik 14
5. Prozesse im Sickerwasser 15
5.1. Messanordnung 15
5.2. Messungen im Sickerwasser 15
7. Literatur 17

21 Abbildungen
1 Tabelle

Kurzfassung

Mit dem vorliegenden Projekt wurde in Vorarlberg am Westhang des Rheintales bei Hohenems eine dem Muster am Pfänderabhang (SCHERER 2003) folgende Bodendauerbeobachtungsfläche (im Folgenden: BDF) unter Wald eingerichtet. Neben Bodenuntersuchungen an fünf Standorten eines Höhenprofils wurden im Bereich der eigentlichen BDF auch über längere Zeiträume Messungen an Niederschlägen (Bestand und Freiland) und Boden-Sickerwässern vorgenommen. Die Projektdauer erstreckte sich insgesamt über den Zeitraum vom Herbst 1998 bis Ende 2003.

Die durchgeführten Messungen bestätigen, dass in Staulagen wie der westexponierten Flanke des Pfänderhanges mit hohen Niederschlagsraten auch hohe Einträge der Stickstoffverbindungen Nitrat und Ammonium und anderer versauernd wirkenden Komponenten wie Sulfat stattfinden. Diese Einträge liegen über den international akzeptierten Critical Loads für vergleichbare Standorte.

Im Boden führen vor allem die Stickstoff-Verbindungen durch chemische Vorgänge und Austauschprozesse zu Säurebildung. Dies fördert durch Austauschreaktionen im Boden den Verlust von basischen Kationen wie Calzium und Magnesium. Diese Elemente sind für eine ausgeglichene Nährstoffversorgung des Bestandes von essentieller Bedeutung. Darüber hinaus sind basische Kationen für eine stabile Bodenstruktur in hohem Maße mitbestimmend. Am untersuchten Standort ist die Austauschkapazität des Sorptionskomplexes zwar noch relativ hoch, der Anteil an basischen Kationen aber vor allem im oberen Bodenbereich sehr gering.

Vor allem durch die Stickstoffeinträge werden zusätzlich Nährstoff-Ungleichgewichte bewirkt. Unter den herrschenden sauren Milieubedingungen mit tendenziell sinkenden pH-Werten kommt es durch die Mobilisierung von Aluminium, Eisen und Mangan zu Veränderungen biologischer und physikalischer Parameter. Dadurch wird die Stabilität und Funktionsfähigkeit des Waldbodens im Untersuchungsgebiet vermindert. Ein Fortschreiten der Degradationserscheinungen im Bodenbereich kann sich mittel- und langfristig speziell bei ungünstigen Witterungsverhältnissen in einer Abnahme der Bestandesvitalität, wohl aber auch in verstärkten lokalen Verlusten des Bodens durch Erosion bemerkbar machen. Wenn auch die Einträge des Ammoniums über den gesamten Beobachtungszeitraum eine abnehmende Tendenz zeigen, so sind die wesentlich höheren, auf dem derzeitigen Niveau stagnierenden Einträge an Nitrat durchaus geeignet, die schon ungünstige Situation zu verschärfen.

Die Belastung der Böden im Bereich des untersuchten Höhenprofils mit anthropogenen Metallen ist vor allem bei Blei erkennbar, an keinem Standort jedoch von maßgeblicher Bedeutung.

1. Einleitung und Problemstellung

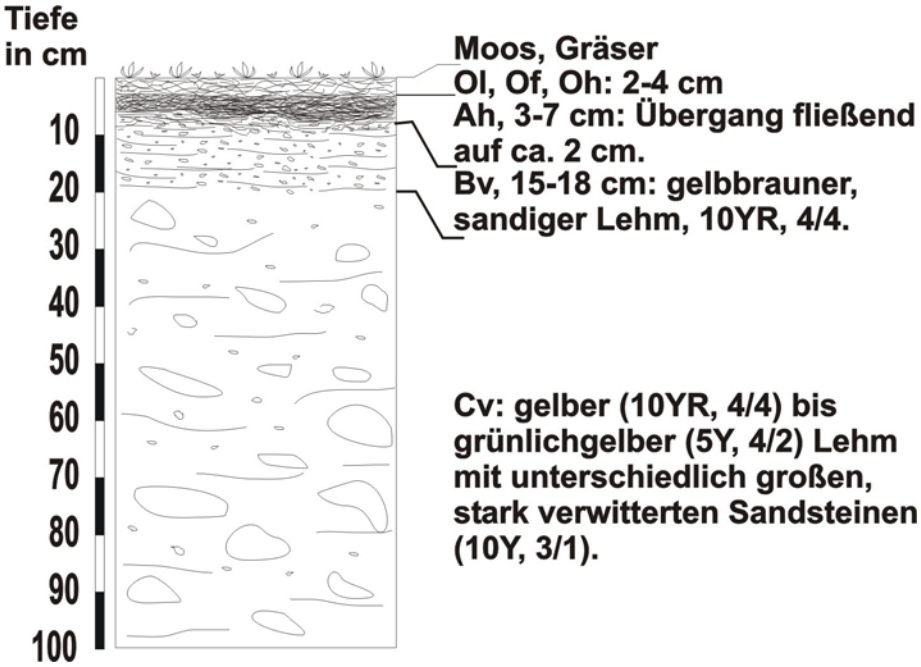
Die Problematik der Bodendauerbeobachtung besteht vor allem darin, dass auf kleinstem Raum sehr große Unterschiede im Bodenaufbau vorkommen. Dadurch ist die Variabilität der Analysenwerte ebenfalls sehr hoch und signifikante Veränderungen etwa durch Immissionen sind nur mit hohem Analysenaufwand feststellbar. Zusätzlich verursacht die Lage der Standorte (Höhe, Exposition usw.) weitere Unterschiede.

Aus diesem Grunde wurde beim vorliegenden Projekt ein ähnliches Probenahmedesign wie bei der Dauerbeobachtungsfläche am Pfänder (SCHERER et al., 1999) gewählt, wo einerseits der Variabilität am Standort, andererseits über höhenverteilte Standorte der Morphologie Beachtung geschenkt wurde.

2. Die Standorte

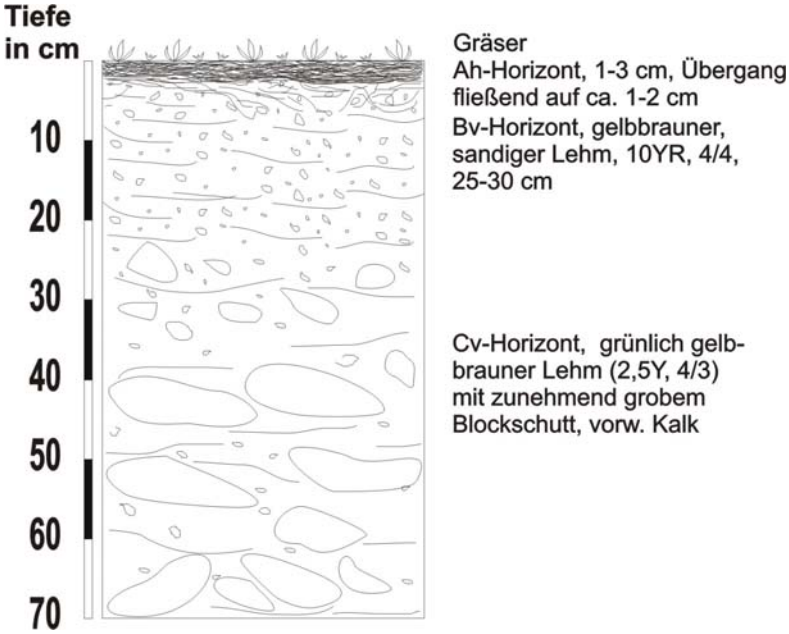
2.1. Lage, Bestand, Profilbeschreibung

Standort BBH1:



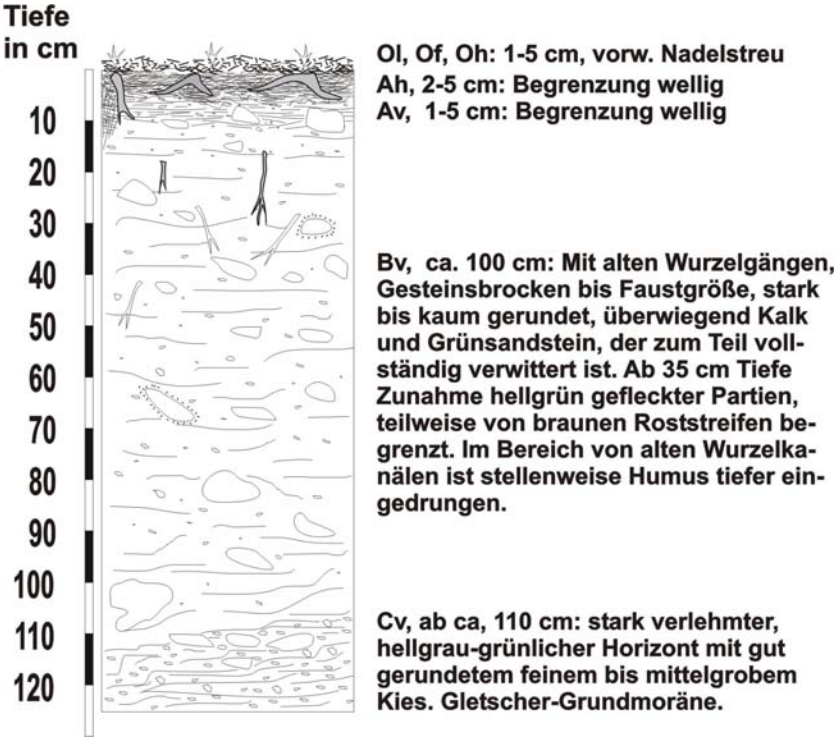
Der Standort liegt nördlich des Schwarzenberg-Gipfels in einem flach abfallenden Waldstück in ca. 1420 m SH, knapp im Windschatten des Schwarzenberges. Hier konnte sich bereits eine tiefgründige Braunerde entwickeln, die mit einem kräftigen alpinen Fichtenbestand mit nur geringen Laubholzanteilen bestockt ist.

Standort BBH2:



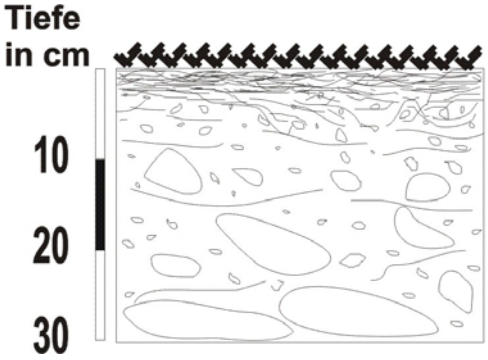
Dieser Standort liegt auf ca. 1300 m SH und ist geprägt durch seine steile Flanke, die vorwiegend aus Kalk-Blockschutt aufgebaut ist, auf der sich seichte Braunerdeböden entwickelt haben. Der gesamte Bestand wurde durch den Frühjahrssturm „Lothar“ (1998) geworfen, weshalb der Boden von Gräsern und Stauden bedeckt ist. Reste des Bestandes wurden vom Borkenkäfer befallen.

Standort BBH3:



Dieser Standort liegt auf der flachen Kuppe des Breitenberges (ca. 1060 m SH), auf dem sich auf den Resten einer eiszeitlichen Grundmoräne eine tiefgründige Braunerde mit Staunässeerscheinungen (Pseudogley) gebildet hat. Eine unterschiedlich dicke Humusauflage aus Fichtennadeln in allen Zersetzungsstadien tritt fast flächendeckend auf.

Standort BBH4:

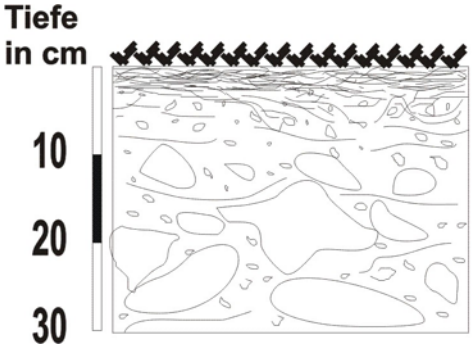


O(l,f,h)-Horizont, vorwiegend laubbetont, wenig Nadelstreu.
Ah-Horizont, fließender Übergang zu

Bv-Horizont, gelbbrauner, sandiger Lehm
Der Großteil des Profiles besteht aus kantigem, grobem bis feinem Blockschutt aus Kalkgesteinen.

Dieser Standort liegt oberhalb des Rhomberg-Steinbruches auf einem Steilhang nordwestlich Kreiers Alpe (ca. 800 m SH). Es handelt sich um seichte Braunerdeböden auf Kalkblockschutt, die vorwiegend mit jungem Laubholz bewachsen sind. Der Auflagehumus besteht vor allem aus Laubresten, die übers Jahr fast vollständig mineralisiert werden.

Standort BBH5:



O(l,f,h)-Horizont, vorwiegend laubbetont, kaum Nadelstreu.
Ah-Horizont, stärker humoser sandiger Lehrm mit fließendem Übergang zu
Bv-Horizont, gelbbrauner, sandiger Lehm.
Der Großteil des Profiles besteht aus kantigem, grobem bis feinem Blockschutt aus Kalkgesteinen.

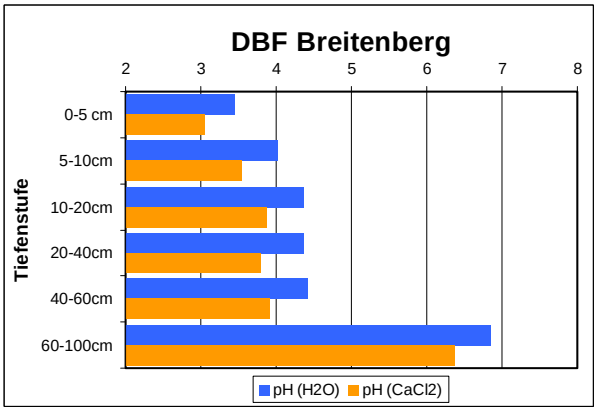
Dieser Standort liegt nur knapp über dem Talboden von Hohenems, unterhalb der Felswand von Oberklien (ca. 465 m SH). Auf grobem Kalkblockschutt haben sich seichtgründige Braunerden gebildet, die einen reifen Tannen-Fichten-Buchenbestand tragen. Der Auflagehumus ist stellenweise flächendeckend und umfasst alle Mineralisierungsstadien.

3. Der Bodenzustand

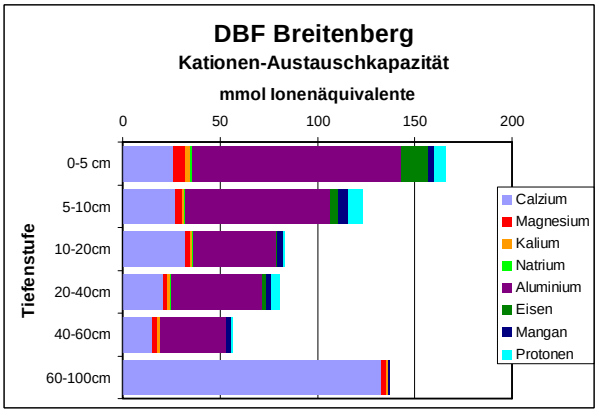
3.1. Die Bodenreaktion

Die Grafiken zeigen die Verteilung der Analysenwerte über das untersuchte Bodenprofil am Standort 3 (Hauptprofilgrube). Es ist deutlich zu erkennen, dass der Boden bis zu einer Tiefe von 60 cm eine bereits sehr starke Versauerung aufweist (Eisen- und Aluminium-Pufferbereich), während unter 60 cm abrupt fast neutrale Verhältnisse eintreten. Das hat Auswirkungen auf die Kationen-Austauschkapazität (KAK). Diese ist im obersten Profilbereich zwar am höchsten, jedoch wird der Großteil durch Aluminium-Ionen beigetragen. Die KAK nimmt gesamthaft bis 60 cm Tiefe stark ab, wobei aber noch immer eine Dominanz des Aluminiums gegeben ist. Unter 60 cm Tiefe sind nur noch basische Kationen mit starker Dominanz des Calziums vorhanden.

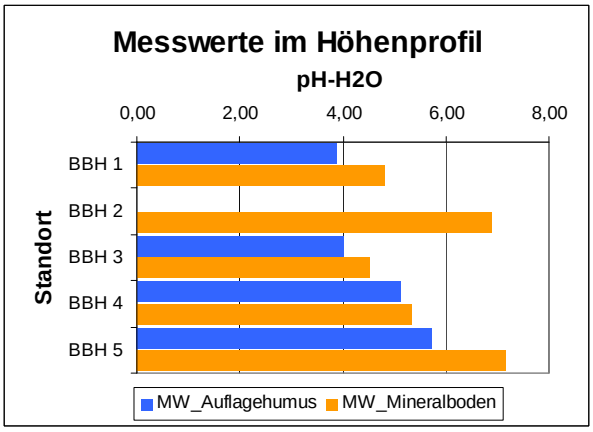
pH-Werte im Profil (Standort 3)

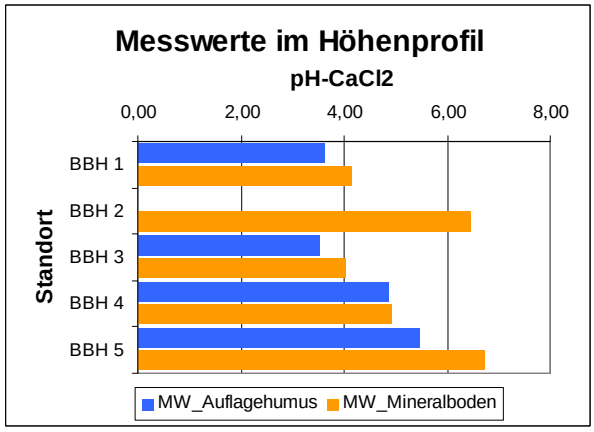


Kationen-Austauschkapazität im Profil



Bezogen auf das Höhenprofil ergibt sich folgende Überblicksdarstellung:





Es ist aus den Abbildungen deutlich ersichtlich, dass die pH-Werte in den höheren Lagen deutlich niedriger sind als im Talbereich. Der Hauptgrund dafür ist die Geologie des Untersuchungsbereiches. Diese ist geprägt durch die Gesteine des Helvetikums einerseits (Kalke,

Mergel, Schiefer usw.), sowie durch das Vorhandensein von kristallin dominierten Grundmoränen der letzten Eiszeit. So liegen die Standorte 1, 3 und 4 mit niedrigen pH-Werten auf Grundmoränenmaterial und schiefrigen Gesteinen, während die Standorte 2 und 5, die maßgeblich vom helvetischen Schrattenkalk beeinflusst sind, entsprechend hohe pH-Werte im annähernd neutralen Bereich aufweisen.

3.2. Der Zustand des Sorptionskomplexes

3.2.1. Zur Pufferfähigkeit von Böden:

Wie wichtig Pufferzonen in unserem Alltag sind, ist uns oft nicht mehr bewusst, da sie bereits selbstverständlich geworden sind. Ob Stoßstangen, Fahrradhelme, Schienbeinschoner usw. - ohne diese würden wir in kürzester Zeit gröberen Schaden davontragen. (Slogan „Wer Hirn hat, sollte es auch schützen“). Dass allerdings der Boden eine unserer größten und effektivsten Pufferzonen in Hinblick auf Trinkwasservorkommen und -qualität, Erosion, Bodenversauerung und vieles mehr darstellt, ist kaum bekannt. Das Maß für die Pufferfähigkeit von Böden bezeichnen wir als Austauschkapazität.

Puffer in Böden sind organische und anorganische Verbindungen, die in der Lage sind H+-Ionen aufzunehmen und durch Austausch mit basischen Kationen einen sauren Eintrag abzuschwächen. Zu den wichtigsten austauschbaren Ionen gehören die Kationen Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+} sowie H^{+}. Ihre Summe ergibt die Kationenaustauschkapazität (KAK).

Je mehr Kationen am Austauscher gebunden sind, umso höher ist die so genannte Basensättigung (Pufferfähigkeit gegenüber einer Versauerung des Bodens). Die Austauschbarkeit der Ionen hängt im Wesentlichen von der Wertigkeit des Kations ab. Je höher die Wertigkeit, desto leichter erfolgt die Bindung an der Oberfläche des Kolloids und umso schwerer ist dessen Remobilisierung.

Folge einer Bodenversauerung ist eine weitgehende Zerstörung von Bodenaggregaten auf Grund der mangelnden Bindungsfähigkeit am Austauscher. Dies kann zu Verdichtung, zunehmendem Oberflächenabfluss und dadurch zu Erosion führen. Bei starker Bodenversauerung erfolgt die Säurepufferung über Aluminium-Ionen, die auf Rhizome toxisch wirken können (Lit.A) (Thema Waldsterben).

3.2.2. Basensättigung

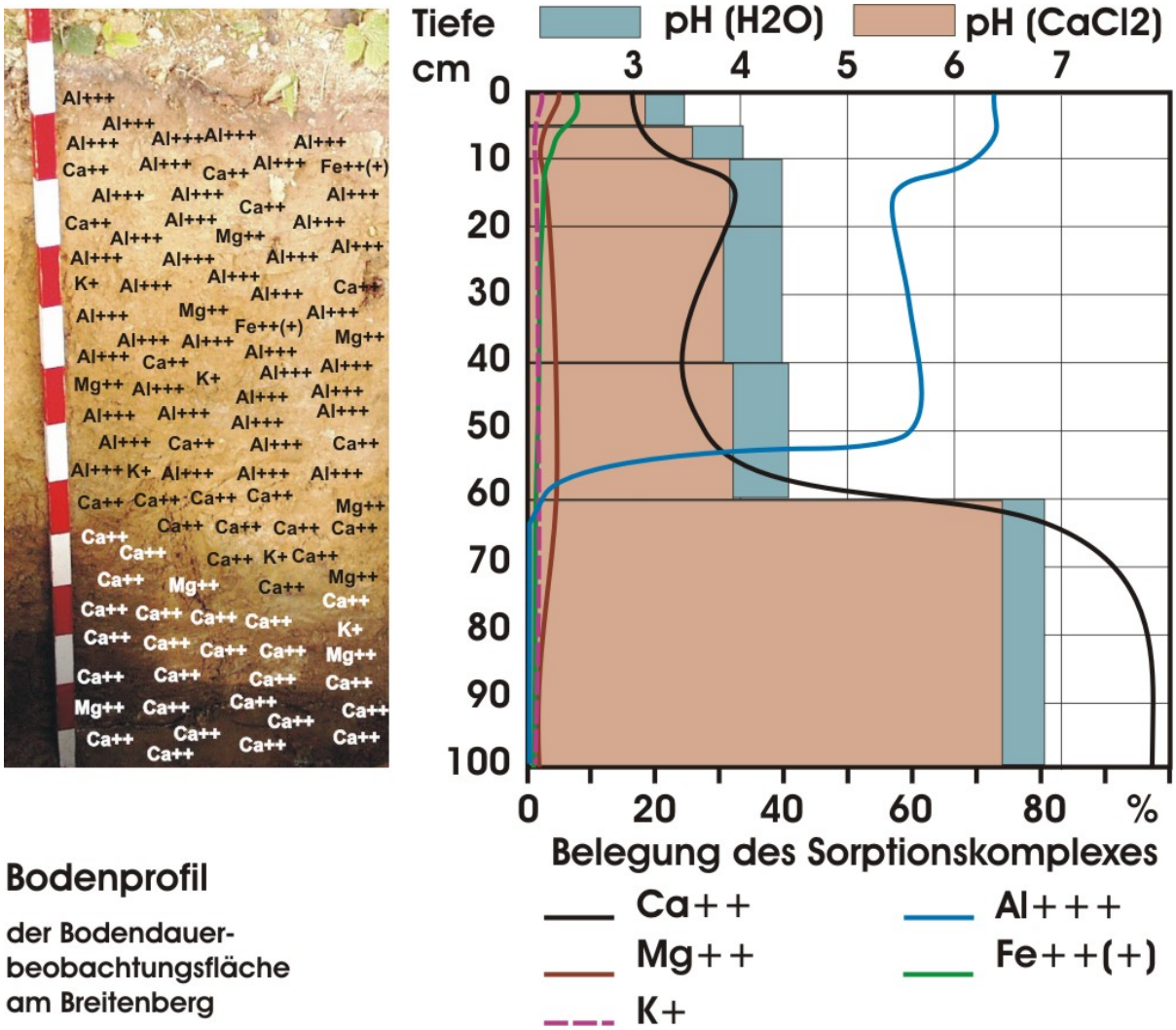
Die Basensättigung gibt den Prozentanteil der Austauschplätze gemäß Kationenaustauschkapazität (KAK) an, die mit den basisch wirkenden Kationen (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) belegt sind. Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+} sind wichtige Bodennährsstoffe, daher lässt eine Angabe über die Basensättigung einen Rückschluss auf die Bodenfruchtbarkeit zu. In Mineralböden sind Basensättigungen von über 80 % optimal.

Eine Basensättigung von 80 % bedeutet, dass 80 % des Kationenbelags der mineralischen und organischen Austauscher des Bodens aus den genannten Ionen besteht, während 20 % der Kapazität mit sauer wirkenden Ionen (H^{+} und Al^{3+}) belegt sind.

3.2.3. Kationenaustauschkapazität

ist ein Maß für die austauschbaren Kationen und damit Anzahl der negativen Bindungsplätze der Kationenaustauscher im Boden. Sie hängt von der chemisch-physikalischen Zusammensetzung des Bodens ab, da die effektive Wirkoberfläche mit der Größe der Kolloide zusammenhängt. So hat zB ein tonhaltiger oder organischer Boden eine höhere Bindungskapazität für Kationen als ein sandiger. Ebenso besitzen die unterschiedlichen Böden je nach Mineralbestand (Zwei- oder Dreischichttonminerale) die Fähigkeit Ionen in stärkerem oder in geringerem Maß zu binden.

Bodenprofil Breitenberg: Darstellung der Kationenbelegung am Sorptionskomplex in zusammenhang mit dem pH-Werten (aktuell (H_20 und potentiell $CaCl_2$)



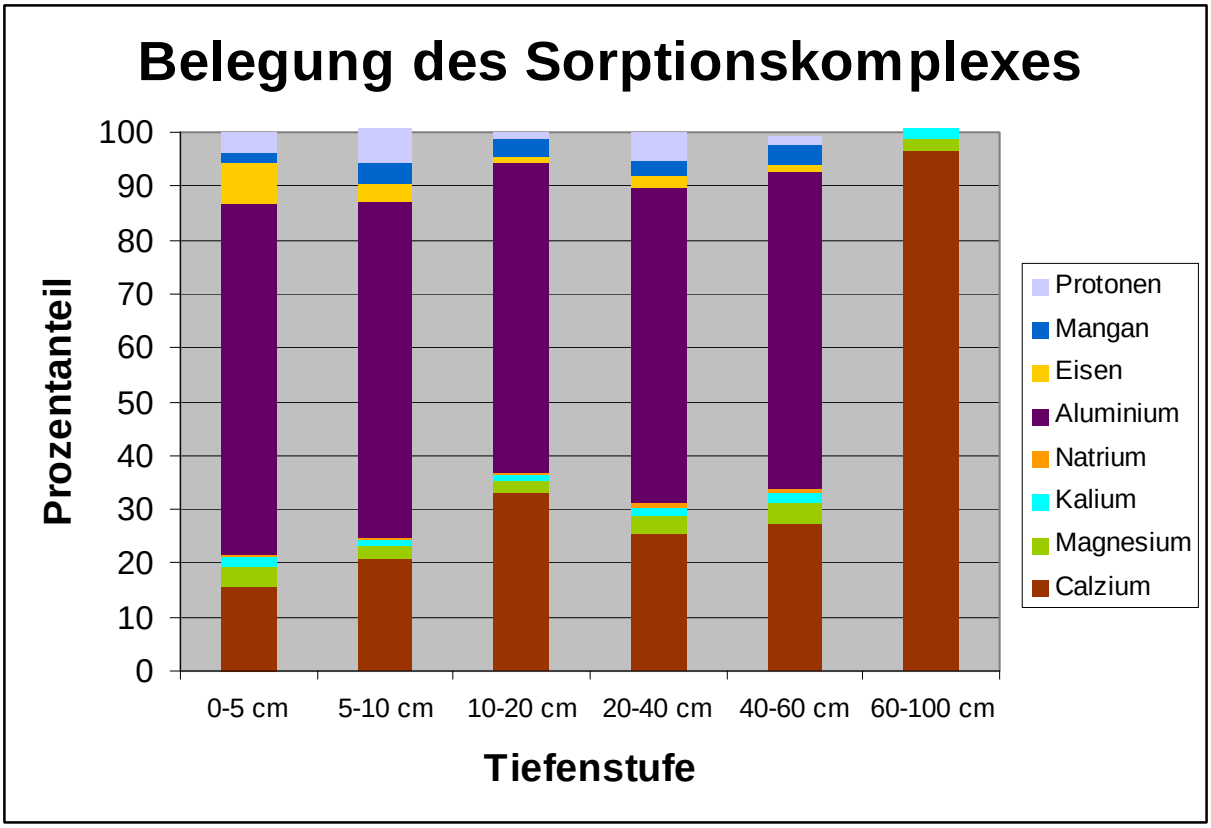
Es werden folgende Pufferbereiche unterschieden (Literaturangabe):

Carbonat-Pufferbereich (pH 6,2-8,6 „neutral“)

Silikat-Pufferbereich (pH 5,0-6,2 „schwach sauer“)
Austauscher-Pufferbereich (pH 4,2-5,0 „mäßig sauer“)
Aluminium-Pufferbereich (pH 3,0-4,2 „stark sauer“), beginnender Tonzerfall
Eisen-Pufferbereich (pH<3 „extrem sauer“), Ortssteinbildung

Der Standort Breiterberg (Hohenems) zeigt über sämtliche untersuchten Höhenstufen einen pH Wert von 3,4-8,1. Der pH Wert geht mit zunehmender Tiefe in den basischen Bereich über, da sich bereits in 60-100 cm weitestgehend der C- Horizont (Ausgangssubstrat) befindet.

Der Standort verfügt damit über ein breites Spektrum an Pufferbereichen - vom Carbonat- bis hin zum Aluminium-Pufferbereich.



Calzium (Ca^{2+})

Die Grafik zeigt, dass die Belegung von Ca^{2+} am Gesamtkomplex in der Tiefenstufe 60-100 cm mit fast 98 % am höchsten und damit in dieser Tiefenstufe eine gute Pufferfähigkeit gegeben ist. In den oberen Horizonten ist mit ca. 20-30 % eine deutlich geringere Belegung gegeben. Die Variabilität in den Tiefenstufen bis ca. 60 cm kann durch die Inhomogenität der Aggregate im Bezug auf Ca^{2+} erklärt werden.

Magnesium, Natrium, Kalium (Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+})

Bei Mg^{2+} zeigt sich über die gesamte Tiefenverlagerung eine ausgewogene, jedoch geringe Belegung am Sorptionskomplex. Dasselbe Bild zeigt sich auch bei den einwertigen Kationen Na^{+} und K^{+}.

Aluminium, Eisen, Mangan, Protonen (Al^{3+} Fe^{3+} Mn^{3+}, H^{+})

Die sauren Kationen, im besonderen Al^{3+} (um 60 %), Fe^{3+} (bis 8 %), Mn^{3+} (ca. 4%) und H^{+} (bis 10 %), zeigen ein Bild, welches weitgehend mit den pH-Pufferbereichen korreliert, d.h. bei einem pH-Wert von 4 (Aluminiumpufferbereich, im obersten Horizont) kommt es zu einer beträchtlichen Aluminiumdesorption, welche sich in abgeschwächter Form auch in den Anteilen der anderen sauren Kationen wiederspiegelt. In den Tiefenstufen bis 60 cm kommt es daher bereits zum Zerfall von Tonmineralen. Im Falle weiterer Säureeinträge wird die Pufferung die Calzium-Ionen aufbrauchen und der pH-Wert weiter absinken. Die Pufferung wird dann zunehmend von Aluminium-, Eisen- und Mangan-Ionen übernommen, wozu die Zersetzung von Tonmineralen den nötigen Nachschub liefert. Dadurch wird aber auf Dauer jegliche Bodenstruktur zerstört, was meist zu Staunässe oder gar Ortssteinbildung führen kann.

Schlussfolgerungen:

Die Auswertung der KAK in den verschiedenen Tiefenstufen ergibt ein in Korrelation zum pH-Wert (Kapitel 3.1.) stimmiges Bild bezüglich der oben angeführten Pufferbereiche und lässt den Schluss zu, dass der Standort Breitenberg eine für diese geologische Zone charakteristische Austauschkapazität besitzt.

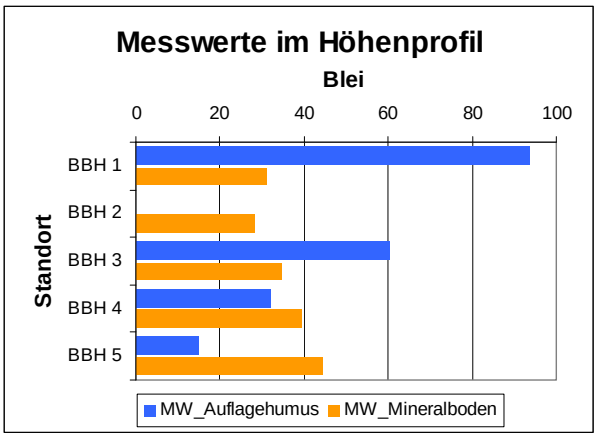
Es kommt in keiner Tiefenstufe zu einer nennenswerten Desorption von Mn^{+} oder H^{+}, welche ein akutes Problem in Hinblick auf eine Ortssteinbildung bilden könnte.

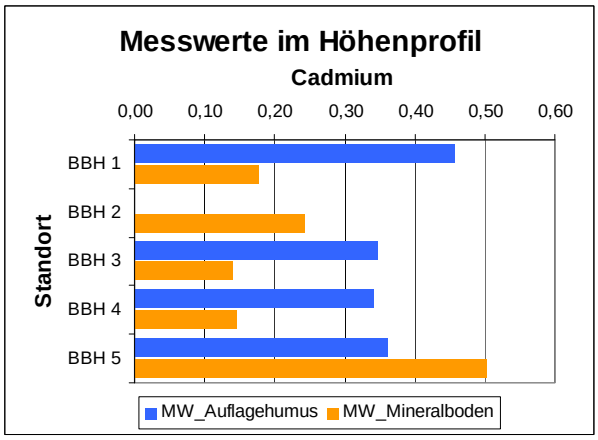
Im Oberboden ist der untersuchte Standort stark versauert, sodass der Tonzerfall bereits eingesetzt hat (freies Aluminium in der Bodenlösung!). Im Unterboden (60 – 100 cm Tiefe) ist zwar die Basensättigung hoch, jedoch ist der Sorptionskomplex zu 98 % von Ca^{++}-Ionen belegt. Das ist im Hinblick auf die Nährstoffversorgung des Bestandes ungünstig, da durch diesen Ca-Überschuss die Kalium- bzw. Magnesium-Aufnahme behindert wird (Antagonismus!!!). Trotz ausreichender Pufferkapazität wird dieses Ungleichgewicht im Basenangebot zu einem Ernährungsstress des Pflanzenbestandes führen. Für eine günstige Ernährungssituation wäre ein Basenverhältnis von ca. 85(±10):12(±5):6:2 (Ca:Mg:K:Na) notwendig.

3.3. Schwermetallbelastung

Aus den Erfahrungen früherer Untersuchungen (HUSZ 1987) war zu erwarten, dass auch am Rheintal-Westhang mit der Höhe eine Zunahme der Schadstoffgehalte festzustellen ist. Dies ist vorwiegend auf den Einfluss der Nebelschicht zurückzuführen, die in der kalten Jahreszeit häufig in Höhen zwischen 700 und 1000 m auftritt.

Am Breitenberg scheint diese Abhängigkeit von der Nebelschicht nicht so klar gegeben zu sein, da die höchsten als anthropogen bedingt geltenden Schadstoffbelastungen beim Blei auftreten. Dabei ist die Belastung am höchsten Standort am deutlichsten und nimmt bis zum Talboden stetig ab.





Bei der Beurteilung, ob es sich um anthropogene Belastungen handelt, spielt vor allem das Verhältnis von Auflagehumus- und Mineralbodengehalten zueinander eine Rolle. Sind die Mineralbodengehalte deutlich höher, kann davon ausgegangen werden, dass dafür geogene Gründe maßgeblich sind. Im umgekehrten Falle wird angenommen, dass eine deutliche Anreicherung im Auflagehumus vorwiegend durch Einträge aus der Luft und Anreicherung im biologischen Kreislauf des Bestandesabfalls erfolgt.

Am Breitenberg gilt dies für die Metalle Blei, Cadmium und Quecksilber, wobei von keinem dieser Metalle ein Grenzwert überschritten wird. Beim Blei schwanken die Unterbodengehalte nur gering, während die Auflagehumusgehalte am Talboden nur noch ca. ein Sechstel des höchsten Wertes betragen und deutlich unter den Mineralbodengehalten liegen. Der Grund dafür dürfte sein, dass am Talboden die Laubvegetation bei weitem überwiegt, deren Bestandesabfall sehr viel schneller mineralisiert und in Humusfraktionen umgesetzt wird, die dem Mineralboden zugeschlagen werden.

Bei den Metallen Kupfer, Mangan und Zink sind die Auflagehumusgehalte nicht signifikant höher als die Mineralbodengehalte. Die Metalle Nickel und Chrom zeigen meist im Mineralboden deutlich höhere Werte als im Auflagehumus.

4. Immissionen durch Niederschläge

4.1. Messanordnung

Auf die Stoffdynamik wird hier nicht näher eingegangen, da das Thema bereits im Bericht zum „Höhenprofil Pfänder“ eingehend dargestellt wurde.

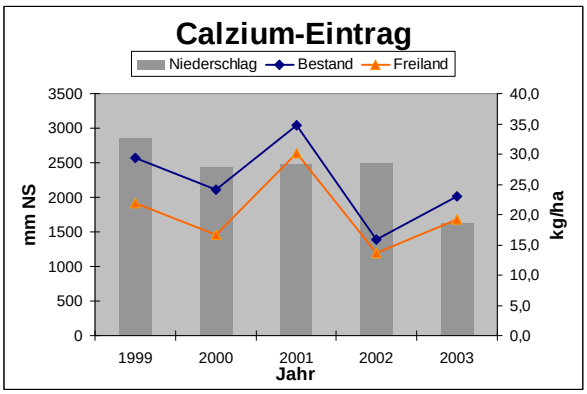
Die Messanordnung mit drei Niederschlagssammlern (SCHERER 2003) unter Bestand und einem Sammler im Freiland wurde ebenfalls beibehalten.

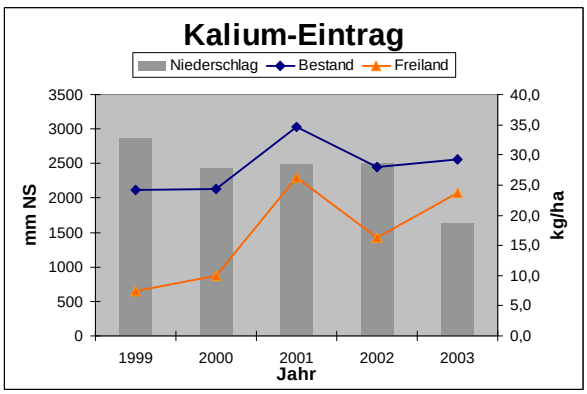
4.2. Feststellbare aktuelle Einträge

Der Beobachtungszeitraum der Niederschläge erstreckte sich vom Oktober 1998 bis zum Dezember 2003. Interessant ist, dass im Beobachtungszeitraum die durchschnittlichen Jahresniederschläge stark streuen mit scheinbar abnehmender Tendenz. Diese Beobachtung stimmt nicht deutlich mit den Schadstoffeinträgen überein, bei denen sowohl abnehmende, als auch steigende Trends festgestellt wurden.

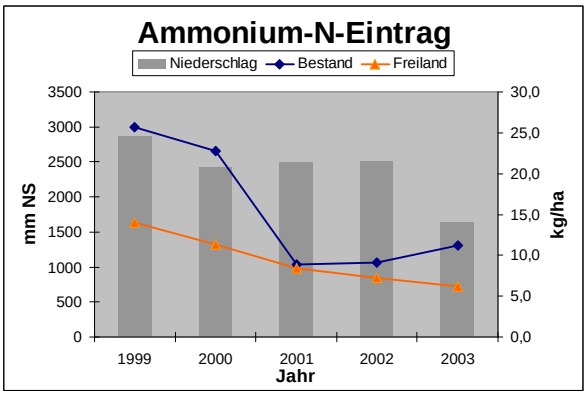
Breitenberg	Nieder-schlags-menge [mma⁻]	NH4-N [kg.ha^{-1}.a^{-1}]	NO3-N [kg.ha^{-1}.a^{-1}]	SO4 [kg.ha^{-1}.a^{-1}]	Cl [kg.ha^{-1}.a^{-1}]	Ca [kg.ha^{-1}.a^{-1}]	Mg [kg.ha^{-1}.a^{-1}]	K [kg.ha^{-1}.a^{-1}]	Na [kg.ha^{-1}.a^{-1}]
Freiland-NS									
1999	ca. 2860	14,1	13,1	42,8	34,3	21,9	1,6	7,4	5,3
2000	ca. 2430	11,3	9,9	43,6	29,2	16,6	2,6	10,0	4,8
2001	ca. 2490	8,4	8,6	28,4	27,9	30,2	4,4	26,2	11,2
2002	ca. 2500	7,2	8,9	32,0	33,8	13,6	3,8	16,3	4,8
2003	ca. 1630	6,1	12,7	35,5	27,4	19,2	5,2	23,8	5,0
Bestandes-NS									
1999	ca. 2860	25,7	32,4	62,5	34,2	29,4	4,1	24,2	6,8
2000	ca. 2430	22,7	25,0	41,2	29,2	24,2	3,3	24,4	6,3
2001	ca. 2490	8,8	18,2	29,4	27,6	34,8	4,4	34,7	12,8
2002	ca. 2500	9,1	30,2	42,8	40,2	15,9	3,0	27,9	12,8
2003	ca. 1630	11,2	31,7	39,5	32,4	23,0	4,5	29,3	5,7

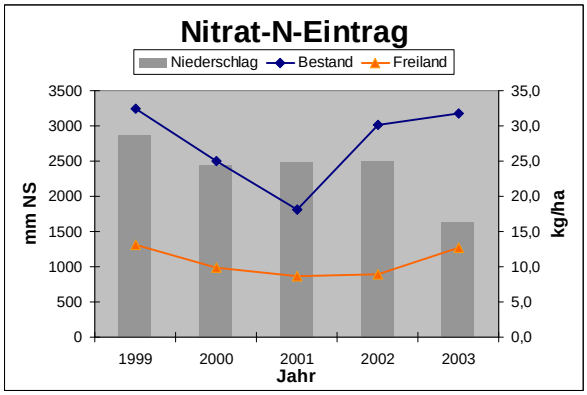
Bei den Alkali- und Erdalkalimetallen verlaufen diese Trends unterschiedlich. Calzium-Einträge scheinen zu sinken, Kalium- und Magnesium-Einträge zu steigen, während die Natrium-Einträge stark schwanken. Im Vergleich zum Pfänder wurden um ca. ein Drittel niedrigere Calzium- und Kalium-Einträge, jedoch vergleichbare Magnesium- und Natrium-Einträge festgestellt.





Die versauernd wirkenden Sulfat- und Chlorid-Ionen wurden zu Beginn des Messzeitraumes mit höheren Gehalten als am Pfänder gemessen, wobei das Sulfat bis zum Ende der Beobachtung auf vergleichbare Werte sank. Die Ammonium-Einträge lagen am Anfang etwas höher als am Pfänder, nahmen jedoch im Lauf der Messperiode ca. auf die Hälfte ab. Im Freiland wurden im Vergleich zum Pfänder deutlich niedrigere, im Bestand jedoch deutlich höhere Nitrateinträge beobachtet.





4.3. Die Nährstoff-Problematik

Der ständig zunehmende Straßenverkehr und die allgemeine Intensivierung der Landwirtschaft verursachen Stickstoff-Emissionen, die gasförmig durch Luftbewegungen über weite Strecken verfrachtet werden können. Liegen auf diesen Strecken Waldbestände, sind diese in der Lage, mit ihren Blättern und Nadeln große Mengen von Luftverunreinigungen auszufiltern. Durch Niederschläge werden diese von den Blättern oder Nadeln abgeschwemmt und in den Boden verlagert. Deshalb sind Bestandesniederschläge meist stärker mit Nähr- und Schadstoffen beladen als die Niederschläge im Freiland.

Durch über längere Zeit erhöhte Stickstoffeinträge werden Nährstoffungleichgewichte bewirkt. Je nach Nährstoffverfügbarkeit im Boden entsteht dabei ein relativer Mangel an anderen Nährelementen. Bereits durch geringe Nährstoffungleichgewichte kann die Widerstandskraft der Waldvegetation gegenüber biotischen und abiotischen Stressfaktoren beeinträchtigt werden.

Durch Stickstoff wird vor allem das Sprosswachstum gefördert. Dadurch entsteht ein zunehmendes Ungleichgewicht zwischen Spross- und Wurzelmasse. Eine weniger schnell wachsende Wurzelmasse muss damit eine im Verhältnis größere Sprossmasse mit Wasser und Nährstoffen versorgen.

Durch den stärkeren Basenentzug aus dem Boden können durch Gesteinsverwitterung nicht mehr genügend Neben- und Spurennährstoffe nachgeliefert werden. Der Boden versauert und neben anderen Auswirkungen vor allem auf die Bodenbiologie erfolgt in der Regel eine Rückbildung des Wurzelsystems auf die oberflächennahen basenreichen Humusschichten.

Mineralische Bodenpartien werden gemieden und die Tiefenwurzeln werden abgebaut. Damit werden die Bäume anfälliger gegenüber Windwurf und Witterungsextremen.

Für die Beurteilung der dieser eutrophierenden Stickstoffeinträge werden vor allem die sogenannten Critical Load-Werte herangezogen. Diese werden aus dem möglichst vollständigen Set aller standortbeeinflussenden Faktoren ermittelt. Sie sind also abhängig von den natürlichen Eigenschaften der betrachteten Ökosysteme am konkreten Standort.

Berücksichtigt man Stickstoffaufnahme, Immobilisierung, Austrag mit dem Sickerwasser und Austrag über die Denitrifikation, liegen die Critical Loads für Waldökosysteme im Bereich zwischen etwa 5 kg Stickstoff und höchstens 20 kg pro Hektar und Jahr. Einige sehr ertragreiche Grünlandstandorte, z.B. Auen können aber auch Critical Loads bis 50 kg N ha-1 a-1 aufweisen.

Für Nadelwaldbestände liegt der Großteil der Critical Load-Werte zwischen 5 und 10 kg N pro Hektar und Jahr, für Laubwaldbestände hingegen um 10 bis 15 kg N pro Hektar und Jahr. Diese Ergebnisse stimmen mit forstwirtschaftlichen und pflanzenphysiologischen Erkenntnissen überein. Hochmoore dürfen dagegen nicht mit mehr als 3 - 5 kg N pro Hektar und Jahr belastet werden.

Nach diesen Kriterien liegen die gemessenen Stickstoffeinträge am Breitenberg im Freiland etwas über den Critical Loads. Die im Bestandesniederschlag gemessenen Einträge überschreiten diese jedoch um ein Mehrfaches. Das ist umso kritischer zu sehen, als der Boden im durchwurzelten Raum bereits weitgehend versauert und als Puffer-Ionen überwiegend nur noch Aluminium-Ionen verfügbar sind, die auch noch wurzeltoxisch wirken können.

5. Prozesse im Sickerwasser

5.1. Messanordnung

Auch bei der Erfassung der Sickerwasserdaten wurde dieselbe Messanordnung wie am Pfänder verwendet mit jeweils drei Saugkerzen in drei Tiefenstufen. Nicht alle Tiefenstufen konnten über den gesamten Beobachtungszeitraum erfasst werden, da nach zweieinhalb Jahren die Saugkerzen der untersten Tiefenstufe, nach drei Jahren auch jene der mittleren Tiefenstufen ausfielen. Nur die Sonden aus 30 cm Tiefe lieferten über die gesamten fünf Beobachtungsjahre Daten.

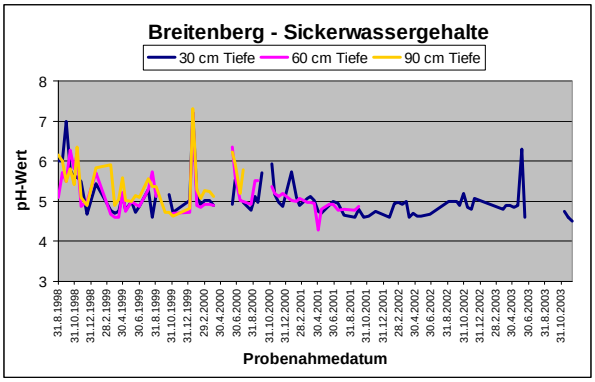
Eine quantitative Beurteilung der Austräge mit dem Sickerwasser ist kaum möglich, eine Abschätzung in Zusammenahng mit den Niederschlägen problematisch, weshalb in der Folge nur der qualitative Aspekt behandelt wird.

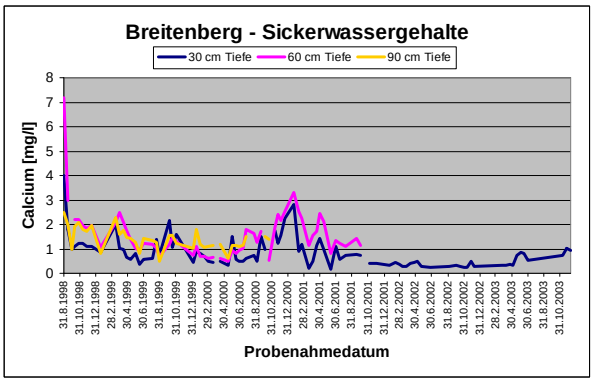
5.2. Messungen im Sickerwasser

Fast alle untersuchten Parameter zeigen zu Beginn der Messungen hohe Werte. Diese sind verursacht durch den Einbau der Sonden, bei dem durch Sauerstoffzufuhr und durch Zerrei-

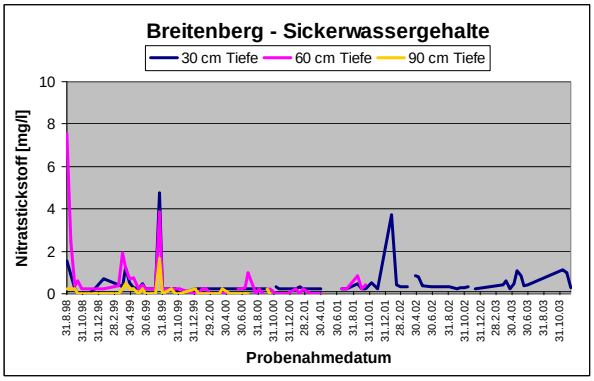
ben von Gesteinsmaterial beim Bohren des Einbauloches kurzfristig eine veränderte Sickerwasserdynamik bewirkt wird. In der Folge, nachdem die Saugkerzen in die natürliche Umgebung „eingewachsen“ sind, wird die Dynamik erreicht, die durch die Umweltbedingungen am Standort geprägt sind.

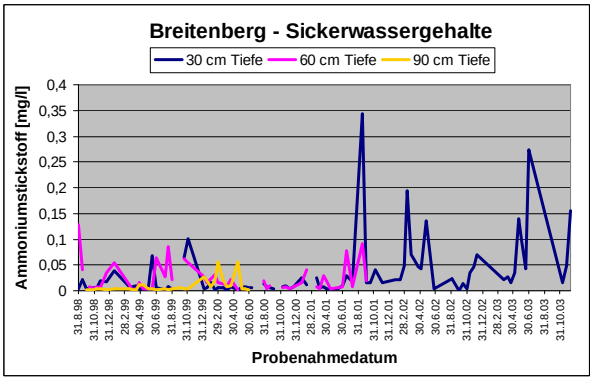
Die pH-Werte der Bodenlösung liegen in allen Tiefenstufen in vergleichbarer Höhe. Sie schwanken um maximal 1 Einheit um den Durchschnitt. Die zeitliche Betrachtung lässt erkennen, dass die pH-Werte eine sinkende Tendenz aufweisen, wobei sich das Absinken gegen Ende der Beobachtungszeit zu verlangsamen scheint. Diese Tendenz wird auch von den Basen (z.B. Calzium) bestätigt. Hier sind vor allem im Oberboden geringe Basengehalte des Sickerwassers festzustellen, was auf die starke Bodenversauerung und bereits weitgehend erfolgte Auswaschung der basischen Kationen zurückzuführen ist. Im letzten Beobachtungsjahr scheint sich der abnehmende Trend des Calziums wieder umzukehren. Das ist auch bei den anderen Basen ersichtlich (Magnesium, Kalium, Natrium).





Einen deutlich ansteigenden Trend zeigt hingegen Ammonium, das im Beobachtungszeitraum in seiner Schwankungsbreite deutlich zugenommen hat. Nicht so deutlich tritt dies beim Nitrat auf. Der Grund für den Ammoniumanstieg ist aus den Beobachtungen nicht abzuleiten, da die Einträge deutlich zurückgegangen sind. Jedenfalls handelt es sich sowohl bei Ammonium, wie auch beim Nitrat um insgesamt niedrige Gehalte im Sickerwasser, das sogar den Grenzwert gemäß Trinkwasserverordnung nicht überschreitet.





7. Literatur

Umweltbeobachtung in Deutschland, Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff, http://www.umweltbundesamt.de/umweltbeobachtung/uid/mapping/stickstoff.htm, vom 17.09.2007

ALEWELL , C. & HUGGENBERGER, P.: Stickstoffproblematik und Bodenversauerung; Seminar Bodensanierung. - Institut für Umweltgeowissenschaften. November 2009 von: http://pages.unibas.ch/environment/Studium/Lect_WS0405/Bodensanierung/referate/N- Referat.pdf

HUSZ, G.: Bodenzustandserhebung Vorarlberg 1986. – Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg, Band 2, Bregenz 1987.

SCHERER, J. ET AL.: Der Waldboden im Pfändergebiet – Zustand und Stoffdynamik. – Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg, Band 55, ISBN 3-902290-02-1, Bregenz 2003. http://www.vorarlberg.at/pdf/derwaldbodenimpfaenderge1.pdf