

BERICHTE  
FREIBURGER FORSTLICHE FORSCHUNG

HEFT 104

**Regenerationsorientierte  
Bodenschutzkalkung in den Wäldern  
Baden-Württembergs**

Evaluierung der Umsetzung und der Wirksamkeit des  
Kalkungsprogramms in den Jahren 2010 bis 2019

FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT  
BADEN-WÜRTTEMBERG

ABTEILUNG BODEN UND UMWELT

2021

**Bibliographische Information der Deutschen Bibliothek**

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über: <http://dnb.d-nb.de/> abrufbar.

ISSN 1436-1566

**Die Herausgeberin**

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

**Die AutorInnen**

Heike Puhlmann  
Peter Hartmann  
Lucas Mahlau  
Klaus von Wilpert  
Axel Huber  
Jan Hendrik Moos  
Lelde Jansone  
Luzie Drews

**Umschlaggestaltung**

Bernhard Kunkler Design, Freiburg

**Druck**

Habé-Offset GmbH  
Freiburger Str. 10  
79312 Emmendingen  
Telefon: 07641/4689770

**Bestellung an**

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg  
Wonnhaldestraße 4  
79100 Freiburg  
Telefon: 0761/4018-0, Fax: 0761/4018-333  
E-Mail: [fva-bw@forst.bwl.de](mailto:fva-bw@forst.bwl.de)  
[www.fva-bw.de](http://www.fva-bw.de)

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

## Vorwort

Dieser Bericht richtet sich an alle, die eine umfassende Information zum Thema Bodenschutzkalkung in Wäldern suchen. Ganz besonders richtet er sich an Waldbewirtschaftende, die in ihren Wäldern Kalkungen durchführen möchten und sich über Wirkungen, Risiken sowie die geltenden Rahmenbedingungen informieren möchten.

Hintergrund für die Einführung großflächiger Bodenschutzkalkungen in Baden-Württemberg waren die Säureeinträge durch den „Sauren Regen“ in den 1980er Jahren. Diese zu kompensieren und die sogenannten „neuartigen Waldschäden“ zu behandeln war das Ziel dieser Waldkalkungen. Neben der akuten Schädigung der Säuren an den Waldbäumen hat der langjährige Säureeintrag aber auch die Bodenfruchtbarkeit und die Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften der Waldböden negativ beeinträchtigt. Vielerorts sind die Waldböden infolge der anthropogen getriebenen Säure- und Stickstoffeinträge in ihren natürlichen Eigenschaften stark verändert. Neben einer direkten Schädigung der Vegetation weisen betroffene Standorte häufig Nährstoffungleichgewichte auf, zeigen ungünstigere Bodeneigenschaften, verzeichnen infolge der Schädigung der Bodenfauna einen reduzierten Humusumbau und sind im Extremfall durch irreversible Tonmineralzerstörungen nachhaltig geschädigt. Bäume weisen unter diesen Bedingungen eine verminderte Vitalität und ein reduziertes Wachstum auf. Gerade im Zuge der derzeit erlebten klimatischen Veränderungen erweist sich dies als zusätzlicher Risikofaktor.

Während die Einträge von Schwefelverbindungen mittlerweile stark zurückgegangen sind, treiben die anhaltend hohen Stickstoffeinträge die Versauerung von Waldböden weiter voran. Selbst bei weiterhin sinkenden Depositionen ist eine natürliche Regeneration nur in Teilen und innerhalb sehr langer Zeiträume erwartbar. In Baden-Württemberg wurde daher im Jahr 2010 ein ambitioniertes Programm verabschiedet, um den landesweiten Bedarf an Waldkalkungen innerhalb von 40 Jahren zu decken. Mit dem Konzept der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung soll dabei nicht nur unmittelbar der aktuelle Säureeintrag kompensiert, sondern langfristig der natürliche Nährstoffstatus der Waldböden wiederhergestellt werden. Nach den ersten zehn Jahren belegt die nun vorliegende Evaluierung des Programms dessen positive Wirkung auf Boden und Waldvitalität sowie eine insgesamt erfolgreiche Umsetzung.

Der vorliegende Bericht beschreibt vor diesem Hintergrund zum einen die Beweggründe für Bodenschutzkalkungen (**Kapitel 1**) sowie die wichtigsten Ergebnisse der Evaluierung im Hinblick auf die positiven Wirkungen von Kalkungen und deren mögliche negative Auswirkungen auf Böden und Waldökosysteme. Er umfasst sowohl die Ergebnisse einer umfangreichen Literaturrecherche (**Kapitel 3**) als auch Erkenntnisse aktueller Forschungen an der FVA (**Kapitel 4**). In **Kapitel 2** wird das aktuelle Kalkungsprogramm im Hinblick auf Planungsgrundlagen und -verfahren, Gründe für den Flächenausschluss, den Flächenvollzug und die

Kosten erörtert. In einem Fazit (**Kapitel 5**) werden Hinweise auf notwendige Nachbesserungen bei Planung und Vollzug gegeben, um zukünftig eine größere Effizienz des Programms zu erreichen.

Der Bericht zeigt im Ergebnis, dass Bodenschutzkalkungen positiv auf den Chemismus von Boden und Bodenwasser und damit auf die Vitalität, die Stressresistenz und das Wachstum der Waldbäume wirken. Um eine Verschlechterung der Standortsqualität zu verhindern und die Standorte in Richtung ihrer natürlichen (vorindustriellen) Ausstattung zu entwickeln, sollte das Programm der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung fortgeführt werden, auch weil ein Großteil der Flächen entweder noch nicht gekalkt wurde oder einer Wiederholung der Maßnahme bedarf, um die erwünschten Effekte zu gewährleisten. Kalkung kann im Kontext der Klimaanpassung von Waldwirtschaft und Forstbetrieben eine sinnvolle Übergangsstrategie zur Erhöhung der Resilienz von Wäldern sein, bis Maßnahmen wie der Umbau zu klimastabilen Wäldern und eine wirksame Reduzierung der Stickstoffdeposition umgesetzt werden können. Die im Rahmen der Evaluierung identifizierten Verbesserungsmöglichkeiten im Verfahren werden bereits jetzt dazu genutzt, das Verfahren effizienter und wirksamer zu gestalten.



Prof. Dr. Ulrich Schraml,

Direktor der Forstlichen Versuchs- und  
Forschungsanstalt Baden-Württemberg

## Danksagung

Die vorliegende Studie ist in intensiver Arbeit entstanden, die enorm von der engen Zusammenarbeit innerhalb der FVA, aber auch mit vielen Mitarbeitenden weiterer Landesbehörden und Forschungseinrichtungen profitiert hat.

Danken möchten wir an dieser Stelle ganz besonders unseren zahlreichen GutachterInnen, die mit ihrer kritischen Durchsicht von früheren Versionen des Berichts sehr zu dessen Verbesserung beigetragen haben: Dr. Henning Andrae (Staatsbetrieb Sachsenforst), Dr. Norbert Asche (Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen), Dr. Sabine Augustin (Bundesamt für Umwelt Schweiz), Dr. Otto Ehrmann (Büro für Bodenmikromorphologie und Bodenbiologie), Dr. Stefan Fleck (Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt), Dr. Martin Greve (Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz), Frank Jacob (Staatsbetrieb Sachsenforst), Dr. Martin Kohler (Albert-Ludwigs-Universität Freiburg), Prof. Dr. Friederike Lang (Albert-Ludwigs-Universität Freiburg), Dr. Hans-Gerd Michiels (FVA Baden-Württemberg), Sebastian Peters (FVA Baden-Württemberg), Prof. Dr. Dr. h.c. Albert Reif i.R. (Albert-Ludwigs-Universität Freiburg), Prof. Dr. Jürgen Schäffer (Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg), Dr. Ulrike Talkner (Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt) sowie Gabriele Wicht-Lückge (Regierungspräsidium Freiburg).

Danken möchten wir gleichfalls Dr. Christian Bluhm (FVA Baden-Württemberg), Dr. Sebastian Dittrich (TU Dresden), Christian Dorsch (ForstBW), Dr. Jörg Grüner (FVA Baden-Württemberg), Martin Haßdenteufel (Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz Saarland), Dr. Karl-Josef Meiwes (ehem. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt), Sandra Neuwersch (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz), Marina Roth (FVA Baden-Württemberg), Dr. Julia Teply-Szymanski (ehem. FVA Baden-Württemberg) und Thomas Ullrich (HessenForst), die uns bei Fragen zu verschiedenen im Bericht thematisierten Sachverhalten hilfreich Auskunft gaben.

Unsere KollegInnen Stefanie Bittner, Valentin Gartiser, Viktoria Gaul, Roland Hoch, Ursula Hounder, Zita Karzel, Klaus Meyer, Lisa Rubin und Paula Vollmer haben uns bei der Formatierung und Fertigstellung des Textes sowie bei der Erstellung von Grafiken sehr unterstützt, wofür wir auf diesem Wege Danke sagen möchten.

Der Stabsstelle Wissenstransfer, Presse- und Öffentlichkeitsarbeit möchten wir für die wunderbare Betreuung bei der Fertigstellung und Drucklegung des Berichts danken. Namentlich sind wir der überaus engagierten Leiterin der Stabsstelle, Katja Wetz sowie Grit Voigt, Andrea Kohl und Tobias Krieg für die Unterstützung bei Grafik, Text und Layout zu Dank verpflichtet.

Ein Teil der in **Kapitel 4** vorgestellten Untersuchungen der FVA wurden durch Zuwendungen Dritter finanziert. Das Projekt „Waldbodenkalkung als Maßnahme zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit der Wälder an den Klimawandel und zur Sicherung und Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Speicher- und Senkenfunktion der Wälder“ (Kalko) wird durch das

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestags über den Waldklimafonds gefördert (FKZ 28W-B-4-075-02) und durch dessen Projektträger, die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), betreut. Das Modellvorhaben „Nachhaltige Nährstoffversorgung und Gesunderhaltung von Wäldern“ wurde durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages gefördert (FKZ 22028914). Die in **Kapitel 4** dargestellten Ergebnisse zur Bodenfauna entstammen dem Projekt „Biodiversität von Waldböden: Bodenfauna“, welches im Rahmen des Programms zur Stärkung der biologischen Vielfalt von der Landesregierung Baden-Württembergs gefördert wird.

Gefördert durch:



Bundesministerium  
für Ernährung  
und Landwirtschaft

Bundesministerium  
für Umwelt, Naturschutz  
und nukleare Sicherheit



Projektträger Bundesanstalt  
für Landwirtschaft und Ernährung

aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages



## Inhaltsverzeichnis

|  |            |
|--|------------|
| <b>Vorwort</b>   | <b>iii</b> |
| <b>Danksagung</b>  | <b>v</b>   |
| <b>Abkürzungsverzeichnis</b>   | <b>xi</b>  |
| <b>1 Einführung</b>  | <b>1</b>   |
| <i>Lucas Mahlau, Peter Hartmann, Heike Puhmann</i>                         |            |
| 1.1 Säuredeposition und Bodenversauerung                                   | 2          |
| 1.1.1 Natürliche Versauerung   | 4          |
| 1.1.2 Depositionsbedingte Versauerung                                      | 5          |
| 1.2 Erwartete Entwicklung von Wäldern und Böden ohne Kalkung               | 9          |
| 1.3 Kalkung als bundesweit etabliertes Verfahren                           | 11         |
| 1.3.1 Ansätze der Bundesländer   | 12         |
| 1.3.2 Kalkungsprogramme in Baden-Württemberg                               | 16         |
| <b>2 Umsetzung des Kalkungsprogramms</b>                                   | <b>19</b>  |
| <i>Peter Hartmann, Lucas Mahlau, Axel Huber, Heike Puhmann</i>             |            |
| 2.1 Bewertung der Kalkungsnotwendigkeit von Waldstandorten                 | 19         |
| 2.1.1 Bodenzustandserhebung („BZE-Kalkungsbedarfsmodell“)                  | 20         |
| 2.1.2 Waldökologische Standortskartierung („StOKa-Modell“)                 | 23         |
| 2.1.3 Geowissenschaftliche Landesaufnahme („GeoLa50-Modell“)               | 24         |
| 2.1.4 Flächenbeprobung und Analytik  | 27         |
| 2.1.5 Priorisierung von Landkreisen  | 28         |
| 2.2 Kalkmittel und Qualitätssicherung                                      | 29         |
| 2.2.1 Dolomit  | 32         |
| 2.2.2 Dolomit-Holzasche-Gemisch  | 34         |
| 2.2.3 Qualitätssicherung   | 37         |
| 2.3 Ausbringung  | 40         |
| 2.3.1 Terrestrische Ausbringung  | 40         |
| 2.3.2 Aviotechnische Ausbringung   | 43         |
| 2.3.3 Ausbringungszeitraum   | 45         |
| 2.4 Planung und Durchführung von Kalkungsmaßnahmen                         | 46         |
| 2.4.1 Planungswerkzeuge  | 47         |
| 2.4.2 Zuständigkeiten der Mitwirkenden                                     | 51         |
| 2.4.2.1 Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA) | 52         |
| 2.4.2.2 Untere Forstbehörden (UFBn)  | 52         |
| 2.4.2.3 Waldbesitzende   | 53         |
| 2.4.2.4 Kalkausbringende Unternehmen                                       | 53         |
| 2.4.2.5 Weitere Beteiligte   | 54         |
| 2.4.3 Einschätzung der Zusammenarbeit aus Sicht der UFBn                   | 54         |
| 2.4.4 Beteiligung und Information der Öffentlichkeit                       | 57         |
| 2.4.5 Getrennte Bearbeitung von Staatswald und anderen Waldbesitzarten     | 59         |
| 2.4.6 Voraussetzungen für die Förderung                                    | 59         |
| 2.5 Gründe für den Ausschluss von kalkungsbedürftigen Flächen              | 61         |

---

|          |  |           |
|----------|--|-----------|
| 2.5.1    | Schutzorientierte Bewertung der vorläufigen Maßnahmenpläne             | 62        |
| 2.5.2    | Generelle Ausschlussflächen  | 62        |
| 2.5.3    | Prüfflächen  | 64        |
| 2.5.4    | Besonders schützenswerte Arten   | 65        |
| 2.5.5    | Aktuelle Schwächen bei der Berücksichtigung des Naturschutzes          | 66        |
| 2.6      | Kalkungsvollzug  | 67        |
| 2.6.1    | Gekalkte Fläche  | 69        |
| 2.6.2    | Ausgebrachte Kalkmittel  | 73        |
| 2.6.3    | Eingesetzte Ausbringungsverfahren                                      | 74        |
| 2.6.4    | Förderung  | 74        |
| 2.6.5    | Kostenentwicklung  | 77        |
| 2.7      | Bodenschutzkalkung in den forstlichen Zertifizierungssystemen          | 79        |
| <b>3</b> | <b>Wirkungen und Nebenwirkungen</b>                                    | <b>81</b> |
|          | <i>Lucas Mahlau, Peter Hartmann, Heike Puhlmann, Jan Hendrik Moos</i>  |           |
| 3.1      | Boden  | 81        |
| 3.1.1    | pH-Wert  | 82        |
| 3.1.2    | Austauscherbelegung  | 86        |
| 3.1.2.1  | Basensättigung   | 88        |
| 3.1.2.2  | Calcium und Magnesium  | 90        |
| 3.1.2.3  | Kalium   | 91        |
| 3.1.2.4  | Sauer wirkende Kationen  | 92        |
| 3.1.3    | Säureneutralisationskapazität  | 93        |
| 3.1.4    | Humusaufgabe   | 95        |
| 3.1.5    | Bodenkohlenstoff   | 97        |
| 3.1.6    | Stickstoff   | 99        |
| 3.1.7    | Phosphor   | 101       |
| 3.1.8    | Bodenstruktur  | 102       |
| 3.2      | Ernährung und Kronenzustand  | 103       |
| 3.2.1    | Magnesium  | 106       |
| 3.2.2    | Calcium  | 107       |
| 3.2.3    | Kalium   | 108       |
| 3.2.4    | Sauerwirkende Kationen   | 111       |
| 3.2.5    | Stickstoff   | 112       |
| 3.2.6    | Phosphor   | 114       |
| 3.3      | Durchwurzelung   | 117       |
| 3.4      | Ertrag und Resilienz der Bäume   | 121       |
| 3.4.1    | Zuwachs  | 122       |
| 3.4.2    | Resilienz im Klimawandel   | 125       |
| 3.5      | Biodiversität  | 126       |
| 3.5.1    | Bodenvegetation  | 127       |
| 3.5.1.1  | Moose  | 128       |
| 3.5.1.2  | Farne, Gräser, Kräuter, Stauden und Zwergsträucher                     | 131       |
| 3.5.1.3  | Strauchschicht   | 133       |
| 3.5.1.4  | Zusammenfassende Bewertung der Kalkungswirkung auf die Bodenvegetation | 133       |

---

|          |  |            |
|----------|--|------------|
| 3.5.2    | Naturverjüngung  | 135        |
| 3.5.3    | Bodenfauna   | 137        |
| 3.5.3.1  | Regenwürmer  | 138        |
| 3.5.3.2  | Bodenmesofauna   | 141        |
| 3.5.4    | Mikroorganismen  | 143        |
| 3.5.4.1  | Wirkung der Kalkung  | 145        |
| 3.5.4.2  | Bakterien  | 146        |
| 3.5.4.3  | Mykorrhiza   | 147        |
| 3.5.4.4  | Speisepilze  | 148        |
| 3.5.5    | Vögel und Säugetiere   | 150        |
| 3.5.6    | Nicht dauerhaft im Boden lebende Insekten  | 152        |
| 3.5.7    | Amphibien  | 154        |
| 3.5.8    | Aquatische Lebewesen   | 155        |
| 3.6      | Boden-, Oberflächen- und Grundwasser   | 158        |
| 3.6.1    | Nachwirkung des sauren Regens  | 158        |
| 3.6.2    | Wirkung auf das Bodenwasser  | 161        |
| 3.6.2.1  | Kalkung  | 161        |
| 3.6.2.2  | Holzasche  | 162        |
| 3.6.3    | Wirkung auf die chemische Zusammensetzung von Oberflächengewässern   | 163        |
| 3.6.3.1  | Kalkung  | 163        |
| 3.6.3.2  | Holzasche  | 167        |
| 3.6.4    | Wirkung auf Grundwasserqualität  | 168        |
| 3.6.5    | Wirkung von Kalkmitteln auf Wasserhaushalt und Abflussbildung  | 169        |
| <b>4</b> | <b>Aktuelle Forschung der FVA Baden-Württemberg</b>  | <b>171</b> |
|          | <b><i>Peter Hartmann, Klaus von Wilpert, Heike Puhmann, Lucas Mahlau, Lelde Jansone, Luzie Drews, Jan Hendrik Moos</i></b> |            |
| 4.1      | Langfristige ökosystemare Wirkung unterschiedlicher Kalk- und Düngemittel: Fallstudie Ochsenhausen                         | 171        |
| 4.1.1    | Bodenchemie  | 173        |
| 4.1.2    | Sickerwasserchemie – pH  | 175        |
| 4.1.3    | Sickerwasserchemie – Calcium, Magnesium und Aluminium  | 176        |
| 4.1.4    | Sickerwasserchemie – Kalium und Phosphor   | 179        |
| 4.1.5    | Sickerwasserchemie – gelöster organischer Kohlenstoff und Nitrat   | 181        |
| 4.1.6    | Baumernährung  | 183        |
| 4.2      | Versuche auf langfristig angelegten Praxiskalkungsflächen  | 185        |
| 4.2.1    | Übersicht über die aktuellen Versuchsflächen und Varianten   | 187        |
| 4.2.2    | Ergebnisse der bodenchemischen Untersuchungen zwischen den 1980er Jahren und 2015  | 188        |
| 4.2.3    | pH-Werte in der Humusaufgabe in 2019   | 192        |
| 4.2.4    | Feinwurzelverteilungen 2015  | 194        |
| 4.2.5    | Kalkungswirkung auf die Moosschicht  | 194        |
| 4.2.6    | Kalkungswirkung auf Kraut- und Strauchschicht sowie Naturverjüngung  | 198        |
| 4.2.7    | Kalkungswirkung auf die Bodenfauna   | 205        |
| 4.2.8    | Sickerwasserkonzentrationen in 2018 und 2019   | 207        |

---

|          |  |            |
|----------|--|------------|
| 4.3      | Untersuchung der Kalkungswirkung auf den Kronenzustand                               | 209        |
| 4.4      | Durchwurzelung auf Kalkungsversuchsflächen der 1950er Jahre                          | 212        |
| 4.4.1    | Einführung   | 212        |
| 4.4.2    | Methoden   | 213        |
| 4.4.3    | Ergebnisse   | 214        |
| 4.4.4    | Zusammenfassung  | 215        |
| 4.5      | Eluierbarkeit von Nährstoffen aus Holzasche  | 218        |
| 4.5.1    | Material und Methoden  | 219        |
| 4.5.2    | Ergebnisse und Diskussion  | 221        |
| 4.5.3    | Folgeuntersuchung zur Freisetzung von Phosphor aus Holzasche mittels Zitronensäure   | 224        |
| 4.6      | Alterungsversuche mit Dolomit-Holzasche-Gemischen                                    | 225        |
| <b>5</b> | <b>Zusammenfassung und Schlussfolgerungen</b>  | <b>229</b> |
|          | <i>Heike Puhlmann, Peter Hartmann, Lucas Mahlau</i>                                  |            |
| 5.1      | Bodenversauerung   | 229        |
| 5.2      | Erwünschte Wirkungen von Bodenschutzkalkungen  | 230        |
| 5.2.1    | Verbesserung des Bodenzustands und des Bodensickerwassers                            | 230        |
| 5.2.2    | Verbesserte Baumernährung und -vitalität   | 231        |
| 5.2.3    | Positive sekundäre Wirkungen   | 232        |
| 5.3      | Risiken und Nebenwirkungen von Bodenschutzkalkungen                                  | 232        |
| 5.1.1    | Stickstofffreisetzung  | 233        |
| 5.3.1    | Eutrophierung und Verdrängung säuretoleranter Arten                                  | 236        |
| 5.3.2    | Dauerhafter Kalkungsbedarf?  | 236        |
| 5.4      | Stärken und Schwächen des aktuellen Kalkungsprogramms                                | 237        |
| 5.4.1    | Entscheidungsgrundlage für die Bewertung der Kalkungsnotwendigkeit                   | 238        |
| 5.4.2    | Kalkmittel und Ausbringungsverfahren   | 238        |
| 5.4.3    | Berücksichtigung von Naturschutzbelangen und Zertifikaten                            | 239        |
| 5.4.4    | Praktische Umsetzung des Kalkungsprogramms und Flächenvollzug                        | 241        |
| 5.4.5    | Kostenentwicklung und Förderung  | 243        |
| 5.5      | Schlussfolgerungen und Empfehlungen  | 243        |
| 5.5.1    | Fortführung des Programms der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung           | 243        |
| 5.5.2    | Verbesserung der Entscheidungsgrundlagen für die Bewertung der Kalkungsnotwendigkeit | 244        |
| 5.5.3    | Weitere wissenschaftliche Studien zur Kalkungswirkung                                | 245        |
| 5.5.4    | Verbesserung des Verfahrensablaufs   | 246        |
| 5.5.5    | Einsatz von Dolomit-Holzasche-Gemischen  | 246        |
| 5.5.6    | Abwägung von Boden- und Naturschutzinteressen  | 247        |
| <b>6</b> | <b>Literatur</b>   | <b>249</b> |

## Abkürzungsverzeichnis

| Abkürzung               | Begriff  |
|-------------------------|--|
| <b>BC/Al-Verhältnis</b> | Verhältnis zwischen basischen Kationen und Aluminiumionen in der Bodenlösung   |
| <b>BS</b>               | Basensättigung: prozentualer Anteil der mit basisch wirkenden Kationen (Calcium, Magnesium, Kalium, Natrium) belegten Austauscherplätze  |
| <b>BZE</b>              | Bodenzustandserhebung  |
| <b>C/N-Verhältnis</b>   | Verhältnis zwischen Kohlenstoff und Stickstoff in Böden oder Pflanzenbestandteilen   |
| <b>DüMV</b>             | Düngemittelverordnung  |
| <b>DLG</b>              | Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft  |
| <b>FVA</b>              | Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg   |
| <b>GIS</b>              | Geographisches Informationssystem  |
| <b>KAK</b>              | Kationenaustauschkapazität: Menge an Kationen, die an negativ geladenen Austauschplätzen im Boden gebunden sein kann. Die effektive Austauschkapazität ( $KAK_{eff}$ ) entspricht dabei der Anzahl der bei jeweiligem pH-Wert tatsächlich für Kationen freien Austauscherplätze. |
| <b>LFV</b>              | Landesforstverwaltung  |
| <b>MLR</b>              | Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg  |
| <b>RPF</b>              | Regierungspräsidium Freiburg   |
| <b>UFB</b>              | Untere Forstbehörde  |



## 1 Einführung

**Lucas Mahlau, Peter Hartmann, Heike Puhlmann**

*Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Boden und Umwelt*

Die Bodenschutzkalkung im Wald ist ein etabliertes Instrument zur Kompensation von externen Säureeinträgen, zur Regeneration von Bodenfunktionen und zum Erhalt bzw. zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit. Der Boden und der Bodenzustand sind zentrale Grundlagen für das Ökosystem Wald. Aus diesem Grund ist der „Erhalt der Bodenfruchtbarkeit“ ein gesetzlich verankerter Auftrag (Bundesbodenschutzgesetz § 1 und § 2, Bundeswaldgesetz § 1 und 8, Landeswaldgesetz § 1 und § 14). Die Bodenschutzkalkung stellt somit eine Maßnahme zum Erhalt stabiler Waldökosysteme und zur Erfüllung gesetzlicher Aufträge dar. Der Ministerrat des Landes Baden-Württemberg hat daher mit dem Kabinettsbeschluss vom 13.09.2010 das Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung und Verbraucherschutz mit der Planung und Umsetzung des regenerationsorientierten Kalkungskonzepts für den Zeitraum 2011-2021 beauftragt. Dieses Programm ist Bestandteil der umfassenden Strategie von ForstBW zum Nachhaltigkeitsmanagement.

Die FVA hat dabei die Aufgabe, ein wissenschaftlich basiertes Konzept für ein landesweites Kalkungsprogramm zu erstellen und besitzartenübergreifend zu beraten. Der vorliegende Bericht evaluiert das Landesprogramm der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung zwischen der Implementierung des Programms (2010) und der Erstellung dieses Berichts (2019). Der Bericht soll darüber hinaus der interessierten Öffentlichkeit einen Überblick über das Themengebiet verschaffen sowie als fachlich fundierte Handlungsempfehlung für Entscheidungsträger in der Politik zu dienen. Dieser Bericht

- beleuchtet die historische Entwicklung, Zielsetzung und Durchführung der Waldkalkung in Baden-Württemberg,
- analysiert die Wirkungen der Kalkung auf Waldböden und die Waldökosysteme sowie die darin vertretenen Tier-, Pflanzen- und Pilzarten,
- beschreibt das Verfahren bei Planung und Vollzug von Kalkungsmaßnahmen,
- deckt Probleme im bisherigen Verfahren auf und
- beschreibt Verbesserungsmöglichkeiten.

## 1.1 Säuredeposition und Bodenversauerung

- Säureeinträge haben seit Beginn des 20. Jahrhunderts zu starken Schäden in Wäldern und langfristigen negativen Veränderungen der Waldböden geführt.
- Die Bodenversauerung ist dadurch über ein natürliches Maß hinaus an vielen Standorten stark vorangeschritten.
- Dies hat negative Auswirkungen auf Nährstoffverfügbarkeiten und pH-Werte, was die Lebensbedingungen aller im und auf dem Boden lebenden Arten beeinflusst.
- Versauernde Einträge sind in den letzten Jahrzehnten zwar deutlich zurückgegangen, liegen aber noch immer über der Belastungsgrenze der Wälder.
- Die Überprägung der Böden bleibt trotz reduzierter Einträge ein Problem.

Bodenschutzkalkungen werden nicht durchgeführt, um natürlich saure Böden aufzuwerten und deren Produktivität zu steigern, wie es auf landwirtschaftlich genutzten Flächen betrieben wird. Die im Wald durchgeführte Bodenschutzkalkung ist ein Instrument, mit dem der übermäßig starken Versauerung durch den Eintrag säurebildender Komponenten menschlichen Ursprungs („saurer Regen“) entgegengewirkt wird und die Bodenfruchtbarkeit regeneriert bzw. erhalten werden soll. Waldböden besitzen von sich aus eine Pufferkapazität gegenüber Säuren, welche jedoch sehr standortsindividuell ist und vom Ausgangsgestein und der historischen Entwicklung der Böden abhängt. Durch den Eintrag des „sauren Regens“ ist auf vielen Standorten die Pufferkapazität stark beansprucht und in Bereiche fortgeschritten, in denen sehr geringe pH-Werte vorherrschen und Aluminiumionen die Bodenaustauscher dominieren. Das bedeutet, dass für das Waldwachstum essentielle Nährstoffe wie Calcium, Magnesium und Kalium an vielen Standorten verloren gegangen sind und das Bodenmilieu dort ungünstig bis giftig für Pflanzenwurzeln und die meisten Vertreter der Bodentiere sowie für Pilze geworden ist. Die Böden sind nur über einen langen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten bis Jahrhunderten in der Lage, die verlorengegangenen Eigenschaften aus „eigener Kraft“, d.h. durch die Mineralverwitterung, wieder zu regenerieren. Oftmals fehlt den Böden jedoch die mineralische Basis, sodass die Standorte dauerhaft geschädigt bleiben bzw. dauerhaft in einen saureren Status übergegangen sind. Obwohl politische Maßnahmen dazu geführt haben, dass deutlich weniger schweflige Verbindungen durch den Niederschlag in die Wälder kommen, finden nach wie vor von Menschen verursachte saure Einträge in die Wälder statt. Vor allem weiterhin hohe Stickstoffeinträge sorgen für ein anhaltendes Fortschreiten der Bodenversauerung.

Die Anfälligkeit der Waldböden gegenüber Versauerung hängt von deren Pufferkapazität ab. Die Pufferung der Säureeinträge, also der Verbrauch der überschüssigen Protonen, wird durch einen Abbau verschiedener Verbindungen im Boden bestimmt. Dabei werden bei zunehmender Versauerung zunächst Carbonate, dann Silikate und schließlich Metalloxide auf-

gebraucht. Die bei der jeweiligen Auflösung freiwerdenden Kationen dominieren dann zu meist die Bodenlösung. In einem Carbonatboden mit einem pH-Wert von 6,2 oder mehr findet sich besonders viel pflanzenverfügbares Calcium im Boden. Bei pH-Werten zwischen 6,2 und 4,2 findet die Säurepufferung durch die Auflösung von Silikaten (sehr langsam) und den Austausch von basischen Kationen an den Bodenaustauschern (geringe Kapazität) statt. Als Austauscher bezeichnet man die Oberflächen von Tonmineralen und organischem Material in Böden, welche Ionen pflanzenverfügbar binden und, abhängig von deren Größe, Ladung und Konzentration in der Bodenlösung, gegen andere Ionen tauschen können. Bei stark versauerten Böden mit pH-Werten zwischen 3 und 4,2 kommt es zur Aluminiumpufferung. Das bedeutet, dass Aluminiumionen aus Tonmineralen und Aluminiumoxiden freigesetzt werden. Das verlangsamt zwar ein weiteres Absinken des pH-Wertes, bedeutet aber, dass potentiell schädliche Aluminiumionen in der Bodenlösung mobil werden (ULRICH & MATZNER 1986). Einige angepasste Baumarten können diese in unterschiedlicher Weise und Ausprägung tolerieren. Im Allgemeinen wirken sie aber toxisch auf das Bodenleben (ROUT et al. 2001).

Die hohen Aluminiumkonzentrationen im Bodenwasser verdrängen andere Kationen von den Austauschern (GRÜNEBERG et al. 2017, HARTMANN et al. 2016, KAUPPI et al. 1986). Das führt dazu, dass die Austauscher an Säureneutralisationskapazität verlieren und zunehmend mit für die Nährstoffversorgung ungünstigen Ionen belegt sind. Nährelementkationen wie Calcium, Magnesium und Kalium werden durch die Säure mobil. Da sie nur zu einem Teil von Pflanzen und Pilzen aufgenommen werden können, werden sie oft in großer Menge zusammen mit den überschüssigen Aluminiumionen, Sulfat und Nitrat aus dem Waldboden ausgetragen (ALEWELL 2001, SCHWEIZERISCHE EIDGENOSSENSCHAFT 2017, ULRICH 1986). Sie sind dann für den Boden verloren. Das Verhältnis der basischen Kationen Calcium, Magnesium, Kalium und Natrium zu Aluminium in der Bodenlösung ist ein wichtiger Kennwert für die schädliche Wirkung des Aluminiums. Die Ergebnisse von HARTMANN et al. (2016) zeigen, dass das Verhältnis auf vielen Waldstandorten in Baden-Württemberg in einem kritischen Bereich liegt ( $< 1$ ) und tendenziell weiter abnimmt. Der Nährstoffverlust äußert sich auch durch den auf ungekalkten Standorten voranschreitenden Verlust von basischen Kationen, was zunehmend auch im Unterboden festzustellen ist (HARTMANN et al. 2016). Das verschlechtert die Vitalität der Bäume der betroffenen Waldflächen deutlich, was sie anfälliger gegenüber schädlichen Faktoren wie Krankheiten und Schädlingen macht (BIHL 2004, SCHWEIZERISCHE EIDGENOSSENSCHAFT 2017). Eine verschlechterte Nährstoffversorgung kann sich bei Bäumen durch Mangelsymptome wie etwa Nekrosen bemerkbar machen, also dem teilweisen oder völligen Absterben von Blättern bzw. Nadeln. Das wiederum reduziert die Photosyntheseleistung und Kohlenstoffbindung der Bäume. Andere häufige Mangelsymptome sind Kronenverlichtungen, Blatt- bzw. Nadelverfärbungen, verstärktes Auftreten von Schäden durch Schaderregern, Triebsterben oder ein verkümmerter Wuchs (HARTMANN & BUTIN 2017, vgl. auch Abschnitte 3.2 bis 3.4).

### 1.1.1 Natürliche Versauerung

Bodenversauerung ist in den gemäßigten Breiten an sich ein natürlicher Prozess, bei dem im Boden mehr saure als basische Komponenten entstehen und es zu einem Ungleichgewicht und einer Reduzierung des pH-Wertes kommt (ULRICH & MATZNER 1986). Dabei tragen Ausgangsgesteine zumeist nicht zur Bodenversauerung bei, sondern puffern eher die Säurelast im Boden. Kalkstein löst sich vergleichsweise schnell auf und hat eine stark puffernde Wirkung. Silikatisches Gestein löst sich langsam, weshalb es nach Einträgen starker Säuren auch in stark versauerten Böden noch Vorräte an basischen Mineralien geben kann (ULRICH 1986, ULRICH & MATZNER 1986).

Zwei Verbindungen, die in der Natur häufig vorkommen und sauer wirken, sind Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) und Siliziumdioxid (SiO<sub>2</sub>). Beide tragen jedoch nur bei pH-Werten über 5 zur Versauerung im Boden bei, darunter sind sie inaktiv. Sie sind also nicht der Ursprung der starken Versauerung, die in den Wäldern Mitteleuropas zu finden ist (ULRICH 1986). Intensivere Versauerung auf pH-Werte von < 5 setzt die Bildung von starken Säuren voraus (HEISNER et al. 2003). Diese werden natürlicherweise in Waldböden nur von Bodenlebewesen gebildet (ULRICH & MATZNER 1986). Ein Beispiel dafür ist die Abgabe von starken organischen Säuren durch Pilze zur Freisetzung von Nährstoffen aus organischem und anorganischem Material (DEACON 2013).

Ein bedeutender Prozess der Bodenversauerung ist die Protonenabgabe bei der Nährstoffaufnahme. Die meisten Pflanzennährstoffe liegen als Kationen vor. Um diese aus der Bodenlösung aufzunehmen, geben Pflanzenwurzeln Protonen an den Boden ab, welche zur Versauerung beitragen.

Im mineralischen Oberboden und in der Humusschicht finden die größten Nährstoffumsätze statt – Nährstoffverfügbarkeit und Aktivität von Bodenlebewesen bedingen sich hier gegenseitig. Bei Nährstoffknappheit ist die Verteilung der Wurzeln besonders flachgründig und an die biologische Nährstoffrückgewinnung aus organischem Material gebunden (JOBÁGY & JACKSON 2001). Daher findet sich in diesem Fall ein großer Teil der Baumwurzeln in der Streuauflage und dem obersten Teil des Mineralbodens (GEORGE & MARSCHNER 1996, JOBÁGY & JACKSON 2001).

Beim Abbau der Biomasse werden die Protonen wieder aufgenommen und die Versauerung wird umgekehrt. Dies funktioniert jedoch nur, wenn die Biomasse auch dort umgebaut wird, wo sie entstanden ist. Ist der Abbau durch ungünstige Bedingungen gestört oder wird Biomasse entzogen, wie beispielsweise durch Holzernte, verbleiben die sauren Ionen im Waldboden.

Auch die Wurzeltiefe der Bäume spielt eine große Rolle, wie unter anderem FEGER et al. (2000) sowie KREUTZER (1989) feststellten. Sind die Wurzelsysteme flach, werden Nährelemente schnell mit dem Bodensickerwasser aus der durchwurzelten Bodenzone ausgewaschen.

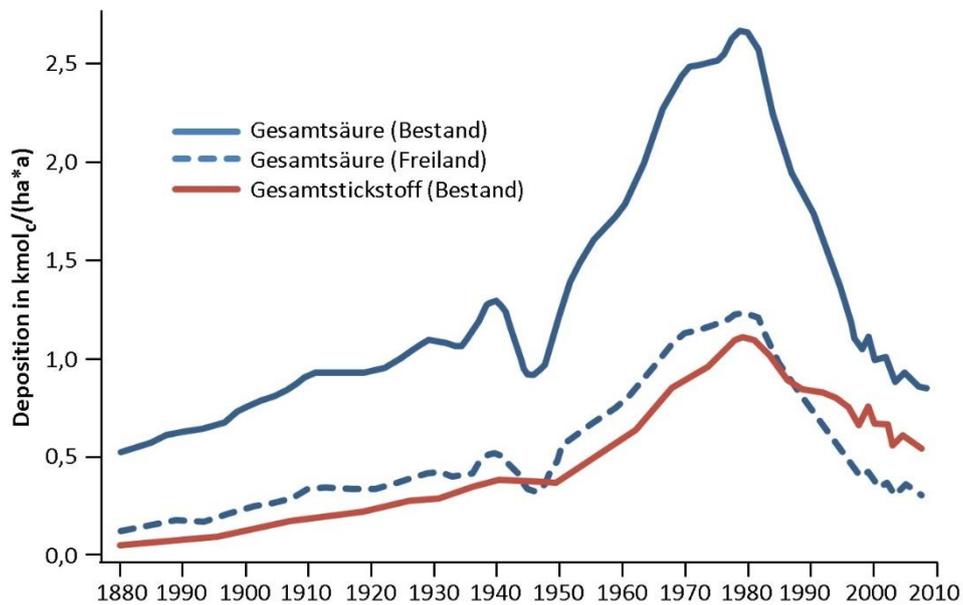
Natürlich versauernd wirkende Prozesse haben typischerweise eine begrenzte Tiefenwirkung, da die meisten versauernden Prozesse auf die Humusschicht und den obersten Mineralbodenhorizont beschränkt sind; die organischen Säuren werden mit dem Sickerwasser praktisch nicht verlagert (ULRICH 1986). Die wenigen Protonen, die in tiefere Bodenhorizonte gelangen, werden durch Gesteinsverwitterung und negativ geladene Einträge aus den oberen Horizonten ausgeglichen. Eine deutliche Versauerung des Unterbodens ist daher im Allgemeinen auf menschliche Einflüsse zurückzuführen (ULRICH 1986, VON WILPERT et al. 2013). Diese Annahme gilt nur für vergleichsweise junge Böden wie die Mehrzahl der Böden in Südwestdeutschland, die erst nach der letzten Eiszeit gebildet wurden. In älteren Böden, die bereits vor der letzten Eiszeit in Mitteleuropa entstanden sind, aber auch in den Tropen finden sich auch im tieferen Mineralboden natürliche Versauerungskennzeichen.

### 1.1.2 Depositionsbedingte Versauerung

Die von Menschen verursachten Einträge von Stickstoff- und Schwefelverbindungen in Waldökosysteme haben seit der Industrialisierung stark zugenommen. Diese Stoffe haben die natürlich stattfindende Bodenversauerung um ein Vielfaches beschleunigt (GRÜNEBERG et al. 2017, ŠRÁMEK et al. 2016). In industriegeprägten Gebieten wurden schon Ende des 19. Jahrhunderts anthropogen bedingte Säureschäden, damals „unsichtbare Rauchschäden“ genannt, in Waldgebieten bemerkt. Schon zu dieser Zeit wurden diese Schäden in Untersuchungen erfolgreich mit Kalkmehl behandelt (HÖCKE 2006).

In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts kam es innerhalb von wenigen Jahrzehnten zu einer Bodenversauerung, infolge derer die Säurestärke (Protonenkonzentration) auf nicht-kalkhaltigen Böden durchschnittlich um das 100- bis 250-fache zunahm (HARTMANN et al. 2016, VON WILPERT et al. 2013). FRANK (1927) untersuchte in den 1920er Jahren die Bodenversauerung an vielen Standorten in Baden-Württemberg. Vergleicht man dessen Ergebnisse mit aktuelleren Untersuchungen, so merkt man eine flächendeckende und starke Senkung der pH-Werte (HEISNER et al. 2003). Dieser Vergleich eignet sich als Grundlage für die Definition eines natürlichen Zustandes, den die regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung in Baden-Württemberg anstrebt (Abschnitt 1.3.2).

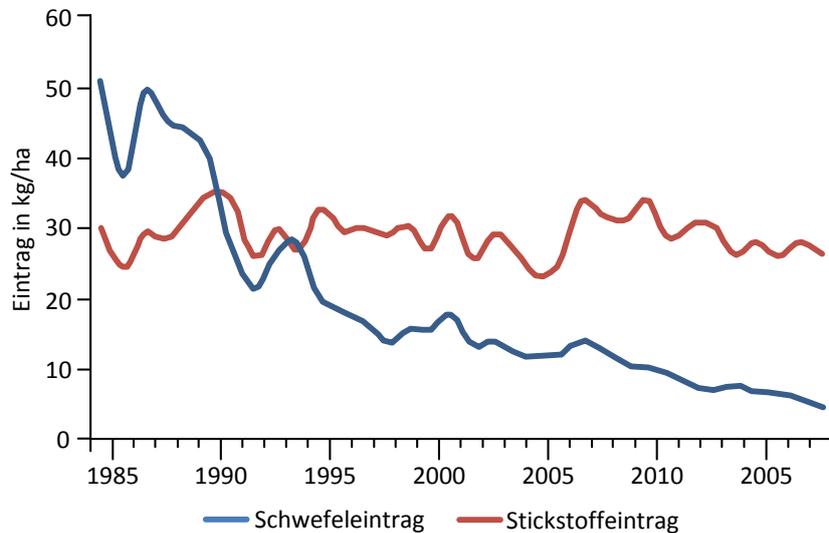
Auslöser für die starke Versauerung waren vor allem Schwefel- und Stickstoffverbindungen, die durch menschliches Handeln in die Umwelt gelangt sind. Sie wurden in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts in großen Mengen in Industrie, Verkehr und Landwirtschaft gebildet und führten in den bodensauren Mittelgebirgen zu einer schweren Schädigung bis hin zum Absterben größerer Waldbestände (SCHULZE 1989). Unabhängig von Ausgangsgestein und Boden sanken die pH-Werte innerhalb von 65 Jahren auf Werte zwischen 3 und 4 (VON WILPERT et al. 2013). **Abbildung 1.1-1** zeigt die Entwicklung der Stoffeinträge in Baden-Württemberg und den menschlichen Einfluss auf den Stoffhaushalt von Ökosystemen.



**Abbildung 1.1-1: Gesamtsäure- und Stickstoffeinträge (kmol<sub>e</sub>/ha\*a) in Fichtenbeständen und auf Freilandflächen in Baden-Württemberg zwischen 1880 und 2010. Errechnete Werte basierend auf einem europaweiten 150 km x 150 km-Raster. Grafik aus [VON WILPERT et al. \(2010\)](#), verändert.**

Die stark sinkende Tendenz zwischen 1980 und 2005 lässt sich auf wirkungsvolle politische Maßnahmen gegen die starken Schwefelbelastungen aus der Industrie in den 1990er Jahren zurückführen. Deren Schwefelemissionen verringerten sich in Deutschland zwischen 1990 und 2010 um 91,5 % ([BITTERSOHL et al. 2014](#)). Entscheidend für diesen Rückgang war das Abkommen „Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution“ (CLRTAP) der Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen UNECE ([JOHNSON et al. 2018](#)), welches 1979 beschlossen und unterschrieben wurde ([LIDSKOG & SUNDQVIST 2002](#)). In Teilen von Deutschland und Mitteleuropa ist die Säuredeposition mittlerweile auf Werte unter dem „Critical Load“ gesunken ([BUILTJES et al. 2011](#), [ŠRÁMEK et al. 2016](#)). Im Boden verbleiben jedoch „akkumulierte Säurealtlasten“ der früheren Schwefeleinträge.

Ergänzend zur vorangehenden Grafik zeigt **Abbildung 1.1-2** konkrete Messwerte an einer Messstation im baden-württembergischen Heidelberg bis 2017. Die absinkende Tendenz der Schwefeleinträge und der vergleichsweise geringe Rückgang beim Stickstoffeintrag entsprechen dem landesweiten Trend.



**Abbildung 1.1-2: Stoffeinträge an der Messstation Heidelberg zwischen 1984 und 2017. Grafik aus MEINING et al. (2018).**

Der Rückgang der Stickstoffdepositionen ist überwiegend auf nachlassende Emissionen von Stickoxiden aus Industrie und Verkehr zurückzuführen. Die in den Wäldern stärker versauernd wirkenden, reduzierten Verbindungen Ammoniak und Ammonium aus der Landwirtschaft (KOSONEN et al. 2019, RENNENBERG 1999, VON WILPERT et al. 1993) gingen nur um 20 % zurück. Sie hinterlassen Protonen im Boden, wenn sie als Aminogruppen in Organismen eingebaut werden. Aufgrund der hohen Einträge sind viele Böden bereits stickstoffgesättigt, weshalb es leicht zur Auswaschung kommen kann. Dies erfolgt dann nach mehreren Umbauschritten häufig in Form von Nitrat, wobei ebenfalls Protonen im Boden entstehen. Pro Molekül Ammonium, das in die Wälder getragen wird und in Form von Nitrat ausgewaschen wird, verbleiben viermal so viele Protonen im Boden. Die Nitratauswaschungen verlagern – ihren negativen Ladungen geschuldet – Kationen aus dem System hinaus (WEIS et al. 2018, WELLBROCK et al. 2016), was neben einem Nährstoffverlust zu einer weiteren Versauerung führt. In natürlichen Systemen gilt Stickstoff als wachstumslimitierendes Nährelement, das fast ausschließlich durch biologische Prozesse im Nährstoffkreislauf gehalten wird (BOBBINK & ROELOFS 1995). In Wäldern finden kaum Nitratauswaschungen statt, da Waldökosysteme auf einen effizienten Recyclingmechanismus von Stickstoff angewiesen sind (FLECK et al. 2019, LARCHER 2001). Allerdings ergab eine von GENSIOR et al. (2003) durchgeführte Stickstoffinventur in Bayern, dass auf 80 % der untersuchten Standorte eine beginnende ( $\geq 2$  mg/l) und auf 55 % sogar eine deutliche Stickstoffsättigung ( $\geq 5$  mg/l) zu beobachten war, womit die Gefahr von Nitratauswaschungen zunimmt.

Die durch Menschen verursachten Stickstoffeinträge führen zu einem schnelleren Pflanzenwachstum, was wiederum die Aufnahme von basischen Nährstoffkationen verstärkt und

so die Nährstoffversorgung zusätzlich anspannt (BURIÁNEK et al. 2013). Außerdem kommt es zu einer weiteren Verschärfung des Protonenüberschusses (ŠRÁMEK et al. 2016, WEIS & AHRENDTS 2018), da auch die Nährstoffaufnahme durch die Pflanzenwurzel Protonen im Boden freisetzt (vgl. Abschnitt 1.1.1).

Mit zunehmender Versauerung nimmt die biologische Aktivität in Waldböden ab (SCHÄFFER et al. 2001, VON WILPERT et al. 2013). Nur einige Pilz- und noch weniger Bakterienarten sind an eine hohe Protonenaktivität angepasst. Das führt dazu, dass es bei einer starken Versauerung zu einer Ansammlung von organischer Substanz in der Humusschicht kommen kann (VON WILPERT 2014). Das wiederum verstärkt die Versauerung des Bodens, da die beim Aufbau von Biomasse entstandenen Protonen nicht bei deren Abbau verbraucht werden (vgl. Abschnitt 1.2). Auch Vertreter der Bodenfauna reagieren häufig schlecht auf hohe Protonenkonzentrationen. Bei pH-Werten von < 4 sind beispielsweise Regenwürmer in der Regel nicht mehr überlebensfähig (VON WILPERT et al. 2013). Vor allem tiefgrabende Regenwurmartens sind für die Bodenstruktur und -belüftung entscheidend und durch niedrige pH-Werte gehemmt. Der Rückgang der Regenwurmdichte in Waldböden reduziert auch den stabilen Einbau von Humus in den Mineralboden, sodass dort weniger Kohlenstoff gespeichert werden kann, was sich negativ auf die Kohlenstoffsinkenfunktion der Wälder und die Bodenfruchtbarkeit auswirkt.

In versauerten Böden sind die Nährstoffkreisläufe zunehmend auf die Auflage beschränkt. Das macht die Böden und die darin lebenden Organismen anfälliger gegenüber Störungen. Beispielsweise kann es dazu kommen, dass säureempfindliche Baumarten den sauren Mineralboden meiden und bevorzugt den Auflagehumus durchwurzeln. Dies führt zu einer nachlassenden Widerstandsfähigkeit der Bäume gegenüber Sturmwurf, Trockenheit und anderen Klimaextremen (BIHL 2004, BRAUN et al. 2003) sowie zu einer schlechteren Versorgung der Bäume mit den im Mineralboden verfügbaren Nährelementen (HARTMANN et al. 2016).

In Folge der Versauerung eignen sich Waldböden zunehmend schlechter als Wurzelraum und als Lebensraum für Bodenorganismen. Sie verlieren grundsätzliche und für Menschen wichtige Funktionen wie ihre Filter- und Pufferleistung für wassergefährdende Stoffe wie Nitrat, toxische Metalle und organische Säuren (HARTMANN et al. 2016, VON WILPERT et al. 2013, VON WILPERT et al. 1993). MATZNER (1985) formulierte schon Mitte der 1980er Jahre die Befürchtung, dass die fortschreitende Versauerung zu einem Protoneneintrag bis in tiefe Bodenzonen, einem Durchbrechen der Versauerungsfront bis ins Grundwasser und einer folgenden Schädigung der Organismen in umliegenden Gewässern führen könne. Das Eintreten dieser Befürchtungen konnte verschiedentlich belegt werden (z.B. FRANSMAN & NIHLGÅRD 1995, HUBER et al. 2006, SUCKER et al. 2009).

## 1.2 Erwartete Entwicklung von Wäldern und Böden ohne Kalkung

- Selbst bei weiterhin sinkenden Depositionen ist eine natürliche Regeneration nur in Teilen und innerhalb sehr langer Zeiträume erwartbar.
- Ohne regenerierende Maßnahmen werden die versauerungsbedingten Einschränkungen im Lebensraum Wald und die negativen Auswirkungen auf Ökosystemleistungen noch lange anhalten.
- In Ergänzung zu Kalkungen können weitere Maßnahmen Wälder von dem Säuredruck entlasten. Hierzu zählen die Regulierung der Ernteentzüge, die Reduzierung der Stickstoffdeposition und der gezielte Waldumbau hin zu höheren Laubholzanteilen.

Auch ungekalkte Waldstandorte zeigen im Zeitraum zwischen den Bodenzustandserhebungen BZE I (1987-1993) und BZE II (2006-2008) in Bezug auf den pH-Wert eine leichte Erholungstendenz im Oberboden (WELLBROCK et al. 2016). Diese ist jedoch so langsam, dass es schätzungsweise 250 bis 400 Jahre dauern würde, bis die Wälder einen naturnahen Versauerungszustand erreichen würden (VON WILPERT 2014, VON WILPERT et al. 2013). NAVRÁTIL et al. (2007) stellten in Tschechien im gleichen Zeitraum, in dem die BZE II durchgeführt wurde, sinkende Basensättigungswerte fest. Auch sie halten eine zügige Erholung der tieferen Bodenbereiche für unwahrscheinlich, da die Nachlieferung von basischen Kationen durch Deposition und Gesteinsverwitterung zu gering sei, um saure Depositionen und den Bedarf der Vegetation auszugleichen. Die im Boden gespeicherten Rückstände des sauren Regens dürfen dabei ebenfalls nicht außer Acht gelassen werden.

Gemäß einer Vielzahl von Untersuchungen scheint sich der pH-Wert von ungekalkten Waldböden inzwischen auf einem niedrigen Niveau stabilisiert zu haben (vgl. Abschnitt 3.1.1), wohingegen die Vorräte basischer Kationen sowie die Basensättigung im Unterboden weiterhin leicht abzunehmen scheinen (vgl. Abschnitt 3.1.2.1). Eine Stabilisierung ist zu erwarten, wenn die Basennachlieferung aus Mineralien hoch ist und ein weiterer Säureeintrag stark reduziert wird (JOHNSON et al. 2018).

Wenn keine Maßnahmen zur Wiederherstellung der Böden und zur Minderung der Säureeinträge getroffen werden, werden die versauerungsbedingten Einschränkungen im Lebensraum Wald und die negativen Auswirkungen auf dessen Ökosystemleistungen, wie beispielsweise die Trinkwasserversorgung (BITTERSOHL et al. 2014), also noch lange anhalten. Vor dem Hintergrund des Klimawandels ist die zusätzliche Belastung der Wälder durch die Versauerung ein weiterer destabilisierender Faktor, der zu zunehmend großflächigen Schäden beiträgt. Waldumbau ist vor diesem Hintergrund ein wichtiger Schritt, um Böden zu regenerieren und einer weiteren Versauerung entgegenzuwirken:

- (Teilweise) Schließung des Stickstoffkreislaufs: Wie oben erwähnt, gelangt Stickstoff häufig oxidiert in Form von Ammonium in Waldböden und verlässt es meist als reduziertes Nitrat (Auswaschung) oder in Form von Biomasse. Eine wichtige

Stellschraube muss sein, im Zusammenspiel mit der Politik die Stickstoffeinträge aus Landwirtschaft und Verkehr zu reduzieren sowie bei der Holzernte besonders nährstoffreiche Pflanzenteile wie Derbhohlrinde (AHRENDTS et al. 2018b, KÖLLING 2014, MEESENBURG et al. 2019, RUMPF et al. 2018) im Wald zu belassen. Dies würde dem Nährstoffaustrag und der Versauerung (SCHÄFFER et al. 2012, THOMS et al. 2018) sowie dem Verlust von Bodenkohlenstoff (WEIS & KÖHLER 2018) entgegenwirken. An tiefgründigen Standorten kann eine angepasste Artenauswahl dazu beitragen, dass basische Kationen aus tieferen Bodenschichten in die stärker versauerten, oberen Bodenhorizonte gelangen. Tiefwurzelnde Arten wie Buchen und Tannen können im Mineralboden freigesetztes Nitrat besser erreichen und aufnehmen als flachwurzelnde Fichten (ARMBRUSTER et al. 2000, FEGER et al. 2000). Dies kann helfen, den Nährelementkreislauf zu stabilisieren und den Mineralboden biologisch zu aktivieren (GRÜNEBERG et al. 2017, MEESENBURG et al. 2019, ŠRÁMEK et al. 2016, VON WILPERT et al. 2013).

- Erhöhung des Laubholzanteils: Nadelbaumarten weisen ein deutlich größeres Versauerungspotential für Böden auf als Laubbaumarten (LLADÓ et al. 2017). In Nadelwäldern lagern sich durch den sogenannten „Auskämmungseffekt“ üblicherweise mehr Säuren ab (AHRENDTS et al. 2018a, BITTERSÖHL et al. 2016, MEIWES 1995). Das liegt daran, dass sie – vor allem im Winter – einen höheren Luftwiderstand und eine größere Kronenoberfläche als Laubbäume aufweisen. Hinzu kommt, dass die meisten Nadelbaumarten bevorzugt Ammonium aufnehmen, wodurch im Vergleich zur Nitrataufnahme mehr Protonen im Boden entstehen (VANGUELOVA et al. 2007). Ein höherer Laubholzanteil kann deshalb das Risiko einer Nitrat- und Säureauswaschung reduzieren (BITTERSÖHL et al. 2014, FEGER et al. 2000). Im Vergleich zu Nadelbäumen erzeugen Laubbaumarten außerdem leichter zersetzbare Streu (FISCHER et al. 2002, VESTERDAL & RAULUND-RASMUSSEN 1998), was eine aktive, belebte Humusschicht, den Einbau von organischer Substanz und Kohlenstoff in den Mineralboden und die Rückführung der darin gespeicherten Nährstoffe fördert (PUHLMANN et al. 2007, SCHÄFFER et al. 2001, ŠRÁMEK et al. 2016, WELLBROCK et al. 2016). Allerdings weisen Laubbäume generell etwas höhere Nährelementgehalte auf als Nadelbäume, sodass deren Verwendung als Energieholz zu einem höheren Entzug führt (RUMPF et al. 2018).

Diese zumeist lokal umsetzbaren Möglichkeiten können dazu beitragen, die Säurebelastung der Wälder zu reduzieren. Diverse Untersuchungen kommen aber zu dem Schluss, dass der Waldumbau zusätzlich zu Kalkungen angewandt werden sollte, nicht alternativ (GRÜNEBERG et al. 2017, MEESENBURG et al. 2019, SCHÄFFER et al. 2001, SUCKER et al. 2009, VON WILPERT et al. 2013). Dies lässt sich damit begründen, dass auf kalkungsbedürftigen Standorten die Regeneration der Bodenfunktionen ohne die Kalkung nicht gewährleistet werden kann bzw. die Effekte des Waldumbaus sich erst mit Verzögerung im Boden- und Ernährungszustand niederschlagen.

### 1.3 Kalkung als bundesweit etabliertes Verfahren

- Bodenschutzkalkungen wurden als Antwort auf den sauren Regen der 1980er Jahre bundesweit eingeführt und haben sich in einigen Bundesländern dauerhaft etabliert.
- Bodenschutzkalkungen sind mit Chancen und Risiken für Waldökosysteme verbunden, welche sorgfältig gegeneinander abgewogen werden müssen.
- Die Bundesländer verwenden verschiedene, aber vergleichbare, Kriterien für die Beurteilung des Kalkungsbedarfs und ordnen dem Instrument der Bodenschutzkalkung einen unterschiedlichen Stellenwert zu.
- In Baden-Württemberg finden Waldkalkungen seit Mitte des 20. Jahrhunderts statt. Sie waren durch unterschiedliche Zielsetzungen motiviert. Das aktuelle Programm strebt die Wiederherstellung eines natürlichen Bodenzustandes an.

Bodenschutzkalkungen wurden als Antwort auf den sauren Regen der 1980er Jahre bundesweit eingeführt und haben sich in einigen Bundesländern dauerhaft etabliert. In ihrer heutigen Ausprägung sollen Bodenschutzkalkungen die Regeneration des natürlichen Bodenzustands (**Abschnitt 2.1**) im Sinne einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung unterstützen (**THOMS et al. 2018, VON WILPERT 2014**). Ziel von Waldkalkungen ist es, der Versauerung entgegenzuwirken und gespeicherte Säuremengen aus früheren Depositionen abzubauen, Nährstoffpools zu stabilisieren und damit die Vitalität der Wälder zu sichern (**SCHÄFFER et al. 2001, ŠRÁMEK et al. 2016, THOMAS et al. 2019, VON WILPERT et al. 2013**). Durch die Kalkung sollen auch Lebensbedingungen für Regenwürmer und anderes Bodenleben verbessert werden, wodurch die Kohlenstoffvorräte der wenig aktiven Humusaufgabe mobilisiert und in Mineralbodenhumus umgewandelt werden können (**SCHÄFFER et al. 2001, VON WILPERT 2014**). Nebeneffekte der verbesserten Lebensbedingungen sind außerdem die Bildung biogener Bodenporen sowie eine verbesserte Bodenbelüftung und Wurzelraumschließung (**VON WILPERT et al. 2013**).

Auf die Nährstoffverfügbarkeit wirkt sich die Kalkung durch eine erhöhte Basensättigung, eine verbesserte Stickstoffspeicherkapazität und eine Erhöhung der Calcium- und Magnesiumverfügbarkeit für die Bäume aus. Gleichzeitig nimmt die Austauschkapazität im Wurzelraum insgesamt zu. Die verstärkte biologische Umgrabung und Aggregatumbildung erhöhen die Verfügbarkeit von Kalium und Phosphor, da während der Umbildung Zwischenprodukte mit leichter zugänglichen Reserven entstehen. Darüber hinaus trägt die Verbesserung des Säurezustands der Waldböden gleichzeitig zur Erhaltung der Qualität von Grund- und Oberflächenwasser bei (**Kapitel 3**).

Neben den möglichen positiven Wirkungen der Kalkung bestehen auch Risiken, die durch die Aktivierung biologischer Prozesse ausgelöst werden. Zum einen führt die Anhebung des pH-Wertes im Auflagehumus zu dessen verstärkter Mineralisierung. Dadurch kommt es zu einer Nitratverlagerung in den Boden, die die Speicherkapazität des Bodens übersteigen

kann. Das kann im Extremfall zu einer Auswaschung und damit zu einer Grund- und Oberflächenwasserbelastung führen (**Abschnitt 3.6**). Durch die verbesserte Nährstoffverfügbarkeit im Oberboden kann es auch zu einer temporären Verflachung der Feinwurzeln kommen (**Abschnitt 3.3**). Eine weitere negative Folge kann die Verdrängung von Arten sein, die auf saure Standorte spezialisiert sind (**Abschnitt 3.5.1**).

Die erwünschten Wirkungen, aber auch die genannten Risiken wurden intensiv untersucht und werden in den **Kapiteln 3 und 4** dieses Berichtes behandelt.

### 1.3.1 Ansätze der Bundesländer

Waldkalkung ist in Deutschland Ländersache. Das bedeutet, dass die einzelnen Bundesländer die Folgen der Kalkung und der Nicht-Kalkung sorgsam abwägen müssen. Dennoch lässt sich auch aus der bundesweiten Gesetzeslage ein Waldkalkungsauftrag ableiten, unter anderem aus § 1 des Gesetzes zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz, BBodSchG):

„Zweck dieses Gesetzes ist es, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen. Hierzu sind schädliche Bodenveränderungen abzuwehren, der Boden und Altlasten sowie hierdurch verursachte Gewässerverunreinigungen zu sanieren und Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen. Bei Einwirkungen auf den Boden sollen Beeinträchtigungen seiner natürlichen Funktionen sowie seiner Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte so weit wie möglich vermieden werden.“

Die in § 2 Abs. 2 des Bundes-Bodenschutzgesetzes beschriebenen zu schützenden Bodenfunktionen entsprechen den von den Säurelasten betroffenen Eigenschaften der Waldböden. Entsprechend spiegeln sich die in § 2 Abs. 3 definierten schädlichen Bodenveränderungen in den versauernden Depositionen und die in § 2 Abs. 7 beschriebenen Sanierungsmaßnahmen in den durchgeführten Kalkungen wider. Auch § 1 des Gesetzes zur Erhaltung des Waldes und zur Förderung der Forstwirtschaft (Bundeswaldgesetz, BWaldG) zielt auf einen Schutz der Nutzfunktionen der Wälder, auch im Hinblick auf Wasser, Luft und Boden.

Gemäß der föderalen Struktur der Bundesrepublik Deutschland ist Waldkalkung Ländersache. Die grundsätzliche Einstellung gegenüber Waldkalkung, die fachlichen Regelungen sowie die praktische Umsetzung variieren zwischen den verschiedenen Bundesländern stark. Dies gilt auch für die Anforderungen an die für die Bodenschutzkalkung eingesetzten Materialien (**vgl. Abschnitt 2.2**). Die (in unterschiedlicher Intensität) kalkenden Bundesländer sind Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen. Die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Schleswig-Holstein verzichten dagegen auf Kalkungen im Staatswald, wobei Privat- und Körperschaftswaldbesitzende in Schleswig-Holstein für Kalkungsmaßnahmen eine Förderung erhalten (**THOMS et al. 2018**). Der insgesamt geringe Einsatz von Kalkmitteln in diesen drei Bundesländern lässt sich unter anderem

durch junge Böden mit reicher Basenausstattung begründen. Auch die weit verbreiteten Sandböden und hoch anstehendes Grundwasser können hier Argumente gegen Kalkungen sein, da sie die Auswaschung von Nährstoffen in das Grundwasser begünstigen. Diese drei Bundesländer werden deshalb im weiteren Verlauf dieses Berichts nicht zum Vergleich genutzt und daher nicht weiter diskutiert. Gleiches gilt für die Stadtstaaten Berlin, Hamburg und Bremen, deren Waldflächen im bundesweiten Vergleich sehr gering sind.

Im Jahr 2018 wurde der Abschlussbericht für ein vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft gefördertes Modellvorhaben bezüglich der „Maßnahmen zur nachhaltigen Nährstoffversorgung und Gesunderhaltung von Wäldern“ veröffentlicht (THOMS et al. 2018). Der Bericht fasst unter anderem die Bewertungskriterien der einzelnen Bundesländer zusammen, wann Waldflächen als kalkungsbedürftig gelten. Sie sind in **Tabelle 1.3-1** zusammengestellt. Häufig werden als bodenchemische Parameter der pH-Wert, die effektive Kationenaustauschkapazität, die Basensättigung und das C/N-Verhältnis herangezogen. Die Zusammenstellung zeigt, dass die Kriterien zwischen den Bundesländern zum Teil stark variieren. Dies liegt vordergründig an individuellen naturräumlichen Gegebenheiten der Länder und unterschiedlichen Depositionsbelastungen sowie Kalkungshistorien. In der Auflistung in **Tabelle 1.3-1** fehlen Thüringen und Hessen. In Thüringen erfolgt die Beurteilung der Kalkungsnotwendigkeit nach Standort und Situation im Einzelbestand, wobei vorrangig Nadelholz- und Nadelholzmischbestände, Dickungen und geschlossene Stangenhölzer sowie Voranbaubestände zur Förderung des zukünftigen Bestandes zu kalken sind. In Hessen ist die Kalkung für alle Böden im mäßig nährstoffversorgten Bereich vorgesehen, für die keine Ausschlussgründe vorliegen (THOMS et al. 2018).

Auffällig ist zum einen, dass sich die Bundesländer bei den Kriterien der Kalkungskonzeption an unterschiedlichen von Versauerung betroffenen Bodenparametern orientieren. Zum anderen ist zu sehen, dass einige Bundesländer den Kalkungsbedarf nur anhand eines einzelnen Parameters definieren. Dies steht im Widerspruch zur Empfehlung von MEIWES et al. (1986), welche zur gleichzeitigen Berücksichtigung mehrerer der in **Tabelle 1.3-2** zusammengestellten Kriterien raten.

Die ausgebrachten Dosierungen ähneln sich im Allgemeinen. Wie in Baden-Württemberg werden in Sachsen, Thüringen, Saarland, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt Kalkmittel in einer Dosierung von jeweils 3 t/ha eingesetzt. Die letzten beiden Länder erhöhen die Menge in Abhängigkeit von der Zusammensetzung des Kalkes: Ist dessen Anteil an basischen Komponenten und die resultierende Säureneutralisationskapazität zu gering, wird eine höhere Dosis von maximal 4 t/ha genutzt.

**Tabelle 1.3-1: Kriterien der Kalkungskonzeptionen verschiedener Bundesländer nach THOMS et al. (2018).  $AK_e$  = effektive Kationenaustauschkapazität in  $kmol_c/ha$ ; S-Wert = austauschbare Calcium-, Magnesium- und Kaliumionen in  $kmol_c/ha$ ;  $M_{CaCO_3}$  = molare Masse von  $CaCO_3$  in  $t/ha$ ;  $xx-xxcm$  = Tiefenbereich des Mineralbodens in  $cm$ .**

| Land (Quelle)   | Bodenchemische Schwellenwerte, ergänzende Angaben und Einschränkungen   |
|---|---|
| <b>Baden-Württemberg</b><br>(VON WILPERT et al. 2010, VON WILPERT et al. 2011b) | $CaCO_3$ (t/ha) = $(AK_{e,60-90cm} - S\text{-Wert}_{60-90cm}) * 0,5 M_{CaCO_3}$<br>Für Entscheidung werden auch Basensättigung (BS < 20) und pH-Wert im Oberboden (< 4.2) betrachtet.   |
| <b>Bayern</b><br>(STETTER 2010)   | $BS_{60-90cm} < 20 \%$  |
| <b>Niedersachsen</b><br>(NW-FVA 2010)   | $pH_{KCl,30-60cm} < 4,5$ ; Kalkungsbedarf in der Regel bei Nährstoffzahl 2 bis 4  |
| <b>Nordrhein-Westfalen</b><br>(ASCHE 1998, MULNV 2001)                          | <u>Kalkung erforderlich:</u><br>$pH_{H_2O,Oh\text{-Horizont}} < 4$ oder $pH_{H_2O,Mineralboden} < 4,5$ oder $pH_{KCl,Mineralboden} < 4,2$ oder $AK_e$ von Calcium und Magnesium im Oberboden < 15 % oder $AK_e$ von Protonen und Eisen im Oberboden 2-5 %<br><u>Kalkung dringend erforderlich (Nährkraftstufe 4 und 5):</u><br>$pH_{H_2O,Oh\text{-Horizont}} < 3$ oder $pH_{H_2O,Oh\text{-Horizont}} < 4,2$ oder $pH_{KCl,Mineralboden} < 3,8$ oder $AK_e$ von Calcium und Magnesium im Oberboden < 8 % oder $AK_e$ von Protonen und Eisen im Oberboden > 5 %   |
| <b>Rheinland-Pfalz</b><br>(FAWF 2016)   | Standorte mit Netto-Säurebelastung bei Derbholznutzung und/oder negativer Calcium- und/oder negativer Magnesiumbilanz bei Derbholznutzung und höchstens „mittleren“ Calcium- (< 2000 kg/ha) und Magnesiumvorräten (< 350 kg/ha).  |
| <b>Saarland</b><br>(LUA 2013)   | <u>Kalkung empfohlen:</u><br>De-Aluminium-Chloritisierung noch nicht eingetreten; Verlust an Aluminium noch nicht nachweisbar; primäre Chlorite teilweise vorhanden.<br><u>Kalkung erforderlich:</u><br>Elastizität des Bodens gegenüber Bodenversauerung gering o. sehr gering<br>Beginnende und fortschreitende De-Aluminium-Chloritisierung im Oberboden, Aluminiumverlust nachweisbar.<br><u>Kalkung dringend erforderlich:</u><br>Weit fortgeschrittene De-Aluminium-Chloritisierung im Oberboden; hohe Aluminiumverluste; keine bzw. kaum noch Aluminium-Hydroxy-Polymere in den Zwischenschichten der Tonminerale. |
| <b>Sachsen</b><br>(LEUBE 2000)  | $C/N\text{-Verhältnis}_{Auflage} > 20$ und $C/P\text{-Verhältnis}_{Auflage} > 250$ und $pH_{H_2O,0-30cm} < 4,2$ und $pH_{KCl,0-30cm} < 3,8$ und $BS_{0-30cm} < 15 \%$<br>Gilt nur bei Nährkraftstufen M (mittel), Z (ziemlich arm) und A (arm); A ausschließlich bei Kiefernbestockung.   |
| <b>Sachsen-Anhalt</b><br>(NW-FVA 2010)  | $BS_{30-60cm} < 15 \%$<br>Gilt nur bei Nährkraftstufen K (kräftig), M (mittel) und Z (ziemlich arm).  |

Wie Baden-Württemberg bringen auch die anderen genannten Bundesländer überwiegend Dolomit aus. Eine Ausnahme ist dabei Nordrhein-Westfalen, wo alle Natur- und Industriekalke sowie Gesteinsmehle erlaubt sind, welche die sonstigen Qualitätsanforderungen erfüllen. Die meisten Bundesländer setzen bisher keine Holzasche bei der Bodenschutzkalkung ein (THOMS et al. 2018). Baden-Württemberg ist derzeit das einzige Bundesland, in dem die Ausbringung von Holzasche in Form von Dolomit-Holzasche-Gemischen routinemäßig praktiziert wird. Die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt erlaubt in ihrem Merkblatt zur Bodenschutzkalkung in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt im Einzelfall die Beimischung von bis zu 30 % Brennraumasche aus unbehandeltem Holz und verweist auf die geltenden Bestimmungen gemäß Düngemittelverordnung (NW-FVA 2010). Seit 2015 wird auf Versuchsflächen in Rheinland-Pfalz in Anlehnung an Untersuchungen der FVA in Baden-Württemberg auch ein Gemisch aus Dolomit (77 %), Holzasche (20 %) und Rohphosphat (3 %) getestet (FAWF 2016).

**Tabelle 1.3-2: Kriterien für die Einschätzung der Kalkungsbedürftigkeit nach MEIWES et al. (1986).**

|                              | Parameter  | Kalkung erforderlich | Kalkung essentiell              |
|------------------------------|--|----------------------|---------------------------------|
| <b>Auflage (Oh-Horizont)</b> | pH <sub>H2O</sub>  |                      | < 3,0                           |
| <b>Auflage (Oh-Horizont)</b> | Calcium-Sättigung  | < 10 %               | < 5 %                           |
| <b>Mineralboden</b>          | pH <sub>H2O</sub>  |                      | < 4,2                           |
| <b>Mineralboden</b>          | pH <sub>1 M KCl, 0,1 M CaCl2</sub>                                   | < 4,2                | < 3,8                           |
| <b>Mineralboden</b>          | Gleichgewichtsfraction von Calcium an der AK <sub>e</sub>            | < 0,15               | < 0,05                          |
| <b>Mineralboden</b>          | Gleichgewichtsfraction von Protonen und Eisen an der AK <sub>e</sub> |                      | > 0,02 bis 0,045                |
| <b>Mineralboden</b>          | Molares Ca/Al-Verhältnis in der Bodenlösung                          | < 1                  | < 0,3                           |
| <b>Mineralboden</b>          | Molares Ca/H-Verhältnis in der Bodenlösung                           |                      | < 0,1 (Fichte)<br>< 1,0 (Buche) |

Die verschiedenen Modelle der Bundesländer und die damit einhergehende variierende Beurteilung der Kalkungsnotwendigkeit sind das Ergebnis einer grundsätzlich unterschiedlichen Haltung zur Sinnhaftigkeit und Notwendigkeit von Waldkalkungen. Allen gemein ist, dass anthropogen bedingte Säureinträge kompensiert und deren Folgen für die Waldernährung gemildert werden sollen (THOMS et al. 2018). Dabei sind jedoch unterschiedliche Sichtweisen festzustellen: Beispielsweise gehen Sachsen und das Saarland niederschwellig mit Bodenschutzkalkungen um, um menschliche Schädwirkungen auf möglichst allen Waldflächen auszugleichen. In anderen Ländern wie Bayern und Sachsen-Anhalt wird dagegen

soweit wie möglich auf Kalkungsmaßnahmen verzichtet, um keine negativen Nebenwirkungen zu verursachen. Kalkungen sind in diesen Ländern das letzte Mittel zum Erhalt des Waldzustandes und zur Verbesserung der Nährstoffsituation an kritischen Standorten (KÖLLING 2014), sodass dort Kalkungen nur mit geringem Flächenumfang durchgeführt werden (REIF et al. 2014).

### 1.3.2 Kalkungsprogramme in Baden-Württemberg

Das Landeswaldgesetz für Baden-Württemberg (LWaldG BW) konkretisiert den gesetzlichen Auftrag aus dem Bundeswaldgesetz (§ 1) zum Schutz der Nutzfunktionen der Wälder. § 1 LWaldG BW zählt bei der Zielsetzung zuvorderst die Sicherung und – falls erforderlich – die Förderung der Wälder in Bezug auf „die dauernde Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts, das Klima, den Wasserhaushalt, die Reinhaltung der Luft, die Bodenfruchtbarkeit, die Tier- und Pflanzenwelt, das Landschaftsbild, die Agrar- und Infrastruktur und die Erholung der Bevölkerung (Schutz- und Erholungsfunktion)“ auf. In § 14 Abs. 1 heißt es unter anderem:

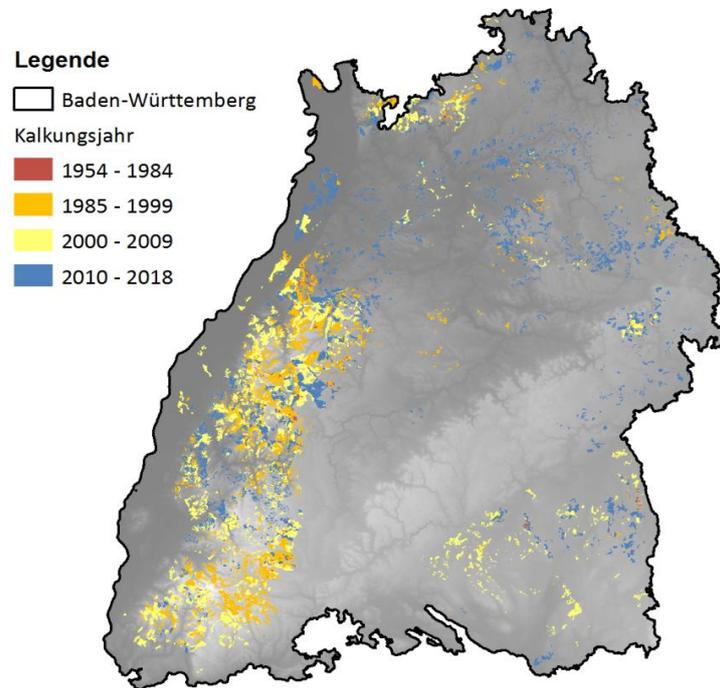
„Zur pfleglichen Bewirtschaftung gehört insbesondere, den Boden und die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten, einen biologisch gesunden, standortgerechten Waldbestand zu erhalten oder zu schaffen, die für die Erhaltung des Waldes erforderlichen Pflegemaßnahmen durchzuführen [...und...] der Gefahr einer erheblichen Schädigung des Waldes durch Naturereignisse, Waldbrände, tierische und pflanzliche Forstschädlinge vorzubeugen.“

Für die Erreichung dieser Ziele ist die Waldkalkung ein probates Mittel (vgl. Kapitel 3). Kalk wird in den Wäldern Baden-Württembergs bereits seit den 1950er Jahren ausgebracht (JANSSEN et al. 2016). Die Zielsetzungen der Waldkalkungen haben sich jedoch im Laufe der Zeit gewandelt. Vor den 1980er Jahren fanden in Baden-Württemberg ausschließlich kleinflächige sogenannte „Meliorationskalkungen“ statt, die die Bodeneigenschaften verbessern und damit die Ertragsleistung auf forstlich genutzten Standorten erhöhen sollten. 1983 wurden in Baden-Württemberg erstmals großflächige Waldkalkungen durchgeführt, deren Ziel es war, den sauren Regen zu neutralisieren. Dies sollte die Säurewirkung des Niederschlags kompensieren („Kompensationskalkungen“) und eine weitere Versauerung der Waldböden verhindern. Die Schwerpunkte der Kalkung lagen auf dem Verbreitungsgebiet des kristallinen Grundgebirges im Schwarzwald sowie dem Buntsandstein im Schwarzwald, auf der Baar und im Odenwald (JANSSEN et al. 2016). Da das Ziel dieser Kalkungen die reine Kompensation der Säuredeposition war, konnten durch diese Maßnahmen bereits geschädigte Böden nicht regeneriert werden. Bestenfalls wurde ihr Status quo zum Zeitpunkt der Kalkung erhalten (VON WILPERT et al. 1993). Mit Beginn der Kompensationskalkungen wurden in Baden-Württemberg auf insgesamt etwa 8.000 ha Praxiskalkungsversuche angelegt, um die Wirkung verschiedener Kalkmischungen und Dünger zu untersuchen (VON WILPERT et al. 1993, vgl. auch Abschnitt 4.2).

Eine erfolgreiche Luftreinhaltepolitik reduzierte ab den 1990er Jahren die Säureeinträge deutlich (vgl. **Abbildung 1.1-1**), sodass die weitere Bodenversauerung auf großen Flächen stark verlangsamt wurde. Die anhaltenden Säureeinträge, vor allem in Form von Stickstoffverbindungen, wirken aber weiterhin versauernd. Gleichzeitig sind im Boden noch große Mengen sauer wirkender Sulfate gespeichert, die mit dem „sauren Regen“ eingetragen wurden. Sie führen dazu, dass Böden trotz nur noch geringer aktueller Säureeinträge mit dem sauren Bodensickerwasser weiterhin Nährstoffe verlieren. Vor diesem Hintergrund verabschiedete der Ministerrat Baden-Württembergs im Jahr 2010 ein langfristiges Kalkungskonzept für das Land, mit welchem die natürlichen Bodenqualitäten und Bodenfunktionen in Wäldern wiederhergestellt werden und jährlich 21.000 ha Waldfläche gekalkt werden sollen (**SCHÄFFER et al. 2012, VON WILPERT et al. 2013**). Dieses Konzept der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung zielt dabei nicht mehr auf die reine Kompensation der Säureeinträge, sondern auf das Entwickeln der Waldböden in Richtung eines natürlichen Zustands. Mit der Regeneration der Waldböden sollen gleichzeitig die Waldbestände stabilisiert und deren Anfälligkeit gegenüber den Wirkungen des Klimawandels reduziert werden (**VON WILPERT et al. 2013**). Deshalb fokussiert sich das regenerationsorientierte Kalkungskonzept nicht per se auf besonders stark versauerte Standorte, sondern auf Standorte, deren natürliche Bodeneigenschaften besonders stark durch Säureeinträge verändert wurden (**Abschnitt 2.1**). Dies sind insbesondere die reicheren Lehmstandorte der Gäuflächen, Oberschwabens und der Vorbergzonen von Schwarzwald und Odenwald (**JANSSEN et al. 2016**). Natürlich saure Standorte wie beispielsweise die Hochlagen des Südschwarzwaldes werden hingegen bei den Kalkungen nicht beplant (vgl. **Abschnitt 2.1**).

**Abbildung 1.3-1** gibt einen Überblick über die bislang durchgeführten Kalkungsmaßnahmen in Baden-Württemberg. Auffällig ist der klare Fokus auf den Schwarzwald, der in Folge seiner vielen Hanglagen zu flachgründigen, versauerten Standorten neigt und aufgrund der hohen Jahresniederschläge überdurchschnittlich hohe Säureeinträge zu verzeichnen hatte. Auch deutlich ist dabei, dass sich dieser Fokus vor allem auf den Zeitraum der Kompensationskalkungen (bis 2010) beschränkt. Seit der Konzeptionsänderung hin zur regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung wurden primär Bereiche außerhalb der bis dahin gekalkten Schwerpunktregionen gekalkt.

Auf Standorten, die infolge der Bodenversauerung besonders stark an Kalium und Phosphor verarmt sind, werden diese Nährstoffe seit etwa 2010 den Kalkmitteln in Form von Holzasche beigemischt (**JANSSEN et al. 2016**). Zusätzlich zu den im Dolomit enthaltenen Nährstoffen Calcium und Magnesium werden so weitere Nährelemente in den Wald zurückgebracht, die durch Versauerung und Holzernte verloren gegangen sind. Die hohen pH-Werte von Holzasche tragen zusätzlich zur Entsauerung der Waldböden bei (vgl. **Abschnitt 2.2.2**). Hinzu kommt, dass Holzasche als Sekundärrohstoff angesehen werden kann, der in seiner Nutzung zur Substitution und Ressourcenschonung anderer Rohstoffe – in diesem Fall Dolomit – beitragen kann (**BIHL 2004**).



**Abbildung 1.3-1: Bis 2018 in Baden-Württemberg dokumentierte Kalkungsmaßnahmen.**

Ab dem Jahr 2022 wird im Rahmen der dritten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE III) der Kalkungserfolg im Hinblick auf die Verbesserung der Bodeneigenschaften überprüft. Die Ergebnisse dieser Erhebung werden außerdem Rückschlüsse auf die natürliche Erholung der Wälder von der Bodenversauerung sowie diesbezügliche Erfolge des Waldumbaus erlauben. Die BZE III wird damit eine weitere Grundlage für Entscheidungen über zukünftige Kalkungsprogramme im Land liefern.

## 2 Umsetzung des Kalkungsprogramms

Peter Hartmann<sup>1</sup>, Lucas Mahlau<sup>1</sup>, Axel Huber<sup>2</sup>, Heike Puhmann<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Boden und Umwelt

<sup>2</sup> Regierungspräsidium Freiburg, Referat 84 – Waldnaturschutz, Biodiversität und Waldbau

Die Planung und die Durchführung von Kalkungsmaßnahmen sind aufwendige Verfahren mit einer Vielzahl von Beteiligten. Die Planung muss die Kalkungsbedürftigkeit von Standorten bewerten, flächenspezifische Empfehlungen für Kalkmaterial und Ausbringungsart erstellen sowie umfassende Naturschutzbelange berücksichtigen. Vor anstehenden Kalkungen müssen Bodenproben analysiert und bewertet werden. Während der Kalkung ist die Einhaltung von Verfahrensvorschriften zu prüfen sowie die Qualität der ausgebrachten Materialien sicherzustellen. Sämtliche Kalkungsmaßnahmen müssen detailliert dokumentiert werden. Zwischen den Beteiligten auf vielen Ebenen in Behörden und Öffentlichkeit ist deshalb ein hohes Maß an Koordination erforderlich. Im Folgenden werden die verschiedenen Schritte von der Planung bis zur konkreten Durchführung von Kalkungsmaßnahmen beschrieben.

### 2.1 Bewertung der Kalkungsnotwendigkeit von Waldstandorten

- Der Kalkungsbedarf leitet sich standortsdifferenziert aus dem Versauerungsstatus der Böden ab.
- Der angestrebte, natürliche Bodenzustand wird von historischen Werten abgeleitet. Dieser wird mit verschiedenen aktuellen Flächen- und Punktinformationen verglichen, um den konkreten Kalkungsbedarf zu ermitteln.
- Der Schwerpunkt liegt auf Böden, die durch die Versauerung besonders stark in ihrer Funktionalität beeinflusst wurden und somit auf den intermediären Standorten.
- Die Ausweisung von zu kalkenden Flächen erfolgt aufgrund von praktischen Aspekten unter anderem anhand einer Priorisierung von Landkreisen.

Angesichts des Rückgangs der Säurebelastung zwischen 1980 und 2010 um etwa zwei Drittel hat sich der Fokus der Bodenschutzkalkung von der reinen Kompensation der Säuredeposition verschoben (vgl. **Abschnitt 1.3.2**). Seit 2010 zielt das in Baden-Württemberg durchgeführte Kalkungsprogramm auf die langfristige Regeneration der natürlichen chemischen Ausstattung der Waldböden. Dieses standortsdifferenzierte Kalkungskonzept zielt darauf ab, eine Wiederannäherung des Bodens an einen vor- bzw. frühindustriellen chemischen Zustand zu erreichen (VON WILPERT et al. 2011b). Der Zielzustand der Böden, welcher mit den regenerationsorientierten Kalkungen erreicht werden soll, orientiert sich an Bodendaten, die FRANK (1927) zu Beginn des 20. Jahrhunderts in Baden-Württemberg erhoben hatte. Die Abweichung vom Zielzustand wird über die aktuelle Versauerung des Unterbodens

quantifiziert. Der Vergleich aktueller Bodenzustände mit den Ergebnissen von **FRANK (1927)** zeigt eindeutige, großflächige Verschlechterungen des Bodens an (**HEISNER et al. 2003**), mit direkten Folgen unter anderem für die Humuszustände und die Bodenvegetation. Dass diese zum Teil sehr stark ausfallen und sich auf menschliche Einwirkungen zurückführen lassen, zeigen auch **ULRICH & MEYER (1987)** und **RIEDINGER (1994)**. Der versauernde Einfluss von Schwefel- und Stickstoffverbindungen auf Böden ist wissenschaftlich unumstritten und betrifft weite Bereiche Baden-Württembergs. Von der Versauerung negativ betroffen sind generell alle Böden, deren Pufferkapazitäten begrenzt sind. Dies sind primär alle Standorte, die auf kalkfreien Ausgangssubstraten verortet sind oder deren Hauptwurzelraum entkalkt und stark versauert ist.

Von diesen menschlich versauerten Standorten sind natürlich saure Böden abzugrenzen. Als natürlich sauer gelten Böden, wenn sie auch ohne menschliche Einwirkung geringe pH-Werte und Basensättigungen aufweisen würden. Generell begünstigen basenarme geologische Ausgangsformationen durch ihre primäre Mineralzusammensetzung (z.B. glimmer- und feldspatarme Granite, quarzreiche Dünensande) oder durch ihre sehr langsame Verwitterung (z.B. Feuersteinschutt) die Entstehung von natürlich sauren Böden. Solche Böden sind generell von der Kalkung auszuschließen, da sie sich in Bezug auf pH-Wert und Basenausstattung bereits in einem für sie naturnahen Zustand befinden – eine Wiederherstellung ist nicht nötig.

Die Intensität der durch menschliches Handeln bedingten Bodenversauerung und der daraus abzuleitende Kalkungsbedarf werden zunächst auf der Basis von Daten der Bodenzustandserhebung im Wald über das sogenannte „BZE-Kalkungsbedarfsmodell“ (**Abschnitt 2.1.1**) flächendeckend für die gesamte Waldfläche im Land ermittelt.

Darüber hinaus wird die Kalkungswürdigkeit und die Kalkungsempfindlichkeit eines Standorts über Informationen aus der Waldökologischen Standortkartierung („StOKa-Modell“) bewertet (**Abschnitt 0**). Da die Waldökologische Standortkartierung nicht waldfächendeckend vorliegt, wird für Bereiche ohne Kartierung die Bodenkarte 1:50.000 („GeoLa50-Modell“) genutzt (**Abschnitt 2.1.3**).

Aus dem GIS-technischen Verschnitt der drei Modelle ergeben sich Kalkungspotentialkarten, welche anhand von standörtlichen Bodenanalysen überprüft werden, bevor eine konkrete Kalkungsmaßnahme geplant wird.

### **2.1.1 Bodenzustandserhebung („BZE-Kalkungsbedarfsmodell“)**

Für ein landesweites, standortspezifisches und regenerationsorientiertes Kalkungsprogramm ist eine großflächige, aber detaillierte Datenbasis erforderlich. Entsprechende Informationen liegen mit den umfangreichen bodenchemischen und bodenphysikalischen Aufnahmen der zweiten Bodenzustandserfassung im Wald (BZE II) vor (**HARTMANN et al. 2016**). Die als Punktinformationen in einem 8x8 km-Raster vorliegenden Daten wurden mithilfe multipler linearer Regressionsmodelle für die gesamte Waldfläche Baden-Württembergs

auf ein Raster mit 25 m Gitterweite regionalisiert (Regionalisierungen der Bodenparameter für Baden-Württemberg © FVA). Die Regionalisierungen basieren auf der Auswertung statistischer Zusammenhänge zwischen Bodenparametern und kontinuierlich in der Landschaft verfügbaren Informationen als Schlüsselgrößen für die Punkt-Flächen-Übertragung (ZIRLEWAGEN & VON WILPERT 2004, 2010). Zu den Transfergrößen zählen beispielsweise geologische Kartenwerke, das digitale Höhenmodell, Klimagrößen, Bestandesinformationen und Informationen zu bereits erfolgten Kalkungen.

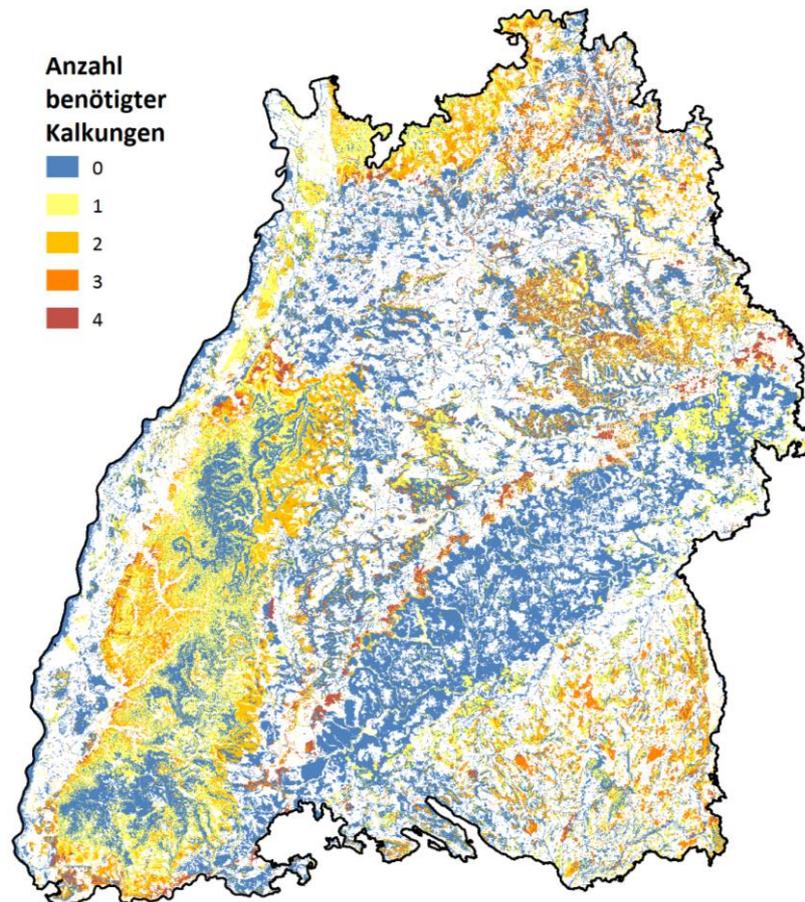
Die regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung zielt konzeptionell darauf ab, eine Wiederannäherung des Bodens an einen vor- bzw. frühindustriellen chemischen Zustand zu erreichen. Dazu muss zunächst die über das natürliche Maß hinausgehende depositionsbedingte Bodenversauerung abgeschätzt werden. Folgende bodengenetische Prozesse und Erkenntnisse sind grundlegend für diese Abschätzung des Kalkungsbedarfs und sind im Folgenden kurz erläutert. Eine ausführliche Darstellung findet sich in **Abschnitt 3.1**.

Durch Vergleichsmessungen konnte eine drastische Zunahme der Protonenaktivität bei gleichzeitigen Nährstoffverlusten an basischen Kationen im letzten Jahrhundert nachgewiesen werden. Die starke Versauerung ist nicht auf den Oberboden konzentriert, wo sie auch unter extremen Bedingungen natürlicherweise vorkommen kann. Es zeigt sich vielmehr auch eine starke Versauerung in Form von Verlusten an basischen Kationen im Unterboden. Die erforderliche Kalkmenge zur Wiederherstellung eines naturnahen bodenchemischen Zustands auf menschlich beeinflussten Standorten kann über die potentielle Säurewirkung der im Unterboden austauschbar gespeicherten Aluminiumvorräte ermittelt werden (VON WILPERT et al. 2011b). Diese Aluminiumvorräte wurden auf der Grundlage der BZE-Daten mit Hilfe multipler linearer Regressionsmodelle in detaillierten Karten dargestellt. Einfließende Parameter waren dabei die effektive Austauschkapazität, die Aluminium- bzw. Basensättigung der Austauscher sowie die Feinbodenvorräte unter Berücksichtigung von Skelettgehalt und Feinbodendichte. Aus diesen Eingangsgrößen wurde der austauschbar im Unterboden gespeicherte Vorrat an Aluminium flächendeckend abgeleitet, welcher dann als Indikator für die im Boden gespeicherten, depositionsbedingten Säureäquivalente verwendet wird (VON WILPERT et al. 2013).

Der notwendige Kalkungsbedarf wird schließlich über die stöchiometrische Umrechnung des Aluminiumvorrats im Unterboden (60 bis 90 cm) in äquivalente Mengen an Dolomit ermittelt (vgl. **Tabelle 1.3-1**). Unter Berücksichtigung der in Baden-Württemberg für Dolomit festgelegten Dosierung von 3 t/ha und den im Dolomit durchschnittlich enthaltenen Mengen an Calcium- und Magnesiumcarbonaten errechnet sich die theoretisch notwendige Anzahl an Kalkungen für jeden Standort. Bei mehrfachen Kalkungen werden Wiederholungen in einem etwa 10-jährigen Turnus empfohlen (VON WILPERT et al. 2011b).

**Abbildung 2.1-1** zeigt, dass die räumlichen Schwerpunkte des Regenerationsbedarfs in Arealen mit Lehmböden liegen, wie zum Beispiel in den Vorbergzonen von Schwarzwald, Odenwald und Schwäbischer Alb sowie im Hohenloher Land, im Schwäbisch-Fränkischen

Wald und im nördlichen Alpenvorland. Dies liegt daran, dass Lehme eine sehr hohe Austauschkapazität haben und deshalb besonders große Säuremengen speichern konnten. Die „traditionellen Problemareale“ in den Hochlagen des Schwarzwalds weisen hingegen einen eher moderaten, kleinflächigen oder sogar keinen Kalkungsbedarf auf. Das BZE-Kalkungsbedarfsmodell bewertet viele Standorte im Hochschwarzwald aufgrund ihrer geringen Kationenspeicherkapazität als nicht oder nur gering kalkungsbedürftig.



**Abbildung 2.1-1: Anzahl der benötigten Dolomitkalkungen (3 t/ha) entsprechend des BZE-Kalkungsbedarfsmodells (© FVA). Ist mehr als eine Kalkung nötig, sollten die Wiederholungskalkungen im Abstand von zehn Jahren stattfinden.**

Das BZE-Kalkungsbedarfsmodell gibt Auskunft über den Kalkungsbedarf zum Ausgleich der Säurelast im Unterboden. Zusätzlich wird die Verwendung von Dolomit-Holzasche-Gemisch auf der Grundlage von Ernährungsinventuren bei stärker aggregierten Böden mit den Bodenartengruppen „Schluffsande“, „Sandlehme“ und „Normallehme“ empfohlen. Diese sind aufgrund ihrer Neigung zur Aggregation für Kaliummangel prädestiniert (VON WILPERT & HILDEBRAND 1997). Der ebenfalls in der Holzasche enthaltene Phosphor kann auf Flächen mit

geringen Vorräten die Phosphorernährung der Wälder stützen, aber auch die biologische Aktivität in inaktiven Rohhumusaufgaben erhöhen (EVERS 1984) und einer Mangelversorgung entgegenwirken. Die genannten Bodenartengruppen werden wie das BZE-Kalkungsbedarfsmodell ebenfalls über regionalisierte Daten der Bodenzustandserhebung abgeleitet.

### 2.1.2 Waldökologische Standortskartierung („StOKa-Modell“)

Das BZE-Kalkungsbedarfsmodell ist aufgrund der zugrundeliegenden Regionalisierungsschritte mit gewissen Unsicherheiten verbunden. Zur standörtlichen Bewertung der Kalkungsnotwendigkeit und -empfindlichkeit werden deshalb zusätzlich die Angaben der Waldökologischen Standortskartierung (© LFV) einbezogen. In die Waldökologische Standortskartierung fließen Angaben über Wuchsbedingungen in den Waldbeständen wie Klima und Nährstoffversorgung ein, welche das BZE-Kalkungsbedarfsmodell entscheidend ergänzen.

Die Waldökologische Standortskartierung klassifiziert sämtliche kartierten Flächen bezüglich ihrer Kalkungswürdigkeit (Tabelle 2.1-1). Dabei wird unterschieden zwischen Flächen, die keine Kalkung benötigen und solchen, auf denen klare Kriterien die Kalkung kategorisch ausschließen (vgl. Abschnitt 2.5). Die Ansprache und Abgrenzung der potentiellen Vorkommen von Ausschlussgründen beruht auf der Feldaufnahme der Waldökologischen Standortskartierung. Ob die Kalkung als notwendig eingeschätzt wird oder nicht, orientiert sich dabei an der Basizität des Standortes. Reichen die vorliegenden Informationen nicht aus, um eine Fläche als kalkungswürdig oder als kalkungssensibel einzuteilen, wird ihr vorläufig die Klasse „Kalkungswürdigkeit prüfen“ zugewiesen.

**Tabelle 2.1-1: Klassifizierung der Flächen gemäß ihres Kalkungsbedarfs.**

| Klasse   | Beschreibung  |
|--|---|
| <b>Kalkungswürdig</b>                                  | Standortseinheiten, bei denen Kalkungen sinnvoll sind.  |
| <b>Kalkungswürdigkeit prüfen</b>                       | Einzelprüfung durch Experten.   |
| <b>Keine Kalkung</b>                                   | Standortseinheiten, die aufgrund ihrer Ausprägung nicht kalkungswürdig sind.  |
| <b>Kalkungssensible Standorteinheit; keine Kalkung</b> | Harte Ausschlussflächen: Standortseinheiten, die im extrem sauren Bereich angesiedelt sind und ihren Charakter durch eine Kalkung verlieren würden. |

Die Einteilung wird angewendet auf gesamte Ökoserien sowie ökologische Artengruppen, welchen einzelne Standortseinheiten zugewiesen werden können:

- Ökoserien fassen Substrate mit ähnlichen bodenphysikalischen Merkmalen wie Hauptbodenart, Bodenartenschichtung, Lagerungsdichte und Grobbodengehalt zusammen. Innerhalb von Wuchsräumen sind Ökoserien bestimmten geologischen

Ausgangsformationen zuzuordnen. Die Basizität dieser Substrate ist durch Bodenanalysen (BZE oder sogenannte Leitprofile der Waldökologischen Standortskartierung) beispielhaft belegt. So ist die Kalkung auf Ökoserien des Muschelkalks typischerweise nicht notwendig, auf Ökoserien des Buntsandsteins hingegen häufig schon, solange sie nicht als natürlich saure Standorte von Kalkungen ausgeschlossen sind.

- Ökologische Artengruppen fassen Zeigerpflanzen mit ähnlichen bodenökologischen Ansprüchen zusammen. Bestimmte Artengruppen sind als Zeiger von Böden hoher Basizität zu werten. Bei Waldstandorten mit Vorkommen dieser ökologischen Artengruppen ist eine Waldkalkung unnötig. Wenn sie auf Ökoserien auftreten, deren Substrate im Regelfall bodensauer sind, dann werden innerhalb dieser Ökoserien spezifische, als basenreich benannte Standortseinheiten ausgewiesen. Andere ökologische Artengruppen zeigen eine hohe Bodenazidität an oder stehen für intermediäre Basizität, wo eine Kalkungsnotwendigkeit durch bodenanalytische Stichproben zu prüfen ist.

Wenn BZE-Kalkungsbedarfsmodell und StOKa-Modell übereinstimmend die Kalkungsbedürftigkeit für eine Fläche feststellen, genügt im Zuge der Kalkungsplanung eine bodenchemische Flächenbeprobung mit geringerer Intensität. Widersprechen sich die beiden Modelle, ist eine feiner aufgelöste Flächenbeprobung notwendig (vgl. [Abschnitt 2.1.4](#)).

### 2.1.3 Geowissenschaftliche Landesaufnahme („GeoLa50-Modell“)

Da die Waldökologische Standortskartierung nicht flächendeckend für das ganze Land vorliegt, wird für die übrigen Gebiete eine weitere Entscheidungsgrundlage, die integrierte Geowissenschaftliche Landesaufnahme (© LGRB), herangezogen.

Die integrierte Geowissenschaftliche Landesaufnahme (GeoLa50) des Landesamtes für Geologie, Rohstoffe und Bergbau stellt eine landesweite Bodenkarte im Maßstab 1:50.000 zur Verfügung. Für die von der FVA durchgeführte Bewertung der Kalkungswürdigkeit und -empfindlichkeit sind darin mehrere bedeutende Größen enthalten. Entscheidend sind pH-Wert, Kalkführung, Ausgangssubstrat sowie Bodentyp. In einem ersten Schritt wurden die in [Tabelle 2.1-2](#) Tabelle 2.1-2 dargestellten Bewertungseinheiten zur Klassifizierung der Böden genutzt. Bei der Klassifizierung wurden die konzeptionellen Überlegungen aus dem BZE-Kalkungsbedarfsmodell (vgl. [Abschnitt 2.1.1](#)) auf die Bodeneinheiten übertragen. Die Klassifizierung der Böden wurde mithilfe der Punktdaten aus der Bodenzustandserhebung, den Bodenaufnahmen im Rahmen der Bundeswaldinventur sowie den Bodenprobenahmen bei der Kalkungsberatung überprüft und verbessert. Bei Informationen über deckungsgleiche Flächen wurden Angaben aus der waldökologischen Standortskartierung ([Abschnitt 0](#)) hinsichtlich der Kalkungswürdigkeit bzw. der Kalkungssensibilität in das Modell der integrierten Geowissenschaftlichen Landesaufnahme übertragen, insofern vergleichbare Boden- und Substrateigenschaften ersichtlich waren.

Wie in der Tabelle an Bodentypen wie Braunerde, Pelosol und Regosol deutlich wird, lässt dieses Kriterium allein nicht in allen Fällen eine eindeutige Zuordnung zu. Auch ein pH-Wert < 3 oder beispielsweise ein Boden mit klastischen Sedimenten (Ablagerungsgestein aus unterschiedlichen Gesteinsbruchstücken) als Ausgangsgestein muss in Verbindung mit den anderen Faktoren bewertet werden. Ist eine Fläche nach der Auswertung aller Kriterien in die Klasse „Kalkungswürdigkeit prüfen“ einzuordnen, so muss eine ausführlichere Flächenbe-  
probung mit anschließender Analytik durchgeführt werden.

**Tabelle 2.1-2: Kriterien der integrierten Geowissenschaftlichen Landesaufnahme (© LGRB), die zur Stratifizierung von Kalkungswürdigkeit und -sensibilität genutzt wurden (mit nicht abschließenden Beispielen der Bodentypen); übergeordnete Bewertung nach pH-Werten und Kalkführung.**

| Kriterium                     | Keine Kalkung  | Kalkungswürdigkeit prüfen   | Kalkungswürdig                              | Kalkungssensibel   |
|-------------------------------|--|---|---|--|
| <b>pH-Wert</b>                | > 6  | 5-6; < 3  | 3-5   | (i.d.R. < 3, entscheidend sind Ausgangsmaterial und Bodentyp)  |
| <b>Kalkführung</b>            | Carbonathaltig (oberhalb 40 cm)  | Stellenweise bzw. abschnittsweise carbonathaltig (40-100 cm)  | Carbonatfrei (oberhalb 100 cm)              |  |
| <b>Ausgangsmaterial</b>       | Carbonatgesteine, Kalkausfällungen   | Magmatite, fluviatile Ablagerungen, limnische Bildungen, klastische Sedimentgesteine, Kieselgesteine, Metamorphite, äolische Ablagerungen, Umlagerungsbildungen, glazigene, glazifluviale und glazilimnische Ablagerungen, solifluidale und solimixtive Bildungen |   | Palustrische Bildungen (Moore und Übergangsformen)   |
| <b>Bodentypen (Beispiele)</b> | Syrosem, Lockersyrosem, Rendzina, Pararendzina, Terra fusca, Gley, Auenboden | Braunerde, Parabraunerde, Fahlerde, Regosol, Ranker, Pseudogley, Podsol, Podsol-Braunerde, Pararendzina, Pelosol  | Braunerde, Parabraunerde, Fahlerde, Pelosol | Moor, Niedermoor, Stagnogley, Anmoorgley, Felshumusboden, Ranker, Regosol, aus Hangschutt und Zersatz des mittleren Buntsandsteins und aus Granit-Hangschutt |

Die Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:200.000 (BÜK200, © LGRB) wird in Baden-Württemberg nicht mehr für die Kalkungsplanung verwendet. Sie diente ebenfalls zur gutachterlichen Bewertung der Standorte, wobei identische Kriterien wie bei der GeoLa50 betrachtet wurden. Die höher aufgelöste Geowissenschaftliche Landesaufnahme ersetzt seit ihrer Veröffentlichung im Jahr 2018 die Bodenübersichtskarte vollständig.

Abbildung 2.1-2 zeigt die drei für die Beurteilung von Kalkungswürdigkeit und -empfindlichkeit verwendeten Modelle sowie die aus deren Verschnitt entstehende Potentialflächenkarte.

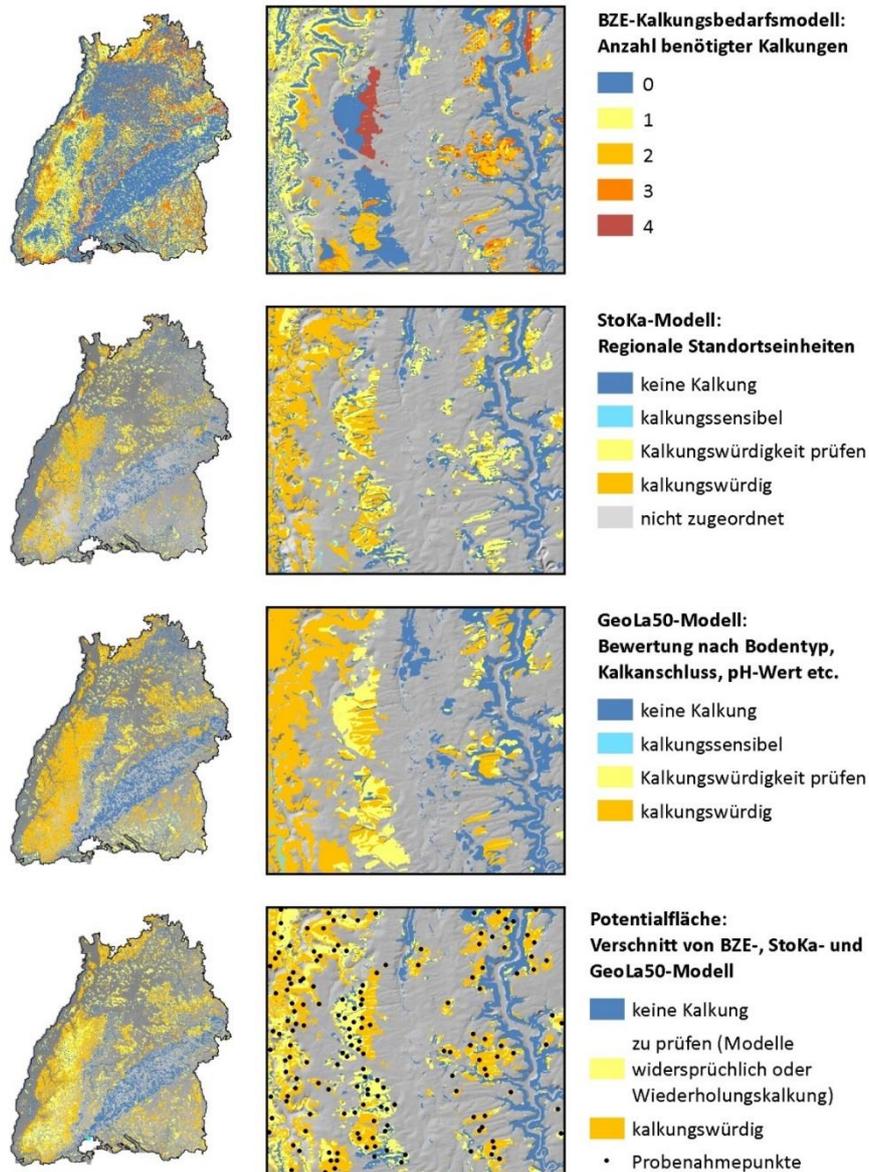


Abbildung 2.1-2: Kartengrundlagen zur Planung der Bodenschutzkalkung für den Gesamtwald in Baden-Württemberg (links) sowie für einen Ausschnitt am Übergang von Schwarzwald zum Neckarland (rechts). Datengrundlagen: Regionalisierungsmodelle auf BZE-Grundlage (Regionalisierungen Bodenparameter 25 m, © FVA), Aktuelle Karten der Standortskartierung (© LFV) sowie die Integrierte Geowissenschaftliche Landesaufnahme 1:50.000 (© LGRB).

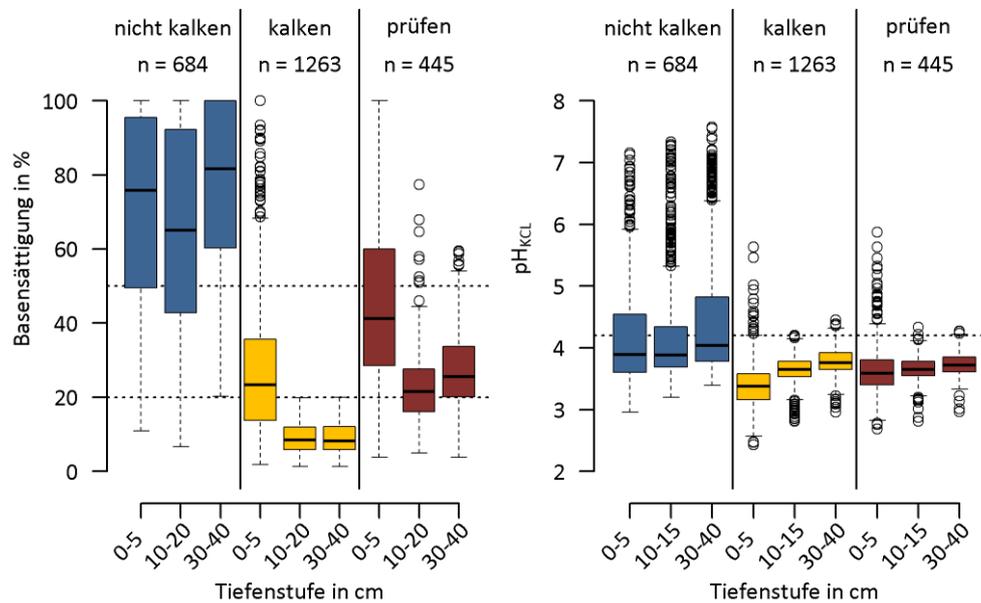
Die in der untersten Karte eingetragenen Probenahmepunkte verdeutlichen die Überprüfungsdichte im Vergleich zwischen „zu prüfenden“ und „kalkungswürdigen“ Flächen. Außerdem weisen sie auf die große Zahl der zu bearbeitenden Bodenproben hin, die für die Ausweisung von validierten Kalkungskulissen (= für die Kalkung vorgesehene Flächen) notwendig ist.

#### 2.1.4 Flächenbeprobung und Analytik

Der mithilfe der drei Modelle (BZE-Kalkungsbedarfsmodell, StOKa-Modell, GeoLa50-Modell) ermittelte potentielle Kalkungsbedarf wird im Zuge der Planung einer konkreten Maßnahme anhand standörtlicher Bodenanalysen überprüft (Probepunkte im Probenahmelayer). Dazu wird bei Flächen, welche die Modelle übereinstimmend als kalkungswürdig bewerten, jeweils ein Beprobungspunkt je 50 Hektar zufällig festgelegt. Bei Flächen, in denen die Bewertung der verschiedenen Modelle nicht übereinstimmt, werden die Beprobungspunkte dichter gesetzt, nämlich einer pro 20 Hektar. Auch bei Flächen, die nach dem Jahr 2000 gekalkt worden sind, werden gründlichere Untersuchungen durchgeführt, um die Notwendigkeit einer Wiederholungskalkung an dem jeweiligen Standort zu prüfen.

Die Bodenproben werden in den Mineralbodentiefen 0 bis 5 cm, 15 bis 20 cm und 30 bis 40 cm gewonnen und bodenchemisch analysiert. Liegt die Basensättigung mindestens in den beiden tieferen Bodenbereichen unter dem empirisch ermittelten Grenzwert von 20 %, wird eine Kalkung empfohlen (Kategorie „kalken“). Liegen die Basensättigungswerte hier zwischen 20 und 50 %, wird im Einzelfall geprüft, wie die betroffenen Bodeneinheiten aufgrund anderer Analyseparameter wie pH-Werte bewertet werden und wie die Laborwerte benachbarter Punkte sind (Kategorie „zu prüfen“). Standorte mit höheren Basensättigungswerten werden als nicht kalkungsbedürftig eingestuft.

Ziel ist es, gutachterlich eine schlüssige Bewertung der Boden- bzw. Standortseinheiten im GIS zu erarbeiten. Bei dieser Bewertung werden neben der Einstufung aufgrund der Basensättigung außerdem pH-Wert, Gehalt an Stickstoff und Kohlenstoff sowie Humusform als weitere Parameter betrachtet. Das gilt insbesondere bei Proben, bei denen die Analysewerte nicht eindeutig sind. **Abbildung 2.1-3** gibt einen Überblick über die Ergebnisse der bodenchemischen Laboranalysen seit 2014. Dabei wird ersichtlich, dass für etwas mehr als die Hälfte der beprobten Punkte ein eindeutiger Kalkungsbedarf besteht und somit die Kalkungspotentialflächen, von denen diese Proben stammen, tatsächlich auch gemäß der Bodenanalytik als kalkungsbedürftig einzustufen sind. Knapp 30 % sind nach der Analyse eindeutig nicht kalkungsbedürftig. Die restlichen Proben weisen nicht eindeutig auf Kalkungsbedürftigkeit hin und müssen im räumlichen Kontext mit benachbarten Analysepunkten und Bodeneinheiten gutachterlich bewertet werden.



**Abbildung 2.1-3: Basensättigungen (links) und pH<sub>KCL</sub>-Werte (rechts) der gewonnenen Bodenproben zur Validierung der Kalkungspotentialkarten im Zeitraum 2014 bis 2019. n = Anzahl der beprobten Punkte pro Kategorie. Waagrechte Linien = Bewertungsgrenzen (bei der Basensättigung: < 20 %  $\triangleq$  zu kalkan; 20-50 %  $\triangleq$  zu prüfen; > 50 %  $\triangleq$  nicht zu kalkan; beim pH-Wert: < 4,2  $\triangleq$  dringend zu kalkan).**

### 2.1.5 Priorisierung von Landkreisen

Im Rahmen des Kalkungsprogramms sollen die gesamten Waldflächen Baden-Württembergs bezüglich ihrer Kalkungsbedürftigkeit bewertet und entsprechende Kalkungsmaßnahmen durchgeführt werden. Die Planung konkreter Maßnahmen erfolgt individuell auf der Ebene der Landkreise bzw. Unteren Forstbehörden (UFBn), wobei Landkreise mit hohem Kalkungsbedarf prioritär gekalkt werden („Schwerpunkt-UFBn“).

Die Kalkungsdringlichkeit wurde für die gesamte Waldfläche eines jeden Landkreises in Form eines mittleren Kalkungsbedarfs berechnet (Anzahl erforderlicher Wiederholungskalkungen abzüglich des Kalkungsvollzugs zwischen 2000 und 2014, Stand 2014). Es ergeben sich hochrangige Platzierungen der Landkreise mit großen Anteilen an Flächen, auf denen mehrfache Wiederholungen notwendig sind und/oder bislang nur in geringem Umfang Kalkungen stattgefunden haben. Auch die Gesamtwaldfläche des Landkreises geht in die Berechnung mit ein. Beispiele für priorisierte Landkreise sind der Ostalbkreis, Schwäbisch-Hall und Neckar-Odenwald. Einen niedrigen Rang in der Reihung erhalten Landkreise mit überwiegend natürlich sauren Böden, Böden mit geringer Speicherkapazität, kleinen Waldflächen oder bereits hohem Kalkungsvollzug. Vereinzelt Landkreise weisen zwar hohe Priorisierungen auf, wurden jedoch aus der Reihung als Schwerpunkt-UFBn herausgenommen.

Begründet wird dies mit den standörtlichen Eigenschaften der potentiellen Kalkungsflächen. Die betroffenen Standorte weisen oftmals sehr tonige Substrate auf, die zwar auch versauert sind, jedoch ausreichend hohe Pufferkapazitäten aufweisen. Sie wurden zum Teil analysiert und offenbaren keinen Kalkungsbedarf; eine (Wiederholungs-)Kalkung dürfte die standörtlichen Eigenschaften nur geringfügig beeinflussen. Des Weiteren liegen diese Flächen nur in untergeordneter Größe vor, sodass eine Bewertung des Bearbeitungs- und Begutachtungsaufwands ebenfalls dazu führte, diese Bereiche aus der Kalkungsreihung herauszunehmen. Diese Abwägungen wurden bisher für die Landkreise Tuttlingen, Zollernalbkreis und Reutlingen durchgeführt.

In der Regel führen Schwerpunkt-UFBn zunächst Kalkungen im Staatswald durch. Dabei sammeln die mit der Koordination betrauten UFB-Mitarbeitenden Erfahrungen, auf Basis derer sie in den Folgejahren auch Kalkungen im Privat- und Körperschaftswald koordinieren können.

## 2.2 Kalkmittel und Qualitätssicherung

- Die aktuell in Baden-Württemberg eingesetzten Kalkmittel sind Dolomit (3 t/ha) und Dolomit-Holzasche-Gemisch (4 t/ha, Mischungsverhältnis 3:1), jeweils in erdfeuchtem Zustand.
- Die Kalkmittel unterliegen strengen Anforderungen in Bezug auf Textur und Inhaltsstoffe, die im Rahmen einer aufwendigen Qualitätssicherung kontrolliert und zertifiziert werden.

Bei der Bodenschutzkalkung im Wald sind gesetzliche Regelungen in Bezug auf die eingesetzten Kalkmittel und deren Qualitätskriterien einzuhalten, insbesondere in Bezug auf die Düngemittelverordnung, das Umweltrecht und den Arbeitsschutz. Die verwendeten Materialien müssen einerseits diese gesetzlichen Anforderungen erfüllen und andererseits die gewünschte ökologische Wirkung zeigen.

Die Änderung der Zielrichtung für Waldkalkungen in Baden-Württemberg (vgl. **Abschnitt 1.3.2**) zog auch Veränderungen im Hinblick auf die eingesetzten Kalkmittel nach sich. Dies zeigt sich in der Wahl der ausgebrachten Materialien sowie den damit gekalkten Waldflächen in Baden-Württemberg. Die Veränderung lässt sich nachvollziehen anhand der bundesweiten Dokumentation der Bodenschutzkalkungen in **JANSSEN et al. (2016)**, aus welcher die Daten in **Tabelle 2.2-1** zusammengestellt wurden.

Bis in die 1970er Jahre waren Kalkgaben auf Pflanzlochdüngungen oder kleinflächige Düngeversuche beschränkt, wobei überwiegend Mehrnährstoffdünger eingesetzt wurden. Mit dem verstärkten Auftreten von Waldschäden infolge des „sauren Regens“ stieg ab Mitte der 1980er Jahre der Flächenumfang der Waldkalkungen deutlich an. Gleichzeitig wurden verstärkt basisch wirkende Materialien ausgebracht, überwiegend Dolomit, häufig auch mit

Beimischungen von Rohphosphat. Mit der Jahrtausendwende wurde dem Kalk auf Standorten mit akutem Kaliummangel vermehrt Kaliumsulfat bzw. bei akutem Magnesiummangel in geringem Umfang Magnesiumsulfat beigemischt (VON WILPERT et al. 2013). Bei der Lösung dieser Salze werden allerdings hochmobile, reaktive Sulfationen freigesetzt, wodurch ein Teil der neutralisierenden Wirkung des Kalkes aufgehoben wird und zugeführte Nährstoffe aus dem Oberboden ausgetragen werden können (VON WILPERT et al. 2013).

**Tabelle 2.2-1: Entwicklung der in Baden-Württemberg gekalkten Fläche in Hektar, differenziert für die verschiedenen eingesetzten Kalk- und Düngemittel. In Klammern ist der Anteil der Fläche an der behandelten Gesamtfläche je Zeitabschnitt eingefügt. Daten aus JANSSEN et al. (2016), aktualisiert mit Zahlen des Regierungspräsidiums Freiburg.**

| Kalkmittel                             | Vor 1980          | 1980-1989          | 1990-1999          | 2000-2009          | 2010-2019          | Gesamtfläche        |
|--|-------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|---------------------|
| <b>Dolomit ohne Beimischung</b>        | 305<br>(6,6 %)    | 8.389<br>(18,3 %)  | 29.465<br>(28,4 %) | 77.749<br>(55,4 %) | 73.708<br>(55,9 %) | 189.617<br>(44,5 %) |
| <b>Dolomit mit Rohphosphat</b>         | 441<br>(9,5 %)    | 15.223<br>(33,2 %) | 30.371<br>(29,3 %) | 20.257<br>(14,4 %) | 1.121<br>(0,9 %)   | 67.413<br>(15,8 %)  |
| <b>Dolomit mit Kaliumsulfat</b>        | 0<br>(0,0 %)      | 74<br>(0,2 %)      | 2.911<br>(2,8 %)   | 13.578<br>(9,7 %)  | 0<br>(0,0 %)       | 16.563<br>(3,9 %)   |
| <b>Dolomit-Holz-<br/>asche-Gemisch</b> | 14<br>(0,3 %)     | 0<br>(0,0 %)       | 0<br>(0,0 %)       | 1.027<br>(0,7 %)   | 54.708<br>(41,5 %) | 55.749<br>(13,1 %)  |
| <b>Mehrnährstoff-<br/>dünger</b>       | 2.689<br>(58,1 %) | 645<br>(1,4 %)     | 0<br>(0,0 %)       | 480<br>(0,3 %)     | 0<br>(0,0 %)       | 3.815<br>(0,9 %)    |
| <b>ohne Angabe</b>                     | 1.180<br>(25,5 %) | 21.541<br>(47,0 %) | 40.844<br>(39,4 %) | 27.268<br>(19,4 %) | 4.906<br>(3,7 %)   | 95.739<br>(22,5 %)  |
| <b>Gesamtfläche</b>                    | 4.630<br>(100 %)  | 45.872<br>(100 %)  | 103.592<br>(100 %) | 140.359<br>(100 %) | 131.753<br>(100 %) | 428.896<br>(100 %)  |

Seit 2008 wurde die Beimischung von Mineralsalzen zunehmend durch den Einsatz von Holzasche abgelöst. Holzasche hat eine stark alkalische Wirkung und enthält neben Calcium und Magnesium nennenswerte Anteile weiterer essentieller Pflanzennährstoffe, insbesondere Kalium und Phosphor. Diese Eigenschaften machen die Holzasche zu einem wertvollen Material als Ersatz für die bislang eingesetzten, problematischen Rohphosphate und Neutralsalzdünger, wobei die geringeren Nährstoffgehalte der Holzasche im Vergleich zu forstüblichen Düngezusätzen zu beachten sind (s. Tabelle 2.2-2).

Seit 2010 wird in Baden-Württemberg auf den Einsatz von Rohphosphat und Mineralmischungen weitgehend und seit 2013 vollständig verzichtet. Auf Standorten mit Kalium- und/oder Phosphormangel werden seitdem ausschließlich Dolomit-Holzasche-Gemische ausgebracht (JANSSEN et al. 2016). Aktuell wird etwa auf der Hälfte der behandelten Flächen Dolomit und auf der anderen Hälfte Dolomit-Holzasche-Gemisch verwendet (vgl. Abbildung 2.6-4).

Silikatische oder basaltische Gesteinsmehle sind an Standorten, auf denen eine Kalkung mit Dolomit aufgrund seiner hohen Wirksamkeit ökologisch nicht in Frage kommt, eine mögliche Alternative (VON WILPERT et al. 2013). Aufgrund ihrer geringen Löslichkeit wirken sie langsam und vergleichsweise mild, weshalb sie insbesondere für den Einsatz auf Standorten geeignet sind, auf denen eine hohe Gefahr der Stickstoffmobilisierung besteht. Wegen der vergleichsweise geringen Neutralisationskapazität und des hohen Anteils an nicht-reaktiven Silikaten und Oxiden sind bei der Ausbringung von Gesteinsmehl höhere Dosierungen als bei Dolomit erforderlich, wodurch die Kosten für Material und Ausbringung steigen (VON WILPERT et al. 2013, ZÖTTL 1990). Dies erklärt, weshalb Gesteinsmehle in Baden-Württemberg nicht auf größerer Fläche ausgebracht wurden und nicht in **Tabelle 2.2-1** aufgeführt sind.

**Tabelle 2.2-2: Vergleich der ausgebrachten Nährstoffmengen bei der Verwendung von zertifizierten Dolomit-Holzasche-Gemischen (DHG) sowie Kaliumsulfat und Rohphosphat in forstüblichen Mengen.**

|                                   | Dolomit-Holzasche-Gemisch (DHG) | Kaliumsulfat (K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) | Rohphosphat (z.B. Dolophos26)                     | Relation DHG/Dünger |
|-----------------------------------|---------------------------------|--|---|---------------------|
| <b>Dosierung</b>                  | 3 t/ha (Dolomit) + 1 t/ha (HA)  | 0,5 t/ha                                       | 0,1 t/ha<br>(3 % Beimischung zu 3,2 t Dolomit/ha) |                     |
| <b>K<sub>2</sub>O</b>             | > 44 kg/ha (> 1 %)              | 270 kg/ha                                      | -   | ~ 1/6               |
| <b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b> | > 13,2 kg/ha (> 0,3 %)          | -  | 26 kg/ha (26 %)                                   | ~ 1/2               |

Anforderungen an die bei der Bodenschutzkalkung eingesetzten Materialien werden in der Regel über die folgenden Stoffeigenschaften definiert:

- Schadstoffgrenzwerte
  - im Dolomit: Gehalte an Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber, Thallium
  - in der Holzasche zusätzlich: Perfluorierte Tenside (PFT), Summe der Dioxine, dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (dl-PCB)
- Nährelementgehalte
  - im Dolomit: Gehalte an Calciumcarbonat und Magnesiumcarbonat
  - in der Holzasche: Gehalte an mineralsäurelöslichem Kaliumoxid und Phosphat, Summe basisch wirksamer Bestandteile
- Weitere chemische und physikalische Parameter wie pH-Wert, Reaktivität, Glühverlust als Indikator für Rückstände von organischen Verbindungen wie Dioxin, Mahlfineinheit und Wassergehalt.

Die zur Ausbringung in Baden-Württemberg zugelassenen Kalkmittel und deren chemisch-

physikalische Eigenschaften sind im Merkblatt 50/2000 der FVA und dessen Aktualisierung 54/2013 definiert (VON WILPERT et al. 2013). Seit 2019 gilt eine gemeinsam von FVA, LFV BW und Deutscher Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) entwickelte Prüfrichtlinie (DLG 2020). Die Einhaltung der darin geforderten Qualitätskriterien wird im Rahmen einer umfangreichen Qualitätssicherung überwacht. Im Folgenden werden die in Baden-Württemberg gültigen Regelungen für die aktuell eingesetzten Kalkmittel Dolomit und Dolomit-Holzasche-Gemisch sowie die damit verbundenen Prüfverfahren für die Qualitätssicherung beschrieben.

### 2.2.1 Dolomit

Dolomit, mit oder ohne Holzaschezusatz (vgl. Abschnitt 2.2.2), ist das in Baden-Württemberg einzige eingesetzte Kalkmittel (vgl. Tabelle 2.2-1). Ausgebracht werden aktuell 3 t/ha. Im Vergleich zu reinem Kalk (Calciumcarbonat,  $\text{CaCO}_3$ ) enthält Dolomit hohe Anteile an Magnesium (Magnesiumcarbonat,  $\text{MgCO}_3$ ). Dieser essentielle Pflanzennährstoff ist infolge der Bodenversauerung in Waldböden besonders stark in den Mangel geraten.

Dolomit ist ein vergleichsweise kostengünstiges Produkt, da es nach der Gewinnung im Steinbruch nur noch geringer weiterer Aufarbeitung bedarf. Die Verarbeitung beschränkt sich im Wesentlichen auf das Mahlen zu Gesteinsmehl und das anschließende Anfeuchten. Tabelle 2.2-3 führt die aktuell in Baden-Württemberg geltenden Anforderungen für Dolomit auf. Die angegebenen Schadstoffgrenzwerte sind durch die Düngemittelverordnung (DüMV, Fassung 2017) festgelegt. FVA und LFV BW haben Grenzwerte für weitere Materialeigenschaften, wie die Mindestgehalte an basisch wirksamen Komponenten und Nährelementen und die Mahlfineinheit, vorgegeben. Im Prozess der Qualitätssicherung werden drei Analyseformen, Anerkennungs-, Basis- und Vollanalyse, unterschieden, die hinsichtlich des Analyseumfangs und der Grenzwerte variieren (vgl. Abschnitt 2.2.3).

Um eine ausreichende neutralisierende Wirkung des Dolomits zu gewährleisten, wird in Baden-Württemberg ein Gesamtcarbonatgehalt von mindestens 90 % gefordert. Neben Nordrhein-Westfalen und Thüringen gibt Baden-Württemberg damit die höchsten Anforderungen vor. In den übrigen kalkenden Bundesländern werden Mindestgehalte zwischen 60 und 85 % gefordert (Hessen 60 bis 70 %, Niedersachsen 75 %, Rheinland-Pfalz 85 %, Sachsen 80 % und Sachsen-Anhalt 75 %).

Neben der Säureneutralisation ist die Regeneration der Magnesiumvorräte ein wichtiges Ziel der Bodenschutzkalkungen. Deshalb wird in Baden-Württemberg ein Mindestgehalt an Magnesiumoxidäquivalent von 12 % gefordert, was einem Magnesiumcarbonatanteil von 22,7 % entspricht. Der in Baden-Württemberg geforderte Mindestgehalt an Magnesiumcarbonat liegt im Bereich der anderen Bundesländer (von 15 % in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt bis 30 % in Thüringen).

Die für Baden-Württemberg festgelegte Reaktivität von > 10 % bei trockenem Kalk entspricht den Werten in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Sachsen. In Rheinland-Pfalz liegt sie mit  $\geq 12$  % etwas höher. Für die übrigen Bundesländer liegen keine Angaben vor.

**Tabelle 2.2-3: Qualitätskriterien für Dolomit entsprechend DLG (2020); FS = Frischsubstanz, TM = Trockenmasse, ef = erdfeucht, tr = trocken, AA = Anerkennungsanalyse, BA = Basisanalyse, VA = Vollanalyse (vgl. Abschnitt 2.2.3), \* = Kennzeichnungswert nach DüMV.**

| Qualitätskriterium  | Analyseform | Anforderung    | Toleranz  | Quelle der Anforderung |
|---|-------------|----------------|-----------|------------------------|
| <b>Gesamtcarbonat</b><br>(CaCO <sub>3</sub> + MgCO <sub>3</sub> ) | BA, VA      | $\geq 90$ % TM | - 3 %     | LFV BW                 |
|   | AA          | > 90 % TM      | - 3 %     | LFV BW                 |
| <b>Magnesium (MgO-Äquivalent)</b>                                 | BA, VA      | $\geq 12$ % TM | - 1 %     | LFV BW                 |
|   | AA          | > 12 % TM      | - 1 %     | LFV BW                 |
| <b>Reaktivität</b>  | AA          | > 10 %         | -         | DüMV                   |
| <b>pH-Wert</b>  | BA, VA      | < 11,5         | -         | CLP-VO                 |
| <b>Siebdurchgang 2 mm, nass</b>                                   | AA, BA, VA  | $\geq 98$ %    | - 2 %     | LFV BW                 |
| <b>Siebdurchgang 0,1 mm, nass</b>                                 | AA, BA, VA  | $\geq 90$ %    | - 2 %     | LFV BW                 |
| <b>Arsen</b>  | AA, VA      | < 20 mg/kg TM  | + 50 %    | LFV BW*                |
| <b>Blei</b>   | AA, VA      | < 100 mg/kg TM | + 50 %    | LFV BW*                |
| <b>Cadmium</b>  | AA, VA      | < 1,0 mg/kg TM | + 50 %    | LFV BW*                |
| <b>Chrom (Cr VI)</b>  | AA, VA      | < 1,2 mg/kg TM | + 50 %    | LFV BW*                |
| <b>Nickel</b>   | AA, VA      | < 40 mg/kg TM  | + 50 %    | LFV BW*                |
| <b>Quecksilber</b>  | AA, VA      | < 0,5 mg/kg TM | + 50 %    | LFV BW*                |
| <b>Thallium</b>   | AA, VA      | < 0,5 mg/kg TM | + 50 %    | LFV BW*                |
| <b>Wassergehalt</b>   | BA, VA      | 7 % FS         | $\pm 2$ % | LFV BW                 |

Wie für Baden-Württemberg sind auch für die anderen Bundesländer die Grenzwerte der Düngemittelverordnung verbindlich. Daher sind die in den Bundesländern maximal zulässigen Schadstoffkonzentrationen sehr ähnlich. Im Unterschied zu Baden-Württemberg sind jedoch in Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Thüringen auch Grenzwerte für Kupfer und Zink festgehalten.

Bei der Kalkung im Wald wird das Material oberflächlich ausgebracht (vgl. Abschnitt 2.3), jedoch nicht in den Boden eingearbeitet. Es ist deshalb wichtig, das Material ausreichend fein zu mahlen, damit sich dieses im Bodensickerwasser löst und in tiefere Bodenschichten transportiert werden kann. Andererseits beschleunigt eine zu feine Mahlung die Auflösung des Kalkmaterials, wodurch die Gefahr der Auswaschung aus sandreichen Böden begünstigt und die Langzeitwirkung reduziert wird. Baden-Württemberg folgt in seinen Anforderungen den Empfehlungen von HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER (1990), wonach mindestens 90 % des

Materials einen Korndurchmesser kleiner 0,1 mm aufweisen soll. Damit ist das in Baden-Württemberg eingesetzte Material deutlich feiner als in anderen Bundesländern. Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen und Sachsen-Anhalt fordern jeweils bei mindestens 70 % des Materials einen maximalen Korndurchmesser von 1,0 mm. Für die übrigen Bundesländer liegen keine Angaben vor.

Dolomit wird durch Anfeuchten in einen erdfeuchten Zustand gebracht, um die Staubeentwicklung bei der Ausbringung zu minimieren (SCHÄFFER et al. 2012, THOMS et al. 2018). Die Bundesländer legen in der Regel Spannweiten für den im Endprodukt einzustellenden Wassergehalt fest. Der geforderte Wassergehalt liegt in Baden-Württemberg mit einer tolerierten Spanne von 7 bis 9 % im oberen Bereich der Bundesländer (Sachsen-Anhalt und Niedersachsen: 3 bis 10 %, Sachsen: 3 bis 8 %, Rheinland-Pfalz 2 bis 8 %, keine Angabe für die anderen Bundesländer). Dies begründet sich mit der hohen Mahlfineinheit, welche ein stärkeres Anfeuchten erforderlich macht.

### 2.2.2 Dolomit-Holzasche-Gemisch

Die Zugabe von Holzasche zum Dolomit soll im Rahmen der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung die Erholung der Böden zusätzlich unterstützen und verlorene Nährstoffe in den Wald zurückbringen. Dabei gelten zum einen zusätzliche Anforderungen an das Kalkmaterial. Zum anderen ist das Produkt auf bundesweiter Ebene noch kein verbreitetes Mittel. Das führt dazu, dass nur auf einen vergleichsweise kleinen Erfahrungsschatz zurückgegriffen werden kann und einige Aspekte des Materials aktuell weiterhin auf Wirkung und Langzeitfolgen überprüft werden (s. Abschnitt 4.5).

Holzasche darf seit der Novellierung der Düngemittelverordnung von 2003 für den forstlichen Bodenschutz verwendet werden (SCHÄFFER et al. 2012). Die entsprechenden Regelungen wurden in den darauf folgenden Neufassungen der Düngemittelverordnung konkretisiert. Prinzipiell gilt, dass Holzasche nur in Mischung mit dolomitischen Kalken ausgebracht werden darf, wobei ihr Anteil maximal 30 % beträgt.

Für die Ausbringung im Wald sind ausschließlich Aschen zugelassen, die aus unbehandelten (ggf. mechanisch behandelten) und naturbelassenen Hölzern aus folgenden Herkunftsquellen stammen: Waldhackschnitzel oder Waldstückbrennholz, Sägeresthölzer, Holzpellets (nur aus unbehandelten naturbelassenen Hölzern ohne Zusatzstoffe), Gehölzschnittgut aus dem Offenland (z.B. Straßenbegleitgrün, Gewässerrandstreifen, Feldholzinseln) sowie Hackschnitzel aus landwirtschaftlichen Kurzumtriebsplantagen. Altholz ist nur zugelassen, wenn es sich um naturbelassenes oder lediglich mechanisch bearbeitetes Holz handelt. Weiterhin dürfen gemäß Düngemittelverordnung nur sogenannte Rost-, Grob- oder Brennraumaschen sowie Aschen aus der ersten filternden Einheit im Rauchgasweg verwendet werden. Staubbörmige Fein- und Zyklonaschen aus der letzten filternden Einheit im Rauchgasweg, die z.T. stark mit Schwermetallen belastet sein können (LUDWIG et al. 2002), sind von der Anwendung ausgeschlossen.

Holzrasche hat im Vergleich zu Dolomit eine größere Variabilität der Nährelement- und Schwermetallgehalte. Asche von Rinden, Nadeln und Blättern weisen beispielsweise deutlich höhere Nährstoffgehalte auf als Stammholz, Asche aus Harthölzern höhere als jene aus Weichhölzern (HAKKILA 1989). In **Tabelle 2.2-4** sind die in Baden-Württemberg geforderten Qualitätskriterien für Holzrasche sowohl in Bezug auf Schadstoffe als auch auf Mindestnährstoffgehalte zusammengefasst.

**Tabelle 2.2-4: Qualitätskriterien für Holzrasche entsprechend DLG (2020); TM = Trockenmasse, dl-PCB = dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle, BA = Basisanalyse, AA = Anerkennungsanalyse, VA = Vollanalyse (vgl. Abschnitt 2.2.3), \* = Kennzeichnungswert nach DüMV, \*\* = Grenzwert nach DüMV.**

| Qualitätskriterium                     | Analyseform | Anforderung    | Toleranz | Quelle der Anforderung |
|--|-------------|----------------|----------|------------------------|
| <b>Glühverlust bei 420 °C</b>          | BA, AA, VA  | < 5 % TM       | -        | LFV BW                 |
| <b>Kaliumoxid, mineralsäurelöslich</b> | BA, VA      | > 3,3 % TM     | -        | LFV BW                 |
| <b>Phosphat, mineralsäurelöslich</b>   | BA, VA      | > 1 % TM       | -        | LFV BW                 |
| <b>Arsen</b>                           | BA, AA      | < 40 mg/kg TM  | -        | DüMV**                 |
|  | VA          | < 20 mg/kg TM  | + 50 %   | LFV BW*                |
| <b>Blei</b>                            | BA, AA      | < 150 mg/kg TM | -        | DüMV**                 |
|  | VA          | < 100 mg/kg TM | + 50 %   | LFV BW*                |
| <b>Cadmium</b>                         | BA, AA      | < 1,5 mg/kg TM | -        | DüMV**                 |
|  | VA          | < 1,0 mg/kg TM | + 50 %   | LFV BW*                |
| <b>Nickel</b>                          | BA, AA      | < 80 mg/kg TM  | -        | DüMV**                 |
|  | VA          | < 40 mg/kg TM  | + 50 %   | LFV BW*                |
| <b>Quecksilber</b>                     | BA, AA      | < 1,0 mg/kg TM | -        | DüMV**                 |
|  | VA          | < 0,5 mg/kg TM | + 50 %   | LFV BW*                |
| <b>Thallium</b>                        | BA, AA      | < 1,0 mg/kg TM | -        | DüMV**                 |
|  | VA          | < 0,5 mg/kg TM | + 50 %   | LFV BW*                |
| <b>Perfluorierte Tenside (PFT)</b>     | VA          | < 0,1 mg/kg TM | -        | DüMV                   |
| <b>Summe der Dioxine und dl-PCB</b>    | VA          | < 30 ng/kg TM  | -        | DüMV                   |

Wie beim Dolomit sind bei der Holzrasche die in der Düngemittelverordnung festgelegten Grenzwerte für Schadstoffkonzentrationen einzuhalten. Des Weiteren sind gesetzliche Vorgaben seitens der EU-Verordnungen REACH (Verordnung (EG) 1907/2006: Europäische Chemikalienverordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe) und CLP-VO (Verordnung (EG) 1272/2008: Classification, Labelling and Packaging) zu beachten. Auf forstlichen Standorten gilt für die Holzrascheausbringung die erweiterte Grenzwertregelung der Düngemittelverordnung, welche in Baden-Württemberg je-

doch nicht vollständig ausgenutzt wird. Mindestgehalte von mineralsäurelöslichem Kaliumoxid und Phosphat sollen dafür sorgen, dass sich die Verfügbarkeit dieser Nährstoffe auf den gekalkten Flächen verbessert.

Die Grenzwerte sind so festgelegt, dass bei den Produkten keine Kennzeichnungspflicht nach Düngemittelverordnung sowie nach CLP-VO besteht. Mögliche Schadstoffgehalte sind entsprechend so niedrig, dass weder für die Natur noch für Menschen von einer Schädigung auszugehen ist. Weiterreichende Anforderungen wie z.B. Tragen von Schutzausrüstung zum Schutz vor den ausgebrachten Gemischen sind daher nicht erforderlich.

Frische Holzaschen weisen eine hohe Reaktivität auf, da sie in geringen Mengen noch Calciumoxid und Kaliumhydroxide enthalten können (MARESCA et al. 2019, PITMAN 2006). Durch Alterung und Recarbonatisierung sowie durch die Mischung mit Dolomit wird die Reaktivität der Holzasche deutlich reduziert. Dies wurde durch einen von der DLG initiierten Alterungsversuch mit Dolomit-Holzasche-Gemischen bestätigt (Abschnitt 4.6). Laufende Kontrollen der pH-Werte sowie der alkalischen Reserve im Dolomit-Holzasche-Gemisch gewährleisten, dass die Reaktivität genügend reduziert wurde und von den Materialien keine reizende oder ätzende Wirkung mehr ausgeht. Das wird auch durch die Grenzwertbestimmungen des DLG-Zertifikats sichergestellt (vgl. Tabelle 2.2-5). Die ökologischen und toxikologischen Risiken werden zudem durch die Begrenzung der Ausbringungsmenge reiner Holzasche im aktuellen Kalkungskonzept auf maximal 1 t/ha in zehn Jahren minimiert. Diese Menge ist beispielsweise bei den holzascheerfahrenen skandinavischen Ländern als geringste auszubringende Menge definiert (HJERPE et al. 2008) und wird auch durch die eigenen Untersuchungen der FVA als ökosystemar risikoarm bewertet (SCHÄFFER et al. 2002). Für das Gemisch gelten die in Tabelle 2.2-5 definierten Anforderungen.

Wie Dolomit (vgl. Tabelle 2.2-3) wird auch das Dolomit-Holzasche-Gemisch in einen erdfeuchten Zustand gebracht. Dieser liegt mit einem Wassergehalt von mindestens 10 % der Festsubstanz etwas höher als bei Dolomit. Die Regeldosierung bei der Ausbringung von Dolomit-Holzasche-Gemischen beträgt pro Hektar 3 t Dolomit (TM), 1 t Holzasche (TM) und 0,4 t Wasser (VON WILPERT et al. 2013). Entsprechend der Vorgaben der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG 2020) werden damit ca. 36,5 kg Kalium und 5,8 kg Phosphor je Hektar ausgebracht. Die ausgebrachten Magnesium- und Calciummengen variieren entsprechend der Anteile von Magnesium- und Calciumcarbonat im Dolomit. Bei einem angenommenen Mischungsverhältnis von 1:1 sowie einem Gesamtcarbonatgehalt von 75 % werden ca. 717 kg Calcium und 435 kg Magnesium je Hektar ausgebracht.

Für die Nährstofffreisetzung und Pflanzenverfügbarkeit spielt die Partikelgröße des Dolomit-Holzasche-Gemisches eine Rolle. Laborversuche der FVA zeigen deutlich, dass die Elemente Kalium und Phosphor vor allem in Partikeln > 2 mm enthalten sind und ein Aufmahlen der Holzasche deren Zugänglichkeit erhöht (vgl. Abschnitt 4.5). Bei Verwendung von Wasser als Extraktionsmittel erwies sich nur ein sehr geringer Anteil (< 1 %) des in der Asche enthaltenen Phosphors als löslich. Die Löslichkeit von Phosphor stieg leicht auf ca. 10 % des enthaltenen Gesamtphosphors, wenn als Extraktionsmittel Zitronensäure genutzt wurde,

welche die Lösungseigenschaften der Huminsäuren im Boden realitätsnäher abbildet und damit die Pflanzenverfügbarkeit des in der Asche enthaltenen Phosphors realistischer widerspiegelt.

**Tabelle 2.2-5: Qualitätskriterien für Dolomit-Holzasche-Gemische entsprechend DLG (2020); FS = Frischsubstanz, TM = Trockenmasse, BA = Basisanalyse, AA = Anerkennungsanalyse, VA = Vollanalyse, \* = Kennzeichnungswert nach DüMV, \*\* = Kennzeichnungswert nach CLP-VO für reizend.**

| Qualitätskriterium                                      | Analyseform | Anforderung    | Toleranz | Quelle der Anforderung |
|---|-------------|----------------|----------|------------------------|
| Gesamtcarbonat (CaCO <sub>3</sub> + MgCO <sub>3</sub> ) | BA, VA      | ≥ 75 % TM      | - 3 %    | LFV BW                 |
| Magnesium (MgO-Äquivalent)                              | BA, VA      | ≥ 10 % TM      | - 1 %    | LFV BW                 |
| Alkalische Reserve                                      | BA, VA      | nicht reizend  | -        | LFV BW**               |
| pH-Wert   | BA, VA      | < 11,5         | -        | CLP-VO                 |
| Siebdurchgang < 2 mm, nass                              | BA, VA      | ≥ 98 %         | - 2 %    | LFV BW                 |
| Siebdurchgang < 0,1 mm, nass                            | BA, VA      | ≥ 50 %         | - 10 %   | LFV BW                 |
| Glühverlust bei 420 °C                                  | BA, VA      | < 5 % TM       | -        | LFV BW                 |
| Kaliumoxid, mineralsäurelöslich                         | BA, VA      | > 1 % TM       | - 0,2 %  | LFV BW                 |
| Phosphat, mineralsäurelöslich                           | BA, VA      | > 0,3 % TM     | - 0,1 %  | LFV BW                 |
| Arsen   | VA          | < 20 mg/kg TM  | + 50 %   | LFV BW*                |
| Blei  | VA          | < 100 mg/kg TM | + 50 %   | LFV BW*                |
| Cadmium   | VA          | < 1,0 mg/kg TM | + 50 %   | LFV BW*                |
| Chrom (Cr VI)   | VA          | < 1,2 mg/kg TM | + 50 %   | LFV BW*                |
| Nickel  | VA          | < 40 mg/kg TM  | + 50 %   | LFV BW*                |
| Quecksilber   | VA          | < 0,5 mg/kg TM | + 50 %   | LFV BW*                |
| Thallium  | VA          | < 0,5 mg/kg TM | + 50 %   | LFV BW*                |
| Wassergehalt  | BA, VA      | 10 % FM        | ± 2 %    | LFV BW                 |

### 2.2.3 Qualitätssicherung

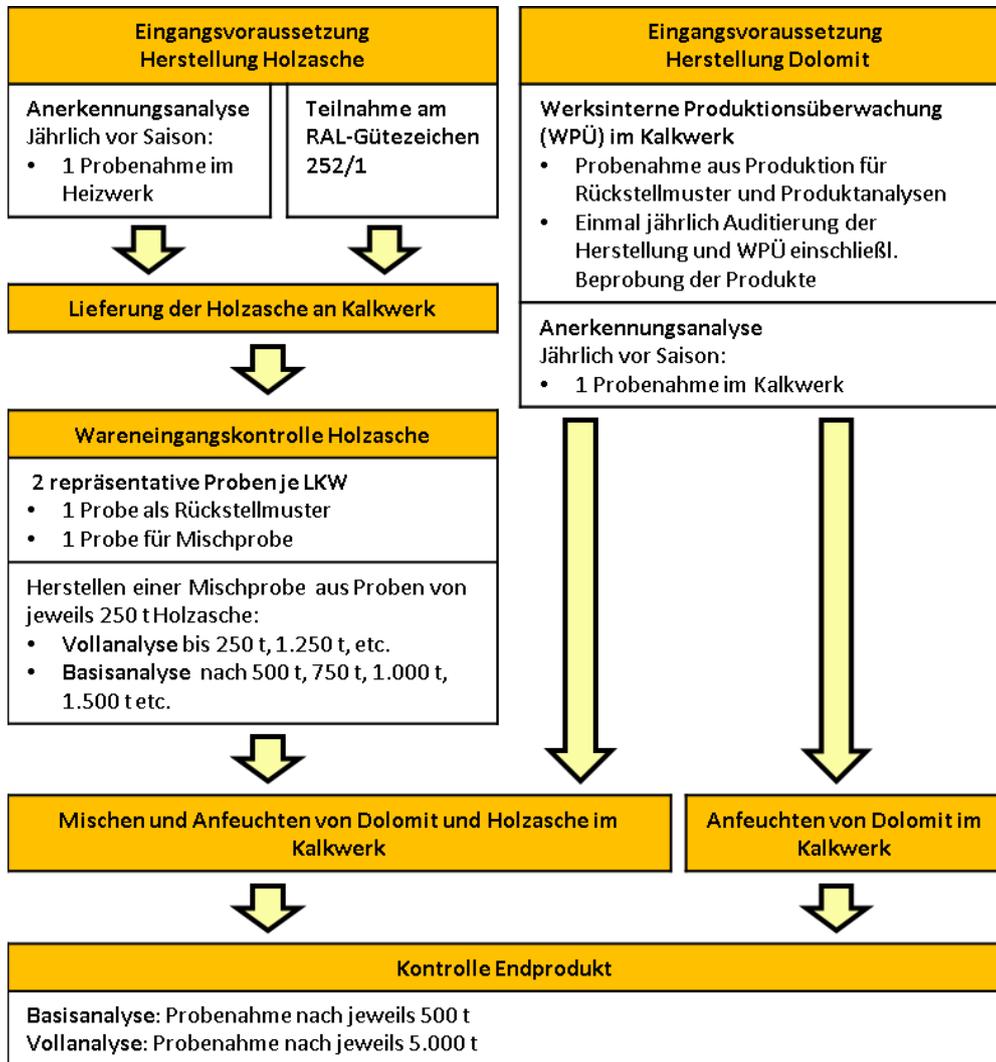
In Baden-Württemberg dürfen ausschließlich qualitätsgeprüfte Kalkmittel ausgebracht werden. Hierfür wurde durch die FVA und ForstBW (seit Anfang 2020 LFV BW) ein umfangreiches Verfahren der Qualitätssicherung erarbeitet, in welchem die verwendeten Materialien vor ihrer Ausbringung hinsichtlich der Einhaltung der geforderten Gütekriterien, insbesondere der Grenzwerte der Düngemittelverordnung, überprüft werden.

Bis 2018 fand die Qualitätssicherung von Dolomit, Holzasche und Dolomit-Holzasche-Gemisch in Baden-Württemberg in einem zweigleisigen Verfahren statt. Zum einen führte die

Forstverwaltung in Kooperation mit der FVA umfangreiche Laboruntersuchungen zu Schwermetall- und Nährstoffgehalten durch. Zum anderen mussten bis 2018 alle Aschen mit dem RAL-Gütezeichen GZ 252/1 der Bundesgütegemeinschaft Holzasche e.V. zertifiziert worden sein. Diese überwacht die Güte der Asche mehrfach im Jahr und schult verantwortliches Personal in den Kraftwerken, welches dort für die Qualitätssicherung zuständig ist. Des Weiteren gibt sie das verbindliche „Qualitätsmanagementhandbuch Holz- und Pflanzenasche (RAL GZ 252/1)“ heraus. Das Handbuch beinhaltet rechtliche Grundlagen der Qualitätssicherung, eine Beschreibung der Prozesskette im Zertifizierungsverfahren, die Bewertungsgrundlagen für die Zertifizierung sowie Vorgaben bezüglich der Prüfbeauftragten und Probenehmernden.

In den Jahren 2018 und 2019 entwickelten FVA und LFV BW zusammen mit der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) das „DLG-Qualitätssiegel für Produkte zur Bodenschutzkalkung im Wald“ (**DLG 2020**), welches bei der Bodenschutzkalkung im Jahr 2019 erstmals als verbindliche Grundlage für die Qualitätssicherung eingesetzt wurde. Seither dürfen nur Kalkmittel bei der Bodenschutzkalkung eingesetzt werden, die das Qualitätssiegel der DLG tragen. Die Prüfrichtlinie der DLG für dieses Siegel berücksichtigt alle relevanten geltenden Rechtsvorschriften (CLP-Verordnung der EU, REACH-Verordnung Nr. 1907/2006 der EG, Deutsche Düngemittelverordnung DüMV, Verordnung über Probenahmeverfahren und Analysemethoden für die amtliche Düngemittelüberwachung) sowie weitere durch FVA und Forstverwaltung definierte Anforderungen. Auch das „Qualitätsmanagementhandbuch Holz- und Pflanzenasche (RAL GZ 252/1)“ der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. und die DLG-internen Bestimmungen (Allgemeine Geschäftsordnung der DLG, Allgemeine Prüf- und Durchführungsbestimmungen für das DLG-Qualitätssiegel, DLG-Checkliste zur Überprüfung der werksinternen Produktionsüberwachung für Produkte zur Bodenschutzkalkung, DLG-Qualitätssiegel für Produkte zur Bodenschutzkalkung – Anlage „Auftrag zur Qualitätsprüfung“) werden beachtet (**DLG 2020**). Die Qualitätskontrolle für die DLG-Zertifizierung findet in mehreren Schritten statt. Hersteller erhalten das DLG-Qualitätssiegel durch die Teilnahme am Überprüfungsverfahren, welches in **Abbildung 2.2-1** als Flussdiagramm dargestellt ist.

Dolomit wird als Eingangsvoraussetzung werksintern im Kalkwerk beprobt. Das geschieht unabhängig davon, ob es als reiner Dolomit oder als Dolomit-Holzasche-Gemisch eingesetzt werden soll. Auch für die Holzasche als Ausgangsprodukt der Kalkmittelherstellung besteht eine Eingangsvoraussetzung, deren Überprüfung jedoch extern erfolgt. Im Kalkwerk selbst folgt eine Wareneingangskontrolle vor der Vermischung mit dem Dolomit. Nach der Bearbeitung von Dolomit und Holzasche im Kalkwerk (Mahlen, Mischen, Anfeuchten) und einigen Zwischenuntersuchungen wird eine Kontrolle des Endprodukts durchgeführt. Nach werksinterner Beprobung wird das Material extern in akkreditierten Laboren analysiert. Ob eine Basis- oder Vollanalyse notwendig ist, hängt von der produzierten Menge ab (**vgl. Abbildung 2.2-1**).



**Abbildung 2.2-1: Ablauf der Gütesicherung von Dolomit und Dolomit-Holzäsche-Gemisch, verändert nach DLG (2020).**

Die Qualitätssicherung durch die Bundesgütegemeinschaft Holzäsche e.V. ist im Rahmen der DLG-Zertifizierung weiterhin zulässig: Das RAL-Gütezeichen GZ 252/1 mit dem Zusatz „Holzäschen, geeignet zur Herstellung von Gemischen gemäß Vorgaben von ForstBW“ kann die Anerkennungsanalyse für die Holzäsche bei der DLG-Zertifizierung für die Holzäsche ersetzen.

Die hier dargestellten Abläufe zur Qualitätssicherung des Kalkmaterials sind zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichtes gültig. Da die einzelnen Schritte und Vorgaben aber einer kontinuierlichen Anpassung und Optimierung unterliegen, werden sie sich voraussichtlich im Laufe der Zeit ändern.

## 2.3 Ausbringung

- Die Bodenschutzkalkung erfolgt – je nach standörtlichen Gegebenheiten – entweder von einem Fahrzeug im Bestand oder aus der Luft. Beide Verfahren haben Vor- und Nachteile.
- Die Ausbringung findet in Baden-Württemberg zwischen Anfang Juli und Ende Oktober statt.

Die gängigsten Verfahren der Kalkausbringung sind das Verblasen aus einem Fahrzeug heraus (im Folgenden als „terrestrische Ausbringung“ bezeichnet) und der Abwurf aus der Luft per Helikopter (im Folgenden „aviotechnische Ausbringung“ genannt). Verschiedene Bundesländer favorisieren unterschiedliche Ausbringungsmethoden. In Sachsen (LEUBE 2000) und Nordrhein-Westfalen (ASCHE 2003) wird beispielsweise die Flexibilität der aviotechnischen Ausbringung in den Vordergrund gestellt, während in Baden-Württemberg wegen der besseren Energiebilanz die terrestrische Ausbringung stärker befürwortet wird. Da sich die terrestrische Ausbringung nicht für zu steiles oder nicht hinreichend erschlossenes Gelände eignet, wird in der Regel eine Kombination von terrestrischer und aviotechnischer Ausbringung empfohlen (SCHÄFFER et al. 2012, VON WILPERT et al. 2013).

### 2.3.1 Terrestrische Ausbringung

Die terrestrische Ausbringung erfolgt üblicherweise durch Gebläsemodule, die auf „Unimogs“ (Universalmotorgeräte) aufgesetzt werden (Abbildung 2.3-1). Das Kalkmaterial wird im Fahrzeug transportiert und am Einsatzort in den Bestand verblasen.

Bei herkömmlichen Modulen wird eine Wurfweite von 20 m angenommen, woraus sich ein benötigter Abstand befahrbarer Wege bzw. Rückegassen von 40 m ergibt. Modernere Module können jedoch schon Wurfweiten von bis zu 70 m erreichen. Im Jahr 2012 wurden durch die FVA die erzielbaren Wurfweiten zweier in den regulären Kalkungsmaßnahmen zum Einsatz kommender moderner Gebläsemodule untersucht. **Abbildung 2.3-2** zeigt, dass die eingesetzte Technik einen Einfluss auf die Reichweite des Materials im Bestand hat. Bei Nutzung von ausreichend leistungsstarken Geräten ist eine Wurfweite von bis zu 50 m realistisch, was einen Rückegassenabstand von maximal 100 m erlaubt. Die Regeldosierung von 3 t/ha wird nur in einem kleinen Abstandsbereich realisiert, während in mittlerer Entfernung zum Fahrzeug mit einer erhöhten Dosis des Kalks zu rechnen ist und sehr nahe und weiter entfernte Stellen eine zu geringe Dosis erhalten. Bei einem Rückegassenabstand von 40 m erhält ein Teil der Fläche eine Kalkgabe von beiden Seiten.



Abbildung 2.3-1: Terrestrische Kalkausbringung mit dem Unimog. Foto: FVA.

In Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten muss die Ausrichtung der Gebläsemodule angepasst werden. Im Vergleich zu den Materialanforderungen für die Bodenschutzkalkung war der in der oben beschriebenen Untersuchung eingesetzte Dolomit etwas feiner gemahlen ( $0\% > 2\text{ mm}$  anstatt max.  $4\% \geq 2\text{ mm}$ ) und etwas trockener ( $6,3\%$  Wasser anstatt  $8 \pm 1\%$ ), was zu einer tendenziell weiter in den Bestand hineinreichenden Ausbringung geführt haben dürfte.

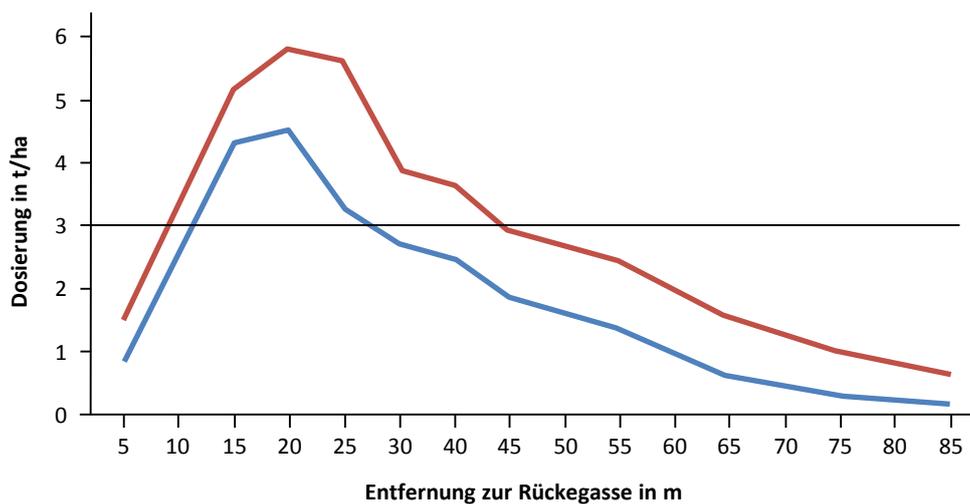


Abbildung 2.3-2: Vergleich der Wurfweiten und Dosierungen zweier Unternehmen bei der terrestrischen Ausbringung von Dolomit in einem Altbestand. Daten aus einer Untersuchung der FVA von 2012.

Die Ausbringung von Kalk per Unimog wird von den Unternehmen dokumentiert. Die UFBn erhalten die Aufzeichnungen und übertragen sie nach Abschluss der Kalkungsmaßnahme in die geforderte GIS-Dokumentation.

Ein entscheidendes Argument für die terrestrische Ausbringung ist der geringere Energieverbrauch im Vergleich zur aviotechnischen Ausbringung. Er liegt mit 1,0 bis 1,5 Liter Diesel pro Tonne Kalkmaterial deutlich niedriger als die 6 Liter Kerosin, die der Hubschrauber pro Tonne Material benötigt (SCHÄFFER et al. 2012). Die Kalkung mit dem Unimog ist daher vergleichsweise umweltschonend. Außerdem trägt der geringere Treibstoffverbrauch auch zu geringeren Ausbringungskosten bei (vgl. **Abbildung 2.6-9**). Im Gegensatz zur großräumigen aviotechnischen Ausbringung ist der Einsatz der terrestrischen Ausbringung ab ca. 100 ha Fläche praktikabel (HUBER 2019). Das wiederum bedeutet, dass auch kleinere Parzellen für die Kalkung in Frage kommen, bei denen die aviotechnische Ausbringung unverhältnismäßig hohe Kosten verursachen würde.

Das terrestrische Verfahren ist zudem weniger von der Witterung abhängig als die aviotechnische Ausbringung. Eine Kalkung per Unimog kann beispielsweise auch bei böigem Wind oder nebliger Witterung durchgeführt werden.

Ein weiterer Vorteil der terrestrischen Ausbringung ist, dass Geräuschbelästigungen und die visuelle Störung für Anwohner und Touristen deutlich geringer ausfallen als bei der aviotechnischen. Die Nähe der Mitarbeitenden des Kalkungsunternehmens zum gekalkten Bestand erlaubt außerdem eine rasche visuelle Kontrolle der Ausbringungsqualität.

Weil das Material bis zu einem Wassergehalt von 10 % angefeuchtet ist (vgl. **Abschnitt 2.2**), ist die Staubbildung gering; daher ist die terrestrische Ausbringung auch in der Nähe von Infrastruktur möglich (SCHÄFFER et al. 2012).

Der Erfolg des Verfahrens ist von der Vegetationsstruktur und der Infrastruktur im Bestand abhängig: Eine dichte Vegetation an der Rückegasse sowie ein dichter Unterwuchs (Naturverjüngung und Jungbestände) behindern die gleichmäßige Verteilung des Materials. Ebenso behindern zu große Rückegassenabstände oder nicht befahrbare Waldwege die terrestrische Ausbringung. Bei der Planung einer Kalkung müssen deshalb die Zugänglichkeit und Befahrbarkeit der Rückegassen sowie die Bestandsstruktur geprüft werden. Eine unbearbeitete Fläche von ca. 10 bis 15 % der zu kalkenden Fläche eines Bestandes wird nach Abstimmung mit der FVA seit drei bis vier Jahren bei der Verwendung des Gebläsemoduls aufgrund ökologischer und finanzieller Vorteile akzeptiert.

Unimogs sind vergleichsweise schnelle, sparsame und robuste Fahrzeuge, die für den Einsatz im Wald gut geeignet sind. Die Gebläsemodule wurden für Unimogs entwickelt, da diese durch ihre hohe Geschwindigkeit zu einem schnellen Arbeitsfortschritt beitragen. Außerdem erlaubt das Fahrzeug die Umsetzung auf der eigenen Achse. Es ist daher kein zusätzlicher Tieflader für den Transport notwendig. Bei schwierigem Gelände können sich jedoch Probleme ergeben, da die Fahrzeuge auf befahrbare Waldwege und Rückegassen sowie ein moderates Gefälle angewiesen sind. Eine denkbare, aber bisher nicht entwickelte Alternative wäre ein Gebläsemodul für den Forwarder. Dabei könnten Kleinstflächen besser

erreicht werden und die Befahrbarkeit der Bestände müsste nicht im Vorfeld überprüft werden. Dafür ist jedoch noch Entwicklungsarbeit erforderlich. Voraussetzung hierfür ist des Weiteren die integrierte Durchführung der Bodenschutzkalkung im Anschluss an die Holzurückung. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass zu diesem Zeitpunkt weniger lebende Bäume im Bestand stehen und dadurch eine erhöhte Auswaschung von Kationen und Nitrat zu befürchten ist. Ohne die Kopplung der beiden Eingriffe sind jedoch die Kosten für den Transport des Forwarders mit dem Tieflader zu hoch. Dadurch würde der Aufwand steigen.

### 2.3.2 Aviotechnische Ausbringung

Bei der aviotechnischen Ausbringung wird der Kalk kontrolliert über dem Bestand verstreut (**Abbildung 2.3-3**). Die Nutzung eines Helikopters zur Waldkalkung erlaubt sehr schnelle, großflächig gleichmäßige Kalkungen, die weitgehend unabhängig vom Gelände erfolgen können. Somit können auch Waldflächen mit unzureichender Feinerschließung behandelt werden.



**Abbildung 2.3-3: Aviotechnische Kalkausbringung mit dem Hubschrauber. Foto: Helix Fluggesellschaft mbH.**

Transporter bringen das Kalkmaterial zu den Beladepätzen, die zentral in den zu kalkenden Gebieten liegen. Dort wird der Helikopter beladen, um anschließend die Flächen mit möglichst kurzen Wegen anzufliegen. Die Helikopterflüge werden permanent mittels GPS auf-

gezeichnet. Dabei wird ebenfalls erfasst, wo genau der Streukübel entladen und Kalkmaterial ausgebracht wird (**Abbildung 2.3-4**). Somit kann das Einhalten der vorgegebenen Kalkungsflächen sowie der Ausschlussflächen kontrolliert werden.

Voraussetzung für die aviotechnische Ausbringung ist eine zusammenhängende Flächenkulisse. Je kleinflächiger die Besitzverhältnisse sind und je stärker die Kalkungsbedürftigkeit der Flächen variiert, desto ungeeigneter ist die Ausbringung mit dem Helikopter. Nach Einschätzung des Regierungspräsidiums Freiburg lohnt sich die aviotechnische Ausbringung ab ca. 400 ha zu kalkender Fläche pro Anfahrt des für die Kalkung erforderlichen Teams (**HUBER 2019**). Für kleinere Flächen sind die Planungs- und Umsetzungskosten zu hoch, da die Fixkosten wie Anfahrt und Umsetzung unverändert bleiben.

Die Abhängigkeit von der Witterung stellt eine weitere Einschränkung der aviotechnischen Ausbringung dar: Bei starkem Niederschlag, Nebel oder Sturm sind Helikopterflüge nicht möglich. Geplante Einsätze müssen dann verschoben werden, was Kosten und Planungsaufwand erhöht.

Die Gefahr der Schädigung von Flora und Fauna wird bei der aviotechnischen Ausbringung geringer eingeschätzt als bei der terrestrischen Ausbringung (**VON WILPERT et al. 2013**), was am vergleichsweise sanften Herabrieseln des Materials auf den Bestand liegt. Außerdem bleibt ein Teil des Materials zunächst in den Baumkronen hängen, sodass kalkungssensible Tier- und Pflanzenarten am Boden diesen Teil verzögert und geringer dosiert erhalten.

Andererseits wirkt sich das Kalkmittel in den Baumkronen auf Arten aus, die von der terrestrischen Ausbringung nicht betroffen würden und potentiell Schaden nehmen könnten. Problematisch ist zudem, dass vereinzelt gröberes Material im Kalkprodukt enthalten sein kann (beispielsweise versehentlich aufgenommene Steine oder verbackenes Material). Grobmaterial stellt bei einer großen Fallhöhe eine mögliche Gefahr für Mensch und Tier sowie für Infrastruktur und Fahrzeuge dar. Hier sind die Mitarbeitenden der ausbringenden Unternehmen in der Pflicht, eine ausreichende Verkehrssicherung zu gewährleisten. Das gilt für die aviotechnische Ausbringung im Vergleich zur terrestrischen in besonderem Maße, weil aus dem Helikopter keine sehr gute Übersicht über die Geschehnisse am Boden gegeben ist, besonders bei einem sehr dichten Bestandesdach. Durch die Betankung im Bestand und laufende Rotoren an Landeplätzen entstehen zusätzliche Gefahren.

Ein wichtiger Vorteil der aviotechnischen Ausbringung ist, dass die Methode unabhängig von Gelände und der Bestandessituation eingesetzt werden kann. Das ermöglicht die Kalkung von Flächen mit schlechter Erschließung, dichter Vegetation und schwierigen topographischen Gegebenheiten. Da sich der Helikopter nicht an bestehende Wege halten muss, ist bei Windstille eine gleichmäßigere Verteilung des Kalkmaterials auf der zu behandelnden Fläche möglich. Außerdem reduziert die Unabhängigkeit des Helikopters vom Gelände den Planungsaufwand und damit die Kosten. Besonders seit auf Flächen mit Vorkommen des Grünen Besenmooses (*Dicranum viride*) die Ausbringung ausschließlich aviotechnisch erfolgen darf (**vgl. Abschnitt 2.5.4**), nimmt der Flächenanteil dieser Ausbringungsmethode in Baden-Württemberg zu.

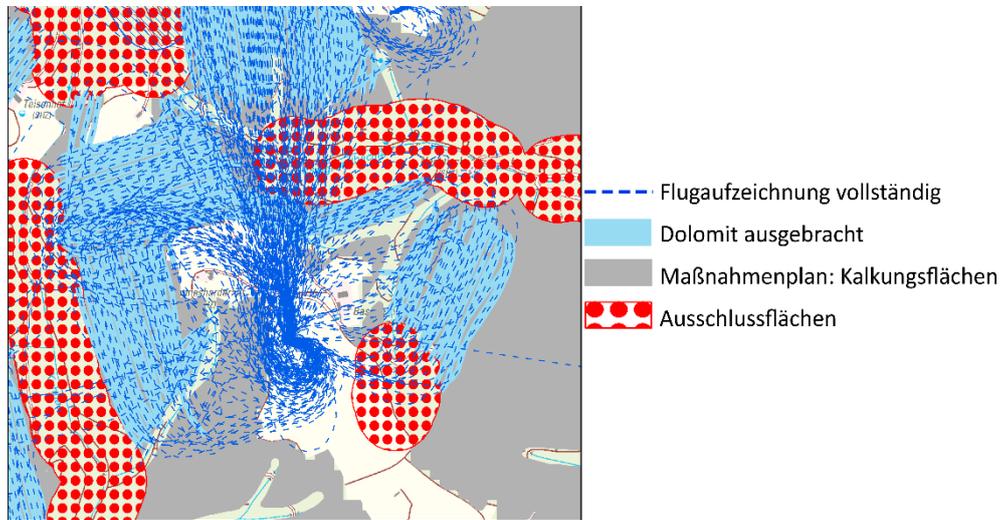


Abbildung 2.3-4: GPS-Erfassung der Helikopterausbringung. Die gestrichelten blauen Linien stellen den Flugweg dar. Auf den hellblauen Bereichen ist Kalk ausgebracht worden, rot gepunktete Bereiche waren von der Kalkung auszuschließen.

### 2.3.3 Ausbringungszeitraum

Für Bodenschutzkalkungen sind in Baden-Württemberg keine präzisen Zeiträume festgeschrieben. Einschränkungen ergeben sich jedoch durch Vorgaben zum Schutz von Flora und Fauna. Die Ausbringung sollte dabei nicht in der Hauptvegetationszeit, der Paarungs-, Brut- und Aufzuchtzeit von Vogelarten sowie zur Hauptaktivitätszeit von Amphibien und Insekten erfolgen. Andererseits soll auch keine Ausbringung im Winter erfolgen. Im Winter ist die biologische Aktivität stark reduziert, sodass Mineralisierungsschübe, die infolge von Kalkungen auftreten, durch biologische Stoffaufnahme kaum abgepuffert werden. Vor allem beim Einsatz von Holzasche sollte die Kalkung in der Vegetationszeit stattfinden, um den Rückhalt von Kalium im System zu gewährleisten (HUOTARI et al. 2015). Insbesondere muss die Ausbringung von Kalk auf Schneedecken in Hanglagen ausgeschlossen werden, da es bei Schneeschmelze zu großen Auswaschungen kommen kann, wodurch ein hohes Schadpotential für Flora und Fauna in angrenzenden Gewässern entstehen kann. Zum anderen führt Kalkstaub auf den Baumstämmen bei der Holzernte, die überwiegend im Spätherbst und Winter stattfindet, zu einem erhöhten Verschleiß an Kettensägen.

Durchforstungsmaßnahmen auf den zu kalkenden Flächen sollen nach Möglichkeit vor den Kalkungsmaßnahmen durchgeführt werden, da sie die Durchblasbarkeit der Bestände erhöhen und damit eine gleichmäßigere Verteilung des Materials erlauben. Das senkt die Gefahr von lokaler Überdosierung, welche zu einer Belastung von Waldlebewesen führen könnte.

In der Praxis finden die Maßnahmen in Baden-Württemberg üblicherweise nur zwischen Anfang (aviotechnisch) bzw. Mitte (terrestrisch) Juli und Ende Oktober statt. In diesem Zeitraum sind die Risiken für Flora und Fauna gering. Dies würde auch für die Ausbringung im Frühling in der kurzen Zeitspanne zwischen Frost und Hauptvegetationszeit gelten. Das einsetzende Wachstum der Vegetation böte dann die optimale Nährstoffaufnahme. Eine Ausbringung in diesem Zeitfenster findet jedoch wegen des notwendigen Planungsvorlaufs praktisch nicht statt.

In anderen Bundesländern gelten zum Teil abweichende Ausschlusszeiten für Kalkungsmaßnahmen. So untersagt Sachsen generell Kalkungen zwischen März und Juni sowie (in geneigtem Gelände) bei geschlossenen Schneedecken ab 10 cm Schneehöhe. Die terrestrische Ausbringung mittels Verblasen ist in Sachsen während der gesamten Vegetationsperiode (Zeitraum zwischen Laubaustrieb und Beginn des herbstlichen Laubfalls) untersagt (LEUBE 2000). Nordrhein-Westfalen gibt für die terrestrische und die aviotechnische Ausbringung unterschiedliche Ausschlusszeiträume vor, die – je nach Höhenstufe – zwischen dem 15.03. und dem 30.09. variieren. Zeitliche Beschränkungen im Winter sind nicht formuliert. In Niedersachsen und Sachsen-Anhalt ist die Ausbringung von erdfeuchtem Material nur in den Monaten März, April und Mai nicht zugelassen. Staubbörmiges Material darf dagegen nur in den Monaten November bis Februar eingesetzt werden. Bei dicken Schneedecken ab 20 cm ist die Ausbringung unabhängig von den Ausbringungsmethoden untersagt.

## 2.4 Planung und Durchführung von Kalkungsmaßnahmen

- Kalkungsmaßnahmen werden vor ihrer Durchführung mit einem großen planerischen Vorlauf und unter Einbeziehung unterschiedlichster Akteure abgestimmt.
- Die grundlegende Konzeption und Vorplanung erfolgt in Abstimmung zwischen FVA und den zuständigen Forstverwaltungsebenen (Regierungspräsidium und UFB).
- Die FVA erstellt dafür Kalkungskulissen, welche durch eine Bodenprobenahme auf deren Kalkungsbedürftigkeit hin überprüft werden. Flächen ohne Kalkungsbedarf sowie „Ausschlussflächen“ werden aus der weiteren Planung ausgenommen.
- Die Durchführung der Kalkungsmaßnahme durch die Unternehmen wird planerisch von der UFB unterstützt, kontrolliert und dokumentiert. Sie planen auch die konkrete, zur Ausschreibung vorgeschriebene Maßnahme.
- Die Zusammenarbeit und die Abläufe bei Planung und Durchführung von Kalkungsmaßnahmen wurden von allen Beteiligten durchweg positiv bewertet. Als negativ wurde die enge zeitliche Taktung sowie eine verzögerte Kartenbereitstellung durch die FVA bemängelt.

Die operative Umsetzung des Programms erfolgte bis zur Forstneuorganisation 2019 auf der Ebene der Landkreise durch die Unteren Forstbehörden (UFBn), wobei die Maßnahmen innerhalb eines begrenzten Zeitraums (in der Regel drei bis fünf Jahre) geplant und umgesetzt wurden. Dadurch hatten Bodenschutzkalkungen für die Beteiligten der UFBn jeweils Projektcharakter.

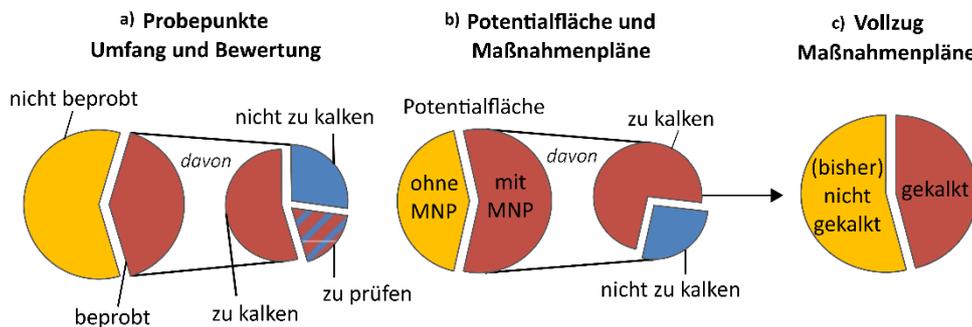
### 2.4.1 Planungswerkzeuge

Die Verfahren für die Planung und Umsetzung von Kalkungsmaßnahmen sind an eine Vielzahl von organisatorischen Rahmenbedingungen, an haushaltsrechtliche Vorgaben und Förderrichtlinien sowie an naturschutzfachliche Regelungen gebunden und mussten effizient in die Betriebsstruktur der Landesforstverwaltung eingebettet werden.

Fachliche Grundlage für die Ableitung der Kalkungsbedürftigkeit stellen das BZE-Kalkungsbedarfsmodell, die Waldökologische Standortskartierung sowie die Geowissenschaftliche Landesaufnahme dar (vgl. [Abschnitt 2.1](#)). Da sämtliche Datengrundlagen landesweit und waldbesitzübergreifend als Geodaten vorliegen, ist eine weitgehend automatisierte Klassifikation der Flächen in „zu kalkende Flächen“, „nicht kalkungsbedürftige Flächen“ und „Prüfflächen“ möglich („[Potentialfläche](#)“, vgl. [Abbildung 2.1-2](#)). Diese vorläufige Klassifikation wird durch bodenkundliche Expertise an der FVA und durch lokale Bodenbeprobungen überprüft. Nach Vorliegen der Laboranalysen wird die aus bodenkundlicher Sicht zur Kalkung vorzusehende Gebietskulisse abgegrenzt („vorläufiger Maßnahmenplan“). In diesem Entscheidungsschritt können, regional stark differenziert, mehr oder weniger große Bereiche aus der potentiellen Kalkungskulisse herausfallen, wenn die Laboranalysen den angenommenen Kalkungsbedarf nicht bestätigen (vgl. [Abbildung 2.1-3](#)).

Für den kompletten Berichtszeitraum (2010 bis 2019) ist eine Quantifizierung und Gegenüberstellung der Flächenanteile nicht für alle Teilschritte (Potentialfläche, vorläufiger Maßnahmenplan, Kalkungsvollzug) möglich, da unter anderem die vorläufigen Maßnahmenpläne bis 2014 nicht vollständig im GIS vorliegen. Für die folgende Bewertung wurden daher die Daten von Schwerpunkt-UFBn herangezogen, die entweder entsprechend vorhandener Maßnahmenpläne bereits vollständig bearbeitet sind oder bereits weite Bereiche beplant und diese Planungen auch umgesetzt haben (Enzkreis, Freudenstadt, Göppingen, Heidelberg, Heilbronn, Main-Tauber-Kreis, Neckar-Odenwald-Kreis, Ostalbkreis, Rems-Murr-Kreis, Rottweil, Schwäbisch-Hall, Schwarzwald-Baar-Kreis). Da diese UFBn weit über Baden-Württemberg verteilt liegen und knapp die Hälfte der im Zeitraum 2010 bis 2018 gekalkten Flächen repräsentieren, sind sie sehr gut geeignet, den Planungsaufwand und die Vollzugsanteile zu bewerten. In den betrachteten UFBn wurden ca. 40 % der Probepunkte des Probenahmelayers, überwiegend die im Staatswald liegenden Punkte, beprobt ([Abbildung 2.4-1a links](#)). Von diesen Probepunkten erwiesen sich nach der Laboranalytik etwa 30 % als nicht kalkungsbedürftig und 55 % als kalkungsbedürftig ([Abbildung 2.4-1a rechts](#)). Bei weiteren 15 % der Punkte waren die Laborbefunde uneindeutig: Sie wurden unter Berücksichtigung

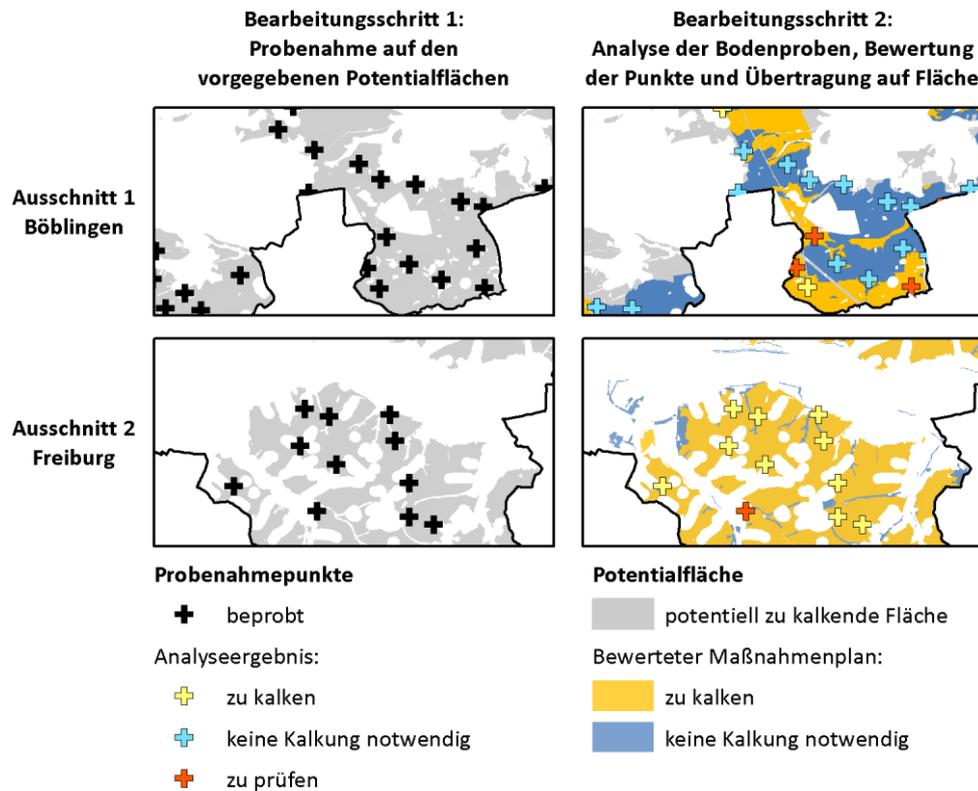
benachbarter Punkte sowie der Karteninformationen aus der Standortkartierung und weiterer Bodenkarten klassifiziert. Die Überführung dieser Punktdaten in flächige Informationen führte dazu, dass knapp 60 % der Potentialfläche bewertet und hier vorläufige Maßnahmenpläne erstellt werden konnten (**Abbildung 2.4-1b links**). In den Maßnahmenplänen waren im Schnitt etwa 25 % der Fläche unter Berücksichtigung der Bodenanalysen als nicht kalkungsbedürftig klassifiziert (**Abbildung 2.4-1b rechts**). Von den kalkungsbedürftigen Bereichen (75 %) sind etwa 45 % auf Grundlage der Maßnahmenpläne gekalkt worden (**Abbildung 2.4-1c**).



**Abbildung 2.4-1:** a) Übersicht über die analysierten und bewerteten Probepunkte; b) Anteil der Potentialfläche mit und ohne vorläufige Maßnahmenpläne (MNP) sowie die Anteile der MNP, die gekalkt werden sollten oder nach der Bewertung der Probepunkte nicht kalkungsbedürftig sind; c) bisheriger Flächenvollzug der MNP.

Auf knapp 55 % der Fläche, für die vorläufige Maßnahmenpläne vorliegen und die einen Kalkungsbedarf aufweisen, wurde (bisher) jedoch keine Kalkung durchgeführt. Hierbei ist zu beachten, dass in der Auswertung auch UFBn enthalten sind, deren Kalkungsmaßnahmen noch nicht vollständig abgeschlossen sind und deren Anteil der gekalkten Fläche bis zum Abschluss der Maßnahmen noch leicht ansteigen wird.

Aufgrund der unterschiedlichen naturräumlichen Gegebenheiten schwankt der Analyse- und Bewertungsaufwand pro Hektar letztlich in Maßnahmenpläne überführter Fläche sehr stark. **Abbildung 2.4-2** verdeutlicht die möglichen Extreme: Bei gleichem Begutachtungsaufwand wird auf der Basis der Bodenanalysen in manchen Bereichen maximal ein Drittel der Fläche tatsächlich auch in vorläufige Maßnahmenpläne überführt, wohingegen in anderen Bereichen nahezu alle Beprobungspunkte den Kalkungsbedarf bestätigen und somit die Fläche des vorläufigen Maßnahmenplans weitgehend der Potentialfläche entspricht.



**Abbildung 2.4-2: Beispiele für die Überführung der analysierten Probepunkte in eine flächenhafte Bewertung des Kalkungsbedarfs in zwei Schritten.**

In Ausschnitt 1 (Landkreis Böblingen, Schönbuch) wird deutlich, dass weite Bereiche entsprechend der Analysen und entgegen der ersten Einschätzung („Potentialfläche“) nicht kalkungsbedürftig sind. In Ausschnitt 2 (Stadt Freiburg, Schwarzwald) bestätigen dagegen fast alle Bodenanalysen die Einschätzung gemäß Potentialfläche.

Neben der Ausweisung der kalkungsbedürftigen Flächen werden im vorläufigen Maßnahmenplan Empfehlungen zum einzusetzenden Kalkmittel (vgl. Abschnitt 2.2) und zum geeigneten Ausbringungsverfahren (vgl. Abschnitt 2.3) gegeben sowie die flächenspezifischen Ausschlussgründe beschrieben (vgl. Abschnitt 2.5). Die Empfehlung für ein bestimmtes Ausbringungsverfahren wird auf der Basis der Hangneigung aus dem digitalen Höhenmodell getroffen. Annahme hierbei ist, dass eine Befahrung mit Gebläsefahrzeugen bei Hangneigungen von mehr als 30 % nicht mehr möglich ist. Die Empfehlung hinsichtlich des auszubringenden Kalkmittels (Dolomit oder Dolomit-Holzasche-Gemisch) wird in Abhängigkeit von der Bodenart bzw. der Aggregierungsneigung des Bodens getroffen. Sowohl im Hinblick auf das Ausbringungsverfahren als auch auf das Kalkmaterial kann in Folge der automatisierten Zusammenführung der Datengrundlagen ein kleinräumig differenzierter vorläufiger Maßnahmenplan entstehen, dessen praktische Umsetzung so vor Ort nicht möglich wäre

(Abbildung 2.4-3). Es obliegt daher den Planenden an den UFBn, die Empfehlungen aus dem vorläufigen Maßnahmenplan im Hinblick auf deren Umsetzbarkeit zu prüfen und in sachlich begründete, ausschreibungsfähige Einzelflächen zu überführen. Flächenbedeutende Abweichungen von den Empfehlungen bezüglich Ausbringungsart und Material sind mit der Abteilung Boden und Umwelt der FVA abzustimmen. Der vorläufige Maßnahmenplan sowie eine ergänzende kartographische Übersicht über die zu prüfenden Flächen sind die wichtigsten Hilfsmittel für die weitere Planung der Kalkungsmaßnahmen an den UFBn. Alle Planungsgrundlagen sind für die UFBn im Geoinformationssystem der Landesverwaltung (FOKUS / InFoGIS) abrufbar.

Zunächst sind für die aktuell planenden UFBn nur Potentialflächen, Prüfflächen, Ausschlussflächen sowie Probenahmepunkte dargestellt. Nach Beprobung und Analyse der Bodenproben der Probenahmepunkte werden die Potentialflächen endgültig bewertet und als differenzierter vorläufiger Maßnahmenplan mit Empfehlungen zu Rezeptur und Ausbringungstechnik bereitgestellt. Wie in **Abbildung 2.4-3** zu sehen ist, überschneiden sich durch die Zusammenführung mehrerer Bewertungsgrundlagen an einigen Stellen die Klassifizierungen. Ist eine Ausschlussfläche von einer doppelten Belegung betroffen, wird sie unabhängig von der sonstigen Bewertung nicht gekalkt.

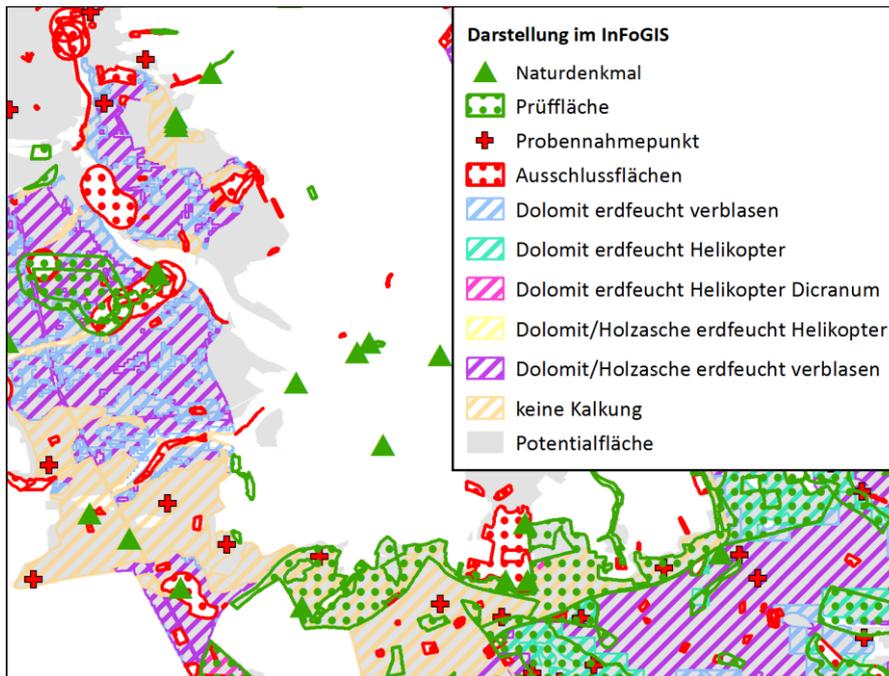
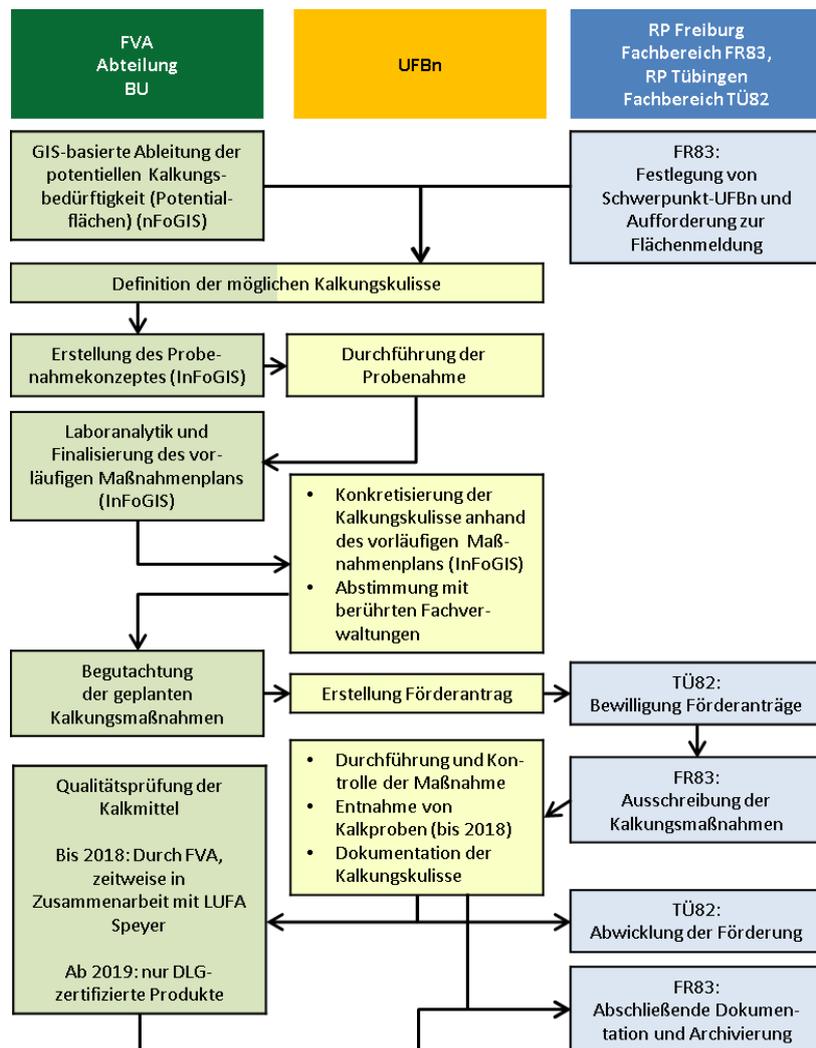


Abbildung 2.4-3: Beispiel für die Planungsgrundlagen, wie sie den UFBn im InFoGIS vorliegen („vorläufiger Maßnahmenplan“).

## 2.4.2 Zuständigkeiten der Mitwirkenden

Die Durchführung der Kalkungsmaßnahmen erfordert mehrere Planungs- und Abstimmungsschritte, die teils sehr aufwendig sind und in der Regel mit einem zeitlichen Vorlauf von zwei Jahren zu den vorgegebenen Förder- und Haushaltsterminen begonnen werden müssen. In die fachliche und operative Planung ist eine Vielzahl von Institutionen eingebunden. Die Kooperation der Mitarbeitenden der drei primär beteiligten Institutionen ist in **Abbildung 2.4-4** dargestellt.



**Abbildung 2.4-4:** Schematische Darstellung der Zuständigkeiten von FVA (grün), UFBn (gelb) und Regierungspräsidien (blau) im Verlauf eines Kalkungsverfahrens im Staatswald Baden-Württembergs. Gültig bis Ende 2019; danach bei den Regierungspräsidien Wechsel in den Zuständigkeiten im Zuge der Forstneueorganisation.

#### **2.4.2.1 Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA)**

Die Abteilung Boden und Umwelt der FVA stellt die Grundlagen für die Kalkungsplanung bereit. Sie bewertet die Kalkungsbedürftigkeit von Waldstandorten, führt die notwendigen Laboranalysen von Bodenproben aus der potentiellen Kalkungskulisse durch und erarbeitet auf dieser Basis vorläufige Maßnahmenpläne. Diese liefert die FVA den UFBn zur weiteren Planung. Die Erstellung der vorläufigen Maßnahmenpläne verursacht einen hohen Personalaufwand, da die halbautomatisch erstellten Kalkungspotentialkarten sowie die Ergebnisse der Bodenbeprobung mit fachlicher Expertise geprüft und in flächendetaillierte Kalkungsempfehlungen überführt werden müssen. Außerdem müssen regelmäßig neue Informationen in die Planungsinstrumente eingepflegt werden. Das betrifft insbesondere die Ausschlusskriterien für Kalkungen, wie zum Beispiel neue Erkenntnisse zum Vorkommen von kalkungsempfindlichen Waldorganismen. Nach erfolgter Detailplanung der Flächenkulisse und Absprache mit den im Landkreis zuständigen Behörden für Natur-, Boden- und Wasserschutz übermitteln die UFBn die Planungsunterlagen zur endgültigen Begutachtung an die FVA. Diese überprüft, ob die Kalkungskulissen den Vorgaben bezüglich Kalkbedarf, Ausbringungstechnik und Rezeptur entsprechen und sämtliche Schutzbelange, insbesondere Ausschlussgründe, berücksichtigt wurden. Die abschließenden Gutachten der FVA sind Voraussetzung für die Beantragung von Fördermitteln für die Bodenschutzkalkung (**vgl. Abschnitt 2.4.6**).

Die Kalkungskonzeption ist an der FVA zentrale Aufgabe der Abteilung Boden und Umwelt. Sie wird in Fachfragen von verschiedenen weiteren Abteilungen der FVA unterstützt. Die Abteilung Waldnaturschutz bewertet ergänzend naturschutzfachliche Belange bezüglich sensibler Waldorganismen. Potentiallebensräume, welche zum Schutz der Auerhühner von der Kalkung ausgespart werden, definiert die Abteilung Wald und Gesellschaft. Die technische Übertragung der GIS-Karten der FVA in die landesweit verfügbare Datenbank InFoGIS betreibt die Abteilung Biometrie und Informatik. Die Karten enthalten neben den Potentialflächen, den Beprobungspunkten, den Ausschluss- und Prüfflächen auch die vorläufigen Maßnahmenpläne, die den UFBn in dieser Form zugänglich werden.

#### **2.4.2.2 Untere Forstbehörden (UFBn)**

Die UFBn sind für die konkrete Planung, die Durchführung, die Dokumentation und den Abschluss der Kalkungsmaßnahmen zuständig. Dies erfordert die Absprache mit interessierten Waldbesitzenden, den betroffenen Fachverwaltungen auf Landkreisebene sowie den kalkausbringenden Unternehmen. Die geplanten Maßnahmen sind mit den zuständigen Behörden für Natur-, Wasser- und Bodenschutz abzustimmen. Eine einvernehmliche Lösung ist Grundlage für die Förderung der Kalkungsmaßnahme (**vgl. Abschnitt 2.4.6**). Flächen im Staatswald werden grundsätzlich in die Überprüfung für die Kalkungsbedürftigkeit aufgenommen (Stand 2019), während die Aufnahme in die Überprüfung für Körperschafts- und Privatwald eine aktive Zustimmung seitens der Waldbesitzenden erfordert. Im Rahmen der

gesetzlich verankerten Beratung von Waldbesitzenden ist es daher Aufgabe der UFBn, die Körperschaften und Privatwaldbesitzenden über einen festgestellten Kalkungsbedarf sowie die Rahmenbedingungen für die Durchführung von Bodenschutzkalkungen zu informieren. Dies schließt auch eine Beratung zum Förderverfahren ein. Für Waldbesitzende, die kein eigenes Forstpersonal beschäftigen, übernimmt die UFB nach Beauftragung die Betreuung und Überwachung des Unternehmenseinsatzes und die damit verbundenen Pflichten.

Auch übernehmen die UFBn die lokale und regionale Öffentlichkeitsarbeit in Form von Informationen bei Versammlungen der Forstbetriebsgemeinschaften, Gemeinderatssitzungen, Veröffentlichungen in den Mitteilungsblättern der Kommunen (überwiegend in Form von Pressemitteilungen an lokale, regionale Zeitungen) sowie die Bearbeitung von Anfragen von Waldbesitzenden, Waldbesuchenden und aus der weiteren Bevölkerung. Auch das Aufstellen der Schilder zur Baustellenkommunikation (**Abbildung 2.4-6**) fällt in den Aufgabenbereich der UFBn.

#### **2.4.2.3 Waldbesitzende**

Waldbesitzende werden durch die UFBn im Rahmen der Beratung und Öffentlichkeitsarbeit über die Kalkungsbedürftigkeit ihres Waldes informiert. Dies beinhaltet auch den Hinweis auf die Möglichkeit einer Kalkungsmaßnahme sowie auf die damit verbundenen Rahmenbedingungen. Die Teilnahme an einer Bodenschutzkalkung ist freiwillig und bleibt den Waldbesitzenden überlassen. Da mit den Kalkungen Kosten verbunden sind, die nicht vollständig gefördert werden (**vgl. Abschnitt 2.6.4**), werden Ausbringungen im Wald von Körperschaften und Privatbesitzenden nur mit deren Zustimmung und aktiver Beantragung seitens der zuständigen und beratend tätigen UFB vorbereitet. Die Waldbesitzenden sind dann zur Bereitstellung der notwendigen Nachweise vor und nach der Kalkung verpflichtet (**vgl. Abschnitt 2.4.6**). Die weiteren Schritte sind in zentralen Schreiben des RPF vorgegeben.

#### **2.4.2.4 Kalkausbringende Unternehmen**

Die Vergabe der Kalkungsmaßnahmen erfolgt über öffentliche Ausschreibungen, wobei der Gesamtpreis (Material, Anlieferung und Ausbringung) ausschlaggebend für den Zuschlag ist. Voraussetzung für eine Beteiligung an der Ausschreibung ist die Teilnahme des Unternehmens am DLG-Gütesiegel (**Abschnitt 2.2.3**).

Die Bieter erklären sich mit Abgabe eines gültigen Angebots auf entsprechende Lose mit den in den Ausschreibungsunterlagen (Leistungsverzeichnis, Vertragsbedingungen, ...) definierten Anforderungen und Rahmenbedingungen einverstanden. Mit Erteilung des endgültigen Zuschlags durch die ausschreibende Stelle entsteht ein rechtlich verbindlicher Vertrag zwischen Auftraggeber und Auftragnehmer.

In der Regel findet ca. vier Wochen vor dem frühestmöglichen Maßnahmenbeginn (1. Juli) eine zentrale Einsatzbesprechung mit den betroffenen UFBn und den Auftragnehmern statt. Bei dieser erläutert das RPF nochmals grundsätzliche Rechte und Pflichten der

Unternehmen und weist auf etwaige Besonderheiten im Verfahren wie besonders gefährdete Infrastruktur oder spezielle Übereinkünfte mit den Waldbesitzenden hin. Wesentlich an dem Termin ist die gemeinsame Abstimmung der von den Unternehmen erstellten Einsatzplanung.

Spätestens 14 Tage vor Maßnahmenbeginn findet eine weitere Abstimmung zwischen VertreterInnen der jeweiligen UFB und den Auftragnehmenden hinsichtlich Verladeplätzen, Landeplätzen für Helikopter und der Erschließungssituation für die Kalkausbringung per Verblasefahrzeug, Rettungspunkten und weiteren lokalen Gegebenheiten statt. Die Unternehmen sind u.a. vertraglich dazu verpflichtet, für die Verkehrssicherung zu sorgen. Darunter fallen zum Beispiel das Sperren von Waldbereichen, das Aufstellen von Warnschildern und das Einhalten von Sicherheitsabständen. Auch das Einhalten der zur Kalkung ausgewiesenen Flächen und insbesondere die Aussparung der Ausschlussflächen sind von den Unternehmen sicherzustellen. Die kalkausbringenden Unternehmen müssen die Kalkausbringung lückenlos dokumentieren und nach Abschluss der Maßnahme den UFBn entsprechende Aufzeichnungen zur Verfügung stellen.

#### **2.4.2.5 Weitere Beteiligte**

Die Bearbeitung von Fördermittelanträgen erfolgte bis 2019 im Geschäftsbereich Förderung des Referates 82 (Forstpolitik und Forstliche Förderung) im Regierungspräsidium Tübingen, seit 2020 im RPF, Referat 82 (Forstliche Förderung). Dort werden jeweils zur Vergabeprüfung, zur Antragsbewilligung und vor der Auszahlung Kontrollberichte angefertigt, welche die Einhaltung der förderrelevanten EU-Vorgaben sicherstellen.

Der Einsatz der Haushaltsmittel von ForstBW im Rahmen der Staatswaldkalkungen wurde bis 2019 vom Referat 54 des MLR (Finanzen und Controlling Staatswald) jeweils zu Jahresbeginn im Rahmen einer Budgetmitteilung an das Referat 83 des RPF übertragen.

Das Kartenmaterial und weitere geographische Informationen in Form von GIS-Daten, welche den Kalkungsplänen zugrunde liegen, werden vom Landesamt für Geoinformation und Landesentwicklung (LGL) und dem Fachbereich FGeo beim RPF bereitgestellt.

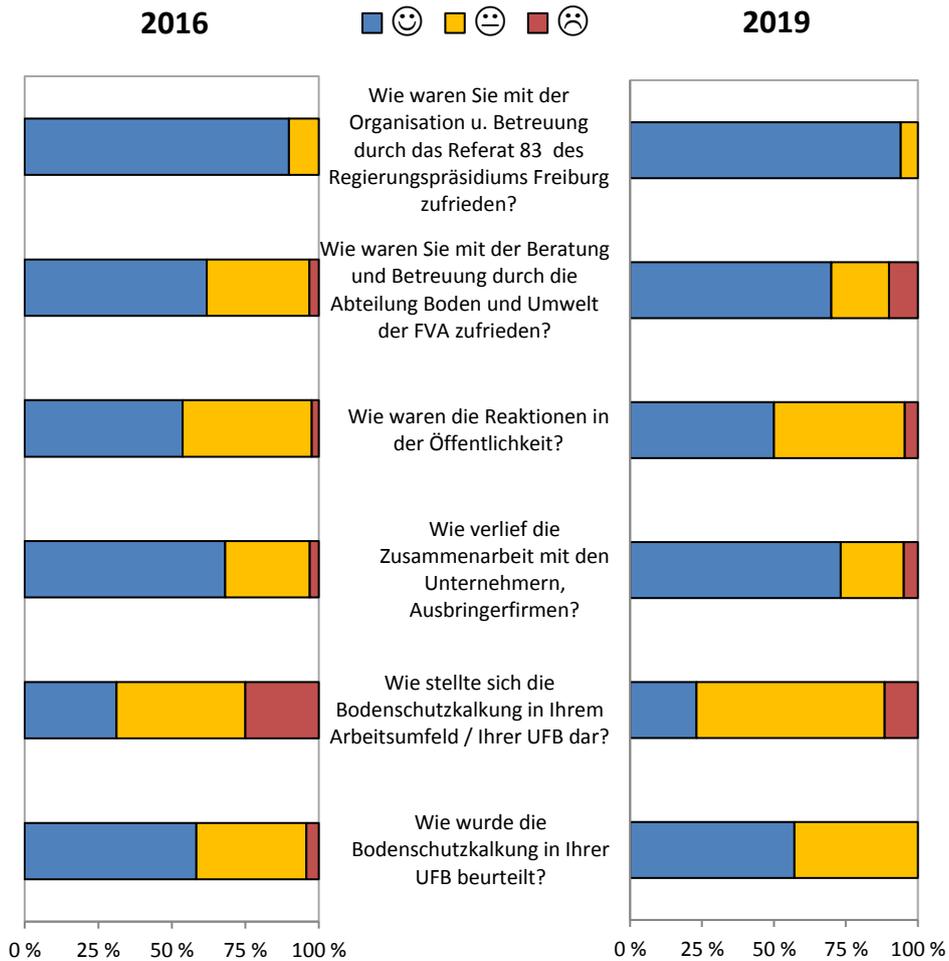
Die Qualitätssicherung des Kalkmaterials (vgl. [Abschnitt 2.2](#)) wird von der DLG e.V. und für den Ausgangsstoff Holzasche optional von der Bundesgütegemeinschaft Holzasche e.V. durchgeführt.

#### **2.4.3 Einschätzung der Zusammenarbeit aus Sicht der UFBn**

Um die Zufriedenheit der beteiligten UFBn zu bewerten und Optionen für Verbesserungen im Ablauf aufzudecken, initiierte das RPF in den Jahren 2016 und 2019 Befragungen aller UFBn, die im entsprechenden Jahr Kalkungsmaßnahmen durchgeführt hatten. Über einen Fragebogen wurde die Rückmeldung zu sechs Fragen mit insgesamt 27 zugeordneten Teilfragen erbeten sowie die Möglichkeit zu Freitextkommentaren gegeben. In die Auswertung

wurden alle zurückgeschickten Fragebögen aufgenommen. Für das Jahr 2016 waren dies die Antworten von zwölf UFBn, für 2019 von sieben UFBn.

**Abbildung 2.4-5** fasst die Rückmeldungen für jede übergeordnete Frage je Befragungsjahr zusammen. Dabei stellen die farbigen Balken links der jeweiligen Fragen die gemittelten prozentualen Angaben für das Jahr 2016 dar, rechts die entsprechenden Angaben für 2019.



**Abbildung 2.4-5: Befragung der UFBn 2016 (links) und 2019 (rechts). Die blaue Einfärbung zeigt ein positives Feedback, die gelbe ein neutrales und die rote ein negatives.**

Die Rückmeldungen waren in fast allen Themengebieten überwiegend positiv. Die einzige Ausnahme war die Frage zum Ablauf der Kalkung innerhalb der UFB, für die im Jahr 2016 25 % der Antworten negativ und 44 % neutral ausfielen. Im Jahr 2019 waren lediglich 23 % der Antworten positiv und 65 % der Rückmeldungen neutral. Insgesamt gab mehr als die Hälfte der Befragten an, dass die zeitliche Arbeitsbeanspruchung durch die Kalkung ein

Problem darstellte. Das spiegelte sich auch in den Anmerkungen wider: Die meisten Kommentare wiesen auf die große zeitliche Belastung hin, die durch fehlende personelle und finanzielle Kapazitäten nur schwer abzudecken war. Weitere, weniger häufig genannte Probleme für die UFBn waren Schwierigkeiten bei der Arbeitsorganisation und die Komplexität des Verfahrens.

Die Organisation und Betreuung durch das RPF wurde ganz überwiegend positiv beurteilt (2016: 90 %, 2019: 94 %). Bei der Teilfrage nach der zentralen, landesweiten Ausschreibung gab es in beiden Jahren sogar ein ausnahmslos positives Feedback. Auch die Zusammenarbeit mit der Abteilung Boden und Umwelt der FVA erhielt überwiegend positive oder neutrale Beurteilungen. Negative Feedbacks (2016: 3,2 %, 2019: 10 %) waren fast ausschließlich mit der späten Bereitstellung des Maßnahmenplans durch Verzögerungen bei der FVA begründet.

Im Vergleich zwischen den Jahren zeigt sich insgesamt eine leichte Verbesserung in der Zufriedenheit der UFBn. Positive Antworten nehmen um 2,5 % zu, negative Antworten um 0,3 % ab. Die Fragen nach der Arbeit der FVA ergaben einen Anstieg sowohl beim negativen (+ 7 %) als auch beim positiven Feedback (+ 8 %).

Die Anmerkungen zu den verschiedenen Themenfeldern zeigen, dass die Herausforderungen im Wesentlichen in beiden Jahren dieselben waren. Ein häufig genanntes Problem ist die z.T. unzureichende Verkehrssicherung durch die kalkenden Unternehmen. Hier kommt es zu möglichen Gefährdungen der Verkehrsteilnehmenden und zu einem zusätzlichen Arbeitsaufwand für Revierleitende, UFBn und das RPF. Rückmeldungen in anderen Themenfeldern wiesen auf weitere Probleme hin wie das enge Zeitfenster für die Kalkung und Fehler in der Rechnungsstellung durch die Unternehmen.

Ein ganz wesentliches Hemmnis für einen reibungslosen Ablauf ist der Personalmangel bei allen Beteiligten. Er beeinträchtigt die Arbeit und die Planung und birgt die Gefahr einer abnehmenden Akzeptanz der überlasteten Beteiligten. Der Personalmangel ist besonders in der Abteilung Boden und Umwelt der FVA prekär, wo Verzögerungen bei der Bereitstellung und Prüfung von Planungsunterlagen dazu führen, dass die Handlungsfenster für die im Ablauf folgenden Prozessschritte enger werden. Eine Hebung des Personalschlüssels bei der FVA würde daher auch alle anderen Beteiligten und ganz besonders die UFBn entlasten. Auch die Erstellung der Planungsgrundlagen und die Erfüllung der geplanten Flächenleistung wird sehr oft dadurch behindert, dass bei den UFBn Personalkapazitäten für die Bodenschutzkalkung nicht in ausreichendem Maß zur Verfügung stehen, weil die Mitarbeitenden in anderen, vordringlichen Arbeiten eingebunden sind. Dazu zählen beispielsweise die Umsetzung der Forstneuorganisation und die Bearbeitung von Kalamitäten. Die Beratung von Waldbesitzenden, die Erstellung der Planungskarten, die Probenahme sowie die Fertigstellung endgültiger Planungsgrundlagen war deswegen oft nicht vollumfänglich möglich.

Insgesamt lässt sich aber im Hinblick auf die Zusammenarbeit der Beteiligten sagen, dass die Planungs- und Kommunikationsstrukturen aus Sicht der UFBn sehr gut funktionieren und eine optimistische Aussicht auf die zukünftige Kooperation erlauben.

#### 2.4.4 Beteiligung und Information der Öffentlichkeit

Voraussetzung für die Akzeptanz von Bodenschutzkalkungen ist eine umfassende und professionelle Information der Öffentlichkeit. Bürgerinnen und Bürgern den Zugang zu Informationen bezüglich Waldkalkung zu ermöglichen, ist Aufgabe aller am Prozess Beteiligten. Im Gegensatz zu den 1980er Jahren, in denen das Waldsterben in den Medien präsent war, kann heute das Verständnis für Maßnahmen zur Regeneration des Waldbodens fehlen. Durch ein gezieltes öffentliches Thematisieren des Problems der sauren Waldböden kann die Akzeptanz der Öffentlichkeit für Bodenschutzkalkungen gefördert werden. Informationen werden überwiegend über Pressemitteilungen, vorwiegend in Gemeindemitteilungsblättern oder in der lokalen Presse bereitgestellt. Hierfür verfasste das RPF eine Musterpressemittteilung, die von den UFBn mit Blick auf ihre lokalen Leserinnen und Leser angepasst werden kann. Informationen (u.a. ein Imagefilm) werden der Öffentlichkeit außerdem über die Homepage der Landesforstverwaltung (<https://www.landesforstverwaltung-bw.de/waldbewahren/boden-wasserschutz/bodenschutzkalkung/>) bereitgestellt.

In den Befragungen (**Abschnitt 2.4.3**) wurden die UFBn gebeten, ihren Eindruck von den Reaktionen der Öffentlichkeit auf die durchgeführten Waldkalkungen zu geben. Die Ergebnisse zeigen, dass die Reaktionen überwiegend positiv (52 %) oder neutral (45 %) waren. Unterstützend war hier sicherlich die zumeist wohlwollende Berichterstattung über Kalkungspläne und -maßnahmen in der lokalen Presse.

Während einer laufenden Kalkungsmaßnahme werden an den gesperrten Wegen sogenannte „Baustellenkommunikationsschilder“ (**Abbildung 2.4-6**) aufgestellt, welche die Waldbesuchenden über die Maßnahmen, deren Notwendigkeit und ihre Ziele aufklären. Die Baustellenkommunikation hat sich als erfolgreiches Mittel erwiesen, die Akzeptanz für Bodenschutzkalkungen und die dadurch notwendige Sperrung von Waldgebieten bei Waldbesuchenden zu fördern.

Die UFBn tragen zusätzlich die Verantwortung, den Kommunal- und Privatwaldbesitzenden die Durchführung von Kalkungen zu empfehlen. Dies funktioniert dann gut, wenn die zuständigen Beschäftigten der UFBn von der Sinnhaftigkeit der Kalkungen überzeugt sind und ihnen eine gewisse Priorität einräumen. Gemäß der Befragungen der UFBn von 2016 und 2019 (**vgl. Abbildung 2.4-5**) ist dies in der Regel der Fall: 60 % der Befragten maßen der Bodenschutzkalkung eine große Bedeutung bei, nur knapp 3 % eine geringe. Zukünftig könnte die Überzeugung von Privatwaldbesitzenden und Kommunen auch über landesweite Informationsvermittlung seitens RPF und FVA, etwa über Hinweise in Fachzeitschriften, unterstützt werden. Dies könnte vor allem die UFBn entlasten, wenn dadurch deren Beratungs- und Informationsaufwand sinken würde.

# FÜR SIE BEI DER BODENSCHUTZKALKUNG

FÜR VITALE WÄLDER AUF GESUNDEN BÖDEN, ABER HÖCHSTENS EINMAL IN ZEHN JAHREN!

## WARUM KALKEN WIR DEN WALD?

- ▲ Durch jahrzehntelange Belastung durch Sauren Regen sind die Waldböden immer noch nachhaltig geschädigt
- ▲ Kalk puffert die eingetragenen Säuren und der Basenhaushalt der Böden wird regeneriert
- ▲ Die Lebensbedingungen der Bodenlebewesen verbessern sich
- ▲ Die Nährstoffe bleiben im Boden. Sie sind die Lebensgrundlage für gesunde und wuchskräftige Bäume, die einen klimastabilen Wald bilden. Wir pflanzen klimastabile Mischbaumarten.

## WIE

- ▲ Bodenanalyse und Kalkungsempfehlung (Material und Menge) erfolgt durch die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Freiburg.
- ▲ Material: feingemahlener Kalkstein (Dolomit) aus den süddeutschen Steinbrüchen.
- ▲ Verlorene Nährstoffe können mit gütegesicherter/zertifizierter Holzasche aus unbehandelten Brennholzern dem Kalk beigefügt werden.
- ▲ Die Waldkalkung ist mit den zuständigen Behörden (Naturschutz, Wasserwirtschaft) abgestimmt.

## AUSBRINGUNG



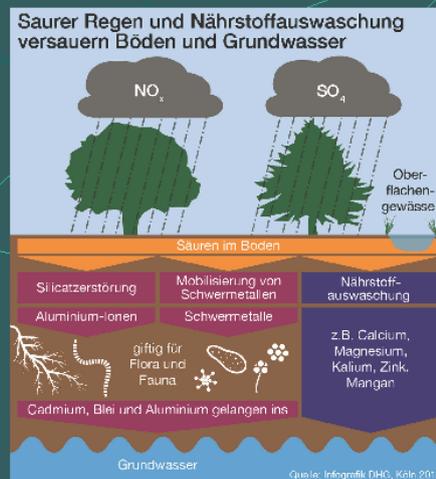
Mit einem Spezialfahrzeug vom Boden aus.



Mit dem Hubschrauber aus der Luft.



[www.mlr-bw.de/wald](http://www.mlr-bw.de/wald)



Europäischer Landwirtschaftsfond für die Entwicklung des Ländlichen Raums (ELER): Hier investiert Europa in die ländlichen Gebiete mitfinanziert durch das Land Baden-Württemberg und den Bund.



Abbildung 2.4-6: Baustellenkommunikationsschild der Landesforstverwaltung; frei verfügbar unter <https://www.landesforstverwaltung-bw.de/waldbewahren/boden-wasserschutz/bodenschutzkalkung/>.

Neben der aktiven Öffentlichkeitsarbeit nimmt auch das Beantworten von Anfragen der Presse, des Landtages oder von Privatpersonen einen großen Raum ein. Die Anfragen werden – je nach Aufgabenschwerpunkt – von RPF, FVA oder UFBn bearbeitet. Anfragen häufen sich vor allem während der Durchführung konkreter Kalkungsmaßnahmen. So kam es in der Vergangenheit vereinzelt zu Beschwerden aus der Landwirtschaft über das Abdriften des Kalkes auf Kulturlächen wie beispielsweise Weinreben oder Christbaumkulturen bei der Helikopterausbringung. Diese Drift führte vereinzelt auch zu Verschmutzungen von im Freien aufgehängter Wäsche, Kraftfahrzeugen und Photovoltaikanlagen. Auch wurde sie von Anwohnern und Touristen als störend empfunden. Außerdem wurden Sorgen vor vermeintlicher Ausbringung von Gift geäußert und die großflächige Sperrung von Waldwegen kritisiert. Diesbezügliche Anfragen und Schadensmeldungen erreichten die UFBn in der Regel direkt (telefonisch) und nur in Ausnahmefällen über öffentliche Kanäle wie Leserbriefe in der lokalen Presse.

#### **2.4.5 Getrennte Bearbeitung von Staatswald und anderen Waldbesitzarten**

Aufgrund der unterschiedlichen Besitzverhältnisse und der erforderlichen Zustimmung von Waldbesitzenden zu Beprobungen im eigenen Besitz erfolgt die Bearbeitung von Staatswald und anderen Waldbesitzarten bislang zeitlich voneinander entkoppelt. Aus bodenkundlicher sowie konzeptioneller Sicht verursacht dies Verzögerungen und einen unnötigen Betreuungsmehraufwand. Infolge der mehr oder weniger starken Verzahnung aller Waldbesitzarten wurde die Waldfläche im Rahmen der bis 2019 durchgeführten initialen Bodenbeprobung im Staatswald (vgl. [Abschnitt 2.1.5](#)) nur lückenhaft bewertet.

Fachlich sinnvoll sowie im Gesamtprozess am wenigsten aufwendig wäre eine besitzartenunabhängige Beprobung und Bewertung der gesamten Waldfläche anhand naturräumlicher Eigenschaften. Dies sollte zu Beginn der Betreuung einer Schwerpunkt-UFB erfolgen. Eine solche Handhabung hätte auch den großen Vorteil, dass die Beratung von Privat- und Körperschaftswaldbesitzenden zu möglichen Kalkungen ausschließlich auf der Basis der tatsächlich als kalkungsbedürftig validierten Flächen und nicht der (in der Regel) deutlich größeren Kalkungspotentialflächen erfolgen würde.

#### **2.4.6 Voraussetzungen für die Förderung**

Kalkungsmaßnahmen sind im Rahmen des „Maßnahmen- und Entwicklungsplans Ländlicher Raum Baden-Württemberg“ über Finanzmittel der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union förderfähig (vgl. [Abschnitt 2.6.4](#)). Für die erfolgreiche Beantragung von Fördermitteln müssen verschiedene Auswahlkriterien erfüllt werden, welche mit dem Förderantrag und den folgenden Anlagen nachzuweisen sind:

- Projektbeschreibung (Ort, Fläche, Material, Menge, Ausbringungsart, Ausbringungszeitraum, Kostenkalkulation),
- Stellungnahme der Unbedenklichkeit durch die zuständige UFB,
- Stellungnahme samt vorläufigem Maßnahmenplan durch die FVA,
- ab 20.000 € Nettokosten: Finanzierungsnachweis,
- Teilnahmebescheinigung für die zentrale Ausschreibung.

Nach der Bewilligung des Förderantrages sind weitere Bedingungen an die Auszahlung der Fördermittel geknüpft. So wird die zu kalkende Fläche während oder kurz nach Abschluss der Maßnahme im Zuge einer Inaugenscheinnahme durch Mitarbeitende der Regierungspräsidien Tübingen und Freiburg begutachtet. Diese findet grundsätzlich bei Kalkungen im Staatswald und bei Maßnahmen mit Nettokosten von über 100.000 € statt und überprüft die Einhaltung der förderrelevanten Vorgaben.

Voraussetzung für die Auszahlung der Fördersumme ist das Einreichen folgender Unterlagen durch die Waldbesitzenden bzw. die vertretenden Trägerschaften:

- Verwendungsnachweis für die gezahlte Summe,
- Abschlussbericht analog zur Projektbeschreibung,
- Belegliste,
- Originalrechnungen oder beglaubigte Kopien,
- Arbeitsnachweise und Ausbringungsprotokolle,
- Zahlnachweise,
- DLG-Zertifikat.

Etwa drei Wochen vor der Auszahlung wird bei mindestens einem Risikoantrag (also einer Kalkung mit hoher Fördersumme) und einem Zufallsantrag durch Mitarbeitende des MLR eine Vorortkontrolle durchgeführt. Dabei wird neben der Vollständigkeit aller oben aufgeführten Unterlagen im Original, der Richtigkeit der Berechnungen und ggf. der Begutachtung der Hubschrauberfliegerprotokolle auch die Situation im Gelände überprüft. Teil dieser Kontrolle ist die Begehung der Flächen sowie die Dokumentation von Hubschrauberlandeplätzen und Kalkresten an Randbäumen mittels Fotografien. Werden bei der Vorortkontrolle keine Probleme festgestellt, kann die Zuwendung termingerecht ausgezahlt werden.

Die Informationen über die Förderung der Waldkalkung sind über das Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz und dessen Homepage (<https://foerderung.landwirtschaft-bw.de/>) sowie über die Regierungspräsidien, die UFBn, Betreuungsförster, Forstwirtschaftliche Zusammenschlüsse und forst- und landwirtschaftliche Verbände erhältlich.

## 2.5 Gründe für den Ausschluss von kalkungsbedürftigen Flächen

- Gründe für den Ausschluss von Flächen von Waldkalkungen finden sich sowohl im Flächen- und Ressourcenschutz als auch im Artenschutz kalkungssensitiver Pflanzen- und Tierarten.
- Im Mittel werden etwa 14 % der potentiellen Kalkungskulisse („Potentialkarte“) aus Schutzerwägungen heraus von der Kalkung ausgeschlossen.
- Die Bewertungsgrundlagen für den Artenschutz werden laufend aktualisiert.

Die regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung stellt einen Eingriff in die Wälder dar, obgleich dieser auf die Wiederherstellung von Funktionen des natürlichen Waldökosystems ausgerichtet ist. Kalkungen haben weitreichende Auswirkungen auf Biozöosen im Wald. Ein sorgfältiges Abwägen von Interessen, etwa zwischen Boden-, Arten- und Naturschutz, stellt sicher, dass die Bewertung, unter welchen Bedingungen Kalkungen dem Ökosystem helfen und wann darauf zu verzichten ist, gemeinsam getroffen wird. Einige Waldflächen, etwa Bannwälder, sind generell von Kalkungsmaßnahmen ausgenommen. Aber auch in sonstigen Wäldern muss die Kalkung – wie jede andere Maßnahme, die Ökosysteme verändern kann – eine rechtliche Legitimation haben. Diese findet sich im Falle der Bodenschutzkalkung neben dem Landeswaldgesetz und Bundeswald- sowie Bundesbodenschutzgesetz (vgl. Kapitel 1) auch im rechtlichen Rahmen der EU. So verweist die Richtlinie 92/43/EWG (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992) (ugs. „Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie“, kurz „FFH-Richtlinie“) darauf, dass die „Erhaltung der biologischen Vielfalt [...] in bestimmten Fällen die Fortführung oder auch die Förderung bestimmter Tätigkeiten des Menschen erfordern“. Dass darunter auch Waldkalkungen verstanden werden können, wird durch die Genehmigung von staatlichen Beihilfen für diese Maßnahme durch die Instanzen der Europäischen Gemeinschaft seit 1993 deutlich (AMTSBLATT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT 1993). Generell gilt dabei aber, dass die Bodenschutzkalkung das Ziel der Erhaltung oder Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit bzw. der Bodenfunktionen verfolgen muss (LWaldG BW § 14). Gleichzeitig muss eine Schädigung der Lebensgemeinschaft am betroffenen Standort sowie in nachgeschalteten Systemen wie dem Grund- und Oberflächenwasser soweit wie möglich vermieden werden. Kalkungsmaßnahmen erfordern deshalb stets ein sorgfältiges Abwägen zwischen Nutzen und Schaden. Dabei ist nicht nur ein umfangreiches Wissen über die allgemeine Wirkung der Kalkung auf Böden gefordert, sondern auch über die Standortseigenschaften und die dort vorkommenden Organismen in konkret zur Kalkung vorgesehenen Flächen.

Direkte oder indirekte Schädigungen an Teilen des Ökosystems Wald können jedoch nicht gänzlich ausgeschlossen werden, da naturgemäß beispielsweise säuretolerante Pflanzenarten infolge der (gewünschten) Steigerung des Boden-pH-Wertes benachteiligt werden (vgl. Abschnitt 3.5.1). Aber auch eventuelle negative Folgen der Kalkung für Menschen wie das Risiko einer Verschlechterung der Trinkwasserqualität müssen bedacht werden. Strenge

Vorschriften und Qualitätssicherungen für die Kalkmittel sollen zum Schutz von Natur und Umwelt beitragen, indem sie die potentiell schädlichen Einflüsse des Materials reduzieren (vgl. [Abschnitt 2.2](#)). Für einen verantwortungsvollen, nachhaltigen Umgang mit dem Thema Kalkung werden diese Schadpotentiale standortsangepasst überprüft und durch die Ausweisung von Ausschlussflächen berücksichtigt. Wie bereits im Zuge der Planung von Kalkungsmaßnahmen unerwünschte Wirkungen berücksichtigt und möglichst vermieden werden, wird im Folgenden dargestellt.

### 2.5.1 Schutzorientierte Bewertung der vorläufigen Maßnahmenpläne

Eine umsichtige Bewertung der für die Kalkung vorgesehenen Flächen ist die Voraussetzung dafür, dass Natur- und Artenschutz sowie gesellschaftliche Belange bei Kalkungen umfangreich berücksichtigt werden. In die Bewertung der Flächen fließt eine Vielzahl von Faktoren ein. Viele der Ausschlussgründe sind bereits in den Planungsgrundlagen dokumentiert und führen schon in frühen Planungsschritten dazu, dass schutzbedürftige Flächen nicht weiter in der Planung betrachtet werden. In Einzelfällen ist jedoch eine eingehende Überprüfung von Standorten durch Fachleute der zuständigen Unteren Forst- und Naturschutzbehörden notwendig, um die Kalkungsempfindlichkeit abschließend zu bewerten. Werden Standorte als kalkungsempfindlich eingeschätzt, werden sie, zusammen mit einer 100 m breiten Pufferzone, von der weiteren Planung ausgeschlossen.

Im Jahr 2018 wurden beispielsweise etwa 15 % der potentiellen Kalkungsflächen entsprechend des BZE-Kalkungsbedarfsmodells von den Maßnahmen ausgeschlossen. Darunter fielen insbesondere kalkungsempfindliche Waldbiotope und Standortseinheiten, Bannwälder und FFH-Gebiete ([JANSSEN et al. 2016](#)). Auch Auerwildhabitate reduzieren die potentiellen Kalkungsflächen deutlich (vgl. [Tabelle 2.5-1](#)).

### 2.5.2 Generelle Ausschlussflächen

Nach Naturschutzrecht, Wasserrecht und Landeswaldgesetz sind zahlreiche Flächen in den Wäldern Baden-Württembergs generell von Kalkungen ausgenommen ([Tabelle 2.5-1](#)). Dort dürfen Kalkmittel weder ausgebracht noch angeliefert oder gelagert werden.

Im Sinne des Naturschutzes betrifft dies Kernbereiche von Biosphärenreservaten, Nationalparks, Naturschutzgebiete, Naturdenkmäler sowie Schutzgebiete im Wald wie Bannwälder, in denen Kalkungen dem Schutzzweck widersprechen würden. Zudem sind gemäß der FFH-Richtlinie folgende Lebensraumtypen als kalkungsempfindlich eingestuft und deshalb generell von Kalkungen auszunehmen: Offenlandbiotoptypen innerhalb des Waldes, Heidelbeer-Buchenwald, Traubeneichen-Linden-Blockwald, Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald, Ahorn-Eschen-Blockwald und Ahorn-Eschen-Schluchtwald der Silikatgebirge, Ahorn-Linden-Blockwald, Birken-Stieleichen-Wald mit Pfeifengras, Traubeneichen-Buchen-Wald, Moorwälder, Hainmieren-Schwarzerlen-Wald und bodensaure Nadelwälder (außer Hainsimsen-Fichten-Tannen-Wald). Ebenso werden Trockenbiotope, Moorbereiche und

Feuchtbiopte nach § 24a des Naturschutzgesetzes Baden-Württemberg als durchweg sensitiv gegenüber Kalkung eingestuft und sind daher von den Maßnahmen ausgeschlossen. Neben kalkungsempfindlichen Waldbiotopen dürfen auch kalkungsempfindliche Standortseinheiten wie Blockhalden und Felsen aus basenarmem Ausgangsgestein sowie natürlich saure Standorte nicht gekalkt werden. Im Sinne des Artenschutzes sind außerdem Auerwildgebiete und Flächen mit Vorkommen des Grünen Koboldmooses (*Buxbaumia viridis*) von der Kalkung ausgeschlossen. Auf Flächen mit Grünem Besenmoos (*Dicranum viride*) darf keine Kalkung per terrestrischer Ausbringung stattfinden. Eine aviotechnische Kalkung ist dort möglich.

**Tabelle 2.5-1: Ausschlussgründe und deren Flächenrelevanz in Baden-Württemberg (Stand 2018); Flächen mit unterschiedlichen Ausschlussgründen können sich überlagern, wodurch effektiv eine niedrigere Gesamtausschlussfläche resultiert. Typen der Begründung: NatSch = Naturschutz, Sonstiges = andere Gründe. Flächenangaben basieren auf der Kalkungspotentialfläche und nicht auf der Gesamtwaldfläche.**

| Ausschlussgrund                                    | Fläche (ha)    | Anteil (%)   | Typ       |
|--|----------------|--------------|-----------|
| Kalkungssensible Waldbiotope                       | 136.911        | 53,8         | NatSch    |
| Kalkungssensible Standortseinheiten                | 54.703         | 21,5         | NatSch    |
| Auerwildhabitate                                   | 13.810         | 5,4          | NatSch    |
| Nationalpark Nordschwarzwald                       | 8.211          | 3,2          | NatSch    |
| Bannwälder   | 6.203          | 2,4          | NatSch    |
| Vorkommen von <i>Buxbaumia viridis</i>             | 4.313          | 1,7          | NatSch    |
| Moore  | 2.328          | 0,9          | NatSch    |
| Kernzonen Biosphärenreservate                      | 1.144          | 0,4          | NatSch    |
| Natura 2000 geschützte Waldlebensräume (endgültig) | 885            | 0,3          | NatSch    |
| Natura 2000 geschützte Waldlebensräume (vorläufig) | 1.371          | 0,5          | NatSch    |
| Versuchsflächen der FVA                            | 2.361          | 0,9          | Sonstiges |
| Bodendauerbeobachtungsflächen der LUBW             | 158            | 0,1          | Sonstiges |
| Wasser- und Quellschutzgebiete Zone I              | 381            | 0,1          | Sonstiges |
| Nichtholzbodenfläche                               | 11.699         | 4,6          | Sonstiges |
| <b>Summe (Überschneidung unberücksichtigt)</b>     | <b>254.559</b> | <b>100,0</b> |           |
| <b>Summe (tatsächliche Fläche)</b>                 | <b>200.979</b> | <b>79,0</b>  |           |

Auch zum Schutz des Menschen werden als kalkungsbedürftig ausgewiesene Flächen von Kalkungen ausgeschlossen. Das betrifft Wasser- und Quellschutzgebiete der Zone I (Fassungsbereich). Versuchs- und Beobachtungsflächen werden bei Kalkungen in der Regel

ebenfalls ausgespart. Öffentliche Infrastruktur im Sinne des Schutzes von Verkehr und Privateigentum werden nicht in die Kalkung einbezogen, da sie nicht als Waldfläche erfasst sind. Da sich beispielsweise durch den Rückgang der Häufigkeit einer Art deren Schutzstatus ändern kann, ist eine regelmäßige Anpassung der Datengrundlage und der Einschätzung durch Fachleute nötig. Ebenso müssen neue Erkenntnisse zur Kalkungsempfindlichkeit von Arten und zum Artvorkommen laufend in den Planungsgrundlagen aktualisiert werden. Hierfür findet auch ein Austausch mit Vertreterinnen und Vertretern von Naturschutzverbänden und der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) statt. Entsprechend der aktuellen Einschätzungen und Erkenntnisse wird die Ausschlusskulisse etwa einmal im Jahr aktualisiert.

### 2.5.3 Prüfflächen

In Schutzzonen nach Naturschutzrecht, Wasserrecht und Landeswaldgesetz wie Wald- und Naturschutzgebiete, bei denen nicht unmittelbar erkennbar ist, ob eine Kalkung dem Schutzziel widerspricht, ist eine Vorortprüfung notwendig. Erst auf der Grundlage einer Einschätzung durch Fachleute kann eine verlässliche Aussage zu diesen Flächen getroffen werden. Auch bei zahlreichen Waldbiotopen und FFH-Lebensraumtypen ist eine fachliche Einschätzung notwendig, wenn nicht grundsätzlich von einer schädigenden Wirkung der Kalkung ausgegangen werden muss. Hierunter fallen der Hainsimsen-Fichten-Tannen-Wald, der Eichen-Ulmen-Eschen-Auenwald, der Erlen- und Eschenwald, der Weichholzauewald an Fließgewässern (außer der generell ausgeschlossene Hainmieren-Schwarzerlen-Wald), der Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald, der Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald, der Kalk-Buchenwald, der Subalpine Buchenwald, der Waldmeister-Buchenwald und der Hainsimsen-Buchenwald (außer der generell ausgeschlossene Heidelbeer-Buchenwald). Im Rahmen der Prüfungen wird unter anderem das kleinräumige Vorliegen von Ausschlussgründen innerhalb der Waldlebensraumtypen geprüft, wie z.B. das Vorhandensein von silikatischen Felsen und Blockhalden oder kalkungsempfindlichen Waldsäumen mit angrenzendem Magerrasen. Hilfreich für Bewertungen über die Empfindlichkeit von Standorten ist das Konzept der Waldzielarten in Baden-Württemberg (**MAGG et al. 2016, siehe auch [www.fva-bw.de](http://www.fva-bw.de)**): 122 Arten mit stabilen Populationen aus verschiedensten Gruppen wie Säugetiere, Falter, Gefäßpflanzen und Großpilze repräsentieren in ihren Ansprüchen an ihr Lebensumfeld die übrigen Arten und Habitate der Wälder im Bundesland. Eine Auswertung der Kalkungsempfindlichkeit dieser Arten kann auf sensible Flächen hinweisen.

Weitere Prüfflächen stellen Wasserschutzgebiete der Zone II (Engeres Schutzgebiet) dar, für welche, im Gegensatz zu Wasserschutzgebieten der Zone I, kein direkter Ausschluss, sondern eine Prüfung geboten ist. Besonders auf Flächen mit nicht geschlossenen Beständen können in Folge von Kalkungen potentiell problematische Stoffe ausgetragen werden (**ŠRÁMEK et al. 2016**), die sich negativ auf das Trinkwasser auswirken können. Gerade nach großen Schadereignissen und auf Sukzessionsflächen können sich die Kalkungsrisiken in der

beplanten Kalkungskulisse kurzfristig ändern und eine gründlichere Prüfung erforderlich machen.

#### 2.5.4 Besonders schützenswerte Arten

Abhängig von ihren Lebensraumansprüchen reagieren Arten positiv, negativ oder indifferent auf die Kalkung. Bei säuretoleranten Pflanzen-, Pilz- und Tierarten ist eine Verdrängung durch die Kalkung wahrscheinlicher (vgl. [Abschnitt 3.5](#)). Für viele Arten, insbesondere die Waldzielarten von Baden-Württemberg ([MAGG et al. 2016](#)) und weitere sehr seltene und geschützte Arten, liegt eine Bewertung der Kalkungsempfindlichkeit vor, sodass deren Vorkommen bei der Kalkungsplanung berücksichtigt und gegebenenfalls von der Kalkung ausgenommen werden können. So sind beispielsweise Standorte mit Nachweis von Grünem Koboldmoos (*Buxbaumia viridis*) generell von Kalkungen ausgenommen (vgl. [Abschnitt 3.5.1](#)). Standorte mit dem gefährdeten Grünen Besenmoos (*Dicranum viride*) dürfen gemäß FFH-Richtlinie hingegen gekalkt werden, jedoch nur mit Dolomit und per aviotechnischer Ausbringung, da das baumrindenbesiedelnde Moos bei Gebläseausbringung übermäßig geschädigt werden könnte. Für einige Arten (z.B. die stark gefährdete Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), für die bislang keine hinreichende Bewertung vorliegt, wird eine mögliche negative Wirkung aktuell von der Abteilung Waldnaturschutz der FVA geprüft.

Neben einer direkten Schadwirkung der Kalkung auf Organismen können sich auch indirekte Folgen negativ auf Vitalität und Vorkommen einer Art auswirken. Dies ist beispielsweise beim Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) der Fall (vgl. [Abschnitt 3.5.5](#)). Direkt schädigend wirkt die Kalkung durch Lärm beim Maschinen- bzw. Hubschraubereinsatz. Darüber hinaus wirken Kalkungen aber auch indirekt, wenn sie Verbreitung und Wachstum der für die Ernährung von Auerwild wichtigen, säuretoleranten Heidelbeere beeinflussen (vgl. [Abschnitt 3.5.1](#)). Inwiefern sich die Kalkung tatsächlich schädigend auf Heidelbeervorkommen auswirkt, wird in einer aktuellen Untersuchung der FVA betrachtet (vgl. [Abschnitt 4.2.6](#)). Bis dahin werden Auerwildprioritätsgebiete, die sich weitgehend mit den Wuchsgebieten der Heidelbeere decken, generell von der Kalkung ausgeschlossen. Da die Heidelbeere mit sauren Böden assoziiert ist, fällt ihr Verbreitungsgebiet häufig mit natürlich sauren Standorten zusammen, die ohnehin generell von Kalkungen auszuschließen sind (vgl. [Abschnitt 2.5.2](#)).

Neben der Kalkung können auch der fortschreitende Klimawandel und die anthropogen bedingte Eutrophierung von Ökosystemen zu einer Verschiebung von Verbreitungsarealen geschützter Arten führen. Auch dabei können Anpassungen der Kalkungsmodelle notwendig werden. Die Wirkung dieser globalen Einflussgrößen auf Pflanzen, Pilze und Tiere kann zu weiteren Restriktionen für die Ausbringung von Kalk auf bestimmten Flächen führen, wenn eine Schädigung geschützter Arten zu erwarten ist. Andererseits kann die Verbesserung der Wuchsbedingungen durch Kalkung möglicherweise den auf die Arten einwirken-

den Stress reduzieren und damit eine Verdrängung verlangsamen oder abwenden. Die genauere Wirkung auf die verschiedenen Ökosysteme und Arten muss daher gesondert erforscht werden.

### 2.5.5 Aktuelle Schwächen bei der Berücksichtigung des Naturschutzes

Die Integration von Naturschutzbelangen in die Kalkungspläne ist aktuell sehr aufwendig, da diese häufig in Form von Einzelfallprüfungen erfolgt. Auch die häufige Nachbearbeitung bereits ausgearbeiteter Maßnahmenpläne zur Berücksichtigung von lokalen Befunden wie Biotopen oder kleinräumigen Blockhalden kostet Zeit.

Hilfreich wäre eine grundsätzliche Abstimmung zwischen der Forst- und Naturschutzverwaltung bezüglich der naturschutzkonformen Vorgehensweise bei Bodenschutzkalkungen im Wald. Ein derartiges Abstimmungspapier existiert bereits (FVA 2005). Allerdings muss dieses dringend überarbeitet werden, da seit seiner Ausarbeitung viele neue Erkenntnisse zu Natur- und Artenschutz gewonnen wurden und das Abstimmungspapier insbesondere auf die seitdem eingeführte Verwendung von Dolomit-Holzasche-Gemischen nicht eingeht. Bis es zu einer Aktualisierung kommt, werden aktuelle Erkenntnisse dennoch vollumfänglich bei der Kalkungsplanung berücksichtigt, was aber, wie zuvor beschrieben, sehr häufige und aufwendige Einzelfallprüfungen nach sich zieht.

Hinzu kommt, dass für viele Tier-, Pilz- und Pflanzenarten, inklusive mancher Waldzielarten, die genauen Folgen von erhöhten pH-Werten und Basensättigungen nicht bekannt sind. In solchen Fällen muss bei der Einschätzung über ein mögliches Schädigungspotential auf wenig fundiertes Fachwissen zurückgegriffen werden. Dies gilt in besonderem Maße für viele möglicherweise empfindliche Arten von Moosen und Amphibien (vgl. Abschnitt 3.5) sowie für Arten in den Baumkronen, die durch die aviotechnische Ausbringung betroffen sein können. So wird von Imkern eine Beeinträchtigung der honigtauerzeugenden Baumläuse befürchtet. Diese wurde bisher jedoch nur bei einer frontalen Kalkung der Insekten mit trockenem Kalkstaub nachgewiesen (WELLENSTEIN 1990b), was sehr viel aggressiver auf die Tiere wirkt als die zufällige, diffuse Bestäubung mit erdfeuchtem Material, wie es bei Praxiskalkungen erfolgt. Von der FVA werden aktuell die Leitlinien zum naturschutzkonformen Vorgehen bei der Bodenschutzkalkung unter Beteiligung des amtlichen Naturschutzes überarbeitet. Darin können Erkenntnisse zu neu oder genauer untersuchten Arten berücksichtigt werden.

Einen weiteren Schwachpunkt bei der Planung stellt aktuell auch die ungenügende Berücksichtigung von Nachbarschaftseffekten dar. Beispielsweise wird die Hangneigung bei der Klassifizierung der Kalkungsempfindlichkeit von Flächen nicht berücksichtigt. Dadurch wird die Gefahr der Verlagerung von Kalkmaterial hangabwärts (vgl. ANDREAE et al. 2020) vernachlässigt. Auch sind Schutzgüter außerhalb des Waldes im GIS-System nicht berücksichtigt, sodass diese bei direkter Nähe zum Waldrand nicht automatisch durch einen ent-

sprechenden Puffer vor der Kalkung geschützt sind und erst im Rahmen der lokalen Überprüfung der Kalkungspläne durch die Unteren Naturschutzbehörden nachträglich in die Maßnahmenpläne eingepflegt werden.

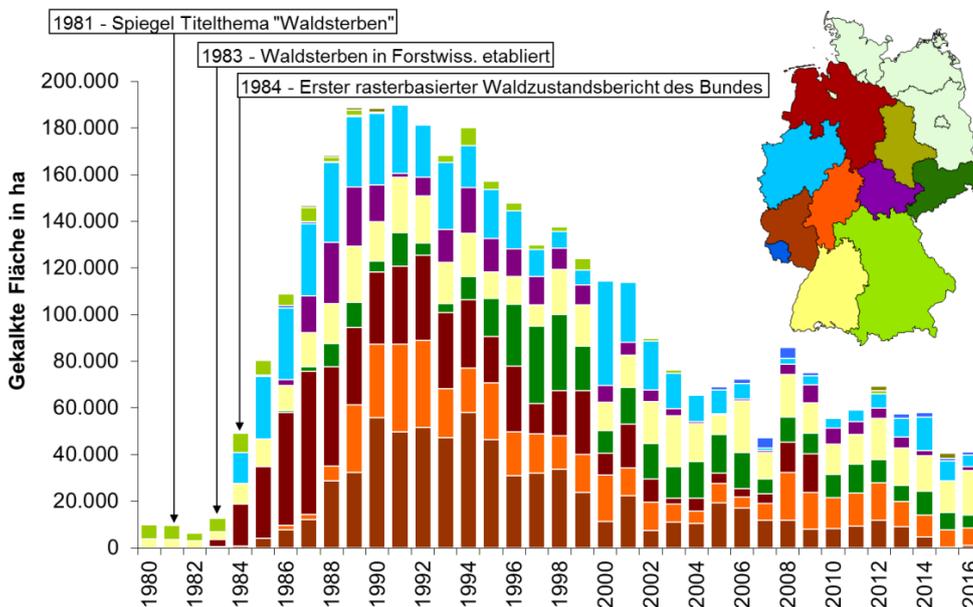
Wichtig für einen wirksamen Naturschutz bei Kalkungsmaßnahmen ist neben der Definition und Festlegung von Ausschlussgründen aber das strenge Einhalten der Ausschlussflächen sowie der Sicherheitsabstände. Laut [JANSSEN et al. \(2016\)](#) wurden in Baden-Württemberg beispielsweise zwischen 2000 und 2009 etwa 2.900 ha von der Kalkung grundsätzlich auszuschließender Block- und Felshänge aufgrund unvollständiger Standortkartierungsinformationen gekalkt. Seither wurde die Kartengrundlage deutlich verbessert, sodass auch sehr kleinräumige Ausschlussgründe bereits bei der Planung durch die FVA bzw. spätestens im Rahmen der lokalen Prüfung durch die Unteren Naturschutzbehörden berücksichtigt werden.

## 2.6 Kalkungsvollzug

- Bodenschutzkalkungen werden bundesweit mit unterschiedlicher Intensität durchgeführt.
- Der dem aktuellen Kalkungsprogramm Baden-Württembergs zugrundeliegende Kabinettsbeschluss sieht Soll-Werte für die zu kalkende Flächen vor, die im Staatswald übertroffen, in anderen Besitzarten jedoch nicht erreicht wurden.
- In Baden-Württemberg wurden zwischen 2010 und 2019 etwa 136.000 ha gekalkt, wobei der Vollzug schwerpunktbedingt zwischen den Landkreisen sehr unterschiedlich ausfällt.
- Auf 59 % der Fläche wurde Dolomit ausgebracht, auf 41 % der Fläche Dolomit-Holzasche-Gemische.
- Auf knapp drei Viertel der Fläche erfolgte die Ausbringung per Helikopter, auf einem Viertel der Fläche mittels Gebläse vom Boden aus.
- Die hektarbezogenen Kosten für die Kalkung stiegen von 2011 bis 2019 um 64 %, unter anderen wegen steigender Treibstoffpreise.
- Ein Großteil der Kalkungskosten wird durch Fördergelder beglichen; für Privat- und Kommunalwaldbesitzende verbleiben Eigenanteile zwischen 19 und 29 %.

Seit Mitte der 1980er Jahre wurden in den meisten Bundesländern mit dem Ziel des Wald- und Bodenschutzes flächenhaft Kompensationskalkungen durchgeführt ([GRÜNEBERG et al. 2017](#), [JANSSEN et al. 2016](#)). Zwischen 1980 und 2016 wurden in Deutschland Waldkalkungen auf etwa 7,3 Millionen Hektar Waldfläche durchgeführt, auf 3,6 Millionen Hektar (33 %) davon mehrfach. Zwei Drittel der gekalkten Waldfläche liegen in den vier Bundesländern Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen. Bundesweit wurden etwa 11 Millionen Tonnen Kalk eingesetzt, im Mittel etwa 300.000 Tonnen Kalk pro Jahr ([ANDREAE 2019](#)).

**Abbildung 2.6-1** zeigt die Entwicklung des Flächenvollzugs bei der Bodenschutzkalkung zwischen 1980 und 2016. Die Thematisierung des „Waldsterbens“ machte sich in einer rapiden Zunahme der gekalkten Waldfläche in den 1980er Jahren bemerkbar. Bereits in den frühen 1990er Jahren ließ die Kalkungsintensität spürbar nach. Dies ist damit zu erklären, dass infolge der Kalkung sowie der Rauchgasentschwefelung die sichtbaren Schadsymptome wie vergilbte oder absterbende Kronen deutlich abnahmen und damit die Folgen des sauren Regens aus dem Fokus der Öffentlichkeit und der Waldbesitzenden geriet. Infolgedessen wurde die Waldkalkung nur in einigen Ländern mit anhaltender Intensität fortgeführt. In diesen Ländern, vor allem Baden-Württemberg (Gelb), Sachsen (Dunkelgrün), Hessen (Orange) und Nordrhein-Westfalen (Hellblau), wird die Waldkalkung als wichtiges Instrument zum Erhalt und zur Regeneration von verlorengegangenen essentiellen Bodenfunktionen eingestuft. Einige Länder betrachten die Kalkung als wichtige Ergänzung zum Waldumbau (Rheinland-Pfalz (Braun), Niedersachsen (Rot)) bzw. „flankierende Maßnahmen“ zur Reduzierung der anthropogen bedingten Einträge (Thüringen (Violett)), mit trotzdem über die Jahre nachlassender Kalkungsintensität. Der starke Rückgang der Kalkungen ab der Jahrtausendwende wird in Thüringen beispielsweise damit begründet, dass alle dringend kalkungsbedürftigen Waldflächen bereits gekalkt wurden und nur noch Wiederholungskalkungen nötig seien. Die im Zeitraum zwischen 1984 und 2017 kleinen gekalkten Flächen im Saarland (Dunkelblau) von 25.529 ha und in Sachsen-Anhalt (Olivgrün) von 4.800 ha sind in der Darstellung kaum zu sehen.



**Abbildung 2.6-1:** Gekalkte Waldfläche in Deutschland zwischen 1980 und 2016, farblich den kalkenden Bundesländern zugeordnet. Grafik: AG Operative Bodenschutzkalkung (ANDREAE et al. 2020).

Bayern (Hellgrün) nutzt das Mittel der Waldkalkung nur in Ausnahmefällen. Das Land orientiert sich am Waldzustand als Bioindikator und kalkt nur im Falle von sichtbaren Schäden. Aufgrund der relativ weiten ökologischen Amplitude in Bezug auf den Bodensäuregrad der mitteleuropäischen Hauptbaumarten wie Buche, Fichte und Eiche werden dort nur kleine Bedarfsflächen ermittelt (REIF et al. 2014). Berücksichtigt werden muss hierbei auch, dass der regenerationsorientierte Kalkungsbedarf in Bayern aufgrund der dortigen Depositionshistorie und geologischen Ausgangssituation insgesamt geringer als beispielsweise in Baden-Württemberg ist.

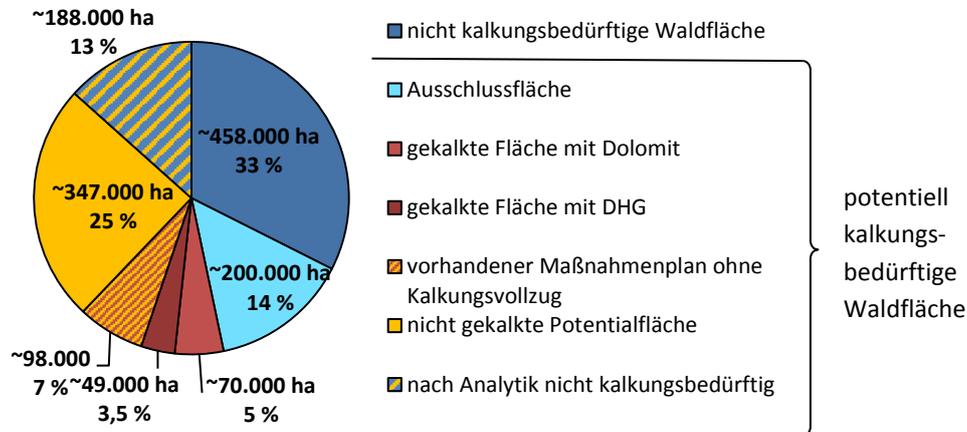
Wie die Deutschlandkarte in **Abbildung 2.6-1** zeigt, finden in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein sowie den drei Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg keine Kalkungen in nennenswertem Umfang statt (vgl. **Abschnitt 1.3.1**).

### 2.6.1 Gekalkte Fläche

Der Kabinettsbeschluss von 2010 gibt Sollwerte für die jährlich zu kalkende Waldfläche vor. Demnach sind pro Jahr im Staatswald 4.800 ha, im Körperschaftswald 8.200 ha und im Privatwald 8.000 ha zu kalken. Dies entspricht für den Berichtszeitraum (2010 bis 2019) einer Gesamtfläche von 210.000 ha. Gemäß Zahlen des RPFs wurden in diesem Zeitraum jedoch lediglich 136.664 ha Waldfläche zur Kalkung ausgeschrieben, was einer durchschnittlichen Soll-Erfüllung von 65 % entspricht.

Die Flächenstatistik, die in den folgenden Abbildungen dargestellt wird, bezieht sich auf die Größe der Potentialfläche. Beim Vergleich mit anderen Angaben können sich geringfügige Unterschiede ergeben, die sich auf die Datengrundlage zurückführen lassen.

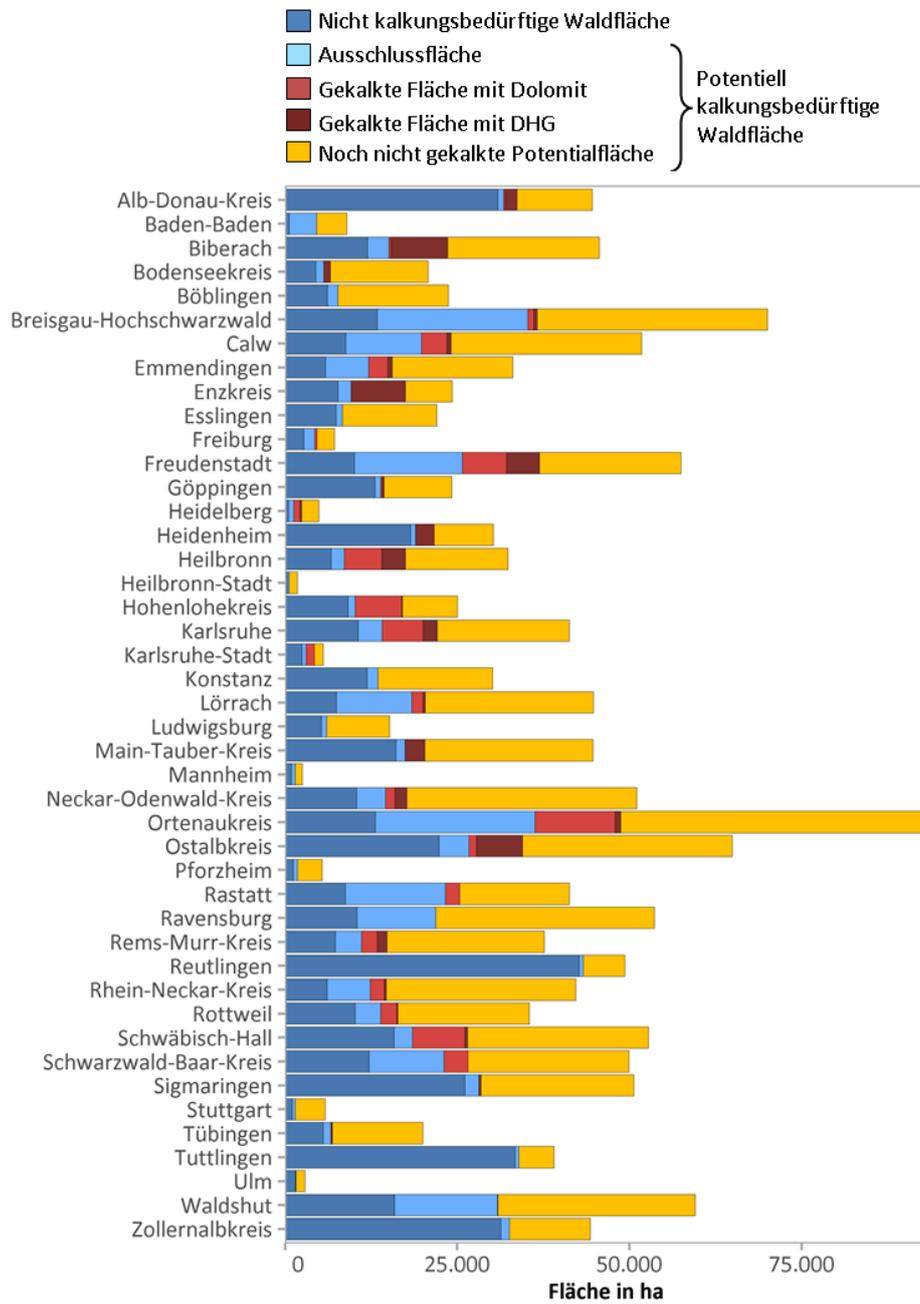
**Abbildung 2.6-2** fasst die Daten der gekalkten und nicht-gekalkten Waldflächen in Baden-Württemberg zusammen und verdeutlicht dabei den hohen Anteil von noch nicht gekalkter Potentialfläche. 32 % der nicht gekalkten Waldfläche weisen noch einen potentiellen Kalkungsbedarf auf. Davon sind ca. 347.000 ha nicht beplant. Für ca. 98.000 ha sind Maßnahmenpläne vorhanden, die entweder noch umgesetzt werden oder aber z.B. aufgrund von Desinteresse der Waldbesitzenden nicht umgesetzt wurden.



**Abbildung 2.6-2:** Unterteilung der Waldfläche Baden-Württembergs in nicht kalkungsbedürftige Waldflächen und Kalkungspotentialflächen. Letztere werden eingeteilt in Ausschlussflächen, zwischen 2010 und 2018 gekalkte Flächen (Dolomit bzw. Dolomit-Holzasche-Gemisch DHG), Flächen mit vorhandenem Maßnahmenplan aber ohne Vollzug bis Ende 2018, noch nicht bewertete Kalkungspotentialflächen sowie nach der Laboranalytik als nicht kalkungsbedürftig bewertete Potentialfläche.

**Abbildung 2.6-3** zeigt die Unterschiede in der Größe der Waldfläche zwischen den Landkreisen sowie die zumeist großen Anteile von bisher ungekalkten Potentialflächen deutlich. Im direkten Vergleich ist auch zu sehen, dass die Kalkungsintensität zwischen den Landkreisen stark variiert.

Aus den bisherigen Analysen von Bodenproben ergab sich für repräsentative UFBn ein Anteil von ca. 13 % an Potentialflächen, die keinen Kalkungsbedarf aufweisen. Da dies noch nicht für ganz Baden-Württemberg bewertbar ist, stellt dieser Anteil in der Abbildung einen Schätzwert dar. Ende 2019 waren 14 % der Potentialfläche als Ausschlussflächen definiert. Der Kalkungsvollzug (gemäß Kalkungsdokumentation im GIS-Tool, Stand Ende 2018) nimmt im Gegensatz zu den beplanten Flächenanteilen recht geringe Anteile ein: Etwa 49.000 ha wurden zwischen 2010 und 2018 mit Dolomit-Holzasche-Gemisch behandelt, ca. 70.000 ha mit Dolomit.



**Abbildung 2.6-3: Unterteilung der Waldflächen der Landkreise Baden-Württembergs in nicht kalkungsbedürftige Waldfläche und potentiell kalkungsbedürftige Waldfläche („Potentialfläche“). Die Potentialfläche wird eingeteilt in Ausschlussfläche, gekalkte Fläche mit Dolomit, gekalkte Fläche mit Dolomit-Holz-asche-Gemisch und noch nicht gekalkte Fläche.**

Für den geringen Flächenvollzug und die Diskrepanz zwischen Soll- und Ist-Wert im Körperschafts- und Privatwald gibt es eine Reihe von Ursachen. UFBn haben mit der lokalen Planung und Koordination der Kalkungsmaßnahmen neben dem Tagesgeschäft ein sehr komplexes Verfahren zu bewältigen, ohne dass hierfür zusätzliches Personal zur Verfügung stünde. Infolge Ressourcenbindung in der Neuorganisation der Forstverwaltung in Baden-Württemberg zum Jahreswechsel 2019/2020 trifft dieser Punkt aktuell umso mehr zu. Auch für die FVA und das RPF ist der Arbeitsaufwand für Planung, Prüfung und Koordination der Kalkungen enorm und spiegelt sich in einer Überbeanspruchung der personellen Kapazitäten wider.

Dass trotz dieser Schwierigkeiten in großem Umfang Staatswaldflächen gekalkt werden konnten, ist auf verschiedene Faktoren zurückzuführen. Neben den hohen Beträgen an Förderung durch Bund und EU (vgl. [Abschnitt 2.6.4](#)) ist mit dem Kabinettsbeschluss von 2010 auch der politische Wille zur Umsetzung eines Programmes zur Bodenschutzkalkung manifestiert, der sich in Zielvorgaben (Sustainability Balance Score Cards) des Staatswaldes niedergeschlagen hat. Auch ist die Planung und Durchführung von Kalkungen im Staatswald mit geringerem Aufwand als im Körperschafts- und Privatwald verbunden, sodass Kalkungsmaßnahmen hier leichter umgesetzt werden können.

Die UFBn, die umfangreiche Erfahrungen mit früheren Kompensationskalkungen gemacht hatten, zeigen ein anhaltend großes Interesse an fortgesetzter Kalkung. UFBn, die sich im Rahmen des Programms zur regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung erstmalig mit Kalkung befassen, reagieren häufiger ablehnend. Gründe hierfür sind gemäß der UFB-Befragung (vgl. [Abschnitt 2.4.3](#)) einerseits eine generelle Skepsis gegenüber der Notwendigkeit der Maßnahme und andererseits der damit verbundene hohe Arbeitsaufwand.

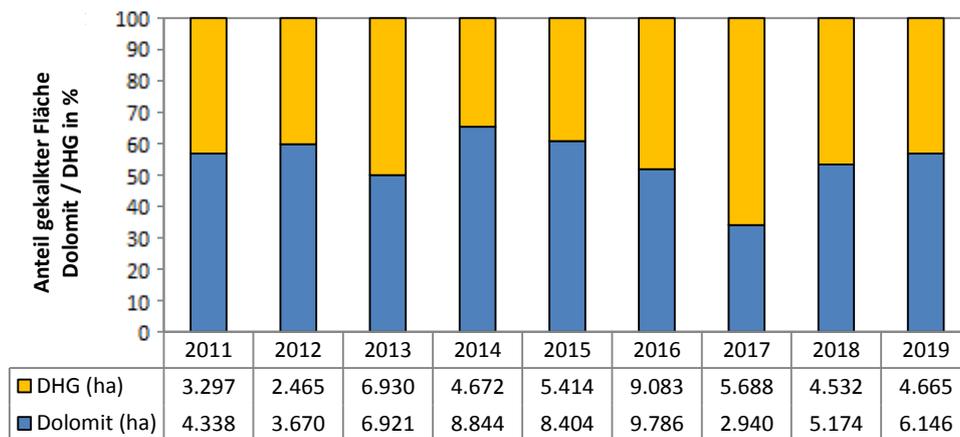
Da die Umsetzung des Kalkungsprogramms im Körperschafts- und Privatwald auf Informationsweitergabe der jeweils zuständigen UFB angewiesen ist, wundert es nicht, dass in Landkreisen mit kalkungsinteressierten UFBn die Nachfrage im Körperschafts- und Privatwald ebenfalls größer ist. Umgekehrt trägt die Skepsis einiger UFBn gegenüber Waldkalkungen zum Rückstand gegenüber dem Soll in den ihnen zugeordneten Körperschafts- und Privatwaldflächen bei. Es ist daher zu prüfen, ob Information und Beratung von Körperschafts- und Privatwaldbesitzenden nicht zusätzlich und verstärkt über andere Kanäle wie Fachzeitschriften (AFZ/Der Wald, BW Agrar u.a.) erfolgen müssen. Hinderlich für einen größeren Flächenvollzug im Körperschafts- und Privatwald sind mit Sicherheit aber auch die teilweise hohen Eigenbeteiligungskosten (vgl. [Abschnitt 2.6.4](#)).

Im Privatwald stellen die oft kleinen Flurstücke mit häufig schlechter Feinerschließung eine weitere Herausforderung für die Kalkungsplanung und den Kalkungsvollzug dar. Die geringe Feinerschließung bedeutet, dass eine terrestrische Ausbringung kaum möglich ist. Eine aviotechnische ist dagegen aufgrund der geringen Flächengrößen wenig praktikabel. Für eine sinnvolle Maßnahmenkulisse müssen möglichst viele aneinandergrenzende Flächen gemeinsam behandelt werden – das erfordert jedoch die Zustimmung aller Waldbe-

sitzenden. Vereinfacht wird ein gemeinsames Kalkungsverfahren durch das Bilden von Trägerschaften, welche in der Regel von Gemeinden, Städten oder Forstbetriebsgemeinschaften übernommen werden. Hierbei werden üblicherweise viele Kleinprivatwaldbesitzende unter dem Dach der Trägerschaft förder- und ausschreibungstechnisch gebündelt. Dieser Ablauf entlastet das Förder- und Ausschreibungsverfahren und verringert auch den Aufwand für die Waldbesitzenden. Für Privatwaldbesitzende ist die Trägerschaft auch dahingehend von Vorteil, dass der Träger in aller Regel die Zwischenfinanzierung bis zur Auszahlung der Fördergelder übernimmt und erst nach Abschluss der Maßnahmen die verbleibenden Kosten auf die einzelnen Teilnehmenden umlegt.

## 2.6.2 Ausgebrachte Kalkmittel

Im Berichtszeitraum wurden in Baden-Württemberg bei der Bodenschutzkalkung ausschließlich Dolomit oder Dolomit-Holzasche-Gemisch eingesetzt. Die Anteile beider Kalkmittel schwanken zwischen den Jahren leicht (**Abbildung 2.6-4**). Im Mittel wurde auf etwa 59 % der Fläche Dolomit ausgebracht. Im Jahr 2017 war der Anteil des Dolomit-Holzasche-Gemisches besonders hoch: In diesem Jahr wurden Kalkungen in den Landkreisen Rems-Murr-Kreis, Heilbronn, Schwäbisch Hall, Main-Tauber-Kreis, Ostalbkreis und Heidelberg Stadt durchgeführt. Diese weisen einen hohen Anteil an bindigen Böden mit potentiellm Kaliummangel auf. 2014 lag der Anteil von Dolomit dagegen deutlich höher, da die in diesem Jahr gekalkten Landkreise eine weniger kritische Kaliumversorgung aufwiesen.

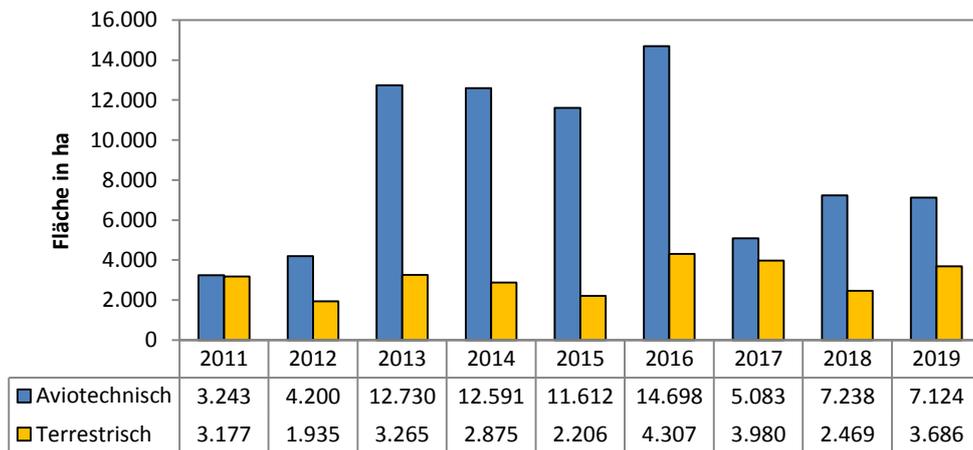


**Abbildung 2.6-4:** Seit 2011 in Baden-Württemberg mit Dolomit und Dolomit-Holzasche-Gemisch (DHG) gekalkte Flächen. Datenbasis: RPF.

### 2.6.3 Eingesetzte Ausbringungsverfahren

Obwohl in Baden-Württemberg die terrestrische Ausbringung aufgrund der in **Abschnitt 2.3** dargestellten Gründe bevorzugt werden soll, wurde die aviotechnische Ausbringung im Berichtszeitraum auf weitaus größeren Flächenanteilen praktiziert (**Abbildung 2.6-5**). Die aviotechnische Ausbringung schwankt mit ihrem Flächenanteil zwischen den Jahren stark, im Mittel wurde sie fast dreimal so oft eingesetzt wie die terrestrische.

Da Aufträge für Bodenschutzkalkungen in Baden-Württemberg in öffentlichen Ausschreibungsverfahren vergeben werden und dabei der Angebotspreis das übergeordnete zuschlagrelevante Merkmal ist, wird auf die Kosten ein besonderes Augenmerk gelegt (**SCHÄFFER et al. 2012**). Aufgrund unzureichender Erschließungssituationen musste insbesondere im Körperschafts- und im Privatwald dennoch häufig die teurere aviotechnische Ausbringung durchgeführt werden. Außerdem dürfte es eine Rolle gespielt haben, dass die Ausbringung per Helikopter einen geringeren Planungsaufwand für die UFBn bedeutet.



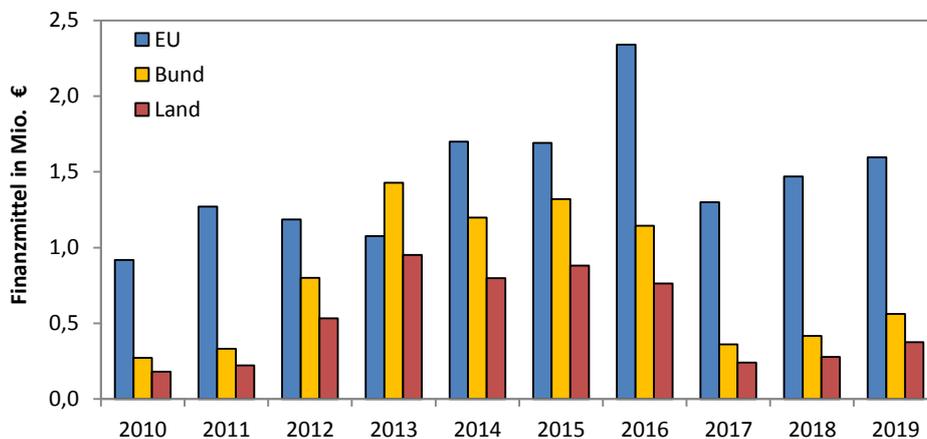
**Abbildung 2.6-5: Anteile der seit 2011 in Baden-Württemberg mittels aviotechnischer und terrestrischer Ausbringung gekalkten Flächen. Datenbasis: RPF.**

### 2.6.4 Förderung

Bodenschutzkalkungen sind gemäß Verwaltungsvorschrift Nachhaltige Waldwirtschaft Teil B in Baden-Württemberg förderfähig. Dies wird begründet mit der positiven Wirkung von Kalkungen auf anthropogen bedingt versauerte Böden, insbesondere in Bezug auf die Stärkung der Widerstandsfähigkeit dieser Wälder, die Erhöhung ihres ökologischen Wertes und den Erhalt bzw. die Wiederherstellung der Filter-, Puffer- und Speicherfunktionen der Waldböden. Der Maßnahmen- und Entwicklungsplan Ländlicher Raum Baden-Württemberg (MEPL) spezifiziert die Förderbedingungen für Bodenschutzkalkungen. Die aktuelle Förderperiode (MEPL III) begann im Jahr 2014 und endet voraussichtlich 2021. Im Privatwald < 30 ha werden 100 % der Nettokosten gefördert. Im Privatwald mit Flächen > 30 ha und im

Körperschaftswald werden 90 % der Nettokosten übernommen. Die Mehrwertsteuer von 19 % ist generell nicht förderfähig. Das bedeutet, dass die Besitzenden von Privat- und Körperschaftswald 19 % bis 29 % der Kosten selber tragen müssen. Im Staatswald gilt ein Fördersatz von 45 %. Die Fördergelder stammen aus Mitteln der EU, des Bundes und des Landes, wobei EU-Gelder den überwiegenden Teil der Fördersumme ausmachen (**Abbildung 2.6-6**).

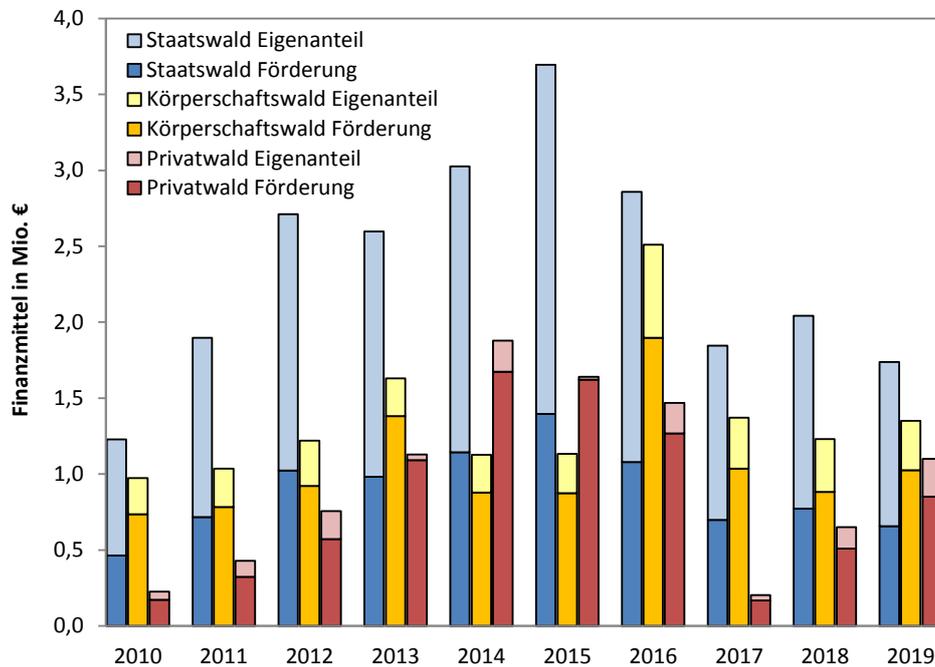
Die EU-Förderung betrug im Berichtszeitraum im Mittel ca. 1.432.000 € pro Jahr. Finanzmittel des Bundes betragen im Mittel ca. 756.000 € pro Jahr. Das Land trug durchschnittlich etwas mehr als 500.000 € pro Jahr. Die prozentualen Anteile verteilen sich damit zu 53 % auf EU-Gelder, zu 28 % auf Bundesfinanzen und zu 19 % auf Ausgaben des Landes Baden-Württemberg. Außerdem gibt es auch Sonderförderungen, die nur vom Land Gelder erhalten.



**Abbildung 2.6-6: Herkunft der Fördermittel für die Kalkung in Baden-Württemberg von 2010 bis 2019. Datenbasis: Regierungspräsidium Tübingen.**

**Abbildung 2.6-7** zeigt die eingesetzten Finanzmittel differenziert nach den Waldbesitzarten. Der jeweils hellere Abschnitt der gestapelten Säulen stellt den Eigenanteil der Waldbesitzenden für die Kalkung dar, der dunkle Abschnitt den Förderbetrag.

In der Abbildung fällt auf, dass die Differenz zwischen eigenen Kosten und Förderung bei der Kalkung im Staatswald deutlich höher liegt als im Privat- und Körperschaftswald. Das liegt daran, dass sich das Land nicht selbst Landesfördergelder auszahlt und dieser Anteil bei Kalkungen auf Flächen im Eigentum des Landes wegfällt. Die geringen Eigenanteile im Privatwald sprechen dafür, dass hier der Eigenanteil weitgehend auf die Mehrwertsteuer zurückzuführen ist, also primär Flächen unter 30 ha behandelt worden sind. Genau diese Flächen sind jedoch schwer zu planen und erfordern daher, wie oben beschrieben, einen höheren Arbeitsaufwand.



**Abbildung 2.6-7: Finanzierung der Kalkung in Baden-Württemberg seit 2010, aufgetrennt nach Waldbesitzart. Datenbasis: Regierungspräsidium Tübingen.**

Eigenanteile gelten als ein großes Hindernis für die Kalkung im Privat- und Körperschaftswald. Dieser Faktor ist jedoch nicht der einzige Grund. Die Bewertung des Management- und Entwicklungsplans Ländlicher Raum Baden-Württemberg identifiziert auch eine hohe bürokratische Hürde als Hindernisfaktor, die Waldkalkung in Anspruch zu nehmen (SCHRAMMEK et al. 2017). Für Privatwaldbesitzende liegt der Eigenanteil in Baden-Württemberg niedriger als beispielsweise in Nordrhein-Westfalen, wo noch 20 % plus Mehrwertsteuer beizutragen sind. Dennoch wird dort ein höherer Anteil der privaten Waldflächen gekalkt. Einschätzungen zufolge ist das auf den höheren Grad der Zustimmung zur Kalkung bei den zuständigen Forstbehörden des Landes zurückzuführen (ASCHE 2019).

In Sachsen dagegen werden die Kosten für die Bodenschutzkalkung im Privatwald vollumfänglich übernommen. Das hat zur Folge, dass die Planung der Waldkalkung dort zentral für alle Waldflächen durchgeführt wird, ohne dass langwierige Anträge verfasst, Waldbesitzende überzeugt und projektartige Strukturen abgearbeitet werden müssen. Der Staatsbetrieb Sachsenforst übernimmt die Trägerschaft für das Kalkungsprogramm. Unberücksichtigt von der weiteren Kalkungsplanung bleiben dort nur Ausschlussflächen sowie private und Körperschaftsflächen, für die ein Einspruch eingelegt worden ist. Für die Privatpersonen und Körperschaften entfällt der Aufwand, sich um die Kalkung und die Förderung kümmern zu müssen. Diese Handhabung führt dazu, dass dort etwa 41 % der Aufwendungen für

den Privatwald eingesetzt werden (ANDREAE 2019), was auch etwa dem Verhältnis zum Anteil dieser Waldbesitzart an der sächsischen Waldfläche entspricht (45,6 %).

Mit dem sächsischen Modell wäre es auch in Baden-Württemberg möglich, den Flächen-vollzug im Privat- und Körperschaftswald auf die Soll-Werte des Kabinettsbeschlusses zu erhöhen. Außerdem würde dieses Vorgehen eine deutliche Arbeiterleichterung für die Mitarbeitenden bedeuten. Diese würden dabei von einem projektartigen Arbeiten ohne Routine in ein geregeltes Verfahren wechseln, was eine zusätzliche Erleichterung und eine Beschleunigung der Abläufe bedeuten würde.

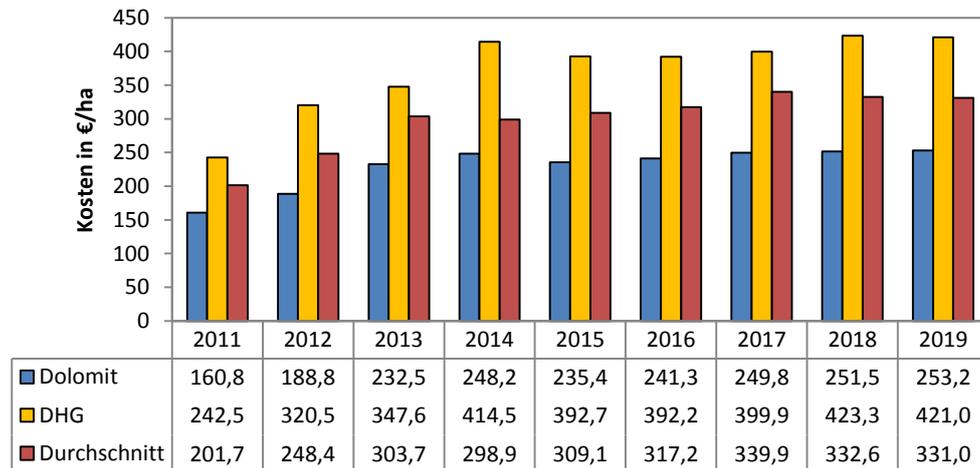
Bei Einführung des sächsischen Modells würden direkte zusätzliche Kosten für das Land entstehen. Das gilt besonders, da in Baden-Württemberg ein geringerer Teil des Waldes in Staats- (23,6 %) und Bundeshand (0,5 %) liegt. Über Dreiviertel der Waldfläche zählen zu Privat- und Körperschaftswald und würden daher zu steigenden Kosten führen. Hinzu kommt, dass die Gesamtwaldfläche Baden-Württembergs mit 1.371.866 ha deutlich größer ist als die von Sachsen mit 520.539 ha. Ein Teil der erhöhten Kosten würde durch den geringeren Arbeitsaufwand sowie die beschleunigten Prozesse und Untersuchungen kompensiert werden. Als besonders kritischer Punkt in diesem Zusammenhang ist zu nennen, dass bei Überlegungen in dieser Richtung sorgfältig zwischen den möglichen Nutzen und dem demokratischen Grundrecht der Selbstbestimmung der Besitzenden abgewogen werden muss.

### 2.6.5 Kostenentwicklung

Innerhalb des Berichtszeitraums sind die hektarbezogenen Kosten deutlich angestiegen (Abbildung 2.6-8), wobei sich das Kostenniveau in den letzten fünf Jahren stabilisiert hat. Wesentlichen Einfluss auf die Kosten haben das Ausbringungsverfahren, die Beifuhrentfernung (Distanz zwischen Herstellungsort und Ausbringungsort von Kalkmitteln), Gegebenheiten der zu bearbeitenden Fläche wie Befahrbarkeit und Flächengröße sowie die Art des eingesetzten Kalkmittels (Dolomit oder Dolomit-Holzasche-Gemisch).

Preistreibend ist vor allem die Art des ausgebrachten Materials. Im Berichtszeitraum stiegen die Kosten für Dolomit um 92,4 €/ha an, bei Dolomit-Holzasche-Gemisch waren es dagegen 178,5 €/ha. Die höheren Kosten der Dolomit-Holzasche-Gemische lassen sich hauptsächlich auf eine größere Aufwandmenge von 4 t/ha (trocken) im Vergleich zu 3 t/ha (trocken) bei reinem Dolomit zurückführen. Das wirkt sich auch auf die Ausbringungs- und Transportkosten aus. Zum Teil trägt aber auch der höhere Materialpreis selbst dazu bei. Die Herstellung des Dolomit-Holzasche-Gemisches ist im Vergleich zu der von Dolomit aufwendiger und umfasst eine Reihe von Arbeitsvorgängen (Sammeln der Asche, Abscheiden von Fremdstoffen, ggf. Trocknen, Homogenisieren der Holzasche, Mischen und Befeuchten). Zudem ist das Verfahren für die Qualitätssicherung bei Dolomit-Holzasche-Gemischen umfangreicher. In **Abbildung 2.6-8** spiegeln die Balken der Durchschnittskosten das Verhältnis des Einsatzes von Dolomit und Dolomit-Holzasche-Gemisch wider: Im Jahr 2014 wurde

vorwiegend Dolomit eingesetzt, sodass die mittleren Gesamtkosten nahe bei denen der Dolomitkosten lagen, während 2017, als überwiegend Dolomit-Holzasche-Gemisch ausgebracht worden war, der Mittelwert näher beim Kostensatz des Dolomit-Holzasche-Gemisches lag.

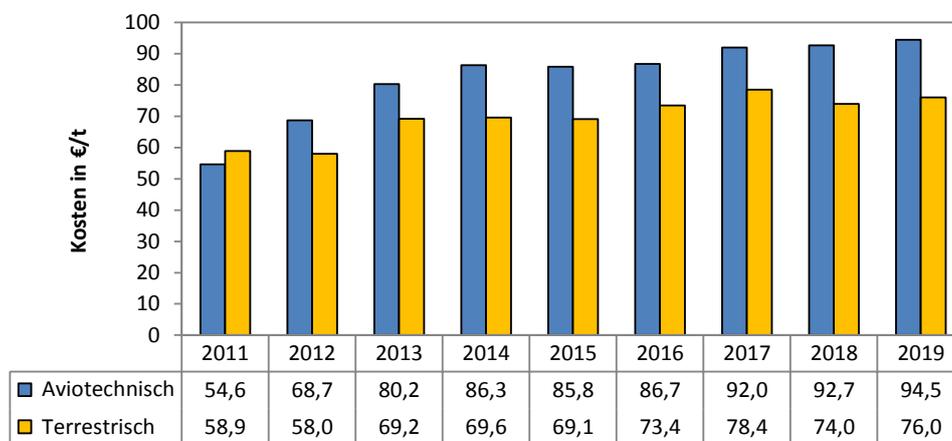


**Abbildung 2.6-8: Entwicklung der Gesamtkosten in Abhängigkeit des Materials und als Durchschnittskosten seit 2011; DHG = Dolomit-Holzasche-Gemisch. Datenbasis: RPF.**

Einen weiteren Kostenfaktor stellt die Wahl des Ausbringungsverfahrens dar, da die aviotechnische Ausbringung im Schnitt um 20 % höhere Kosten pro Hektar verursacht (**Abbildung 2.6-9**). Sowohl die Kosten für die aviotechnische als auch für die terrestrische Ausbringung sind, mit Ausnahme von 2015, innerhalb des Berichtszeitraums gestiegen. Die durchschnittliche jährliche Preissteigerung betrug 4,4 €/t (8,1 %) für die Ausbringung mit dem Helikopter und 1,9 €/t (3,2 %) für die Gebläsevariante. Ein Grund für die unterschiedlich starke Kostensteigerung sind die gestiegenen Treibstoffkosten, die sich bei der aviotechnischen Ausbringung mit höherem Treibstoffverbrauch stärker auswirken.

Zu beachten ist bei den Angaben, dass es sich bei den Zahlen des Regierungspräsidiums um zusammengeführte Daten für Material, Beifuhr und Ausbringung handelt. Da diese Informationen zu Gesamtkosten zusammengefasst sind, ist die häufig kostenintensive Beifuhrentfernung (z.B. Transportkosten, Mautgebühren) nicht separat aufgeschlüsselt verfügbar und kann hier entsprechend auch nicht getrennt analysiert werden. Der Einfluss der Ausbringungsmethode könnte deshalb überschätzt worden sein.

Die hier dargestellten Kosten stellen lediglich den förderrelevanten Teil der Kalkungskosten dar. Weitere im Zuge der Planung und Umsetzung von Kalkungsmaßnahmen anfallende Kosten, insbesondere Personalkosten der Verwaltung, die für die Bearbeitung von Förderanträgen, die Planung und Organisation der Maßnahmen, die Öffentlichkeitsarbeit, die Kontrollen der Verkehrssicherheit usw. anfallen, sind hierbei nicht berücksichtigt.



**Abbildung 2.6-9: Kostenentwicklung der Kalkung seit 2011 in Abhängigkeit von der Ausbringungsmethode. Datenbasis: RPF.**

Die gestiegenen Kosten bedeuten, dass die dem Kabinettsbeschluss zugrunde gelegten hektarbezogenen Bruttokosten niedriger liegen als die tatsächlich entstandenen Kosten. Die mit dem Kabinettsbeschluss bereitgestellten Finanzmittel hätten daher nicht für die vollständige Behandlung aller geplanten Waldflächen ausgereicht. Da die Fördergelder im Privat- und Körperschaftswald bislang vergleichsweise wenig abgerufen wurden, konnten dennoch alle bisher eingereichten Förderanträge bewilligt werden. Bis Ende der aktuellen Förderperiode sind Anträge diesbezüglich also weiterhin sehr aussichtsreich.

## 2.7 Bodenschutzkalkung in den forstlichen Zertifizierungssystemen

- Viele Wälder Baden-Württembergs sind nach PEFC und/oder FSC zertifiziert.
- Diese Zertifizierungssysteme erlauben Bodenschutzkalkungen, wenn diese auf die Wiederherstellung durch Bodenversauerung verloren gegangener Bodenfunktionen zielen.

Viele Waldbesitzende Baden-Württembergs nehmen an einem oder mehreren Holzzertifizierungssystemen der Wald- und Forstwirtschaft teil. Bei Kalkungsmaßnahmen ist die Vereinbarkeit mit den entsprechenden Zertifizierungssystemen im Vorfeld zu prüfen. Die in Baden-Württemberg und Deutschland wichtigsten Zertifikate sind das „Forest Stewardship Council“ (FSC) und das „Programme for the Endorsement of Forest Certification schemes“ (PEFC). Nach offiziellen Angaben der Organisationen sind etwa 26,6 % der Waldfläche Baden-Württembergs nach FSC zertifiziert (<https://www.fsc-deutschland.de/de/wald/waldzertifizierung-/zahlen-und-fakten>, abgerufen am 12.03.2021), etwa 84 % nach PEFC (<https://pefc.de/fur-waldbesitzer/pefc-meiner-region/pefc-baden-wuerttemberg/>, abgerufen am 12.03.2021).

Sowohl FSC als auch PEFC vergeben Produktkettenzertifikate (Chain of Custody, COC). Darunter versteht man, dass bei jeder Übernahme von Material der Lieferant Nachweise über beispielsweise Herkunft des Materials erbringen muss sowie über die Einhaltung der Standards. Nur dann darf ein Endprodukt das entsprechende Siegel für den glaubwürdigen Produktkettennachweis tragen.

Im aktuell gültigen FSC-Standard 3.0 (**FSC DEUTSCHLAND 2018**) wird auf die Bodenschutzkalkung folgendermaßen eingegangen:

- „10.6.1 Der Forstbetrieb verzichtet auf Düngung zum Zweck der Ertragssteigerung.
- 10.6.2 Die Durchführung einer Bodenschutzkalkung dient der Erhaltung oder Wiederherstellung der durch Bodenversauerung und Nährstoffverarmung gefährdeten Bodenfunktionen und der natürlichen Bodendiversität sowie zur Stabilisierung der Waldökosysteme.
- 10.6.3 Der Forstbetrieb kennt negative Auswirkungen einer Bodenschutzkalkung und vermeidet diese möglichst. Notwendigkeit, Umfang und Anwendung basieren auf einem wissenschaftlich begründeten Konzept.“ (**FSC DEUTSCHLAND 2018**)

Die Einhaltung der unter 10.6.1 bis 10.6.3 genannten Forderungen muss über Dokumente nachgewiesen werden, welche die Bodenuntersuchung, das Kalkungs- und Ausbringungskonzept sowie die Dokumentation der Durchführung darstellen (**FSC DEUTSCHLAND 2018**).

Inhaltlich mit den FSC-Vorgaben vergleichbar formuliert der aktuelle PEFC-Standard (**PEFC DEUTSCHLAND 2014**) die Bedingungen, unter welchen Kalkungen zertifikatskonform sind:

„Bodenschutzkalkungen werden nur auf Grundlage eines boden- und/oder walder-nährungskundlichen Gutachtens bzw. fundierter Standortserkundung durchgeführt und dokumentiert.

Düngung zur Steigerung des Holzertrages wird unterlassen. Kompensationsmaßnahmen, die der Erhaltung oder der Wiederherstellung der ursprünglichen Standortsgüte dienen, wie Bodenschutzkalkungen, gelten nicht als Düngung im Sinne dieser Regelung.“ (**PEFC DEUTSCHLAND 2014**)

Damit sind Kalkungen im Rahmen des Landesprogramms zur regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung grundsätzlich sowohl mit PEFC- als auch FSC-Standards konform.

## 3 Wirkungen und Nebenwirkungen

**Lucas Mahlau, Peter Hartmann, Heike Puhmann, Jan Hendrik Moos**

*Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Boden und Umwelt*

In diesem Kapitel wird dargestellt, inwieweit die angestrebten Ziele von Bodenschutzkalkungen gemäß Literaturbefunden erreicht werden können und welche Risiken sie mit sich bringen.

### 3.1 Boden

- Die Waldböden Mitteleuropas haben eine starke Versauerung erfahren, die bodenchemisch nachweisbar ist.
- Insgesamt wirkt die Kalkung dieser anthropogenen Versauerung entgegen und bewirkt einen deutlich verbesserten Bodenzustand.
- Im Boden ist eine verbesserte Nährstoffsituation, eine verringerte Bodenversauerung und Aluminiumtoxizität für sensitive Pflanzen sowie ein erhöhter biologischer Umsatz festzustellen.
- Eine verstärkte Nitratauswaschung und Kaliumverluste sowie eine Mobilisierung von Phosphor sind infolge von Kalkungen möglich.

Abhängig von Klima, Topographie, Ausgangsgestein, Nutzung und weiteren Faktoren haben sich in Baden-Württemberg viele verschiedene Bodentypen mit unterschiedlichen Eigenschaften entwickelt (s. [HARTMANN et al. 2016](#)). Waldböden reagierten und reagieren aufgrund ihrer variablen Ausstattung mit Puffersubstanzen unterschiedlich auf die anthropogen bedingten Säureinträge. So sind natürlich saure Standorte, wie z.B. Podsole, deren Pufferfähigkeit stark überschritten wurde, trotz anthropogener Säureinträge im Oberboden nicht weit von ihrer natürlichen, vorindustriellen Ausstattung entfernt. Aufgrund ihrer höheren Speicherkapazität für Säuren sind Wälder auf ursprünglich besser versorgten (z.B. lössgeprägten oder lehmigen) Substraten stärker betroffen. An diesen Standorten sind größere Schwefelmengen gespeichert, die weiterhin sauer wirken und nach und nach freigesetzt werden. Das aktuelle Programm der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung zielt auf die Wiederherstellung dieser natürlicherweise gering versauerten Waldböden, wobei sowohl die historischen Belastungen als auch die aktuellen Depositionen berücksichtigt werden (vgl. [Abschnitt 1.3.2](#)). Das soll unter anderem das Bodenleben fördern und Bodenfunktionen wie Wurzelraumerschließung, Wasserfilterung und Nährstoffversorgung stärken ([Kapitel 1](#)).

Im Folgenden wird diskutiert, wie sich die Versauerung auswirkt und wie die Bodenschutzkalkung die chemischen Eigenschaften der Waldböden sowie die darauf aufbauenden Funktionen und nachgeschalteten Systeme beeinflusst.

### 3.1.1 pH-Wert

Vergleiche zwischen den pH-Messungen im Oberboden von **FRANK (1927)** aus den 1920er Jahren mit Wiederholungsmessungen in den 1990er Jahren (**HEISNER et al. 2003, VON WILPERT et al. 1993**) belegen eine drastische Zunahme der Protonenaktivität. Die pH-Absenkung betrug auf Buntsandstein, Gneis und Moränenlehm durchschnittlich 1,5 bis 2,5 pH-Stufen. Untersuchungen an Keuperstandorten (Stromberg) belegen dieselben Veränderungen bodenchemischer Eigenschaften (**RIEDINGER 1994**). So wurden sehr starke Absenkungen des pH-Wertes zwischen den 1930er Jahren und 1992 sowohl im Oberboden (um 0,6 bis 1,2 pH-Stufen) als auch im Unterboden (um 0,5 bis 2,5 pH-Stufen) bei gleichzeitigen Nährstoffverlusten an basischen Kationen festgestellt. Dieser Effekt wurde sowohl auf natürlich sauren als auch auf besser basenversorgten Standorten nachgewiesen. Des Weiteren verschlechterten sich in direkter Folge die Humuszustände, mit deutlichen Reaktionen der Bodenvegetation. Lediglich die podsolierten, natürlich sauren Oberböden auf Granit wiesen bereits in den 1920er Jahren geringe pH-Werte auf und sind seither nur wenig oder nicht weiter versauert. Verschiedene versauernde Einflüsse wirken unter natürlichen Bedingungen auf Waldböden:

CO<sub>2</sub> kommt durch Lösung im Niederschlag, durch Diffusion, aber vor allem auch durch Atmung von Flora und Fauna in den Boden und bildet dort Kohlensäure, die in geringem Maße sauer wirkt. Bei pH-Werten unter 5 liegt Kohlensäure fast ausschließlich in undissoziierter Form vor und kann nicht weiter zur Bodenversauerung beitragen (**BREDEMEIER 1987**). Siliziumdioxid bildet Kieselsäure und wird bei pH-Werten < 5 praktisch unlöslich. Diese beiden schwachen Säuren sind also nicht der Ursprung der starken Versauerung, die in den Wäldern Mitteleuropas zu finden ist (**ULRICH 1986**).

Ein anderer Entstehungsweg von Bodenversauerung ist die Protonenabgabe bei Nährstoffaufnahme. Die meisten Pflanzennährstoffe liegen als Kationen vor. Um diese aus der Bodenlösung aufzunehmen, geben Pflanzenwurzeln im Wurzelraum ladungsäquivalente Mengen an Protonen ab, welche zur Versauerung beitragen. Im mineralischen Oberboden und in der Humusschicht finden die größten Nährstoffumsätze statt – Nährstoffverfügbarkeit und Aktivität von Bodenleben bedingen sich hier gegenseitig. Bei Nährstoffknappheit ist die Verteilung der Wurzeln besonders flachgründig und an die biologische Nährstoffrückgewinnung gebunden (**JOBBÁGY & JACKSON 2001**). Daher findet sich in diesem Fall ein großer Teil der Baumwurzeln in der Streuauflage und dem obersten Teil des Mineralbodens (**GEORGE & MARSCHNER 1996, JOBBÁGY & JACKSON 2001**). Der versauernde Effekt dieses Prozesses wirkt also hauptsächlich im Oberboden. Bei zunehmender Versauerung im Mineralboden findet zunehmend weniger biologische Aktivität darin statt, sodass dieser Prozess der Protonengenerierung dann eine umso geringere Rolle spielt. Beim Abbau der Biomasse findet die protonenkonsumierende Rückreaktion in der Auflage statt. Das bedeutet, dass eine zeitliche Entkoppelung wie z.B. die Akkumulierung von Streu durch fehlende mikrobielle Aktivität zur Versauerung beiträgt, da ein wichtiger Teil des Protonenkreislaufs fehlt. Eine

räumliche Entkoppelung findet z.B. durch den Austrag von Biomasse oder von in der Nährstoffkette nicht vollständig umgesetzten Verbindungen wie Nitrat statt. Dies kann in natürlichen Systemen z.B. nach Sturmwurf, Hochwasser oder Waldbrand eintreten.

Eine so starke Versauerung in Waldböden, wie sie in Baden-Württemberg oft zu finden ist, kann theoretisch auch ohne menschliches Zutun durch kurzkettenorganische Säuren wie beispielsweise Fulvosäuren (ULRICH 1985) entstehen. Auf den jungen Böden Südwestdeutschlands, für die man eine Bodenentwicklung seit Ende der letzten Eiszeit annimmt, zeigen Fulvosäuren jedoch nur in den oberen 50 bis 60 cm des Mineralbodens pufferarmer Substrate eine derart stark bodenprägende Wirkung. In besonders ausgeprägten Fällen kann dies zur Podsolierung führen. In größeren Tiefen liegen Fulvosäuren aufgrund der komplexierenden Wirkung von Calcium und Aluminium in der Regel nicht mehr dissoziiert vor und fallen aus der Bodenlösung aus (HILDEBRAND 1996). Nicht komplexierte Aluminiumvorräte im Unterboden zwischen 60 und 90 cm sind daher überwiegend auf Sulfat- und Nitrateinträge zurückzuführen, welche unter natürlichen Bedingungen nicht in ausreichend großen Mengen für diese Tiefenverlagerung vorliegen. Da für die Grade an Versauerung unter den mitteleuropäischen Bedingungen in einer derart kurzen Zeitspanne natürliche Einflüsse keine plausible Erklärung sind (vgl. Abschnitt 1.1.1), ist menschliches Handeln die Triebkraft dieser Entwicklung. Eine tiefreichende Bodenversauerung ist daher als Indikator der akkumulierten Säurewirkung anthropogener Deposition von Schwefel und Stickstoff zu werten (VON WILPERT et al. 2013).

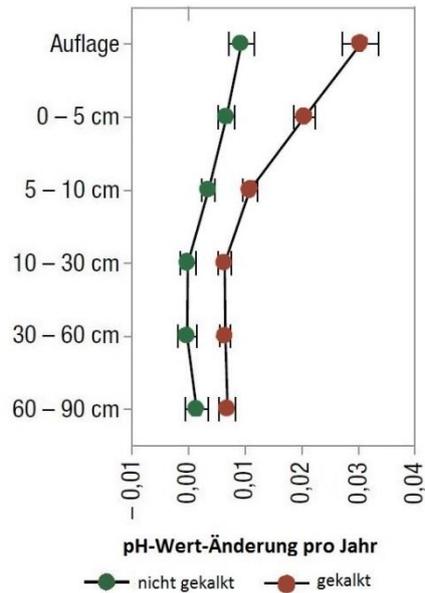
Die Anionen dieser beiden Elemente wurden mit dem sauren Regen eingetragen, stellen einen entscheidenden Anteil der weitflächigen Bodenversauerung dar und sind das Ergebnis menschlichen Handelns. Sie führen zu einem Kationenaustrag, da die negative Ladung von Nitrat bei der Auswaschung zur Mitnahme von basischen Kationen führt – das steigert die Säurebelastung des Systems und führt zu Nährstoffverarmung (GUNDERSEN et al. 2006).

Ein anderer menschlicher Einfluss auf den Säurezustand der Böden ist die Holzernte: Sie führt zu einer Entkopplung der Nährstoffaufnahme in die Biomasse und der dazugehörigen Rückreaktion. Dadurch verbleiben die Protonenäquivalente im Boden. In menschlich genutzten Wäldern findet ein Austrag von Biomasse in großen Mengen statt. Diese Menge wird voraussichtlich in Zukunft steigen, da ihr auch eine hohe Bedeutung in Bezug auf nachhaltige Energieerzeugung zufällt: Wie bei der Nutzung von Kohle und Erdöl entsteht beim Verbrennen von Holz  $\text{CO}_2$  – im Gegensatz zu den nicht-erneuerbaren Energiequellen regeneriert sich der Waldbestand jedoch relativ schnell. Die thermische Nutzung von Holz substituiert den Verbrauch fossiler Brennstoffe und wird als nachhaltig angesehen, da sie  $\text{CO}_2$ -neutral ist (SMEETS & FAIJ 2007, STUPAK et al. 2007). Holz als Brennstoff kann beim Erreichen der Ziele des Pariser Klimaabkommens von 2015 helfen (AHRENDTS et al. 2018b). Diese Überlegung sowie die Aussicht auf eine erhöhte energetische Absicherung und Autonomie von anderen Ländern haben in den letzten Jahrzehnten das Interesse Europäischer Nationen an der Energieholznutzung geschürt (ACHAT et al. 2015, STUPAK et al. 2007). Der neutralisierende Effekt von Holzasche kann als Teil der verlorenen Rückreaktion betrachtet werden.

Kalkung mit Dolomit oder Holzasche führt im Mineralboden zum Rückgang der Azidität und damit zu einer Steigerung des pH-Wertes (AUGUSTO et al. 2008, BRUNNER et al. 2004, CHAGNON et al. 2001, COURT et al. 2018, DEROME 2000, FOSTER et al. 1988, HARTMANN et al. 2016, HÜTTL & ZÖTTL 1993, LI et al. 2014, LUNDSTRÖM et al. 2003, MEESENBURG et al. 2019, ROGASIK et al. 2005, RUBIN 2014, SAARSALMI et al. 2011, VON WILPERT 2014, WELLBROCK et al. 2016). Dadurch verändern sich säurebeeinflusste bodenchemische Eigenschaften, was zu einer Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit führt (COURT et al. 2018). In Baden-Württemberg stieg auf Probepunkten der BZE, die zwischen BZE I und II gekalkt worden waren, der Median der pH-Werte bis in eine Tiefe von 30 cm um 0,2 bis 0,3 pH-Stufen. Auf ungekalkten Flächen nahm der pH-Wert im Vergleich zwischen den beiden Erhebungen im Median in der selben Tiefe nur um 0,004 bis 0,006 pH-Stufen zu (HARTMANN et al. 2016).

Die Intensität, Tiefenwirkung sowie zeitliche Wirkung der Kalkungsmaßnahmen hängen stark von einer Vielzahl von Faktoren ab. Dazu zählen die Zusammensetzung des Ausbringungsmaterials, dessen Materialfeinheit, die Dosierung, die Anzahl an Wiederholungskalkungen und die lokalen Standorts- und Bestandesbedingungen. Ein wichtiger Unterschied zwischen Kalkungen in Land- und Forstwirtschaft ist, dass das Material nicht in den Boden eingearbeitet wird. Da der Kalk deshalb ausschließlich gelöst über das Sickerwasser in den Boden eindringt und die eingebrachten basischen Kationen im Boden schnell sorbiert werden, ist die Wirkung der Kalkung in der Auflage am stärksten (DULIÈRE et al. 1999). Der Einfluss einer einmaligen Kalkung auf den pH-Wert ist häufig auf die Humusaufgabe und die obersten Zentimeter des Mineralbodens beschränkt (COURT et al. 2018, FRANK & STUANES 2003, REID & WATMOUGH 2014, SUCKER et al. 2009, THOMS et al. 2018). Eine Wiederholungskalkung führt in der Regel zu einem tieferen Eindringen der basischen Kationen in den Boden und zu einem verbesserten Versauerungszustand auch in tieferen Bodenhorizonten (THOMS et al. 2018). Auf BZE II-Flächen wurden auf säureempfindlichen Standorten signifikante pH-Steigerungen nicht nur in der Humusaufgabe, sondern auch im Mineralboden bis in eine Tiefe von 60 cm nachgewiesen (MEESENBURG et al. 2019). **Abbildung 3.1-1** zeigt auf nicht-gekalkten Standorten eine sehr leichte Erholung des pH-Wertes. Da der pH-Wert auf den Waldflächen Baden-Württembergs schon bei der BZE I sehr gering war, bedeutet die kaum merkbare Veränderung, dass die Böden seit damals unverändert starken Belastungen ausgesetzt sind. Im Vergleich zwischen den beiden Verläufen zeigt sich über die gesamte Bodentiefe eine eindeutige Kalkungswirkung auf den pH-Wert.

Durch das langsame Eindringen in den Boden setzen bodenchemische Reaktionen auf die Kalkung mit einer gewissen Verzögerung ein (COURT et al. 2018, GREVE 2015, MEIWES 1995, MEIWES & BEESE 1988, THOMS et al. 2018). Eine Verlagerung der Kalkungswirkung aus der Auflage in den Mineralboden ist in der Regel erst zwei bis fünf Jahre nach der Kalkung zu beobachten, was sich durch eine allmähliche Zunahme des pH-Wertes innerhalb der obersten 30 cm des Mineralbodens bemerkbar macht (ŠRÁMEK et al. 2016).



**Abbildung 3.1-1:** Tiefenprofil der jährlichen Änderungsrate des pH-Wertes (gemessen in H<sub>2</sub>O) in Prozent zwischen BZE I und BZE II auf gekalkten und nicht gekalkten versauerungsempfindlichen Standorten. Aus GRÜNEBERG et al. (2017).

Viele Beobachtungen sprechen insgesamt für eine eher langfristige Wirkung der sich langsam auflösenden Kalkverbindungen (z.B. GRÜNEBERG et al. 2017, JANSSEN 2014, JANSSEN et al. 2016). So zeigen verschiedene Langzeitstudien, dass eine signifikante Kalkungswirkung mit positiven Effekten auf die pH-Werte im Mineralboden auch noch mehrere Jahrzehnte nach der Kalkung nachweisbar ist (SAARSALMI et al. (2011): 21 Jahre; COURT et al. (2018): 25 Jahre; MEIWES (1995): 30 Jahre; NKONGOLO et al. (2013): 35 Jahre, VON WILPERT et al. (2020a): 50 Jahre).

Auch Holzasche kann aufgrund ihrer basisch wirkenden Bestandteile den pH-Wert des Bodens steigern (BRAUN et al. 2009, KHANNA et al. 1994, LUNDSTRÖM et al. 2003, REID & WATMOUGH 2014). Der Effekt ist dabei jedoch weniger stark als bei der Ausbringung von Kalken oder Dolomiten (AUGUSTO et al. 2008, REID & WATMOUGH 2014). Im Allgemeinen bewirkt Holzasche eine raschere Tiefenwirkung, die jedoch weniger langfristig anhält. AUGUSTO et al. (2008) weisen 6 bis 16 Jahre nach der Ausbringung eine Verbesserung des Säurestatus in 0 bis 10 cm Tiefe um immerhin 0,3 pH-Stufen nach. SCHÄFFER (2002) stellt fünf Jahre nach einer Holzascheausbringung mit einer Dosierung von 10 t/ha einen um 0,1 erhöhten pH-Wert im Mineralboden (0 bis 5 cm) fest. Für den Unterboden gibt es allerdings auch gegenteilige Befunde. So liegt der pH-Wert im tieferen Mineralboden in Untersuchungen von RUBIN (2014) 20 Jahre nach einer Holzaschebehandlung niedriger als auf der Kontrollfläche. RUBIN (2014) führt dies auf die hohe Lösungskonzentrationen der Basen aus der Holzasche

zurück, welche eine Verlagerung von verdrängten Aluminiumionen in den Unterboden bewirken.

Die Hebung des pH-Wertes durch Kalkung kann unter Umständen auch durch bodeninterne Prozesse abgeschwächt werden (MEIWES 1995). Beispielsweise kann es zu einem beschleunigten Abbau von Sulfaten kommen (GREVE 2015). Mit der Tiefenverlagerung von Sulfaten und Nitraten ist die Verlagerung von basischen Substanzen verbunden, wodurch der Oberboden weiter versauern kann (GREVE 2015, MEIWES 1995). Allerdings ist der Hinweis zu beachten, dass die Nitratverlagerung und der damit verbundene Verlust an basischen Neutralkationen ohne Kalkung sogar stärker stattfinden kann als nach einer solchen Maßnahme (vgl. Abschnitt 3.1.6).

### 3.1.2 Austauscherbelegung

Die effektive Kationenaustauschkapazität beschreibt die freien Kationenbindungsplätze bei aktuellem pH-Wert. Sie hängt von der mineralischen Zusammensetzung und von der Art und Menge des organischen Materials ab. Sandige Böden weisen in der Regel niedrigere Austauschkapazitäten als lehmige und tonige Böden auf. Je höher der Anteil organisch gebundenen Kohlenstoffs im Boden, desto höher ist in der Regel auch die effektive Kationenaustauschkapazität (DRISCOLL et al. 1996, HARTMANN et al. 2016). Die Bodenzustandserhebungen belegen, dass die effektive Kationenaustauschkapazität in der Auflage und den obersten 5 bis 30 cm des Mineralbodens auf gekalkten Flächen geringfügig ansteigt (HARTMANN et al. 2016). Im Unterboden gekalkter Standorte sowie generell auf ungekalkten Standorten ist dagegen landesweit ein negativer Trend zu bemerken, was vermutlich auf die z.T. zurückgehenden Kohlenstoffvorräte im Oberboden zurückzuführen ist.

Abbildung 3.1-2 zeigt Ergebnisse der Auswertung von Flächen der Bodenzustandserhebung in Baden-Württemberg. Die Darstellung macht deutlich, dass die Austauscher der doppelt gekalkten Flächen bis in 30 cm Tiefe deutlich besser mit basischen Kationen versorgt sind als die der ungekalkten; selbst bis in 60 cm ist noch ein Unterschied erkennbar. Die Konzentration von freien Protonen sinkt in allen Tiefenstufen, was den Rückgang der Versauerung bestätigt. Allerdings belegen Aluminiumionen auch auf den gekalkten Flächen ab einer Tiefe von 10 cm mehr als die Hälfte der Austauscherplätze.

Die Austauscherbelegung hängt zum einen von der Bindungsstärke der einzelnen Kationen ab, zum anderen von deren Konzentration in der Bodenlösung. Da die Löslichkeit chemischer Verbindungen und damit die Lösungskonzentration der Ionen stark vom pH-Wert abhängt, ist die Austauscherbelegung auch ein Abbild des Versauerungszustandes eines Bodens (THOMS et al. 2018).

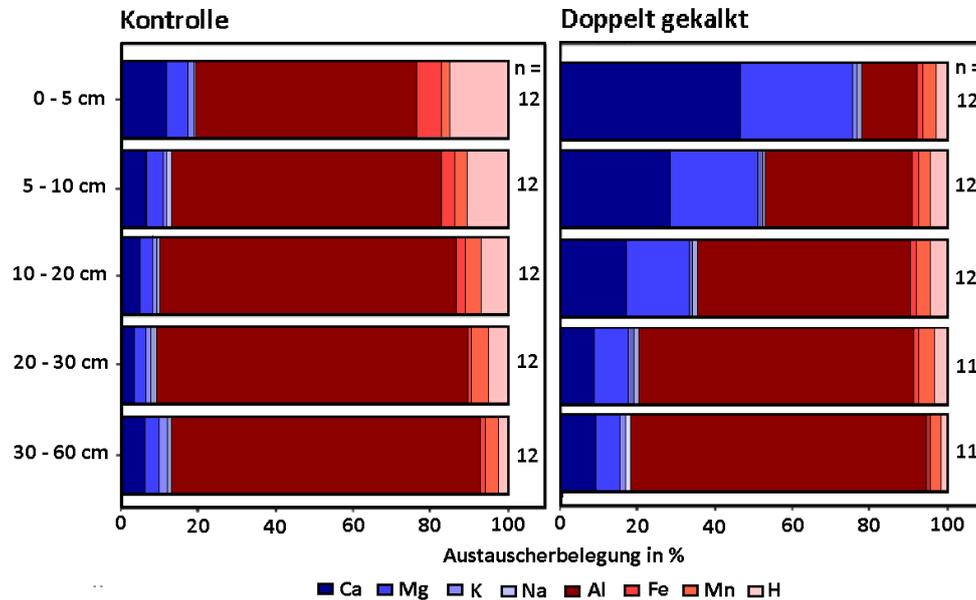


Abbildung 3.1-2: Vergleich der Austauscherbelegung im Mineralboden zwischen ungekalkten (links) und zweifach gekalkten Flächen (rechts) in Baden-Württemberg. Verändert nach THOMS et al. (2018).

Bei der bundesweiten BZE wurde festgestellt, dass sich auf vielen Standorten mit der Anhebung des pH-Wertes in Folge von Kalkungen auch die wirkenden Pufferbereiche in den Böden verschoben haben. So war der Anteil an Standorten, die sich im Bereich der Aluminium- und Eisenpufferung (pH 2,8 bis 4,2 und pH 2,4 bis 3,8 nach ULRICH (1981)) befanden, im Kollektiv der gekalkten Messnetzpunkte geringer, der Anteil an BZE-Punkten im Bereich der Silikat- und Carbonatpufferung (pH 5,0 bis 6,2 und 6,2 bis 8,6 nach ULRICH (1981)) hingegen höher (GRÜNEBERG et al. 2017, WELLBROCK et al. 2016). Zu beachten ist dabei, dass die starke Verschiebung des Pufferbereichs nur temporär erfolgt, bis nach einigen Jahren oder Jahrzehnten die mit den Kalkmitteln ausgebrachten Carbonate vollständig aufgelöst sind. Danach ist mit einem erneuten, langsamen Absinken des pH-Wertes zu rechnen, falls die versauernde Wirkung auf die betroffenen Waldböden nicht stark zurückgeht. Die durch Kalkung gewonnene Zeit sollte genutzt werden, um künftigen kritischen pH-Absenkungen oder anderen Störungen durch Waldumbau und politische Maßnahmen entgegenzuwirken.

Kalkung bringt eine große Menge basischer Kationen in den Boden. Beim Einsatz von Dolomit verdrängen Calcium- und Magnesiumionen durch den Konzentrationseffekt saure Kationen wie die von Aluminium und Eisen sowie Protonen von den Austauschern (ŠRÁMEK et al. 2016, THOMS et al. 2018, VON WILPERT et al. 2013). Dadurch nimmt deren Anteil in der Lösung kurzfristig zu, bis sie infolge der erhöhten pH-Werte z.B. in Form von Aluminiumhydroxid ausfallen. Während sie in Lösung sind, können sie auch Komplexe mit gelöster organi-

scher Substanz eingehen und in tiefere Bodenhorizonte verlagert werden. Mittel- und langfristig wird die Toxizität der Bodenlösung reduziert (ŠRÁMEK et al. 2016) und die Verfügbarkeit wichtiger Nährelemente für Pflanzen erhöht (FORMÁNEK & VRANOVÁ 2002, SCHÄFFER 2002, THOMS et al. 2018). Gleichzeitig kann Kalkung neue Austauscherplätze schaffen und damit die Kationenaustauschkapazität des Bodens erhöhen (AUGUSTO et al. 2008, BIHL 2004, SAARSALMI et al. 2011). So war die effektive Kationenaustauschkapazität nach der Ausbringung von Dolomit bei einer Untersuchung von MEESENBERG et al. (2001) im Harz verdoppelt.

Im Vergleich zur Ausbringung von Kalken und Dolomiten trägt der Einsatz von Holzasche noch weitere Nährelemente wie Kalium und Phosphor ein, welche die Austauscherbelegung und die Pflanzenernährung positiv beeinflussen können (AUGUSTO et al. 2008). Auch Holzasche kann zu einer knappen Verdopplung der Kationenaustauschkapazität führen, wie RUMPF et al. (2001) in einem sandigen Podsol nachwies. Derartige natürlich saure Standorte sind in Baden-Württemberg allerdings generell von Kalkungen ausgeschlossen. Inwieweit sich die Befunde auf kalkungswürdige Standorte übertragen lassen, ist unklar.

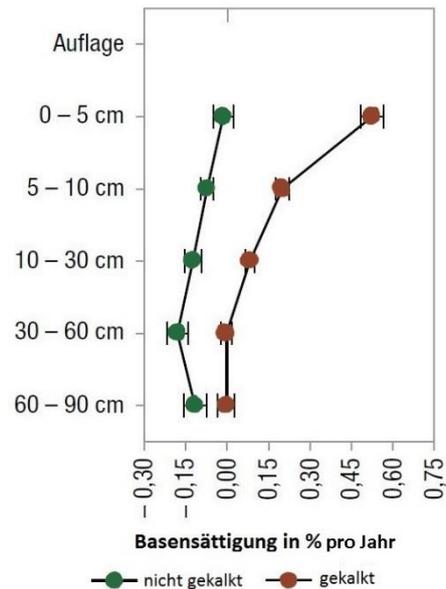
### 3.1.2.1 Basensättigung

Die Basensättigung beschreibt den prozentualen Anteil der Austauscherbelegung mit den basischen Kationen Calcium, Magnesium, Kalium und Natrium. Geringe Basensättigungen sind deshalb in der Regel mit Nährstoffmangel für die Pflanzen (ŠRÁMEK et al. 2016) und einer übermäßigen Belegung der Austauscher mit den sauren Kationen Aluminium, Eisen, Mangan und mit Protonen (JENTSCHKE et al. 2001) verbunden.

Erwartungsgemäß ist auf gekalkten Standorten eine deutliche Zunahme der Basensättigung festzustellen (COURT et al. 2018, DEROME 2000, FEGER et al. 2000, FOSTER et al. 1988, GRÜNEBERG et al. 2017, HARTMANN et al. 2016, KHANNA et al. 1994, ROGASIK et al. 2005, SAARSALMI et al. 2011, SCHÄFFER 2002, THOMS et al. 2018, VEJRE et al. 2001, VON WILPERT 2014, VON WILPERT et al. 2020a, WELLBROCK et al. 2016). Das bestätigen RUMPF et al. (2001), ZIMMERMANN & FREY (2002), BRUNNER et al. (2004), REID & WATMOUGH (2014), AUGUSTO et al. (2008) und KHANNA et al. (1994) auch für den Einsatz von Holzasche. Auf vielen ungekalkten Standorten ist eine weiterhin fortschreitende Entbasung des Mineralbodens zu beobachten (HARTMANN et al. 2016, THOMS et al. 2018). Erholungstendenzen lassen sich höchstens in den obersten Zentimetern des Mineralbodens feststellen.

Abbildung 3.1-3 (aus GRÜNEBERG et al. 2017) zeigt für kalkungswürdige und versauerungsempfindliche Standorte, dass die Basensättigung auf den gekalkten Flächen des bundesweiten BZE-Kollektivs zwischen BZE I und BZE II im Mittel angestiegen ist, während sie auf ungekalkten Flächen weiterhin abgenommen hat. Der Anstieg der Basensättigung nach Kalkungsmaßnahmen fällt mit zunehmender Bodentiefe geringer aus (THOMS et al. 2018), was sich auf die Sorption von Calcium in den darüber liegenden Tiefenstufen zurückführen lässt. Eine Wiederholungskalkung kann den Effekt auf die Basensättigung in Bezug auf Wirkungsgeschwindigkeit und Tiefenwirkung deutlich steigern (THOMS et al. 2018), in Folge der ersten

Kalkung die Aufgabemächtigkeit bereits reduziert und die Aufnahmekapazität für die basischen Ionen in den obersten Bodenschichten schon ausgeschöpft ist.



**Abbildung 3.1-3: Tiefenprofil der jährlichen Änderungsrate der Basensättigung in Prozent zwischen BZE I und BZE II auf gekalkten und nicht gekalkten versauerungsempfindlichen Standorten. Aus GRÜNEBERG et al. (2017).**

Die positive Wirkung einer Kalkung auf die Basensättigung zeigt sich noch nach Dekaden. So berichten [HARTMANN et al. \(2016\)](#), dass die Basensättigung auf Flächen, die vor der BZE I (Ende der 1980er bzw. Anfang der 1990er Jahre) gekalkt worden waren, im Oberboden zwar rückläufig ist, im Unterboden jedoch noch immer einen Anstieg aufweist. Auch [COURT et al. \(2018\)](#) beobachteten deutliche Anstiege der Basensättigung in den ersten 10 bis 15 Jahren nach Kalkungsmaßnahmen, wonach der Anstieg zurückging, die Werte jedoch deutlich über denen der Kontrollflächen blieben. In einer Untersuchung von [SAARSALMI et al. \(2011\)](#) zeigt sich die verbesserte Basensättigung auch nach 21 Wachstumsperioden noch. [GUCKLAND et al. \(2012\)](#) bestätigen erhöhte Werte der Basensättigung in 40 cm Tiefe nach 28 Jahren. [SCHÄFFER et al. \(2001\)](#) finden auf hochdosiert gekalkten Flächen (10 t/ha) sogar nach nahezu 40 Jahren noch um das Vier- bis Fünffache erhöhte Werte der Basensättigung im Vergleich zu Kontrollflächen. Zeitlich verkürzt wird die Wirkung des Kalkes, wenn er auf steilen Hängen oder Oberhangsituationen ausgebracht wird, weil die hohen Fließgeschwindigkeiten bei lateralen Abflüssen zu schnellen Austrägen des Kalkes führen ([SUCKER et al. 2009](#)).

Die Langfristigkeit der Kalkungswirkung auf die Basensättigung hängt zum Teil mit der relativ langsamen Lösungsgeschwindigkeit von Dolomit zusammen ([ŠRÁMEK et al. 2016](#), [ZÖTTL 1990](#)), die auch zu einer verzögerten Wirkung nach der Ausbringung führt. Noch entscheidender hierfür ist jedoch, dass Calcium stark in der organischen Auflage gebunden und

nur sehr langsam in den Mineralboden verlagert wird (BRAHMER 1994, MOORE et al. 2012, REID & WATMOUGH 2014). Eine Aufbasung des Unterbodens durch Kalkung von einem Basensättigungswert von 5 bis 10 % auf 20 bis 30 % kann im Unterboden mehr als zehn Jahre dauern (MEIWES 1995). Die langsame Auflösung der Kalkmittel ist durchaus erwünscht, da sie zum einen förderlich für eine langanhaltende Kalkungswirkung im Boden ist. Zum anderen führt die kontinuierliche Abgabe von basischen Kationen zu weniger drastischen Konzentrationsänderungen in der Bodenlösung. Das hat zur Folge, dass eine Verdrängung von Aluminiumionen von den Austauschern in aller Regel nur in ökosystemverträglichen Mengen erfolgt. Außerdem sinkt die Gefahr großer Auswaschungen der eingebrachten Nährstoffe, wie sie bei sehr schnell auflösbaren Kalken beobachtet wurden.

Gemäß der Erkenntnisse aus der Metastudie von AUGUSTO et al. (2008) kann die Beimischung von Holzasche ebenfalls nach einigen Jahren (6 bis 16) zu einer mehr als 30 prozentigen Erhöhung der Basensättigung im Unterboden führen, während sie in den ersten fünf Jahren keinen erkennbaren Effekt bewirkt. Laut REID & WATMOUGH (2014) hat Holzasche sogar eine noch stärkere Wirkung auf die Basensättigung als Dolomit.

### 3.1.2.2 Calcium und Magnesium

Calcium und Magnesium sind essentielle Nährelemente, die gleichzeitig entscheidend zur Bodenstruktur beitragen (BOHNE 1991, ROGASIK et al. 2005), da sie Bodenaggregate stabilisieren (PARADELO et al. 2015, SCHNUG & HANEKLAUS 2002). Diese wiederum verbessern sowohl die Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen als auch den Wasser- und Lufthaushalt des Bodens. Andererseits sind auch Aluminiumionen, die in sauren Böden dominieren, sehr bedeutend für die Aggregatstabilität (IBRAHIM et al. 1998).

Dolomit besteht neben Carbonaten hauptsächlich aus Magnesium und Calcium. Mit einer Kalkung werden daher gezielt diese beiden für Pflanzen lebenswichtigen Elemente eingebracht, was zu signifikant höheren austauschbaren Elementvorräten führt (z.B. CHAGNON et al. 2001, GUCKLAND et al. 2012, SAARSALMI et al. 2011). In Dolomit-Holzasche-Gemischen stellen Calcium und Magnesium mehr als ein Viertel des ausgebrachten Materials dar (vgl. Abschnitt 2.2). Die bei der Bodenschutzkalkung verwendeten dolomitischen Gesteinsmehle liegen in ihrer Löslichkeit aber unter der von reinen Calciumcarbonaten.

Calcium wird nur sehr langsam in die Tiefe verlagert, da es eine hohe Eintauschstärke aufweist und vor allem in organischen Bodenhorizonten selektiv an den Austauschern gebunden wird. Viele Studien belegen einen Anstieg der Calciumvorräte außerhalb der Humusaufgabe nur in den obersten 5 bis 15 cm des Mineralbodens (z.B. GUCKLAND et al. 2012, MEESENBURG et al. 2001, WELLBROCK et al. 2016). Diese Wirkung kann eine erhebliche Verbesserung in der Calciumverfügbarkeit bewirken, die in den ersten zwei bis fünf (ŠRÁMEK et al. 2016) bzw. zehn Jahren deutlich und auch 40 Jahre nach der Kalkung festzustellen ist (COURT et al. 2018, ŠRÁMEK et al. 2016, WELLBROCK et al. 2016). Bei anderen Untersuchungen

(z.B. THOMS et al. 2018) konnten, nach Wiederholungskalkungen, auch deutlich tiefer reichende Wirkungen bis in 30 bis 60 cm Tiefe festgestellt werden.

Im Vergleich zu Calcium ist Magnesium aufgrund der geringeren Eintauschstärke im Boden deutlich mobiler (BRAHMER 1994, FEGER et al. 2000, ŠRÁMEK et al. 2016). Dies führt zu einer schnelleren, besseren Verteilung im Boden und einer guten Pflanzenverfügbarkeit von Magnesium, begünstigt jedoch auch seine Auswaschung (BRAHMER 1994). FRANK & STUANES (2003) beschreiben dagegen eine langsame und auf die obersten 3 bis 6 cm des Mineralbodens beschränkte Verlagerung von Magnesiumionen aus Dolomit.

### 3.1.2.3 Kalium

Kalium ist ein essentielles Nährelement, das in den Wäldern Baden-Württembergs häufig im Mangelbereich vorliegt und als wachstumsbegrenzend gilt (HARTMANN et al. 2016, WELLBROCK et al. 2016). Durch die Bodenversauerung wurde auch Kalium aus den Böden ausgewaschen. Auffällig waren zu Spitzenzeiten des sauren Regens und im direkten Anschluss daran Kaliummängel der Vegetation auf lehmigeren Standorten mit potentiell ausreichenden Kaliumvorräten im Boden. Aufgrund der Aggregierung dieser Böden und einer starken Verarmung der Aggregatoberflächen als Folge der Versauerung sind die Kaliumvorräte jedoch ganz überwiegend nicht pflanzenverfügbar (HILDEBRAND 1989). Im Aggregatinneren sind Kaliumvorräte gespeichert, die langsam an die Oberfläche dringen (HARTMANN et al. 2016), wo sie dann mit dem Bodenwasser von Wurzeln aufgenommen werden können. Je kleiner die Aggregate, desto schneller findet die Freisetzung von Kalium aus ihrem Inneren statt (HORN & TAUBNER 1989).

Da Kalkungen die Aktivität von aggregatbildenden Bodenlebewesen fördern (vgl. Abschnitt 3.5.3) und infolgedessen die Aggregatdurchmesser auf gut versorgten Standorten zunehmen können (BOIX-FAYOS et al. 2001), kann die Kalkung indirekt zu einer verschlechterten Kaliumversorgung führen. Eine andere Erklärung für eine Abnahme der Kaliumkonzentrationen in Blättern und Nadeln nach Kalkung ist ein Aufnahmeantagonismus zwischen Kalium und Calcium (EVERS & HÜTTL 1992). Nach Kalkungen können die im Boden verfügbaren austauschbaren Kaliumvorräte unter Umständen sogar abnehmen (MOORE et al. 2012, THOMS et al. 2018). Grund dafür kann sein, dass Kaliumionen durch die hohe Calciumkonzentration in der Bodenlösung von den Austauschern verdrängt und durch den Aufnahmeantagonismus nicht von der Vegetation aufgenommen werden. Die gelösten Kaliumionen werden dann vermehrt ausgewaschen. Die Abnahme wird auch in einer aktuellen Untersuchung der FVA bestätigt (vgl. Abschnitt 4.2).

Andererseits sorgt die Förderung von Regenwürmern durch Kalkung für Bioturbation, neu entstehende Aggregatoberflächen und einen höheren Aggregatturnover, wodurch das Kaliumangebot für Pflanzenwurzeln steigt (HARTMANN et al. 2016, VON WILPERT et al. 2011a). Auch könnten die in Folge der Kalkung aus der Auflage mobilisierten Nährstoffe zu einer

verbesserten Kaliumverfügbarkeit führen, was aber mengenmäßig sowie zeitlich stark begrenzt wirken dürfte (HARTMANN et al. 2016).

Mit der Ausbringung von Holzaschen wird auch ein nennenswerter Anteil von Kalium ausgebracht. SCHÄFFER (2002) konnte nach fünfeinhalb Jahren eine deutliche Erhöhung der Kaliumgehalte in der Humusaufgabe feststellen. MEIWES (1995) und AUGUSTO et al. (2008) beobachteten dies auch im oberen Mineralboden. Aktuelle Untersuchungen der FVA bestätigen diese Befunde (vgl. Abschnitt 4.2). Eine langfristige Erhöhung der Kaliumverfügbarkeit nach dem Einsatz von Holzasche, wie sie beispielsweise eine Untersuchung von LUDWIG et al. (2002) feststellen konnte, spricht für einen wirksamen Rückhalt des Nährstoffes im Boden. Für die Retention von Kalium sind in Böden die sogenannten Dreischichttonminerale wichtig. In stark versauerten Böden sind die Austauschplätze dieser Tonminerale jedoch durch Aluminiumhydroxidverbindungen blockiert, sodass in der Holzasche enthaltenes Kalium zu einem großen Teil ausgewaschen wird. Der Vorteil eines Dolomit-Holzasche-Gemisches gegenüber Dolomit in Bezug auf diesen Nährstoff kommt daher möglicherweise erst bei einer Wiederholungskalkung zum Tragen, wenn die Konzentration der Aluminiumhydroxidverbindungen bereits reduziert ist (THOMS et al. 2018).

#### 3.1.2.4 Sauer wirkende Kationen

Der Begriff „sauer wirkende Kationen“ bezieht sich hier auf Aluminium sowie Eisen und Mangan. Dabei sind Eisen und Mangan Spurennährelemente, die auf vielen Standorten in Baden-Württemberg im latenten Mangelbereich liegen (HARTMANN et al. 2016). Eisen weist erst bei hohen pH-Werten eine schlechte Löslichkeit auf, Mangan bei hohen und bei sehr niedrigen (vgl. Abbildung 3.2-1). Eine moderate Steigerung des pH-Wertes, wie sie durch die Kalkung erreicht wird, wirkt sich also nicht direkt auf die Löslichkeit von Eisen aus und kann die Löslichkeit von Mangan fördern. Gemäß Untersuchungen in Rheinland-Pfalz wird Mangan als Folge der Kalkung verstärkt am Austauscher zurückgehalten, sodass der Verlust über den Sickerwasserstrom ab- und die Verfügbarkeit im Boden zunimmt. Gelegentlich beobachtete Abnahmen von Mangan nach Kalkungen lassen sich möglicherweise durch eine Verlagerung der Ionen mit Schwefelionen erklären, die aus der Auflösung von Aluminiumsulfaten stammen (GREVE 2020). Auf die Aluminiumverfügbarkeit hat die Kalkung dagegen eine große Wirkung.

Ein Hauptaugenmerk der Waldkalkung ist deren Wirkung auf die Aluminiumtoxizität in Waldböden (vgl. Abschnitt 3.2.4). Der hohe Versauerungsgrad hat dazu geführt, dass sich diese Böden aktuell häufig im Aluminium- oder sogar Eisenpufferbereich befinden (HARTMANN et al. 2016). Saure Metallkationen wurden unter diesen Bedingungen in großen Mengen freigesetzt und verdrängen basische Kationen von den Austauschplätzen (WELLBROCK et al. 2016), wodurch diese vermehrt ausgewaschen werden (EVERS & HÜTTL 1992). Eine hohe Belegung der Austauschoberflächen im Unterboden mit Aluminium ist

Indiz für eine anthropogen bedingte Versauerung (HARTMANN et al. 2016) und wird daher als Maßstab für den Kalkungsbedarf in Baden-Württemberg genutzt (Abschnitt 1.3.2).

Die Waldkalkung erhöht die Basenkonzentration deutlich, was dazu führt, dass austauschbare saure Metallkationen von den Austauscherplätzen verdrängt werden und wieder in die Bodenlösung übergehen können. So fanden HUBER et al. (2006) im Höglwald eine Verlagerung von Aluminium als Begleitfracht bei einer durch Kalkung ausgelösten Mobilisierung von Nitrat und Sulfat in Bodentiefen von 40 cm. Auch andere Untersuchungen konnten Aluminiumverlagerungen innerhalb der obersten 50 cm des Bodens nachweisen (BRAHMER 1994, GREVE 2015, SCHÄFFER 2002). In größerer Bodentiefe ist jedoch in der Regel keine Verlagerung mehr festzustellen (GREVE 2015, SCHÄFFER 2002). Die Studien stimmen darin überein, dass die Verlagerungen zeitlich begrenzt sind. Auch sind nicht bei allen Untersuchungen Mobilisierungen festzustellen (BEESE 1989a, GREVE 2015).

Auf längere Sicht nehmen die Aluminiumfrachten in der Bodenlösung in Folge einer Kalkung deutlich ab (BADALUCCO et al. 1992, CHAGNON et al. 2001, COURT et al. 2018, GREVE 2015, Li et al. 2014, NKONGOLO et al. 2013, VON WILPERT et al. 1993), da sich schwer lösliche Salze bilden und infolge der steigenden pH-Werte die Freisetzung von Aluminium abnimmt (BADALUCCO et al. 1992, GREVE 2015, KREUTZER 1995). So fanden COURT et al. (2018) auch mehr als 20 Jahre nach der Kalkung deutlich geringere austauschbare Aluminiumkonzentrationen als auf den Kontrollflächen. Hinzu kommen die nach Kalkungen teilweise erhöhten Kohlenstoffvorräte im Mineralboden (vgl. Abschnitt 3.1.5), welche ebenfalls die Bioverfügbarkeit von Aluminium verringern (AUGUSTO et al. 2008).

Auch nach dem Einsatz von Holzasche wird die Bioverfügbarkeit von Aluminium und Schwermetallen in Folge steigender pH-Werte verringert (AUGUSTO et al. 2008, HUOTARI et al. 2015, KHANNA et al. 1994, ZIMMERMANN & FREY 2002). Die immobilisierende Wirkung von Holzasche auf Schwermetalle hängt von der Stärke des Neutralisationseffektes der Asche auf die Bodenversauerung ab (HUOTARI et al. 2015). Eine fördernde Wirkung von Holzasche auf die Konzentrationen der sauerwirkenden Metallionen war allerdings teilweise nur direkt nach der Ausbringung festzustellen (AUGUSTO et al. 2008).

Eine Untersuchung der FVA bezüglich Aluminiummobilisierung durch Kalkung (vgl. Abschnitt 4.1.3) zeigt eine Verlagerung von Aluminium in Folge der Kalkung sowohl für Dolomit als auch für Dolomit-Holzasche-Gemische. Dadurch nimmt die Konzentration an der Austauscheroberfläche ab und steigt in der Bodenlösung vorläufig leicht an.

### 3.1.3 Säureneutralisationskapazität

Die Säureneutralisationskapazität ist ein Maß der Elastizität von Böden gegenüber Säureeinträgen. Sie hängt von der Menge an Puffersubstanzen ab und entspricht der Summe aller Metallkationen, die durch Anionen schwacher Säuren oder schwach saurer funktioneller Gruppen gebunden sind. Je höher die Säureneutralisationskapazität, desto besser können Böden Störungen durch Säureeinträge ohne Schädigungen abfangen. Diese Elastizität von

Böden hängt von langfristigen Faktoren wie dem Carbonatgehalt und von aktuellen, kurzfristigen Faktoren wie pH-Wert und Ionenkonzentrationen in der Bodenlösung ab (MEIWES 1995). Die Säureneutralisationskapazität wird maßgeblich durch die Verwitterungsrate des vorhandenen Gesteins und dessen Pufferleistung bestimmt sowie durch die Austauscherbelegung und den Vorrat an organischem Material im Boden. Die organische Auflage trägt ebenfalls zur Austauscherpufferung bei, kann jedoch die Verwitterung des Gesteins verlangsamen, wie sie den Mineralboden abdeckt.

Die Kalkung bzw. Holzascheausbringung zeigt erwartungsgemäß einen deutlich positiven Einfluss auf die Säureneutralisationskapazität, da sie, wie oben beschrieben, die Basensättigung erhöht und die Konzentration saurer Kationen reduziert. Auf behandelten Flächen steigt die Säureneutralisationskapazität signifikant an (FEGER et al. 2000, THOMS et al. 2018) und die Elastizitätsgrenzen werden im Vergleich zu Kontrollflächen um bis zu 56 % seltener überschritten (VON WILPERT et al. 1993).

Abbildung 3.1-4 zeigt die Säureneutralisationskapazität im Hochwasserabfluss eines gekalkten und eines ungekalkten Kleinzugsgebiets am Schluchsee im Schwarzwald.

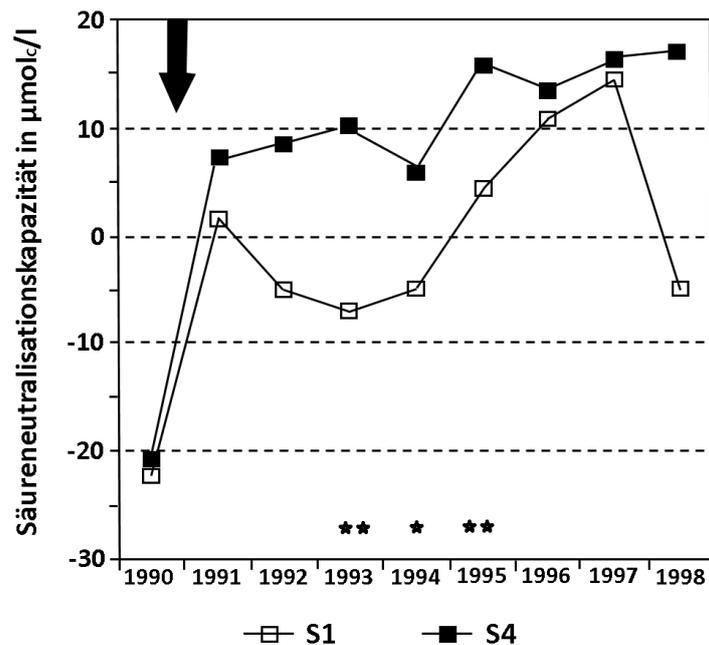


Abbildung 3.1-4: Vergleich der zeitlichen Entwicklung der Säureneutralisationskapazität im Abfluss eines ungekalkten (S1) und eines gekalkten (S4) Einzugsgebiets am Schluchsee in den hydrologischen Jahren 1990 bis 1998 (Unterschiede zwischen S1 und S4: \* =  $p < 0,05$ , \*\* =  $p < 0,01$ ). Der Pfeil zeigt den Zeitpunkt der Kalkung an. Verändert nach ARMBRUSTER et al. (2004).

Die Säureneutralisationskapazität im Abfluss des ungekalkten Einzugsgebiets liegt in manchen Jahren nahe an denen des gekalkten, allerdings nie darüber. Vor allem ist aber zu se-

hen, dass sie auf den gekalkten Flächen dauerhaft im positiven Wertebereich bleibt, während sie auf ungekalkten Flächen stärker schwankt und häufig negative Werte annimmt. Das bedeutet für Gewässerorganismen, dass schädliche Versauerungsschübe (vgl. **Abschnitt 3.5.8**) von diesen Flächen möglich sind, was Kalkungen offenbar verhindern können.

Die Dolomitausbringung kann als Verbesserung der langfristigen (Gestein, das nach und nach in Lösung geht) und der kurzfristigen Faktoren (deutlicher Anstieg an basischen Kationen und des pH-Wertes) gewertet werden. Die Holzascheausbringung betrifft vor allem die kurzfristige Elastizitätskomponente und ergänzt mit ihrem noch deutlich höheren pH-Wert die Wirkung des Dolomits: Holzasche löst sich schneller, zeigt aber eine um 50 % geringere Effektivität bei der Säureneutralisation als Calciumcarbonat (**AUGUSTO et al. 2008**). Auch aus diesen Gründen wird Holzasche nur in Verbindung mit Kalken oder Dolomiten und nur auf lehmigen Standorten ausgebracht.

Bis die Wirkung auf die Säureneutralisationskapazität in größeren Bodentiefen zu beobachten ist, kann es Jahrzehnte dauern (**MEIWES 1995**). Wiederholungskalkungen beschleunigen diesen Prozess (**THOMS et al. 2018**).

### 3.1.4 Humusaufgabe

Der Auflagehumus ist ein wertvoller Bestandteil von Waldböden. Er weist eine hohe Wasserspeicherkapazität auf und enthält viele Nährstoffe, die in ihrer Zusammensetzung weitgehend dem Bedarf der Vegetation entsprechen. Besonders wichtig sind dabei die Nährelemente, die nicht oder nur in geringen Mengen durch die Verwitterung von Mineralen freigesetzt werden, wie Stickstoff und Phosphor (**WEIS & KÖHLER 2018**). Diese Nährstoffe werden im günstigsten Fall kontinuierlich freigesetzt, was Nährstoffverluste durch Auswaschung verhindert.

Die auf stark versauerten Waldböden deutlich reduzierten Mineralisierungsraten durch fehlendes Bodenleben hatten vielerorts zu mächtigen Rohhumusaufgaben geführt. In diesen sind große Mengen an Nährstoffen und Kohlenstoff gespeichert. Das Material der Humusaufgabe, das sich im Zuge der Bodenversauerung auf der Oberfläche ansammelt, ist dort nur durch anhaltend lebensfeindliche Bedingungen vor biologischem Abbau geschützt. Nimmt die anthropogene Versauerung der Auflage durch einen Rückgang von sauren Depositionen ab, können Teile der Auflage mineralisiert werden, wodurch die Kohlenstoff- und Nährstoffvorräte in der Auflage abgebaut werden. Wenn der Humusabbau langsam erfolgt, so wird ein Großteil der aus der Auflage freigesetzten Nährstoffe im humusreichen obersten Mineralboden gebunden (**THOMS et al. 2018, vgl. auch Abschnitt 3.1.7**). Da bei einer natürlichen Erholung aber nicht gleichzeitig auch das Bodenleben im Mineralboden aktiviert wird, wird ein großer Teil des freigesetzten Kohlenstoffs in gelöstem oder gasförmigen Zustand ausgetragen und nur wenig stabil im Mineralboden gespeichert (**FLECK 2020**).

Ziel von Bodenschutzkalkungen ist es unter anderem, die versauerungsbedingte Humusakkumulation durch eine Steigerung der biologischen Aktivität abzubauen und in stabilen Mineralbodenhumus (z.B. in Form von Ton-Humus-Komplexen) zu überführen. Generell trägt die mit zunehmender Tiefe geringer werdende Sauerstoffverfügbarkeit im Mineralboden dazu bei, dass Kohlenstoffverbindungen dort langfristiger vor biologischem Abbau und klimatischen Extrembedingungen geschützt vorliegen (vgl. Abschnitt 3.1.5).

Zwischen BZE I und II hat die Mächtigkeit der Humusauflagen auf den Waldböden Baden-Württembergs deutlich abgenommen. So stieg beispielsweise der Anteil von F-Mull von 27 % auf 45 % an, der von Rohhumus sank dagegen von 6 % auf 1 % ab. Diese Tendenz war sowohl auf gekalkten als auch auf ungekalkten Standorten zu beobachten, sodass hierfür neben der Kalkung mit Sicherheit auch andere Faktoren wie der Klimawandel, der Waldumbau und anhaltende Stickstoffdepositionen verantwortlich sind. Die Befunde der BZE bestätigen, dass infolge von Kalkungen keine standortsuntypischen Entwicklungen der Humusformen zu erwarten sind. Auch auf gekalkten Flächen sind mächtige Auflagehumusformen (wie Rohhumus) nicht verschwunden und weiterhin alle Humusformen vertreten (HARTMANN et al. 2016).

Abbildung 3.1-5 zeigt mit dem idealisierten Modell von HILDEBRAND (1996), wie die Kalkung auf die Humusauflage und den Mineralbodenhumus wirkt.

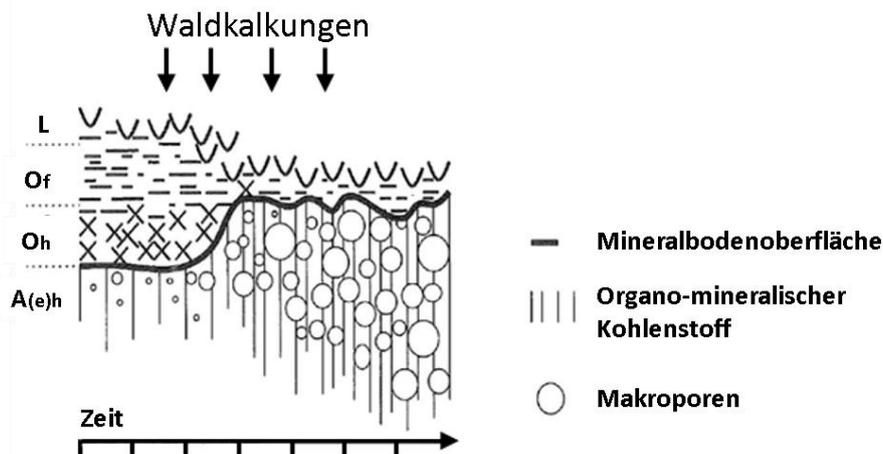


Abbildung 3.1-5: Mit der Kalkung beabsichtigte Entwicklung im Auflagehumus und im obersten Mineralboden. Verändert nach HILDEBRAND (1996).

Zu sehen ist eine sehr stark ausgeprägte Reduzierung der Rohhumusauflage, die nach der zweiten Kalkung in einen F-Mull übergeht. Eine derart starke Umwandlung ist jedoch nach Erfahrungen der FVA in der Praxis üblicherweise nicht gegeben. Auch in Sachsen ist auf gekalkten Standorten maximal eine Abnahme der Auflage bis hin zu Moder erfolgt (JACOB 2020). Die mit der Reduzierung der Auflage verbundene Aktivierung des Bodenlebens bewirkt eine zunehmende Bodenstrukturierung und verbessert so die Bodendurchlüftung (vgl.

**Abschnitt 3.5.3).** Diese Entwicklung, die mit dem Einbau von Kohlenstoff in den Mineralboden einhergeht, setzt sich gemäß **Abbildung 3.1-5** über mehrere Jahrzehnte nach der Kalkung fort. In der Praxis ist dies aber nicht immer gegeben (**vgl. Abschnitt 3.1.5**).

Die Umsatzraten in der Humusaufgabe und die Bioturbation wurden nach Ausbringung von Dolomit und Holzasche vielfach untersucht. Eindeutig nachgewiesen ist, dass die Kalkungen den Abbau von Humusaufgaben initiieren (**COURT et al. 2018, GRÜNEBERG et al. 2017, HÖCKE 2006, HÜTTL & ZÖTTL 1993, ÖVERGAARD et al. 2010, VON WILPERT et al. 2013**). Auf Untersuchungsflächen der FVA wurde die Wirkung der Kalkung auf Bodenfauna und Humusmorphologie untersucht (**SCHÄFFER et al. 2001, SCHÄFFER & PFEIFFER 2007**). Auf die Dolomitskalkung folgte eine Humusmobilisierung im Zuge erhöhter Aktivität von Vertretern der Bodenmesofauna wie Springschwänzen und Hornmilben. Als Folge erhöhter Regenwurmtätigkeit konnte auf den gekalkten Flächen auch eine Einmischung von organischer Substanz bestimmt werden (**SCHÄFFER et al. 2001, SCHÄFFER & PFEIFFER 2007**). Die Geschwindigkeit, mit der Auflagehumus in Folge von Kalkungen mineralisiert wird, lässt sich durch die Dosierung, die Löslichkeit und die Partikelgröße des eingesetzten Kalkmaterials steuern (**VON WILPERT et al. 2013**). Wichtig zu beachten ist, dass die Humusaufgabe nicht verloren geht, sondern ihr Umsatz angeregt und dadurch ihre Mächtigkeit etwas reduziert wird. Gleichzeitig findet ständig eine Humusneubildung statt, auch unterstützt durch eine Förderung der Vegetation (**Abschnitte 3.2 und 3.5.1**) und eine entsprechend erhöhte Streuproduktion. Die Prozesse des Ab- und Umbaus wirken sich auch auf die Zusammensetzung der zurückbleibenden Auflage aus. Eine Reihe kalkungsbedingter Veränderungen verbessern die Mineralisierungsbedingungen insgesamt: ein engeres C/P-Verhältnis (**THOMS et al. 2018**), mehr pflanzenverfügbare Stickstoff (**KAUPENJOHANN 1995**) sowie eine deutliche Steigerung von pH-Wert (**KREUTZER & SCHIERL 1992, NKONGOLO et al. 2013, RUBIN 2014**), Calciumkonzentration, Magnesiumkonzentration und gelöstem organischem Kohlenstoff im Sickerwasser unter Humusaufgaben (**LUNDSTRÖM et al. 2003**). Dadurch kommt es zu einer schnelleren Umsatzrate der Streu auf gekalkten Standorten und so auch längerfristig zu einer Verbesserung der Humusform.

### **3.1.5 Bodenkohlenstoff**

Wälder entziehen der Atmosphäre CO<sub>2</sub> und wirken so als Kohlenstoffsänke. In vielen Untersuchungen wurde analysiert, ob Bodenschutzkalkungen diese Schutzfunktion stärken oder sogar negativ beeinflussen können (**COURT et al. 2018**).

Mit dem Abbau der Humusaufgabe wurden die darin enthaltenen Kohlenstoffvorräte mineralisiert und mobilisiert. Damit geht das Risiko einher, dass auf gekalkten Standorten ein Teil des Kohlenstoffs gasförmig oder in gelöster Form verloren geht (**THOMS et al. 2018**). Gleichzeitig sind in den Kohlenstoffverbindungen der Auflage essentielle Pflanzennährstoffe gebunden, die in Folge des Humusabbaus verloren gehen können und so langfristig die Bodenfruchtbarkeit herabsetzen würden.

Organischer Bodenkohlenstoff ist Grundlage für eine hohe Bodenfruchtbarkeit und hohe Austauschkapazitäten auf Waldstandorten. Außerdem trägt Kohlenstoff zur Stabilität von Bodenaggregaten bei (TISDALL & OADES 1982). Eine Förderung des in Böden gespeicherten Kohlenstoffs durch Kalkung ist deshalb und wegen des positiven Einflusses von langfristig im Boden festgelegtem CO<sub>2</sub> auf das Klima gewünscht. Mehrere Feldstudien haben demgegenüber eine verstärkte Bodenatmung (KHANNA et al. 1994, LUNDSTRÖM et al. 2003, ZIMMERMANN & FREY 2002) und einen daraus resultierenden deutlichen Rückgang des organischen Bodenkohlenstoffs auf gekalkten und mit Holzasche behandelten Flächen beobachtet (AMMER & HUBER 2007, HUBER et al. 2006, HUOTARI et al. 2015). Die genannten Untersuchungen von HUBER et al. (2006) sowie AMMER & HUBER (2007) fanden allerdings auf Standorten mit vergleichsweise hohen Stickstoffvorräten statt, was die Mineralisierung mutmaßlich intensiviert hat. ANDERSSON et al. (1994) beschreiben einen zunächst erhöhten Austrag von gelöstem Bodenkohlenstoff, welcher jedoch zum Ende der Untersuchung hin abnahm, da sich die Löslichkeit des Kohlenstoffs reduzierte. Eine Vielzahl anderer Studien, die zu sehr unterschiedlichen Aussagen bezüglich der Kalkungswirkung auf die Kohlenstofffreisetzung kamen, spricht dafür, dass neben der Kalkung noch weitere Größen eine Rolle spielen (PARADELO et al. 2015).

GREVE (2015) sowie HÜTTL & ZÖTTL (1993) stellten nach Dolomitzkalkungen mit 3 t/ha trotz Humusmineralisierung keine erhöhten Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff aus den Böden fest. Das könnte daran liegen, dass die Kalkung die Bodenstruktur verbessert und zu einer stärkeren Ausschüttung von kohlenstoffstabilisierenden Enzymen durch Mikroorganismen führen kann. Das wiederum gewährleistet einen besseren physikalischen Schutz vor dem Abbau der Kohlenstoffvorräte in Waldböden (PARADELO et al. 2015). Statt eines Austrags fanden GREVE (2015) sowie HÜTTL & ZÖTTL (1993) eine Tiefenverlagerung des Kohlenstoffs in den Mineralboden. Dort adsorbieren dreiwertige Metallionen wie Al<sup>3+</sup> die Kohlenstoffverbindungen und lassen sie ausflocken (KREUTZER & SCHIERL 1992). THOMS et al. (2018) fanden nach (einmaliger) Kalkung keine signifikante Verlagerung von Kohlenstoff aus der Humusaufgabe in den Mineralboden. Nach der zweiten Kalkausbringung hingegen war dies in der Mineralbodentiefe 5 bis 10 cm deutlich festzustellen, was der Darstellung in **Abbildung 3.1-5** entspricht. Eine mögliche Erklärung dazu wäre, dass eine erste Kalkung mit praxisüblicher Dosierung überwiegend vorhandene Säuren im Humus puffert, während weitere Kalkungen stärker bis in den Mineralboden wirken können und auch stärker die biologische Aktivität anregen, was zu Humusabbau und Verlagerung führen kann. Die Zunahme von Biomasse und Individuen der Bodenfauna als Folge der Ausbringung von Dolomit und Dolomit-Holzasche-Gemischen bedeutet unter anderem eine erhöhte Respiration. Das kann zum gasförmigen Verlust von klimaschädlichem CO<sub>2</sub> an die Atmosphäre sowie zu einer Reduzierung des im Boden gespeicherten Kohlenstoffs führen (AMMER & HUBER 2007, ARONSSON & EKELUND 2004, HUBER et al. 2006, HUOTARI et al. 2015). Andererseits bindet die Bodenfauna viel Kohlenstoff in der eigenen Biomasse sowie in stabilerem Mineralbodenhumus, was den möglichen Austrag begrenzt und zur Bodenfruchtbarkeit beiträgt (SCHÄFFER et

al. 2001, VON WILPERT et al. 2013). Die Einarbeitung von Kohlenstoff in den Boden ist in hohem Maße von der wühlenden Aktivität der Bodenfauna abhängig, welche durch die günstigeren Bedingungen im gekalkten Boden zunimmt.

GRÜNEBERG et al. (2017) und WELLBROCK et al. (2016) fanden auf gekalkten Flächen der Bodenzustandserhebung sogar eine Nettozunahme des gespeicherten Kohlenstoffs im Mineralboden zwischen BZE I und BZE II (Abbildung 3.1-6). Die Auswertung der BZE-Daten für Baden-Württemberg zeigt, dass landesweit leicht abnehmende Kohlenstoffvorräte in Waldböden zu finden sind, wobei die Kalkung zu geringfügiger Einlagerung von Kohlenstoff in den mineralischen Oberboden führte. Räumliche Heterogenitäten erwiesen sich in der Untersuchung aber als bedeutender für die Entwicklung der Bodenkohlenstoffspeicher als die Einflüsse der Kalkung (HARTMANN et al. 2016).

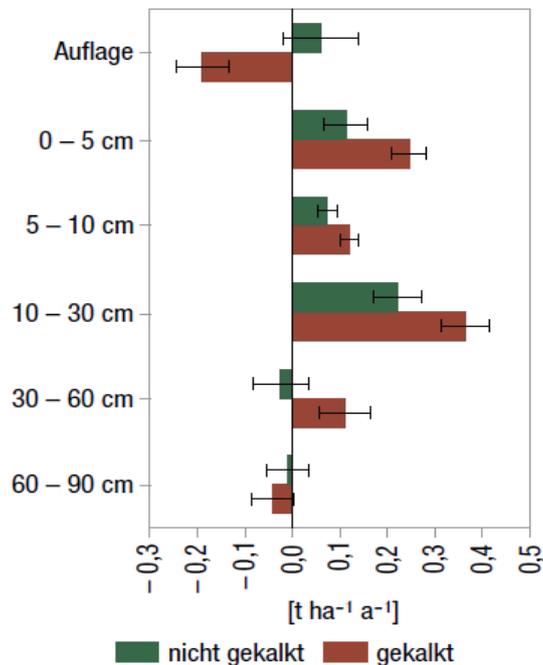


Abbildung 3.1-6: Tiefenprofil der jährlichen Änderungsrate der Kohlenstoffvorräte zwischen BZE I und BZE II auf gekalkten und nicht gekalkten versauerungsempfindlichen Standorten. Aus GRÜNEBERG et al. (2017).

### 3.1.6 Stickstoff

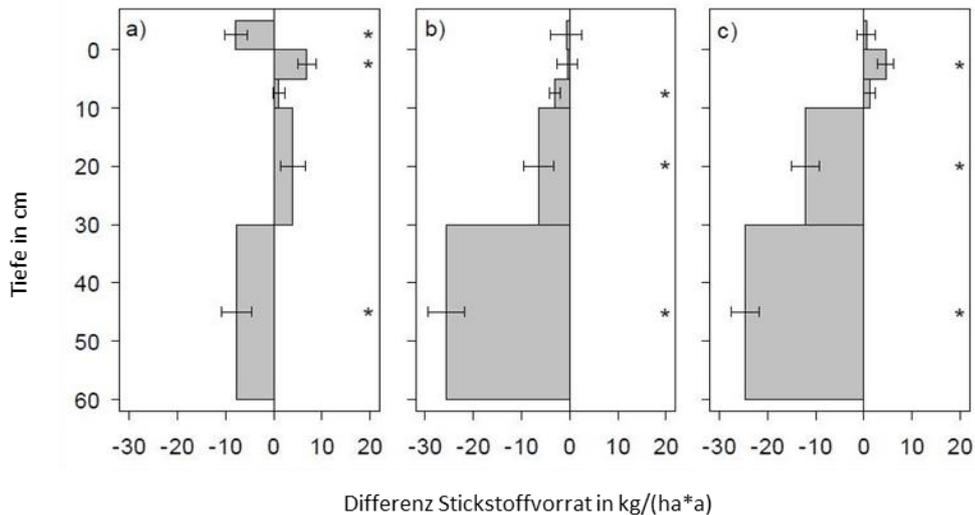
Analog zum gespeicherten Kohlenstoff sinken beim Humusabbau in der Auflage auch die Stickstoffvorräte (GRÜNEBERG et al. 2017). Dabei können in Folge von Nitrifikation Stickstoffverbindungen aus dem Boden ausgetragen und in Grund- und Oberflächengewässer eingetragen werden (vgl. Abschnitt 3.5). Außerdem werden mit dem Austrag von Nitrat auch Nährstoffe wie Calcium, Magnesium und Kalium verlagert und unter Umständen aus der

Wurzelzone ausgetragen (HÜTTL & ZÖTTL 1993). Studien auf dem stark stickstoffangereicher-ten Standort Höglwald fanden Hinweise auf hohe Nitratauswaschungen in Bodentiefen von mehr als 40 cm (HUBER et al. 2006). Zu beachten ist hierbei, dass infolge der hohen Stickstoffeinträge auch auf den nicht gekalkten Flächen hohe Stickstoffausträge beobachtet wurden. In einer Laboruntersuchung von HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER (2000) zeigte sich ebenfalls eine erhöhte Nitrifikation als Kalkungsfolge, die zu einer potentiellen Nitratauswaschung führen könnte. Die Forscher weisen jedoch darauf hin, dass unter Feldbedingungen lebende Wurzeln eine Auswaschung möglicherweise verhindern können. Dass die Stickstoffverlagerung nicht stets zu einer Auswaschung führt, zeigen unter anderem Ergebnisse von DAMMANN et al. (2013) und NKONGOLO et al. (2013), bei denen keine Unterschiede der Stickstoffgehalte zwischen Versuchs- und Kontrollflächen zu finden waren. FOSTER et al. (1988) beschreiben nach Kalkungen zwar deutliche Zunahmen von Ammonium in der Humusaufgabe, aber keine Änderungen der Stickstoffvorräte im Großteil des Mineralbodens.

Die Inventuren der BZE II zeigen, dass die Gesamtstickstoffgehalte im Boden (Humus und Mineralboden) abnehmen (Abbildung 3.1-7). Dabei zeigen ungekalkte Standorte einen größeren Verlust von Stickstoff als gekalkte, obwohl auf gekalkten Standorten die Retentionskapazitäten durch einen beschleunigten Humusabbau reduziert wurden (GRÜNEBERG et al. 2017, HARTMANN et al. 2016, WELLBROCK et al. 2016). FLECK et al. (2019) zeigen in ihrer Untersuchung der BZE-Flächen, dass es auf den gekalkten Standorten eine Verlagerung des Stickstoffs aus der organischen Auflage in den oberen Mineralboden gegeben hat, während die ungekalkten Standorte der Kalkungskulisse konstante Gehalte in der Auflage, aber stark abnehmende N-Gehalte im Mineralboden aufwiesen.

Besonders starke Rückgänge wurden auf ungekalkten Erhebungspunkten und in der Tiefenstufe 30 bis 60 cm festgestellt. Das lässt sich auf die negative Wirkung der Versauerung auf die biologische Aktivität im Boden zurückführen (AVERILL & WARING 2018, FLECK et al. 2019). Demnach liegt auf sauren Standorten Stickstoff überwiegend in Form partikulärer organischer Substanz vor. Darin wird er mangels biologischer Aktivität nicht umgeformt und sammelt sich so im Auflagehumus an, wodurch es kaum zu Einträgen in den Mineralboden kommt. Der bei höheren pH-Werten stimulierende Effekt von Stickstoff auf das Bodenleben tritt auf den sauren Standorten der Kalkungskulisse daher nicht auf. Nimmt nun der pH-Wert in Folge einer Kalkung zu, kommt dieser stimulierende Effekt zum Tragen und bewirkt Abbauprozesse in der Auflage. Dabei kommt es zur Bildung von mineralassozierten organischen Stickstoffverbindungen (z.B. Ton-Humus-Komplexen) oder mikrobieller Nekromasse, die einen Anstieg des N-Gehalts im oberen Mineralboden verursachen. Diese Erklärung wird durch die Beobachtung gestützt, dass die Stickstoffakkumulation im oberen Mineralboden besonders auf den Flächen erhöht war, auf denen Kalkungen durchgeführt wurden und im Boden erhöhte Kalkgehalte vorhanden waren (FLECK 2020). Diese Darstellung würde auch die Instabilität von sauren Humusaufgaben verdeutlichen, die sich damit nicht zur langfristigen Speicherung von Kohlenstoff eignen (vgl. Abschnitt 3.1.4). FLECK et al. (2019) weisen allerdings darauf hin, dass die Stickstofftrends in der BZE-Untersuchung

räumlich sehr variabel ausfallen und nicht unbedingt typisch für alle Regionen Deutschlands angesehen werden können.



**Abbildung 3.1-7:** Jährliche Änderung der Stickstoffvorräte zwischen BZE I und BZE II auf gekalkten versauerungsempfindlichen Flächen (a), ungekalkten versauerungsempfindlichen Flächen (b) und ungekalkten Kontrollstandorten außerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (c); \* markiert signifikant von Null verschiedene Änderungsraten. Aus WELLBROCK et al. (2016).

Die allgemeine Richtung dieser Beobachtungen zeigt die möglichen positiven Wirkungen von Kalkungen auf die Stickstoffspeicherung von Böden auf. Die standortsspezifische Wirkung von Kalkungen auf die Stickstoffdynamik in Böden ist jedoch von vielen Faktoren abhängig. Neben dem pH-Wert beeinflussen insbesondere der Stickstoffvorrat in der Auflage (FEGER et al. 2000), die Stickstoffdeposition (ŠRÁMEK et al. 2016), die Aufnahmerate von Stickstoff durch Pflanzen, Pilze und Tiere (VON WILPERT et al. 1993) sowie die Menge des Sickerwassers (WEIS & AHRENDTS 2018) die Mobilisierung und die Tiefenverlagerung von Stickstoff. Ein weiterer Faktor ist hierbei auch die biologische Wiederbesiedlung des tieferen Mineralbodens durch Wurzeln, Mikroorganismen und Tiere, welche Stickstoff einbringt.

### 3.1.7 Phosphor

Phosphor ist ein oft wachstumsbegrenzender Makronährstoff (VITOUSEK et al. 2010), der in Baden-Württemberg bei allen Hauptbaumarten auf großer Fläche im Mangel liegt. Phosphor ist in Dolomit nicht enthalten, sodass eine mögliche Verbesserung der Mangelsituation nach der Kalkung mit Dolomit nur durch eine verstärkte Mineralisierung der Streu erwartet werden kann (THOMS et al. 2018).

Untersuchungen zur Wirkung von Kalkung auf die Phosphorverfügbarkeit in Waldböden beobachteten zwar eine Verlagerung von Phosphor aus der Humusaufgabe in den Mineralböden, aber kaum Änderungen der Gesamtvorräte (GUCKLAND et al. 2011, HARTMANN et al. 2016, PUHLMANN et al. 2020, THOMS et al. 2018). Zudem liegt Phosphor häufig in nicht pflanzenverfügbarer Form vor. Neben der Bindung von Phosphor in Eisen-, Aluminium- und Calciumverbindungen kann auch das durch Kalkung angeregte Bodenmikrobiom verstärkt Phosphor immobilisieren (THOMS et al. 2018).

Im Gegensatz zum reinen Dolomit enthalten Dolomit-Holzasche-Gemische auch Phosphor. Gemäß den Forderungen der DLG (vgl. Abschnitt 2.2.2), müssen Dolomit-Holzasche-Gemische mindestens 0,3 % Phosphat enthalten. Das entspricht bei einer ausgebrachten Menge von 4 t Dolomit-Holzasche-Gemisch je Hektar einer Phosphorgabe von ca. 4 kg/ha. Diese Menge stellt einen Bruchteil der ausgebrachten Phosphorgaben in vielen Phosphordüngungsversuchen dar (vgl. z.B. GUSSONE 1972, NĚMEC 1938, SEIBT et al. 1968). Vergleicht man mit dem Phosphorexport durch Nutzung von Derbholz und Rinde (80 kg/ha) bzw. Vollbaumnutzung (115 kg/ha) bei einer 100-jährigen Umtriebszeit (NW-FVA 2011), entspricht die eingebrachte Phosphormenge etwa dem durchschnittlichen Verlust innerhalb von zwei bis drei Jahren.

Eine starke Wirkung ist bei den in der Holzasche enthaltenen Mengen nicht zu erwarten. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund der langsamen Freisetzung von Phosphor aus der Holzasche (vgl. Abschnitt 4.5), welche dazu führt, dass Phosphor nach der Holzascheausbringung nicht direkt, sondern erst nach und nach verfügbar wird (KARLTUN et al. 2008). Die Befunde zur Wirkung von Holzasche auf die Phosphorvorräte im Boden sind bislang uneinheitlich. Während SCHÄFFER (2002) nach fünfzehn Jahren keine kurzfristigen Effekte fand, wiesen Keimlinge bei einer Untersuchung von ERICH & OHNO (1992) schon nach vier Wochen erhöhte Phosphorgehalte auf, die für eine Erhöhung der verfügbaren Phosphorgehalte im Boden sprechen. Erklärungen für die Diskrepanzen sind der Einfluss des Bodentyps auf die Immobilisierung von Phosphor (AUGUSTO et al. 2008, OHNO 1992) sowie die unterschiedliche Mahlfineinheit des ausgebrachten Materials in den unterschiedlichen Untersuchungen (VON WILPERT et al. 2011a).

### 3.1.8 Bodenstruktur

Die mit der Kalkung ausgebrachten Kationen Calcium und Magnesium können günstig auf die Bodenstruktur wirken (BOHNE 1991, ROGASIK et al. 2005), da sie Bodenaggregate stabilisieren können (PARADELO et al. 2015, SCHNUG & HANEKLAUS 2002). Stabilere Bodenaggregate wiederum verbessern und stabilisieren auch den Wasser- und Lufthaushalt des Bodens. Andererseits sind auch Aluminiumionen, die in sauren Böden dominieren, sehr bedeutend für die Aggregatstabilität (IBRAHIM et al. 1998), wodurch es nach einer Kalkung und Verdrängung von Aluminium durch Calcium und Magnesium zu geringeren Aggregatstabilitäten kommen kann.

Neben den direkten Effekten der genannten Kationen wirkt die Kalkung stärker indirekt auf die Bodenstruktur, über ihren Einfluss auf die Bodenfauna (vgl. **Abschnitt 3.5.3**). Sobald Regenwürmer nach Kalkungen in größerer Zahl vorkommen, beeinflussen sie maßgeblich den Streuabbau und die Humusbildung sowie die Verzahnung zwischen Humusaufgabe und Mineralboden (**SCHACK-KIRCHNER & HILDEBRAND 1998**). Die Bioturbation führt dazu, dass der Mineralboden porenreicher und damit besser durchlüftet wird (**SCHACK-KIRCHNER & HILDEBRAND 1998, SCHÄFFER et al. 2001, VON WILPERT et al. 2013, s. auch Abbildung 3.1-5**). Die Erhaltung der Poren gegenüber komprimierenden Kräften wie der Schwerkraft ist neben einem Wachsen und Absterben von Wurzeln stark von der Aktivität der Bodenfauna abhängig (**SCHACK-KIRCHNER & HILDEBRAND 1998**). Insofern dient die Förderung der Bodenfauna durch Kalkung auch der Erhaltung des Bodenporenraums in Waldböden, welcher für den Gasaustausch und die Wasserbewegung in den Untergrund notwendig ist.

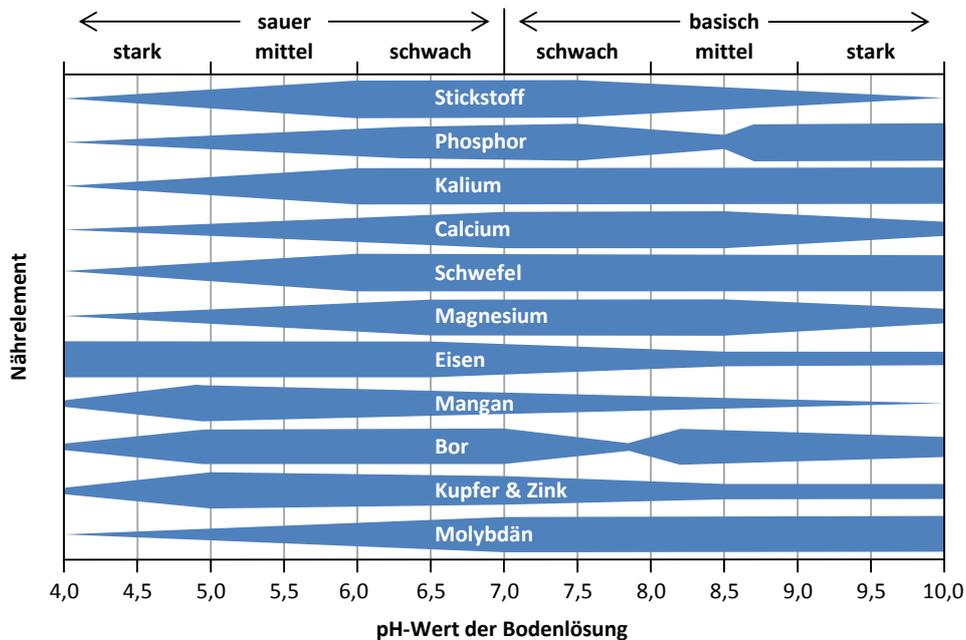
### 3.2 Ernährung und Kronenzustand

- Die Waldkalkung kann dabei helfen, Nährstoffkreisläufe zu schließen und den Kronenzustand zu verbessern.
- Dolomitzkalkungen wirken positiv auf die Versorgung der Waldbäume mit Magnesium und Calcium.
- Zugesezte Holzasche kann zur Schließung des Nährstoffkreislaufes beitragen und einer Verarmung vorbeugen. Gerade in den häufig knappen Nährstoffen Kalium und Phosphor zeigt sich jedoch zumeist kein nennenswerter Unterschied zur Kalkung mit reinem Dolomit.
- Mögliche negative Folgen der Kalkung sind eine verschlechterte Phosphor- (Immobilisierung durch Komplexbildung mit Calcium) und Kaliumversorgung (Konkurrenz mit Calcium).

Eine gesunde und üppige Blatt- beziehungsweise Nadelentwicklung ist Voraussetzung für einen funktionierenden Stoffwechsel der Vegetation. Insofern kann der Kronenzustand als ein integraler Indikator für den Gesundheitszustand der Bäume angesehen werden. Neben anderen Faktoren (Witterung, Ausdehnung des Wurzelraums, Vorkommen von toxischen Substanzen, Schädlingsbefall etc.) spielt die Nährstoffversorgung eine große Rolle für das gesunde Wachstum von Blättern und Nadeln. Verfärbungen und untypische Wuchsformen sowie Nekrosen an und Verlust von Blättern und Nadeln können auf Mangelsituationen hinweisen (**EVERS & HÜTTL 1992**). Ausgeglichene Ernährungsverhältnisse tragen zur Stabilisierung der Bestandesvitalität bei und können damit vor Kronenverlichtung und dem Absterben der Waldbäume schützen (**MOORE et al. 2012**).

Eine ausreichende Versorgung der Bäume mit Nährelementen ist maßgeblich von den pflanzenverfügbaren Nährstoffvorräten im Boden abhängig, welche unter anderem durch die Bodenversauerung eingeschränkt sein können. So führt eine anhaltende Überschreitung

der Säureneutralisationskapazität zum Verlust von Nährstoffen (LEUBE 2000), da infolgedessen basische Kationen an den Austauschern im Boden durch saure Kationen verdrängt und aus dem Wurzelraum ausgewaschen werden (vgl. Abschnitte 3.1.2.4 und 3.2.4). Auch kann in versauerten Böden die Feinwurzelichte im Mineralboden vermindert sein (Aluminiumtoxizität), sodass die Nährstoffaufnahme der Bäume beeinträchtigt ist (Abschnitt 3.3). Hinzu kommt der Einfluss des pH-Wertes auf die Bindungsform der Nährstoffe im Boden und die daraus resultierende Pflanzenverfügbarkeit: Wie in **Abbildung 3.2-1** ersichtlich, sind alle Haupt- sowie viele der Spurennährelemente bei geringen pH-Werten vergleichsweise schlecht pflanzenverfügbar. Vor diesem Hintergrund ist es nicht überraschend, dass NĚMEC (1938) bei Phosphordüngungsversuchen auf sauren und kalkarmen Flächen (pH-Wert zwischen 3,55 und 3,98; 70-160 mg CaO je 100 g Boden) keine nennenswerten Wachstumszunahmen feststellte, auf kalkreicheren dagegen schon.



**Abbildung 3.2-1: Vereinfachte Darstellung der Nährstoffverfügbarkeit im Boden in Abhängigkeit vom pH-Wert. Verändert nach REITSMA et al. (2011).**

Die Beobachtungen der regelmäßigen Ernährungsinventuren belegen eine flächenhaft angespannte Nährstoffsituation bei den Hauptbaumarten auf vielen Waldflächen Baden-Württembergs (HARTMANN et al. 2016). So liegen die mittleren Gehalte von Calcium und Magnesium bei Fichte, Tanne, Buche und Eiche häufig an der Grenze zum Mangelbereich. Auch Phosphor, der in Waldböden im Wesentlichen durch Gesteinsverwitterung eingebracht wird, ist trotz unterschiedlicher Grundgesteine auf den meisten Waldflächen Baden-Württembergs im Mangel und hat bei der Fichte bereits Mangelsymptome ausgelöst.

Für Fichten und Tannen stellten **HARTMANN et al. (2016)** seit 2001 eine kontinuierliche Verbesserung der Phosphorversorgung fest, was sie auf die Nährstofffreisetzung aus der verstärkten Mineralisierung von Auflagehumus zurückführten. Die Ernährung bei der Buche weist dagegen eine sehr ungünstige Phosphorversorgung auf, die vielerorts die Mangelgrenze unterschreitet. Bezüglich Kalium ist die Versorgung von Buchen, Tannen und Eichen gemäß den Erhebungen der Ernährungsinventur aktuell ausreichend, während Fichten eine tendenzielle Unterversorgung zeigen. Buchen, Fichten und Tannen weisen zudem eine abnehmende Schwefel- und Zinkversorgung bis hin zu einer tendenziellen Unterversorgung auf (**HARTMANN et al. 2016**).

Die angespannte Nährstoffsituation wird durch die hohen Stickstoffeinträge noch zusätzlich verschärft, da diese das Pflanzenwachstum beschleunigen und so den Nährstoffbedarf erhöhen. Das schnell gewachsene Holz wird durch den induzierten Nährstoffmangel anfällig gegenüber mechanischen Schäden wie durch Wind, Schnee oder Eis (**BURIÁNEK et al. 2013**). Stickstoffdepositionen wirken außerdem versauernd und vermindern die Bodenvorräte an Nährstoffkationen, wenn diese mit Nitrat aus dem Wurzelraum ausgewaschen werden. Regenwürmer und andere Vertreter der Bodenfauna werden durch überhöhte Stickstoffeinträge geschädigt (**vgl. Abschnitt 3.5.3**). Da Pflanzenwurzeln nicht in (anaerobe) Aggregatinnenräume wachsen können, sind sie auf ausreichende Nährstoffbelegung der Aggregatoberflächen angewiesen. Ohne ausreichend Bioturbation findet nur eine geringe Aggregatumbildung statt, sodass kaum neue Aggregatoberflächen geschaffen werden, was insbesondere für die Kaliumversorgung kritisch ist (**VON WILPERT et al. 2018**). Außerdem spielt die grabende Tätigkeit von Bodentieren eine wichtige Rolle für die Bodenbelüftung. In stark versauerten und stickstoffbelasteten Böden führt das geringe Bodenleben dazu, dass eine mangelhafte Sauerstoffverfügbarkeit im Mineralboden zum Durchwurzelungshindernis wird. Durch überhöhte Stickstoffbelastungen kommt es auch zur Schädigung der Mykorrhiza (**vgl. Abschnitt 3.5.4**). Im Gegensatz zu den Erwartungen bezüglich der Entwicklung der Stickstoffversorgung der Wälder Baden-Württembergs stellten **HARTMANN et al. (2016)** auf allen Buchen- und Fichtenstandorten einen Rückgang der Stickstoffgehalte in älteren Nadeljahrgängen bzw. Blättern fest. Bei Tannen lagen die Nadelgehalte im fünften Nadeljahrgang höher als bei jüngeren Nadeln.

Kalkung erhöht den pH-Wert der Böden, verbessert die Pflanzenverfügbarkeit einiger Nährelemente, verringert auf lange Sicht deren Auswaschung und ersetzt gleichzeitig verlorene Calcium- und Magnesiumvorräte sowie bei Verwendung von Dolomit-Holzasche-Gemisch auch Kalium und Phosphor. Kalkungen verbessern die Lebensbedingungen für viele Vertreter der Bodenfauna (**vgl. Abschnitt 3.5.3**), wodurch die Bioturbation angeregt wird und die Verfügbarkeit der Nährstoffe für Pflanzen steigt. Dies verbessert, zusammen mit den erhöhten pH-Werten und der angehobenen Basensättigung, die Bedingungen für das Wurzelwachstum (**Abschnitt 3.3**) und damit die potentielle Nährstoffaufnahme durch die Pflanzen. Der Einsatz von Dolomit und Dolomit-Holzasche-Gemisch kann somit zu einer insgesamt ausgeglicheneren Nährstoffversorgung von Wäldern beitragen (**ARONSSON &**

EKELUND 2004, BURKE & RAYNAL 1998, GREVE 2015, VON WILPERT et al. 2011a, VON WILPERT et al. 2013) und Zuwachs sowie Kronenzustand günstig beeinflussen (VAN DER PERRE et al. 2012).

Acht Jahre nach einem Kalkungsversuch konnten Li et al. (2014) von verringerten Kronenverlichtungen und sowohl einer höheren Nadelanzahl als auch einer erhöhten Nadeltrockenmasse pro Zweig berichten. Auch JONARD et al. (2010) und MOORE et al. (2012) berichten von einem verbesserten Kronenzustand als Folge einer zwei bzw. 15 Jahre zurückliegenden Kalkung.

### 3.2.1 Magnesium

Magnesium ist aufgrund der geringeren Ionengröße im Boden mobiler als Calcium (THOMS et al. (2018), Abschnitt 3.1.2.2). Besonders in stark versauerten Böden ist die Retention von Magnesium sehr gering, sodass dort ein höherer Anteil ausgewaschen wird (MEIWES et al. 1986). Dies hängt damit zusammen, dass hohe Konzentrationen von Aluminium- und Ammoniumionen Magnesium von den Bodenaustauschern verdrängen (EVERS & HÜTTL 1992). Es ist daher kaum überraschend, dass infolge des sauren Regens in den 1980er Jahren zunächst flächenhafte Magnesiummangelsymptome an Waldbäumen auffielen, welche durch versauerungsbedingte Magnesiumauswaschung ausgelöst wurden (KAUPENJOHANN et al. 1988). Der Magnesiummangel äußerte sich in Chlorose- und Nekroseerscheinungen, einer verstärkten Kronenverlichtung sowie einer erhöhten Mortalitätsrate der betroffenen Bäume.

Als Reaktion auf den verbreiteten Magnesiummangel wurden seit den 1980er Jahren vermehrt Dolomite mit hohem Magnesiumanteil für die Waldkalkungen verwendet. In Kombination mit dem Rückgang der versauernden Depositionen zeigte diese Maßnahme eine deutliche Wirkung: Die Ernährung der Bestände hat sich auf den behandelten Flächen anhaltend verbessert, was sich sowohl in den Magnesiumgehalten der Blattoorgane als auch im Kronenzustand widerspiegelt (GUCKLAND et al. 2011, HÜTTL & ZÖTTL 1993, MEESBURG et al. 2001, SAARSALMI et al. 2011, VON WILPERT et al. 2013). Auch aktuelle Untersuchungen der FVA bestätigen diese Befunde (Abschnitte 4.1.6 und 4.2.8). Die Behandlung mit Dolomit hat im Allgemeinen zu engeren N/Mg-Verhältnissen geführt, sodass bei der BZE II auf den meisten gekalkten Aufnahmepunkten, im Gegensatz zu nicht gekalkten, diesbezüglich eine harmonische Nährstoffversorgung festgestellt werden konnte (DAMMANN et al. 2013, FEGER et al. 2000, WELLBROCK et al. 2016). FEGER et al. (2000) bestätigen eine harmonisierende Wirkung der Kalkung auf die Ernährungssituation für Koniferenfeinwurzeln.

Die hohe Mobilität von Magnesium im Boden kann dazu führen, dass große Teile des mit der Kalkung ausgebrachten Magnesiums mit dem Bodensickerwasser aus der Wurzelzone ausgetragen werden (BRAHMER 1994, MEIWES et al. 1986, WEIS et al. 2009). Andererseits gibt es vielfältige Belege für eine langfristig verbesserte Magnesiumverfügbarkeit nach Kalkungen (COURT et al. 2018, GREVE 2015, GUCKLAND et al. 2012, NKONGOLO et al. 2013). THOMS et

al. (2018) fanden nach einer einmaligen Dolomitkalkung mit 3 t/ha signifikant erhöhte Magnesiumgehalte in den Nadeln von Fichten. Nach zweimaliger Kalkung war die Erhöhung auch bei Buche und Eiche nachzuweisen. Auch in den Feinwurzeln von Fichten ist eine erhöhte Magnesiumkonzentration nachweisbar (BRUNNER et al. 2004). In der Untersuchung von COURT et al. (2018) war bei geringen Kalkdosen von < 1,5 t/ha die positive Wirkung der Kalkung auf die Magnesiumvorräte in den Blättern deutlich länger nachweisbar als im Boden selbst. Erklärt werden kann dies mit der Vergrößerung des Wurzelraumes infolge von Kalkungen (vgl. Abschnitt 3.3). Tiefliegende Wurzeln können so Magnesiumionen auch im Unterboden noch erreichen, wodurch diese weniger schnell ausgewaschen werden. Dieser biogene Retentionsmechanismus beeinflusst auf lange Sicht die Nährstoffverfügbarkeit und den für die Nährstoffaufnahme nutzbaren Hauptwurzelraum positiv (SCHÄFFER et al. 2001). Ein weiterer effektiver Mechanismus zum Rückhalt von Magnesium in Bäumen, der zu einer langfristigen Wirkung beiträgt, ist die interne Umlagerung des Nährstoffs (GREVE et al. 2016). Dabei werden mobile Ionen vor dem Abwurf von Blättern und Nadeln aus diesen zurückgezogen und in neues Pflanzengewebe verlagert.

Die für die Magnesiumernährung fördernde Wirkung geht sowohl von Dolomit als auch vom Dolomit-Holzasche-Gemisch aus (SCHÄFFER 2002).

### 3.2.2 Calcium

Calciummangel war und ist weniger verbreitet als der von Magnesium, was unter anderem auf die vergleichsweise geringere Mobilität der Calciumionen zurückzuführen ist. Außerdem reichen den Blattorganen schon verhältnismäßig kleine Calciummengen von 1,2 mg/g für eine gesunde Ernährung. Calciumkonzentrationen in den Blättern von über 2 mg/g werden als physiologisch unwirksames Calcium-Oxalat festgelegt (FEGER et al. 2000, GÜLPEN & FEGER 1998, WEIS et al. 2009). Symptome für den Calciummangel sind zwar nach HARTMANN & BUTIN (2017) nicht definiert. Es ist aber bekannt, dass Calcium für die Regulierung der Spaltöffnungen in den Blättern essentiell ist. Bei Calciummangel ist die Reaktionsfähigkeit der Stomata auf Stressfaktoren eingeschränkt, was unter anderem mit einem erhöhten Wasserverbrauch und einer verringerten Trockenheitstoleranz einhergeht (LANNING et al. 2019).

Calcium erfüllt zudem eine Vielzahl von ernährungsrelevanten Funktionen im Waldboden. Neben der Bedeutung als essentielles Nährelement schützt es als wichtige Puffersubstanz gegen Versauerung, stabilisiert Strukturelemente im Boden und verbessert die Lebensbedingungen für Bodenleben insgesamt (ROGASIK et al. 2005). Geringe Calciumkonzentrationen können sich negativ auf die Verfügbarkeit anderer Nährelemente auswirken (SMALLIDGE et al. 1993). Eine Verarmung an Calcium ist also, auch ohne dass Mangelsymptome an Waldbäumen sichtbar werden, kritisch für den Stoffhaushalt von Waldökosystemen, für Vitalität und Wachstum der Waldbäume sowie für die Bodenbiodiversität. Wo der Austrag von Calcium die Nachlieferung durch Mineralverwitterung übersteigt, müssen diese

Nettoverluste kompensiert werden, um eine nachhaltige Stabilität der Ökosysteme zu erreichen (LAUDELOUT 1993). Außerdem sind Aluminiumkonzentration und pH-Wert negativ mit der Calciumaufnahme korreliert: Sind viele Protonen und Aluminiumionen in der Bodenlösung, können Wurzelzellen weniger Calciumionen daraus aufnehmen (ROUT et al. 2001). Da Calcium nicht mit dem aus den Blättern kommenden, Zucker transportierenden Baumsaft (Phloem) transportiert wird (MARSCHNER 1992), kann es aus den Blattorganen nur sehr eingeschränkt in den Rest des Baumes rückverlagert werden.

Gemäß den Ergebnissen der baden-württembergischen Ernährungsinventuren an den Punkten der Bodenzustandserhebung lag der landesweite Median der Calciumgehalte im Jahr 2006 bei Fichtennadeln des ersten, dritten und fünften Jahrgangs bei 5,84 mg/g Trockensubstanz, 6,97 mg/g und 7,25 mg/g (HARTMANN et al. 2016). Ausgehend von sehr niedrigen Gehalten in den 1980er Jahren zeigt sich eine kontinuierliche Erholung. Im Gegensatz dazu zeigen Tannennadeln im Inventurjahr 2006 die höchsten Calciumkonzentrationen bei Nadeln des ersten Jahrgangs (Median = 6,26 mg/g Trockensubstanz), die der dritten und fünften Jahrgänge waren etwas geringer und befinden sich knapp an der Mangelgrenze. Ein eindeutiger Trend ließ sich nicht erkennen. Auch bei Buchenblättern (Erhebungsjahre 2001, 2007, 2012) ist kein klarer Trend erkennbar; die Werte befinden sich großteils im Bereich der Normalversorgung.

Die Kalkung mit Dolomit und Holzasche führt zu einer erhöhten Calciumversorgung der Blätter und Nadeln (AUGUSTO et al. 2008, BØRJA & NILSEN 2009, BRAHMER 1994, FEGER et al. 2000, FOSTER et al. 1988, GUCKLAND et al. 2011, HARTMANN et al. 2016, HÜTTL & ZÖTTL 1993, JONARD et al. 2010, LI et al. 2014, NKONGOLO et al. 2013, SAARSALMI et al. 2011). Auch in Feinwurzeln von Fichten wurde eine Konzentrationserhöhung von Calcium festgestellt (BRUNNER et al. 2004). Diese Wirkung hält über Jahrzehnte an (COURT et al. 2018), was sich auch in aktuellen Studien der FVA zeigt (vgl. Abschnitt 4.1.6). Das lässt sich durch die im vorausgegangenen Abschnitt beschriebene Erweiterung des Wurzelraums und die Funktion der „Basenpumpe“ erklären (NKONGOLO et al. 2013), wodurch der Nährstoffkreislauf in höherem Maße geschlossen ist (BIHL 2004, SCHRAMEK et al. 2017). Als Basenpumpe wird der Prozess bezeichnet, bei dem basische Kationen im Unterboden durch Wurzeln aufgenommen werden und dann durch die Verlagerung im Baum und anschließenden Streufall auf die Bodenoberflächen zurückgeführt werden.

### 3.2.3 Kalium

Kalium ist ein bedeutsames Nährelement, das neben Calcium an der Regelung der Transpiration beteiligt ist (BENLOCH-GONZÁLEZ et al. 2008, THOMS et al. 2018). Die Wirkung von Kalium auf Wassernutzungseffizienz und Trockenheitstoleranz hat hohe Relevanz für die Vitalität und Wuchskraft der Waldbäume im Klimawandel. Umso bedenklicher ist es, dass die Kaliumvorräte im Boden weiträumig rückläufig sind (vgl. Abschnitt 3.1.2.3) und sich zunehmend im Mangelbereich befinden (SCHÄFFER 2002, SCHWEIZERISCHE EIDGENOSSENSCHAFT 2017,

THOMS et al. 2018, VON WILPERT et al. 2020b). Kaliummangel bewirkt ein vermindertes Pflanzenwachstum sowie eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Pathogenen, Schädlingen und Witterungsextremen (SCHWEIZERISCHE EIDGENOSSENSCHAFT 2017). Er äußert sich in nekrotischen Blättern und Nadeln, die schließlich sterben und abfallen sowie im Extremfall dem vollständigen Absterben des Baumes (EVERS & HÜTTL 1992). Die aktuell angespannte Ernährungssituation zeigt sich bisher jedoch weitgehend in tendenziellen und leichten Mangelsymptomen (FEGER et al. 2000, THOMS et al. 2018, VAN DER PERRE et al. 2012, WELLBROCK et al. 2016), die ein weiterhin gutes Wachstum der Bäume erlauben (MOORE et al. 2012, WEIS et al. 2009).

Die wichtigste Ursache für einen Kaliummangel ist die Auswaschung der Ionen infolge der Bodenversauerung: Die hohen Konzentrationen von Protonen und sauren Kationen verdrängen das Kalium von den Austausch- und Aggregatoberflächen, sodass es nicht mehr pflanzenverfügbar im Boden gespeichert vorliegt. Da Kaliumionen sehr mobil sind, werden sie leicht mit dem Sickerwasser ausgetragen. Besonders in bindigen Böden, die langsam auf Änderungen reagieren, kann eine starke Verarmung von essentiellen Nährelementen wie Kalium ein langfristiges Problem darstellen. Gemäß HILDEBRAND (1990) läuft die Kaliumdiffusion aus dem Aggregatinneren sehr langsam ab, sodass auf aggregierten, lehmigen Böden ein Mangel des Nährelements verstärkt auftreten kann.

Auch Kalkungen können einen Kaliummangel verstärken oder auslösen. So finden WELLBROCK et al. (2016) häufiger auf gekalkten als auf ungekalkten Standorten Hinweise für einen latenten Kaliummangel. Eine geringfügig schlechtere Kaliumversorgung auf gekalkten Flächen im Vergleich zur Kontrolle bemerken auch MEINING et al. (2018), wobei dort bei allen Versuchsflächen die meisten Messwerte im Mangelbereich lagen. Die Parzellen, auf denen dem Dolomit Kaliumsulfat beigemischt wurde, bilden insofern eine Ausnahme, als dass die Werte in den ersten Jahren in den unteren Bereich der Normalversorgung aufsteigen, bevor sie auf das Niveau der anderen Flächen absinken.

Dieser Kalkungseffekt lässt sich zum Teil auf die Verdrängung von Kalium von den Austauschern durch die hohe Konzentration von Calcium in der Bodenlösung zurückführen (HARTMANN et al. 2016). Zum anderen Teil liegt er am Aufnahmeantagonismus zwischen Kalium und Calcium (EVERS & HÜTTL 1992): Eine hohe Konzentration von Calciumionen in der Bodenlösung reduziert die Fähigkeit der Pflanzen, Kalium aufzunehmen. Das wiederum führt zu einem Rückgang der Kaliumgehalte in den Blättern (BURKE & RAYNAL 1998, HÜTTL & ZÖTTL 1993, VON WILPERT et al. 2013, WEIS et al. 2009). Dieser Antagonismus wird nicht immer beobachtet (DAMMANN et al. 2013, GREVE 2015, HUBER et al. 2006, KAUPENJOHANN 1995, SCHÄFFER 2002, ŠRÁMEK et al. 2016). In aller Regel werden aber geringere Kaliumkonzentrationen in den Blättern und Nadeln von Bäumen im Vergleich zu ungekalkten Flächen gemessen (BIBER et al. 2012, GUCKLAND et al. 2011, MOORE et al. 2012, THOMS et al. 2018, WELLBROCK et al. 2016).

Eine negative Wirkung auf die Kaliumernährung könnte auch von einer erhöhten Stickstoffverfügbarkeit im Boden ausgehen. Zum einen besteht ein konkurrenzbedingter Aufnahmeantagonismus von Kalium nicht nur mit Calcium, sondern auch mit Ammonium und Kalium (EVERS & HÜTTL 1992, THOMS et al. 2018). Zum anderen werden bei einer Nitratauswaschung aus der Wurzelzone auch bevorzugt hochmobile Kaliumionen ausgetragen. Die langjährig erhöhten Stickstoffeinträge in Wälder könnten demnach eine Rolle bei der beobachteten Kaliumverarmung vieler Waldstandorte spielen. Aber auch die vielfach beobachtete Mineralisierung von Auflagehumus infolge von Kalkungen wirkt prinzipiell in die gleiche Richtung, wenn die damit verbundene Stickstoffmobilisierung die Speicher- und Aufnahmekapazität der darunter liegenden Bodenhorizonte und der Vegetation überschreitet und es zu Nitratauswaschungen aus der Wurzelzone kommt (GUCKLAND et al. 2011).

Die durch Versauerung an Kalium verarmten Austauscheroberflächen werden durch natürliche Diffusionsprozesse der Kaliumvorräte aus den Aggregatinnenräumen an die Oberflächen wieder aufgefüllt. Der Prozess ist jedoch von einer ausreichenden Wasserverfügbarkeit im Boden abhängig. Eine klimawandelbedingt zunehmende Trockenheit der Böden kann dazu führen, dass dies verlangsamt geschieht (VON WILPERT & LUKES 2003). Auch die Abwaschung von Kaliumionen von den Aggregatoberflächen wird vermutlich durch den Klimawandel beeinflusst: In Trockenphasen dürfte sie geringer ausfallen, bei Starkregenereignissen dagegen stärker. Welcher dieser Effekte sich stärker auswirken wird, ist schwer einzuschätzen.

Hierin zeigt sich einer der Aspekte, in denen Kalkung zur Verbesserung der Kaliumversorgung beitragen kann. Der Einsatz von Dolomit initiiert eine Prozesskette, die über die Steigerung des pH-Wertes und die Senkung der Aluminiumkonzentrationen das Bodenleben stärkt und die Neubildung von Aggregatoberflächen fördert. Dadurch kann die Kalkung einer übermäßigen Auswaschung von Kalium vorbeugen: Kaliumionen werden kontinuierlich aus Aggregaten freigesetzt und dort auch wieder festgelegt – große Kaliumpools liegen so kaum lange vor, von der Auswaschung sind sie daher nicht lange gefährdet. Die ständige Verfügbarmachung von geringen Kaliummengen aus Aggregaten könnte eine Erklärung dafür sein, dass VON WILPERT et al. (1993) trotz des Aufnahmeantagonismus zwischen Calcium und Kalium nach Kalkungsmaßnahmen mit Dolomit leicht erhöhte Kaliumgehalte in Nadeln und Blättern feststellten, obwohl in Dolomit kein Kalium enthalten ist. Kurzfristig kann außerdem auch bei der kalkungsinduzierten Mineralisierung von Auflagehumus Kalium freigesetzt werden und zur Ernährung beitragen. Dolomit-Holzasche-Gemisch enthält im Gegensatz zu reinem Dolomit Kalium, sodass es sogar zur Erholung der Kaliumvorräte beitragen könnte (AUGUSTO et al. 2008, SCHÄFFER 2002, VON WILPERT et al. 2013), wobei gemäß einer anderen Untersuchung mit den ausgebrachten Holzschemengen nicht einmal ein kurzfristiger Bilanzausgleich stattfindet (VON WILPERT et al. 2018). Auch eine aktuelle Studie der FVA zeigt eine leicht reduzierte Kaliumversorgung der Blätter nach der Behandlung mit Dolomit und Holzasche (vgl. **Abbildung 4.1-11**), obwohl die Kaliumgehalte der Asche leicht in Lösung gehen und damit pflanzenverfügbar sein sollten (vgl. **Abschnitt 4.2**). THOMS et al. (2018)

weisen allerdings darauf hin, dass die bisherige Beobachtungszeit solcher Untersuchungen zu kurz ist, um definitive Aussagen zum Unterschied der Wirkung von Dolomit und Dolomit-Holzasche-Gemisch zuzulassen.

### 3.2.4 Sauerwirkende Kationen

In niedrigen pH-Bereichen erhöht sich die Verfügbarkeit von sauerwirkenden Kationen wie Eisen, Mangan und Aluminium (MACNICOL & BECKETT 1985). Dies kann sich in vielfältiger Weise negativ auf die Baumernährung auswirken. Hohe Konzentrationen saurer Kationen beeinträchtigen die Lebensbedingungen für Bodentiere (SCHACK-KIRCHNER & HILDEBRAND 1998) und hemmen das Wurzelwachstum (HAYNES 1982, ROUT et al. 2001). Außerdem verdrängen sie andere Nährstoffe von den Austauschern im Boden (KAUPPI et al. 1986), sodass diese vermehrt ausgewaschen werden. Gleichzeitig behindert der Antagonismus zweiwertiger Eisen- und Mangan- sowie dreiwertiger Aluminiumionen mit Calcium und Magnesium die Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln. So berichtet GREVE (2015), dass aufgrund der hohen Manganverfügbarkeit auf einem versauerten Standort Douglasien Mangan aufnehmen und dies zusammen mit der geringeren Aufnahme anderer essentieller Nährstoffe eine Mangantoxizität auslöste. Da die Pufferung durch Aluminiumoxide bei sinkendem pH-Wert früher ausgelöst wird als die Eisenpufferung und Manganoxide mengenmäßig auf den meisten Standorten in Baden-Württemberg nur eine untergeordnete Rolle spielen (HARTMANN et al. 2016), wird eine starke Bodenversauerung typischerweise durch eine hohe Konzentration von Aluminiumionen in der Bodenlösung gekennzeichnet. Entsprechend erweist sich dieses Element in versauerten Böden als besonders schädlich und wird im Folgenden prioritär behandelt.

Bei pH-Werten unter 5 gilt die Aluminiumtoxizität als wachstumslimitierender Faktor, der sich in Symptomen wie verkümmerten, dunkelgrünen Blättern und Vergilbung oder Absterben von Blattspitzen äußern kann (ROUT et al. 2001). Ein chemischer Hinweis auf Aluminiumtoxizität für Wurzeln ist das Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminiumionen in der Bodenlösung, das als wachstumsphysiologisch relevanter Parameter angesehen wird (SVERDRUP & WARFVINGE (1993), Abschnitt 3.3). Auf vielen Waldflächen Baden-Württembergs lag das BC/Al-Verhältnis sowohl bei der BZE I als auch bei der BZE II im kritischen Bereich von  $< 1$  (HARTMANN et al. 2016). Die BZE-Aufnahmen in Baden-Württemberg belegen eine reduzierende Wirkung der Bodenschutzkalkungen auf die Aluminiumtoxizität: Während auf ungekalkten Standorten das BC/Al-Verhältnis zwischen BZE I und BZE II weiter abnahm, blieb es auf zuvor gekalkten Flächen im Durchschnitt wenigstens stabil (HARTMANN et al. 2016). GREVE (2015) fand auf Versuchsflächen in Rheinland-Pfalz in 10 und in 60 cm Tiefe leicht zunehmende BC/Al-Verhältnisse nach Kalkung. LI et al. (2014) stellten auf Versuchsflächen in China bis in 40 cm Bodentiefe ein erhöhtes Ca/Al-Verhältnis fest. Auch aktuelle Untersuchungen der FVA belegen, dass die Behandlung mit Dolomit und auch Holzasche die Alumi-

niumkonzentrationen im Bodenwasser reduzieren und das Ca/Al-Verhältnis in der Bodenlösung in unkritische Bereiche anheben kann (**Abschnitt 4.1.3**). **BROWN et al. (1988)** stellten nach Kalkungen deutlich geringere Aluminiumkonzentrationen in Koniferennadeln fest. Ebenso berichten **BØRJA & NILSEN (2009)** von verringerten Aluminium-, Mangan- und Eisengehalten in Fichtennadeln nach Kalkungsversuchen. **JONARD et al. (2010)** führen den von ihnen beschriebenen Rückgang von Aluminium in den Blattorganen von Fichten und Buchen auf den Ersatz von Aluminiumionen an den Austauscheroberflächen durch Calcium- und Magnesiumionen und die damit verbesserte Wurzelaufnahme dieser Nährstoffe zurück. **FOSTER et al. (1988)** beobachteten hingegen keinen langfristigen Einfluss der Kalkung auf die Aluminiumkonzentration in Blättern.

### 3.2.5 Stickstoff

Stickstoff ist ein essentielles Nährelement, das kaum in Mineralen vorkommt (**BURIÁNEK et al. 2013**) und daher natürlicherweise in relativ geringen Mengen in Ökosysteme eingetragen wird. Natürliche Ökosysteme sind deshalb auf eine geringe Stickstoffverfügbarkeit und ein weitgehend geschlossenes System angepasst, das von der Umsetzung organischer Bodensubstanz abhängt (**KAUPENJOHANN 1995**). Ein steigendes Stickstoffangebot wirkt zunächst wachstumssteigernd auf die Vegetation (**JONARD et al. 2015**), da Stickstoff natürlicherweise zumeist das wachstumslimitierende Element darstellt. Während Fichtennadeln eine gute Versorgung zeigen, liegen die Stickstoffgehalte von Buchen- und Eichenblättern sowie die von jungen Tannennadeln interessanterweise deutschlandweit auf vielen Flächen trotz hoher Depositionen im latenten Mangelbereich (**WELLBROCK et al. 2016**). Das spricht dafür, dass entweder der Nährstoffkreislauf in diesen Wäldern gehemmt ist oder die Wachstumsbeschleunigung zu einer entsprechend starken Zunahme der Biomasse geführt hat, die den zusätzlich aufgenommenen Stickstoff verdünnt. Durch eine Wachstumssteigerung steigt der Bedarf an Nährstoffen und da unter anderem Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor häufig nicht ausreichend vorliegen, kommt die Nährstoffversorgung zunehmend ins Ungleichgewicht (**GREVE et al. 2016, JONARD et al. 2015, RUMPF et al. 2018**). Ein weiterer Grund für vergleichsweise niedrige Blattstickstoffgehalte könnte die durch Bodenversauerung reduzierte Feinwurzeldichte sein, womit weniger Nährstoffe (und so auch Stickstoff) aus der Bodenlösung aufgenommen werden können. Problematisch ist hierbei in hohem Maße die schädigende Wirkung hoher Stickstoffdepositionen auf die Mykorrhiza (**vgl. Abschnitt 3.5.4**). Eine reduzierte Mykorrhizierung senkt die Nährstoffzufuhr für die Bäume zusätzlich. Auch die Aufnahme anderer Nährstoffe durch die Wurzel selbst wird durch einen Stickstoffüberschuss gehemmt (**BOBBINK et al. 2010, DAMMANN et al. 2013**).

Noch kritischer wird die Situation durch den versauernden Charakter von Stickstoffdepositionen, da sich sinkende pH-Werte und steigende Aluminiumkonzentrationen negativ auf die Nährstoffaufnahme auswirken (**vgl. Abschnitt 3.2.4**). Die negative Wirkung der Stickstoffeutrophierung auf die Nährstoffversorgung von Blättern wurde in mehreren langfristig

angelegten Untersuchungen in Mitteleuropa gezeigt (BRAUN et al. 2009, JONARD et al. 2015, TALKNER et al. 2015).

Kalkungen können zur Freisetzung von Stickstoff beitragen (FORMÁNEK & VRANOVÁ 2002), wenn infolge der pH-Wert-Erhöhung Humusaufgaben verstärkt mineralisiert werden (Abschnitt 3.5). Dabei kommt es auf stickstoffreichen Standorten zu einer direkten überdüngenden Wirkung auf die Vegetation (REIF et al. 2014, SCHLÜTER 1966), während Wälder mit einer Wachstumslimitierung durch Stickstoff eine zusätzliche Verknappung erleben können (FORMÁNEK & VRANOVÁ 2002). Zumindest auf die Bäume scheinen sich die zusätzlich verfügbaren Nitratmengen jedoch bislang nicht negativ auszuwirken. So konnte eine Vielzahl von Studien keinen Effekt der Kalkung auf die Stickstoffversorgung der Blätter finden (z.B. FEGER et al. 2000, FOSTER et al. 1988, GREVE et al. 2016, HUBER et al. 2006, JONARD et al. 2010, MOORE et al. 2012, TALKNER et al. 2019, THOMS et al. 2018). Standorte mit latentem Stickstoffmangel, an denen erhöhte Blattkonzentrationen zu erwarten wären, sind in Baden-Württemberg nicht sehr verbreitet.

Wird Stickstoff infolge von Kalkungen in der Humusaufgabe mineralisiert und mobilisiert, besteht die Gefahr, dass er in Form von Nitrat mit dem Bodensickerwasser aus dem Wurzelraum ausgewaschen wird, wenn er von Pflanzen und Bodenlebewesen nicht vollständig aufgenommen wird. Dabei können ladungsäquivalent Nährstoffkationen ausgetragen werden, mit entsprechenden negativen Folgen für Bodenvorräte und Bestandesernährung (vgl. Abschnitt 4.1.6). Die meisten Studien (BRAHMER 1994, FEGER et al. 2000, FRANSMAN & NIHLGÅRD 1995) kommen allerdings zu dem Ergebnis, dass die Nitratmobilisierung hauptsächlich eine Verlagerung innerhalb des Bodenprofils und keine Auswaschung aus der Wurzelzone verursacht und dass sie zudem zeitlich befristet ist (vgl. Abschnitt 3.6). An den Anstieg kann sich ein verringerter Austrag anschließen, wie z.B. WELLBROCK et al. (2016) erwarten. Dies lässt sich durch die fördernde Wirkung der Kalkung auf die Vegetation erklären. Denn zum einen findet auf gekalkten Flächen generell ein Zuwachs der Biomasse statt (vgl. Abschnitt 3.5.1), wodurch mehr Stickstoff aus dem Kreislauf entzogen wird als auf nicht gekalkten Flächen. Zum anderen wird auch die Tiefendurchwurzelung gefördert (vgl. Abschnitt 3.3), was dazu beiträgt, den Sickerwasseraustrag von Stickstoff zu reduzieren.

Die in verschiedenen Untersuchungen festgestellten Nitratschübe nach Kalkungen speisen sich aus den labil gebundenen Stickstoffvorräten und dem Stickstoffüberschuss eines Standortes. Wenn die Depositionen nicht abnehmen und die Ökosysteme weiterhin stark versauern und daher umsatzschwach bleiben, werden die Retentionskapazitäten wahrscheinlich an sehr vielen Standorten so deutlich überschritten, dass es zu starken Auswaschungen kommen muss. Da diese Vorräte jedoch ohnehin nicht stabil sind und auch ohne Kalkung Nitratschübe verursacht werden können – beispielsweise regelmäßig im Jahresverlauf (FEGER et al. 2000, PAPEN & BUTTERBACH-BAHL 1999), wenn die biologische Aktivität im Herbst nachlässt – verursachen Kalkungsmaßnahmen eine vorgezogene Mobilisierung und reduzieren dabei kurz- bis mittelfristig die Stickstoffvorräte auf ein stabileres Maß.

Auch auf ungekalkten Waldböden ist eine Nitratauswaschung einschließlich einer Verdrängung der Nährstoffkationen von den Austauschern zu erwarten, da die Speicherkapazitäten des Bodens zwangsläufig überschritten werden. Auf sauren Standorten werden die Nitrationen hauptsächlich von Aluminiumionen begleitet, was sowohl die Lebensraumqualität für aquatische Organismen (vgl. [Abschnitt 3.5.8](#)) als auch die Trinkwasserqualität reduziert. Aus diesem Grund befürwortet das Landesamt für Wasserwirtschaft in Rheinland-Pfalz Kalkungsmaßnahmen sogar in Mineralwasserschutzgebieten ([GREVE 2020](#)).

### 3.2.6 Phosphor

Die Verfügbarkeit von Phosphor in Böden ist stark vom pH-Wert der Bodenlösung abhängig ([PRICE 2006](#)). So geht eine zunehmende Versauerung in der Regel mit abnehmenden Phosphorblattgehalten einher, da Aluminium- und Eisenionen stark mit anorganischem Phosphat interagieren und es unverfügbar für Pflanzen machen ([RAGHOTHAMA 1999](#)). Auf Standorten mit hoher Basensättigung (mit Ausnahme carbonatischer Standorte) werden häufig höhere Blattgehalte gefunden ([WELLBROCK et al. 2016](#)); das könnte jedoch auch mit höheren Phosphorgehalten des Ausgangsgesteins zusammenhängen. Phosphormangel äußert sich durch Blatt- und Nadelverluste, ein vermindertes Wachstum sowie eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Krankheiten und Witterung ([EWALD 2000](#), [SCHWEIZERISCHE EIDGENOSSENSCHAFT 2017](#)). Auch die Photosyntheseleistung wird durch Phosphormangel herabgesetzt ([TALKNER et al. 2015](#)).

Mehrere Faktoren wirken sich direkt oder indirekt auf die Phosphorernährung von Waldbäumen aus. Eine entscheidende Triebkraft für die ungünstige Phosphorernährung sind die anhaltend hohen Stickstoffeinträge in die Wälder. Das dadurch angeregte Baumwachstum erhöht den Bedarf an anderen Nährstoffen, wobei häufig Phosphor zum limitierenden Element wird ([TALKNER et al. 2015](#)). Hinzu kommt die stickstoffbedingte Schädigung der Mykorrhiza (vgl. [Abschnitt 3.5.4](#)), welche für die Phosphorversorgung der Bäume eine besondere Rolle einnimmt ([TALKNER et al. 2015](#)). Schließlich führen Stickstoffdepositionen auch zur Versauerung des Bodens, was sich ebenfalls negativ auf die Phosphorversorgung auswirkt ([TALKNER et al. 2015](#)). Des Weiteren verhindert Aluminium die Translokation von Phosphor von der Wurzel in den Spross, sodass die oberirdischen Pflanzenteile keine ausreichende Versorgung erfahren ([HAYNES 1982](#), [MACNICOL & BECKETT 1985](#)). Außerdem weist die Phosphorversorgung der Vegetation eine starke Abhängigkeit von der Umsetzung organischer Bodensubstanzen auf ([KAUPENJOHANN 1995](#)), welche wiederum bei starker Versauerung gehemmt ist. Zwar gewinnt die organische Substanz auf phosphorarmen Standorten als Phosphorquelle an Bedeutung ([LANG et al. 2017](#)), doch verarmt sie dabei zunehmend an dem Nährelement.

Der Phosphorbedarf der Waldbestände kann durch die Wirkung des Klimawandels erhöht sein. So führt beispielsweise die Verlängerung der Wachstumsperiode zu einem erhöhten potentiellen Wachstum, was die verstärkte Aufnahme von Phosphor erforderlich macht

(MENGE & FIELD 2007, TALKNER et al. 2015). Auch die stoffwechsel- und enzymregulierende Funktion von Phosphor (RAGHOTHAMA 1999) dürfte durch den voraussichtlich zunehmenden Stress durch z.B. Trockenheit an Bedeutung gewinnen.

Die Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen in den Wäldern Baden-Württembergs von 1989 bis 1992 und 2006 bis 2008 zeigen für die Fichte eine positive Entwicklung der Phosphorversorgung, wohingegen sowohl bei der Tanne als auch bei der Buche eine angespannte Ernährung festgestellt wurde (HARTMANN et al. 2016). Dies kann damit zusammenhängen, dass die Buche ihren Phosphorbedarf zu einem großen Teil aus der Humusaufgabe deckt (TALKNER & ZEDERER 2020), die in Baden-Württemberg aufgrund von Faktoren wie Klima, Waldumbau und Kalkung eine abnehmende Tendenz aufweist (HARTMANN et al. 2016).

Mit der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung ist auch die Erwartung verbunden, dass steigende pH-Werte die Aluminiumtoxizität reduzieren und dadurch das Wurzelwachstum und die Nährstoffaufnahme fördern. Das ist für Phosphor als im Boden vergleichsweise immobiles Element besonders relevant, da die Wurzeln der Bäume den Nährstoff im Boden ohne Wachstum nicht erreichen (HAYNES 1982). Die gesteigerte Mineralisierung von akkumulierten Humusaufgaben auf anthropogen versauerten Standorten dürfte darüber hinaus zusätzliches, pflanzenverfügbares Phosphor in den Nährstoffkreislauf zurückbringen (THOMS et al. 2018). Ein gegenläufiger Effekt kann durch die Anregung von Mikroorganismen auftreten, welche Phosphor immobilisieren und dadurch dessen Verfügbarkeit reduzieren (HAYNES 1982, THOMS et al. 2018).

Wiederholt wurde nach Kalkungsmaßnahmen eine verschlechterte Phosphorverfügbarkeit festgestellt (z.B. BURKE & RAYNAL 1998, HARTMANN et al. 2016, THOMS et al. 2018, WELLBROCK et al. 2016). Dagegen fanden DAMMANN et al. (2013), MOORE et al. (2012), FOSTER et al. (1988) und WEIS et al. (2009) keine Veränderung, während VON WILPERT et al. (2011a) sogar eine verbesserte Pflanzenverfügbarkeit ermittelten. Auch HAYNES (1982) beschreibt mehrere Untersuchungen, die für eine Steigerung der Phosphorgehalte in den Blättern nach Kalkungen auf pH-Werte zwischen 5 und 6 sprachen. Eine signifikante Zunahme von Phosphor in Blättern durch eine verstärkte Mineralisierung bestätigen auch MEESENBERG et al. (2001). Ebenso deutet eine aktuelle Studie der FVA auf gesteigerte Nadelspiegelwerte von Phosphor nach der Behandlung mit Dolomit, Holzasche oder Dolomit-Kaliumsulfat-Mischung hin (Abschnitt 4.1). Eine mögliche Erklärung ist, dass bei fast der Hälfte der Kalkungsmaßnahmen in Baden-Württemberg zwischen 1980 und 2000 nicht dokumentiert wurde, welche Kalkmittel genutzt wurden (Tabelle 2.2-1). Es ist damit nicht auszuschließen, dass sich die positive Entwicklung auf Phosphatzusätze zurückführen lassen. PRICE (2006) zeigt mit dem Verlauf der Kurven in Abbildung 3.2-2 eine andere Erklärung für die unterschiedlichen Ergebnisse auf: Eine eigentlich wünschenswerte Verringerung des Säuregrades in Böden durch Kalkung kann unter Umständen zur verschlechterten Phosphorverfügbarkeit führen. Wenn beispielsweise der pH-Wert dabei von 3 auf 3,5 steigt, wird Phosphor besonders stark durch Eisenionen fixiert, wodurch die Verfügbarkeit sinkt. Eine Erhöhung von 4 auf 5

dagegen könnte aus dem Bereich der Fixierung durch Eisen in den der Fällung zu Aluminiumphosphaten führen und dabei keinen messbaren Einfluss auf die Phosphorverfügbarkeit im Boden zeigen. HAYNES (1982), ŠRÁMEK et al. (2016) und THOMS et al. (2018) bestätigen in ihren Untersuchungen die in der Abbildung beschriebene Entwicklung der Phosphorverfügbarkeit in Abhängigkeit des pH-Wertes. Da die regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung auf die Wiederherstellung des natürlichen Säurehaushalts der Waldböden zielt, liegen die pH-Werte selbst bei erfolgreicher Regeneration zielgemäß unter dem von PRICE (2006) angegebenen Bereich optimaler Phosphorverfügbarkeit (ca. pH 6,5).

Auch die Erfahrungen der Holzascheausbringung belegen derzeit eine nur eingeschränkte positive Wirkung auf die Phosphorversorgung. Obwohl Holzasche Phosphor enthält, verbessert sie nicht unmittelbar die Ernährungssituation, da zum einen weit geringere Mengen eingebracht werden als bei Phosphordüngungen (vgl. Abschnitt 3.1.7) und zum anderen ein Großteil des Phosphors in schwer löslichen Verbindungen vorliegt. Diese werden nicht oder sehr langsam aus der Holzasche freigesetzt (AUGUSTO et al. 2008, KARLTUN et al. 2008, MARESCA et al. 2019, VANCE 1996). Eine positive Wirkung der Holzasche ist deshalb, wie bei der Ausbringung von Dolomit, ganz überwiegend auf die Erschließung von bis dahin nicht pflanzenverfügbaren Phosphorvorräten durch die Mineralisierung der Humusaufgabe und die erhöhte biologische Aktivität im Mineralboden zurückzuführen. Demgegenüber geht VANCE (1996) davon aus, dass die Einbringung von Phosphor durch die Asche selbst die Phosphorvorräte eines Standortes langfristig erhöhen kann.

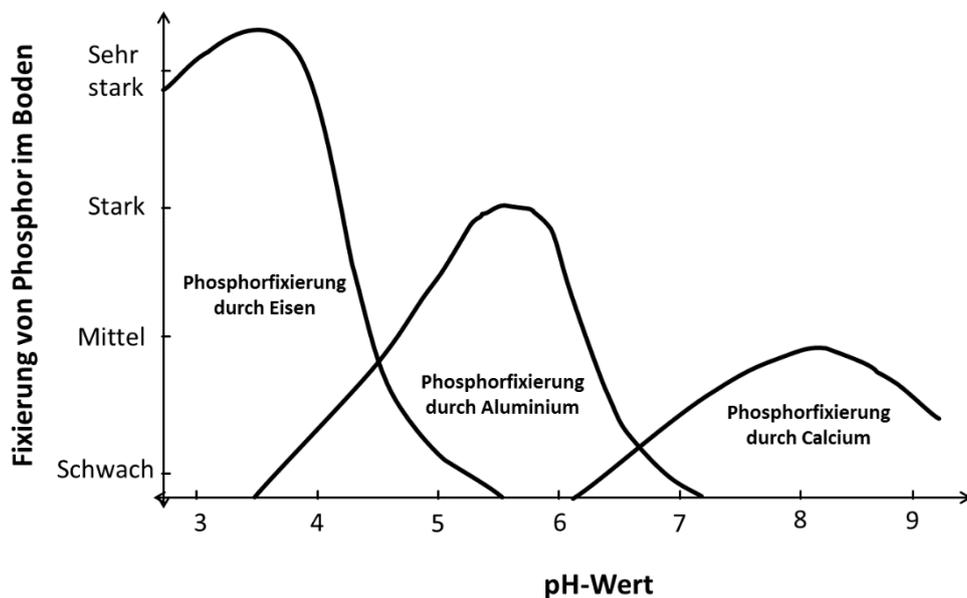


Abbildung 3.2-2: Fixierung von Phosphor durch vorherrschende Kationen in der Bodenlösung in Abhängigkeit vom Boden-pH-Wert. Verändert nach PRICE (2006).

### 3.3 Durchwurzelung

- Eine temporäre Verflachung der Feinwurzelsysteme ist nach Kalkung möglich, aber nicht notwendigerweise gegeben.
- Sie steht der sicheren Verflachung durch anhaltende Versauerung entgegen.
- Langfristig ist von einer Vertiefung des Wurzelraumes durch die Aufhebung der Bodenversauerung auszugehen.

Ein gesundes Wurzelsystem erfüllt für die Bäume eine Vielzahl an wichtigen Funktionen. Für die physikalische Stabilität des Baumes ist zunächst die Ankerwirkung der Wurzeln wichtig. Außerdem versorgen die Wurzeln die Bäume mit aus dem Boden aufgenommenen Nährstoffen und Wasser. Durch Wurzelauflösungen gestalten sie ihr Umfeld mit und wirken sich dabei auch auf die Zusammensetzung der Bakterien- und Pilzgemeinschaft aus. Mit Mykorrhizapilzen gehen sie Symbiosen ein ([Abschnitt 3.5.4](#)), wodurch sich ihr Nährstoffeinzugsgebiet erweitert. Auch nach dem Absterben der Wurzeln beeinflussen sie die Ökologie im Boden weiter, da ihre hohe Biomasse ein wichtiges Ausgangsmaterial für die Humusbildung und die Nährstoffbindung im Boden ist ([AMELUNG et al. 2018](#)). Je flacher die Wurzelsysteme der Bäume sind, desto größer ist auch die Gefahr der Nährstoffverluste durch Auswaschung ([KAUPENJOHANN 1995](#)). Angesichts der zukünftig steigenden Belastungen für die Waldbestände durch klimawandelbedingte Extremereignisse, eutrophierende und versauernde Stickstoffdepositionen und Nährstoffentzug durch Holzernte nimmt die Bedeutung eines vitalen Wurzelsystems für die Waldbäume zu.

Neben artspezifischen Ansprüchen an den Wurzelraum hängt dessen Erschließbarkeit primär von den chemischen und physikalischen Bedingungen eines Standortes ab ([HARTMANN & VON WILPERT 2014](#), [SCHÄFFER et al. 2001](#)). Physikalisch eingeschränkt wird die Durchwurzelung beispielsweise durch eine Flachgründigkeit, etwa in Hanglagen, auf Stauwasserböden oder stark verdichteten Böden ([AMELUNG et al. 2018](#), [HARTMANN & VON WILPERT 2014](#)). Chemisch kann die Durchwurzelbarkeit eines Bodens durch sehr niedrige pH-Werte beschränkt sein, da Wurzeln bei erhöhten Protonenkonzentrationen im Boden ein reduziertes Wachstum zeigen ([FURTINI NETO et al. 1999](#), [HAHN & MARSCHNER 1998b](#), [HALBÄCKEN & ZHANG 1998](#), [JENTSCHKE et al. 2001](#), [KAUPENJOHANN 1995](#)). Das Wurzelwachstum ist vor allem dann vermindert, wenn sowohl die Protonen- als auch (infolge der Bodenversauerung) die Aluminiumkonzentration hoch sind ([BIHL 2004](#), [MARSCHNER 1992](#), [ROST-SIEBERT 1985](#)). Die Aluminiumtoxizität äußert sich bei Wurzeln durch ein reduziertes Wachstum entlang der Hauptwurzelrichtung, eine Verbraunung von Wurzelspitzen und eine verstärkte Ausbildung von ebenfalls braun gefärbten und kurzen Seitenwurzeln ([ROY et al. 1988](#)).

Für eine Abschätzung der Toxizität des Aluminiums auf die Wurzeln kann das Verhältnis zwischen basischen Kationen (Calcium, Magnesium, Kalium, Natrium) und Aluminiumionen herangezogen werden ([MEIWES et al. 1986](#)). Bei einem BC/Al-Verhältnis  $< 1$  ist die Nährstoffaufnahme über Wurzelmembranen deutlich reduziert ([HAHN & MARSCHNER 1998b](#), [NAVRÁTIL](#)

et al. 2007, VANGUELOVA et al. 2007). Da die Konzentration freier Aluminiumionen vor allem im humusarmen Mineralboden erhöht ist, bietet der Mineralboden den Baumwurzeln häufig keinen geeigneten Wuchsraum mehr und es kommt auf stark betroffenen Waldstandorten zunehmend zu verflachter Wurzelbildung (LEUBE 2000, ŠRÁMEK et al. 2016). Hohe Konzentrationen von Protonen und sauren Kationen hemmen die Aufnahme basischer Kationen (vgl. Abschnitt 3.2.4). Wurzelzellen können dann insbesondere ihren Calciumbedarf nicht ausreichend decken, was ihr Wachstum reduziert (MARSCHNER 1992). FURTINI NETO et al. (1999) sehen den durch hohe Aluminiumkonzentrationen induzierten Calciummangel als noch bedeutenderes Wachstumshemmnis für Wurzeln als die direkte toxische Wirkung der Aluminiumionen.

Auch die Verarmung des Mineralbodens kann zu einem verflachten Wurzelwachstum führen, wenn Nährstoffe vorwiegend in organischer Form in der Auflage und im humusreichen Oberboden vorliegen. So beschrieben BAUHUS & BARTSCH (1996) den versauerungsbedingten Nährstoffverlust im Mineralboden als ein wesentliches Durchwurzelungshindernis, welches das Feinwurzelwachstum von Buchen deutlich reduziert. Neben BAUHUS & BARTSCH (1996) zeigten auch HALBÄCKEN & ZHANG (1998) sowie CLEMENSSON-LINDELL & PERSSON (1993), dass das Wurzelwachstum und die Gesundheit der Wurzeln durch Kalkungen verbessert werden können. Dies hängt eng mit dem hohen Calciumanteil des eingesetzten Kalkes zusammen, welcher sich fördernd auf aluminiumgeschädigte Wurzeln auswirkt (ROUT et al. 2001). Das mit dem Kalk ausgebrachte Calcium erhöht zusammen mit Magnesium zudem die Basensättigung des Bodens (HEINSDORF 1992, KILIAN 1992), wodurch die Dominanz der sauren Kationen in der Bodenlösung abnimmt und Aluminium durch den steigenden pH-Wert immobilisiert wird (vgl. Abschnitt 3.1). Das infolge von Kalkungen steigende BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung reduziert die toxische Belastung für Pflanzenwurzeln und verbessert gleichzeitig die Bedingungen für die Mineralisation von organischen Bodenbestandteilen (LEUBE 2000, MEIWES et al. 1986, VON WILPERT 2014). Dabei werden wiederum Nährstoffe freigesetzt, die bedeutend zur Erholung des Wurzelwachstums beitragen (HAHN & MARSCHNER 1998b). So weisen Wurzeln nach Kalkungsmaßnahmen erhöhte Calcium- und Magnesiumgehalte und verringerte Aluminiumkonzentrationen auf (FURTINI NETO et al. 1999, HAHN & MARSCHNER 1998a).

Insgesamt initiieren Kalkungen eine bodenchemische Umstellung, die sowohl den verfügbaren Wurzelraum als auch die Durchwurzelungsintensität steigern kann (SCHÄFFER et al. 2001). Indem Kalkungen die Lebensbedingungen von Bodentieren und insbesondere Regenwürmern verbessern (Abschnitt 3.5.2), wirken sie positiv auf die Bodenstruktur und damit einhergehend auf Bodenbelüftung und Wasserleitfähigkeit sowie auf die Bodenchemie (HAHN & MARSCHNER 1998b, RUBIN 2014, SCHACK-KIRCHNER & HILDEBRAND 1998). Das hat zur Folge, dass sich die Wuchsbedingungen für Baumwurzeln verbessern (BAUHUS & BARTSCH 1996, BØRJA & NILSEN 2009, HAHN & MARSCHNER 1998b, VON WILPERT et al. 2013), was auch mit einer Erweiterung des Wurzelraumes einhergehen kann (SCHÄFFER et al. 2001, VON WILPERT et al. 2013). In der Literatur finden sich dementsprechend am häufigsten Belege für

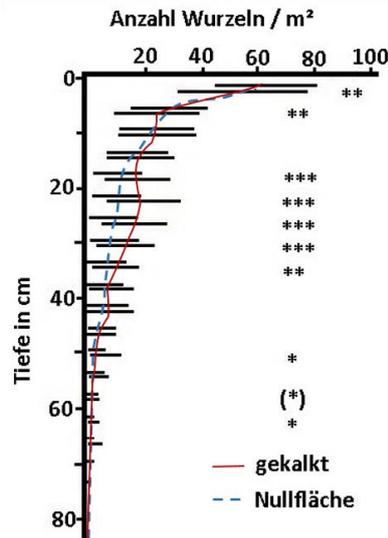
eine generell fördernde Wirkung der Kalkung auf das Wurzelwachstum (z.B. HAHN & MARSCHNER 1998b, LEUBE 2000, NKONGOLO et al. 2013, SCHÄFFER et al. 2001). Dass dennoch manche Untersuchungen keine zunehmende Durchwurzelung nach Kalkung (z.B. CLEMENSSON-LINDELL & PERSSON 1993, GREVE 2015, RUBIN 2014) oder sogar einen deutlich negativen Einfluss feststellen (HELMISAARI & HALLBÄCKEN 1999, PERSSON & AHLSTRÖM 1990, ŠRÁMEK et al. 2016) ist daher überraschend. ŠRÁMEK et al. (2016) beobachteten nach Kalkung einen oberflächlichen Rückgang der Feinwurzeln, erwarten aber auf längere Sicht eine Trendumkehr. ŠRÁMEK et al. (2016) vermuten, dass die infolge der Kalkung ansteigende Stickstoffkonzentration im Oberboden ursächlich für den Rückgang der Feinwurzelmasse ist. Eine weitere Erklärung liefern die Versuche von PERSSON & AHLSTRÖM (1990): Auf Flächen, die neben der Kalkung auch eine Stickstoffdüngung erfuhren, war die Wurzelmasse im Vergleich zur Kontrolle reduziert. PERSSON & AHLSTRÖM (1990) empfahlen aus diesem Grund, Kalkungen auf Flächen mit hohem Stickstoffeintrag zu unterlassen. Ohne eine zusätzliche Stickstoffdüngung führten die Dolomitgaben (3,83 t/ha) jedoch zu einem verbesserten Wurzelwachstum.

FEGER et al. (2000) fanden unabhängig von erhöhten Stickstoffgaben ein gesteigertes Feinwurzelwachstum in der organischen Auflage nur in Verbindung mit einer Reduktion im Mineralboden. Ein reduziertes Tiefenwachstum infolge von Kalkungen bestätigen mehrere weitere Untersuchungen (AUGUSTO et al. 2008, BIBER et al. 2012, FORMÁNEK & VRANOVÁ 2002, GREVE 2015, HÜTTL & HUNTER 1992, VAN DER PERRE et al. 2012). Dem gegenüber stehen einige Untersuchungen, die eine erhöhte Tiefendurchwurzelung feststellen konnten (BIHL 2004, KAUPENJOHANN 1992, LEUBE 2000, NKONGOLO et al. 2013, SCHÄFFER et al. 2001, VON WILPERT et al. 2020a). **Abbildung 3.3-1** zeigt die Ergebnisse einer Untersuchung der Kalkungswirkung auf die Durchwurzelung.

Die Abbildung weist nicht auf eine Verflachung der Wurzelstruktur hin. Stattdessen zeigt sie in der Tiefenstufen 15 bis 40 cm eine signifikante Zunahme der Wurzeln auf den gekalkten Standorten, während die Wurzeldichte in den übrigen Tiefen weitgehend gleich bleibt. Auch eine aktuelle Untersuchung der FVA belegt eine durchschnittliche Zunahme der Fein- und tendenziell auch der Grobwurzeln nach Kalkungen bis in größere Bodentiefen (vgl. **Abschnitt 4.4**).

Dass Kalkungen (zunächst) eine Konzentration des Wurzelsystems auf Oberboden und organische Auflage begünstigen können, liegt in der häufig sehr verzögerten Tiefenwirkung der Kalkung. Das oberflächlich ausgebrachte Kalkmaterial wirkt sich zunächst nur dort auf die Nährstoffversorgung und den pH-Wert aus (KAUPENJOHANN 1995). Das steigert die Aktivität von Bodenfauna, Mikrobiologie und Wurzeln in der Auflage, wodurch die Mineralisation gefördert wird. Dadurch wiederum erhöht sich das Nährstoffangebot, was die Durchwurzelung in diesem Bereich anregt. Bei den Studien, die eine Erhöhung der Tiefendurchwurzelung feststellen konnten, muss die Kalkungswirkung weiter in den Mineralboden eingewirkt haben. Das kann durch eine verstärkte biologische Aktivität unterhalb der Auflage (RUBIN 2014), leichter lösliche Kalkmittel (HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER 1990), eine längere

Beobachtungsdauer (REID & WATMOUGH 2014) oder eine Wiederholungskalkung (THOMS et al. 2018) begründet sein.



**Abbildung 3.3-1:** Tiefenprofil der Durchwurzelungsintensität auf gekalkten und ungekalkten Standorten (Signifikanzniveaus: \*\*\* = 0,001, \*\* = 0,01, \* = 0,05). Verändert nach SCHÄFFER et al. (2001).

Eine abschließende Aussage zur generellen Wirkung der Kalkung auf die Durchwurzelung ist schwer zu treffen, da die verschiedenen Beobachtungen oft uneindeutig sind und sich in Teilen widersprechen. Sollte die Verlagerung der Wurzeln in die Humusauflage und den obersten Mineralboden tatsächlich eine häufige Folge der Waldkalkung sein, so wäre dies eine ernsthafte, unerwünschte Nebenwirkung. Eine Verflachung des Wurzelsystems würde zu einer erhöhten Empfindlichkeit gegenüber Trockenheit (BIBER et al. 2012, PERSSON & AHLSTRÖM 1990), Frost (NOWOTNY et al. 1998) und Sturmbruch (PERSSON & AHLSTRÖM 1990) und damit zunehmenden klimawandelbedingten Schäden führen. Außerdem würde das Nährstoffrecycling aus Bodenwasser im Unterboden (Basenpumpe) abnehmen, wodurch Nährstoffverluste zunehmen könnten. Wenn ein flacheres, weniger intensives Wurzelwerk eine langfristige Kalkungsfolge ist, sind die beschriebenen Folgen sehr besorgniserregend, da sie die Stabilität des gekalkten Waldes infrage stellen. Wenn die Wurzelverflachung eher eine vorübergehende, kurzfristige Nebenwirkung ist, wäre sie als weniger gravierend einzuschätzen. Im Rahmen der Bodenzustandserhebung in Baden-Württemberg wurden die Feinwurzelverteilungen an über 300 Standorten aufgenommen. Für die Standorte konnte hierbei kein signifikanter Einfluss von Bodenschutzkalkungen bzw. nur sehr untergeordnete Einflüsse bodenchemischer Parameter festgestellt werden. Vielmehr sind physikalische Rahmenbedingungen (z.B. Steingehalt, Lagerungsdichte) aktuell viel stärker prägend für die

Wurzelverteilungen (HARTMANN & VON WILPERT 2014). Daraus lässt sich folgern, dass die Kalkungen, wie sie in der Praxis durchgeführt werden, keinen maßgeblichen negativen Einfluss auf die Durchwurzelungsintensitäten haben.

Kalkungsmaßnahmen können einer weiteren Versauerung vorbeugen und daher langfristig zur Aufhebung der Durchwurzelungseinschränkung in versauerten Mineralböden beitragen. Auch fördern sie das Bodenleben, das den Boden auflockern kann und durch die verbesserte Belüftung die Wurzelraumqualität erhöht. Alternativ oder – idealerweise – ergänzend zur Bodenschutzkalkung ist ein Waldumbau zu einem laubreichen Mischwald mit tiefwurzelnenden Arten von großer Bedeutung für die Förderung der Durchwurzelung (ŠRÁMEK et al. 2016).

Die dichtere und potentiell tiefere Durchwurzelung des Mineralbodens nach Kalkungen führt dazu, dass dort durch Wurzelatmung mehr CO<sub>2</sub> abgegeben wird, welches mit Wasser zu Kohlensäure reagiert und dann leicht sauer wirkt. Eine weitere indirekte, versauernde Wirkung der Durchwurzelungsförderung ist der Austausch der Wurzel von sauerwirkenden Kationen gegen basischen Nährstoffkationen aus dem Boden (FEGER et al. 2000). Gleichzeitig bilden Wurzeln nach ihrem Absterben tote Biomasse, die Nahrungsgrundlage für Mikroorganismen darstellt (vgl. Abschnitt 3.5.4) und bei ihrer Umsetzung freigesetzte Protonenäquivalente ausgleicht. Durch ihr Wachstum im Boden lockern sie diesen leicht auf und nach ihrem Absterben hinterlassen sie zum Teil große Poren, die zur Wasserversorgung und zum Gasaustausch des Bodens beitragen. Das dichte Wurzelgeflecht, das sich als Folge der Deckungszunahme der Bodenvegetation oft findet, sorgt für eine schnelle Nährstoffaufnahme aus dem Boden- und Sickerwasser, was Nährstoffverlusten z.B. bei verstärkter Mineralisierung von Auflagehumus vorbeugen kann.

### 3.4 Ertrag und Resilienz der Bäume

- Kurzfristig erzielt die Kalkung keine Erhöhung der Erträge.
- Langfristig stärkt die Kalkung die Widerstandskraft der Wälder gegen Schäden und trägt zu stabilen Beständen bei; dadurch sind weniger Ausfälle und sicherere Erträge zu erwarten.
- Kalkung ist eine sinnvolle Übergangsstrategie für eine erhöhte Resilienz, bis Maßnahmen wie der Umbau zu klimastabilen Wäldern sowie eine wirksame Reduzierung der Stickstoffdeposition umgesetzt werden und wirken können.

Das Waldwachstum ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig, deren Wirkungen sich teilweise überlagern. Neben der Baumart spielen die Bestandessituation, die Dauer der Vegetationsperiode, die Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit, die Schadstoffeinträge, biotische Schäden und der Versauerungszustand des Bodens eine Rolle (PRETZSCH 1999). Seit Jahrzehnten ändern sich weltweit die Umweltbedingungen für Waldökosysteme durch den Kli-

mawandel und andere anthropogene Einflüsse rasant. Damit die Wälder dennoch zuverlässig Holz produzieren und ihre sonstigen Funktionen erfüllen können, ist deren Resilienz gegenüber diesen Änderungen entscheidend. Die Resilienz von Bäumen bzw. Waldökosystemen kann kurzfristige Störungen auf einem Standort abpuffern. Auch zum Abmildern von langfristigen, graduell wirkenden Faktoren kann sie beitragen. Menschliche Einwirkungen, ganz besonders der Klimawandel mit steigenden Temperaturen und zunehmender Trockenheit, überfordern aktuell die Resilienz vieler Wälder (SEIDL et al. 2016). Die Versauerung vieler Standorte, die Eutrophierung mit Stickstoff und die Verarmung der Böden an wichtigen Pflanzennährstoffen vermindern die Resistenzkraft der Wälder im Klimawandel zusätzlich. Durch ihre Langlebigkeit und Ortsgebundenheit sind Waldbäume besonders lange den schlechter werdenden Bedingungen der betroffenen Standorte ausgesetzt – ein räumliches Ausweichen ist ihnen nicht möglich. Um Wälder angesichts des Klimawandels zu stabilisieren, müssen zügig Maßnahmen getroffen werden, um ihre Resilienz zu fördern (SEIDL et al. 2016). Die Wiederherstellung einer ausgewogenen Nährstoffversorgung der Böden nach dem negativen Einfluss der anthropogen bedingten Depositionen ist eine wichtige Voraussetzung zum Erhalt leistungsfähiger Waldökosysteme.

### 3.4.1 Zuwachs

Noch in den 1990er Jahren beschrieben HÜTTL & HUNTER (1992) für Südwestdeutschland einen deutlichen Düngungseffekt der Stickstoffeinträge auf die Wälder, der sich in weitverbreiteten positiven Wachstumstrends bei allen Hauptbaumarten widerspiegelte. Einzelne Beobachtungen von angespannter Nährstoffsituation und mangelbedingt eingeschränktem Wachstum waren aber auch damals schon bekannt. So weisen beispielsweise EVERS & HÜTTL (1992) darauf hin, dass die Versorgung von Fichten, Tannen und Buchen mit basischen Kationen in der zweiten Hälfte des zwanzigsten Jahrhunderts deutlich abnahm, was bei Fichten an basenarmen Standorten in höheren Lagen mit einer Erkrankung einherging. ACHAT et al. (2015) brachten reduzierte Wachstumsraten von Bäumen mit einem Nährstoffentzug und der verschlechterten Bodenqualität nach Vollbaumernten in Verbindung, was THIFFAULT et al. (2011) bestätigten. Verschiedene Autorinnen und Autoren führen ein reduziertes Baumwachstum auf hohe Aluminiumkonzentrationen im Boden und die dadurch reduzierte Phosphorversorgung der Bäume zurück (ROUT et al. 2001, TALKNER et al. 2015, vgl. auch Abschnitt 3.2.6). Auch DE WITTE et al. (2017) sehen die Ursache für geringeren Holzzuwachs im Phosphormangel, den sie auf überhöhte Stickstoffeinträge und die damit ausgelöste Schädigung der Mykorrhiza zurückführten. SVERDRUP & DE VRIES (1994) sowie ROUT et al. (2001) begründeten das reduzierte Wurzel- und Höhenwachstum von Pflanzen mit der versauerungsbedingten Freisetzung von Aluminium und geringen Basensättigungen des Bodens.

Wie sich die Kalkungsmaßnahmen auf die Produktivität der Wälder auswirken, wurde aufgrund des wirtschaftlichen Interesses bereits ausgiebig untersucht. In vielfältigen Feldstudien wurden verschiedene Kalkmittel (Calciumcarbonat und Dolomit, mit oder ohne Zuzug von Phosphat- und Kaliumsulfatdünger sowie Holzasche) in unterschiedlichsten Dosierungen (1 bis 50 t/ha) ausgebracht.

Entgegen den Erwartungen wurde in einzelnen Untersuchungen ein Rückgang des Baumwachstums festgestellt. So nahm der Zuwachs auf einer Untersuchungsfläche im Höglwald gemäß [BIBER et al. \(2012\)](#) nach einer Kalkung mit einer Dolomiddosis von 4 t/ha um etwa ein Drittel im Vergleich zur Kontrollfläche ab. [PERSSON et al. \(1990\)](#) beobachteten nach Kalkung einen reduzierten Zuwachs auf Standorten mit geringen Stickstoffvorräten, während das Wachstum auf Standorten mit hohen Stickstoffvorräten durch die Kalkung zunahm. Studien, die einen Ertragsrückgang belegen, sind aber in der Unterzahl: Viele Untersuchungen fanden unabhängig von Art und Menge des ausgebrachten Materials keinen signifikanten Einfluss auf den Zuwachs ([AUGUSTO et al. 2008](#), [BØRJA & NILSEN 2009](#), [FOSTER et al. 1988](#), [HUBER et al. 2006](#), [INGERSLEV & HALLBÄCKEN 1999](#), [KÖHLER et al. 2019](#), [KUNZ et al. 2018](#), [NILSEN 2001](#), [ŠRÁMEK et al. 2016](#)). Beispielsweise führte der Einsatz von Kalkdosierungen zwischen 3 und 15 t/ha bei der Untersuchung von [BØRJA & NILSEN \(2009\)](#) zwar zu einer verbesserten Ernährungssituation, aber nicht zu einem erhöhten Baumwachstum.

Zahlreiche andere Untersuchungen fanden dagegen eine positive Wirkung von Kalkung auf das Wachstum ([ARONSSON & EKELUND 2004](#), [AUGUSTO et al. 2008](#), [BALCAR et al. 2011](#), [COURT et al. 2018](#), [GREVE 2015](#), [HÜTTL & ZÖTTL 1993](#), [JONARD et al. 2010](#), [LI et al. 2014](#), [MOHAMED et al. 1993](#), [MOORE et al. 2012](#), [NKONGOLO et al. 2013](#), [VAN DER PERRE et al. 2012](#), [VANCE 1996](#)). So steigerte der einmalige Einsatz von Calciumcarbonat mit einer Dosierung von 2,5 t/ha bei [VAN DER PERRE et al. \(2012\)](#) den Zuwachs bei Fichten um bis zu 54 %, wobei dieser Effekt nach etwa acht Jahren nachließ. Ein Beispiel für einen geförderten Zuwachs bieten Ergebnisse der Studie von [Weis et al. \(2009\)](#) aus dem Höglwald, die in [Abbildung 3.4-1](#) dargestellt sind.

Auf organischen Böden (Moor- und Anmoorböden) ist auch für die Ausbringung von Holzasche eine positive Wirkung auf das Baumwachstum belegt. So steigerte der Einsatz von Holzasche in einer Dosierung von 8 und 16 t/ha den Zuwachs bei der Waldkiefer auf einem trockengelegten Sumpfstandort in Finnland sogar um das 13- bis 17-fache im Vergleich zur Kontrollfläche ([MOILANEN et al. 2002](#)). Organische Böden werden in Baden-Württemberg aber ohne Ausnahmen von der Bodenschutzkalkung ausgeschlossen ([vgl. Abschnitt 2.5.2](#)).

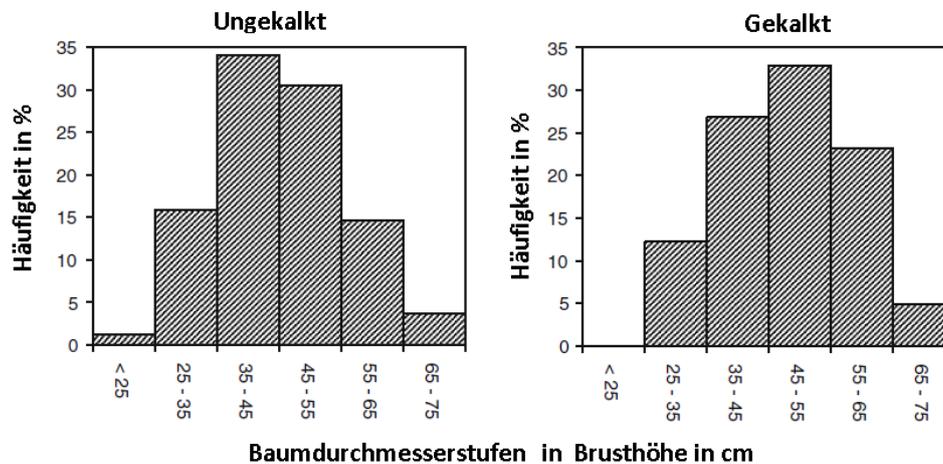


Abbildung 3.4-1: Häufigkeitsverteilung von Baumdurchmesser-Stufen in Brusthöhe auf ungekalkten (links) und gekalkten Standorten (rechts). Verändert nach WEIS et al. (2009).

AUGUSTO et al. (2008) untersuchten die Wirkung von Holzasche in Dosierungen zwischen 1 und 44 t/ha auf Waldökosysteme in der gemäßigten Zone. Nur auf organischen Standorten beobachteten sie einen deutlichen Einfluss auf das Wachstum von Bäumen, auf den meisten Mineralbodenstandorten fanden sie dagegen keinen. Begründet wird dies damit, dass die Holzasche bei den zumeist limitierenden Nährstoffen Stickstoff, Phosphor und Kalium zu keinen oder nur kurzfristigen Erhöhungen der Blattgehalte geführt hat.

Die unterschiedlichen Literaturbefunde zeigen, dass verschiedene Faktoren eine Rolle dabei spielen müssen, wie sich die Kalkung auf das Baumwachstum auswirkt. Im Allgemeinen wachstumsfördernd ist die Wirkung der Kalkung auf den pH-Wert (AUGUSTO et al. 2008, GREVE 2015, MOORE et al. 2012, VAN DER PERRE et al. 2012), die reduzierte Aluminiumkonzentration im Sickerwasser (GREVE 2015), die erhöhte Basensättigung (GREVE 2015, HÜTTL & ZÖTTL 1993, JONARD et al. 2010, MOORE et al. 2012, NKONGOLO et al. 2013) und die verbesserte Nährstoffversorgung (AUGUSTO et al. 2008, GREVE 2015, VEJRE et al. 2001). Weitere Faktoren, welche die Wirkung der Kalkungsmaßnahmen auf das Wachstum der Bäume beeinflussen, sind die Bestandesdichte (VAN DER PERRE et al. 2012), das Bestandesalter (GREVE 2015), die Baumart (GREVE 2015, KUNZ et al. 2018) und die Stickstoffverfügbarkeit auf dem Standort (ARONSSON & EKELUND 2004, AUGUSTO et al. 2008, HÜTTL & ZÖTTL 1993).

Alle diese Einflussgrößen sind wiederum davon abhängig, ob andere Faktoren (z.B. andere bedeutende Wachstumshindernisse, induzierter Mangel oder ungeeignete Kalkdosierung) die Wirksamkeit der Maßnahme reduzieren (VAN DER PERRE et al. 2012, VEJRE et al. 2001). So weisen HUOTARI et al. (2015) darauf hin, dass nur auf sehr fruchtbaren Böden oder solchen mit hohen Stickstoffeinträgen ein erhöhter Zuwachs stattfinden kann. Hinzu kommt, dass mögliche positive Wirkungen durch eine zeitliche Verzögerung verschleiert sein können. Beispielsweise kann sich eine verbesserte Nährstoffsituation zunächst durch eine erhöhte Fruchtbildung und erst in folgenden Jahren durch ein verbessertes Wachstum

bemerkbar machen (VAN DER PERRE et al. 2012). Eine Abschätzung über die Auswirkung einer Bodenschutzkalkung auf den Ertrag ist daher nur nach eingehender Betrachtung der verschiedenen Faktoren auf einem konkreten Standort möglich. Da unter praxisüblichen Mengen jedoch überwiegend keine oder positive Wirkungen auf die Wuchsleistung von Bäumen feststellbar sind, geht insgesamt kaum ein Risiko von Kalkungen für die Ertragerwartung aus.

### 3.4.2 Resilienz im Klimawandel

Mit dem Klimawandel ändern sich Temperatur und Niederschlagsverteilung im Jahr, was bereits jetzt negative Auswirkungen auf die ökonomisch wichtigen Baumarten in Europa hat (PRETZSCH et al. 2013, ZANG et al. 2014). Neben dem Waldumbau und dem Etablieren von Baumarten, die resistenter gegenüber den Folgen des Klimawandels sind (HANEWINKEL et al. 2013), kann Kalkung zur Steigerung der Resilienz von Wäldern im Klimawandel beitragen (KUNZ et al. 2018, VON WILPERT et al. 2020b), indem sie die Bedingungen für die Erschließung des Wurzelraums und damit der Wasser- und Nährstoffreserven im Boden verbessert (vgl. Abschnitt 3.3).

Eine ausreichende Versorgung der Bäume mit den Nährelementen Calcium und Kalium ist hierbei von besonderer Bedeutung, da Calcium (LANNING et al. 2019) und Kalium (BENLLOCH-GONZÁLEZ et al. 2008) essentiell für die Schutzmechanismen der Bäume gegen Wasserstress sind. Bei Calcium- und/oder Kaliummangel können die Blätter ihre Spaltöffnungen nicht effektiv regulieren, wodurch der Wasserverlust der Bäume steigt und deren Trockenheitstoleranz sinkt. Kalkungen verbessern die Versorgung mit Calcium deutlich (Abschnitt 3.2.2) und stützen damit die Stomatafunktion der Bäume. Die Versorgung mit Kalium hingegen wird durch Kalkungen häufig verschlechtert (Abschnitt 3.2.3), wodurch die Trockenheitsresistenz der Bäume geschwächt werden könnte. Allerdings können Calcium und Magnesium zum Teil die Funktionen von Kalium übernehmen.

Wie bereits weiter oben erwähnt sind eine Verbesserung der Wasserversorgung und damit eine Verringerung des Trockenrisikos potentiell auch bei einer Vertiefung des Wurzelraums zu erzielen, welche mittel- und langfristig infolge der Kalkung erwartet wird (Abschnitt 3.3). Die in Abschnitt 3.3 dargestellten Beobachtungen widersprechen zum einen der befürchteten Verflachung des Wurzelsystems durch Kalkung und erklären zum anderen die beschleunigte Erholung von Fichten nach Trockenstress (KÖHLER et al. 2019, KUNZ et al. 2018). Auf einem gekalkten Standort bemerkten KUNZ et al. (2018) im extremen Trockenjahr 2015 ein Radialwachstum der gekalkten Fichten, das um ca. 20 % über dem Zuwachs der nichtgekalkten Fichten lag. Diese Beobachtung erklären sie unter anderem mit der verbesserten Feinwurzelverteilung im Mineralboden, welche zu einem verzögerten Einsetzen des Trockenstresses auf der gekalkten Versuchsparzelle geführt hat.

Zur möglichen positiven Wirkung der Kalkung auf die Resilienz von Wäldern unter Klimawandeleinfluss besteht aktuell noch Forschungsbedarf. So wäre eine umfangreiche Untersuchung der Schäden aus den Dürrejahre 2018 und 2019 dazu geeignet, Wissenslücken in dem Gebiet zu schließen.

### 3.5 Biodiversität

- Kalkungen verändern die Artenzusammensetzung von Flora, Fauna und Mikroorganismen.
- Die Habitatqualität wird für die meisten Waldbewohner verbessert; damit steigen deren Artenzahl und Biomasse.
- Manche Spezialisten verlieren durch ihre geringere Konkurrenzstärke bei veränderten Bedingungen jedoch Lebensraum an Generalisten.
- Bei der Kalkung muss man den natürlichen Säure- und Nährstoffhaushalt der Waldstandorte beachten, um differenzierte Lebensräume zu erhalten und artenreiche Wälder zu fördern.

Sowohl die anthropogen verursachte Bodenversauerung als auch die Kalkung verändern die Standortsqualität für Bäume und wirken vielfältig auf alle weiteren Lebensformen in Wäldern. Diese beiden Einflussfaktoren sind gleichzeitig vor dem Hintergrund weiterer Steuergrößen wie dem anthropogen verursachten Stickstoffeintrag und dem immer stärker wirkenden Klimawandel zu sehen, welche ihrerseits belastend auf die Ökosysteme wirken.

Abgesehen vom intrinsischen Wert der pflanzlichen, tierischen und mikrobiellen Arten erfüllen diese vielfältigen Funktionen in Waldökosystemen, die nur durch eine hohe Biodiversität gewährleistet werden können. Dazu gehört beispielsweise eine höhere Resilienz gegenüber Störungen, wodurch das System stabiler wird (SEIDL et al. 2016). Eine hohe Baumartenzahl reduziert die Gefahr vor großflächigen Schädigungen des Bestandes durch Schaderreger, da diese häufig wirtsspezifisch auf eine bestimmte Baumart angepasst sind und von einer großen Dichte der Wirtspflanzen profitieren. Durch die unterschiedlichen Eigenschaften verschiedener Baumarten bezüglich ihrer Stresstoleranz sind Wälder mit einer großen Biodiversität auch besser vor Extremereignissen geschützt. Tritt eine größere Schädigung von dominanten Arten auf, trägt eine hohe Artenvielfalt dazu bei, dass andere Organismen die entstandenen Lücken nutzen können und auch zur Schließung von Kreisläufen beitragen.

Kalkungen im Wald fördern die Biomasse, Artenzahl und Individuenzahl vieler Artengruppen (GRÜNEBERG et al. 2017, JOHANNESSEN & SOLHØY 2001, KRAFT et al. 2003, NARENDRULAKOTHA & NKONGOLO 2017, NKONGOLO et al. 2016, NKONGOLO et al. 2013, SIMBREY 1987, SKELDON et al. 2007). Kritisch zu sehen ist die Gefahr, dass weit verbreitete Generalisten von den Kalkungen so stark profitieren, dass sie seltene, speziell an saure und nährstoffarme Bedingungen angepasste Arten verdrängen könnten (REIF et al. 2014).

Die genauen Wirkungen der Kalkung auf die verschiedenen Facetten des Ökosystems müssen standortsspezifisch ermittelt werden, da sie von den jeweils vorkommenden Arten und Lebensgemeinschaften abhängig sind und von den sonstigen Umweltfaktoren mitbestimmt werden. Dabei können auf manchen Standorten negative Wirkungen, wie die Verdrängung von geschützten Arten, überwiegen. Auf anderen Standorten können positive Wirkungen überwiegen, beispielsweise durch die allgemeine Steigerung der Biomasse und die daraus resultierende direkte und indirekte Förderung von geschützten Vogelarten (Brutraum, Nahrungsangebot). Das könnte Schäden an den Teilen des Ökosystems verhindern und Kosten für entsprechende Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen vermeiden (KRIEGER 2001).

### 3.5.1 Bodenvegetation

Die Bodenvegetation (hier: Strauch-, Kraut- und Moosschicht) stellt in ihrer Zusammensetzung im Vergleich zur Baumschicht einen vergleichsweise dynamischen Teil der Vegetation dar. Ihr schnelles Wachstum und ihr rascher Stoffumsatz bewirken einen kontinuierlichen Auf-, Um- und Abbau organischer Substanzen (RODENKIRCHEN 1995), weshalb sie entscheidend für die Schließung von Nährstoffkreisläufen in Waldökosystemen sind. Die schnelle Anpassung der Bodenvegetation an geänderte Wachstumsbedingungen durch ein Aufkommen von Pionierarten sichert den Rückhalt von Nährstoffen im System, reduziert damit die Gefahr von Auswaschungen in Folge von Mineralisierungsschüben (BAUHUS & BARTSCH 1996, DULIÈRE et al. 1999). Die Bodenvegetation bietet außerdem Nahrungsgrundlage und Lebensraum für Tiere und Mikroorganismen (THOMAS et al. 2019).

Die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation ergibt sich aus einem Zusammenspiel verschiedenster biotischer und abiotischer Faktoren (HALLBÄCKEN & ZHANG 1998). Im Gegensatz zu den langlebigen Bäumen weisen Arten der Bodenvegetation des Waldes häufig eine relativ schnelle Generationenfolge auf, wodurch diese auf Änderungen der Umweltbedingungen ungleich schneller reagieren als Bäume. Auch kurzfristige Störungen, etwa durch Kalkungen, können die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation maßgeblich beeinflussen.

Die Wirkung der anthropogen verursachten Bodenversauerung veränderte auf vielen Waldflächen die ursprüngliche Artenzusammensetzung. Ein stark versauerter Mineralboden wirkt sich im Allgemeinen wachstums- und verbreitungshemmend auf Kraut- und Strauchschicht aus, da die Durchwurzelung dort reduziert ist (BAUHUS & BARTSCH 1996). Das führt zu häufig lichten Wäldern mit einer geringen Artenzahl und einem geringen Deckungsgrad in diesen Vegetationsschichten (SCHLÜTER 1966). Manche Arten profitieren jedoch vom erhöhten Säuregrad (MAKESCHIN & RODENKIRCHEN 1994), wie beispielsweise viele Bodenflechten oder auch Beerensträucher wie die lichtliebende Heidelbeere. Das lässt sich vor allem auf eine reduzierte Konkurrenz mit anderen Arten, aber auch auf eine säurebedingte Kronenverlichtung zurückführen (GEHRMANN & MÜLLER 1990, vgl. auch Abschnitt 3.2). Doch unter dem Einfluss starker Versauerung zeigt sich ein starker Rückgang der Artenzahl und

vieler dominanter Vertreter der Moos- und Krautschicht wie dem Waldsauerklee (*Oxalis acetosella*) und der Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*) (BAUMANN et al. 2019a, HALLBÄCKEN & ZHANG 1998, KREUTZER et al. 1989, MAKESCHIN & RODENKIRCHEN 1994). HALLBÄCKEN & ZHANG (1998) beschreiben eine stark negative Wirkung von Versauerung auf die säuretoleranten, kalkmeidenden Arten Wiesen-Wachtelweizen (*Melampyrum pratense*), Siebenstern (*Trientalis europaea*) und Behaarte Hainsimse (*Luzula pilosa*). BAUMANN et al. (2019b) beschreiben den versauerungsbedingten Rückgang bis hin zum lokalen Verschwinden einer Vielzahl von säuretoleranten Moosen (*Hylocomium splendens*, *Barbilophozia lycopodioides*, *Ptilium crista-castrensis*, *Hylocomiastrum umbratum*, *Obtusifolium obtusum*) in Sachsen. Durch Kalkungen und reduzierte saure Depositionen kam es in der Untersuchung zu einer Erholung dieser Arten.

Indem Kalkungen die bodenchemischen Verhältnisse ändern (vgl. Abschnitt 3.1), wirken sie grundsätzlich auf die Bodenvegetation in ähnlicher Weise wie auf Bäume. Da die Bodenvegetation jedoch stärker in Auflage und oberstem Mineralboden wurzelt, reagiert sie schneller und direkter als die Bäume. Der erhöhte pH-Wert ist dabei vermutlich der stärkste Einflussfaktor (OLSSON & KELLNER 2002).

### 3.5.1.1 Moose

Obwohl Moose weniger stark oder gar nicht mit dem versauerten Mineralboden verwachsen sind und daher vor allem durch Konkurrenzunterschiede mit Gräsern oder Kräutern von der Bodenversauerung betroffen sind (HALLBÄCKEN & ZHANG 1998), wirkt die Säuredeposition dennoch stark auf sie. Da sie keine schützende Cuticula aufweisen, reagieren sie empfindlich auf hohe Ionenkonzentrationen (HALLBÄCKEN & ZHANG 1998).

Die Moosschicht ist wegen des Fehlens einer schützenden Cuticula auch von Kalkungen unmittelbar betroffen. Der Einsatz von Kalk (VIRTANEN et al. 2000) und Holzrasche (JACOBSON & GUSTAFSSON 2001, KARLTUN et al. 2008) kann bei Kontakt zu einer reduzierten Photosyntheserate und zur Schädigung der Blattoorgane führen, wodurch es zu einem flächigen Absterben von Moosen und anderen säuretolerante Arten der Moosschicht kommen kann (AHRENS 1995, AUGUSTO et al. 2008, REIF et al. 2014). Weil Moose den Gefäßpflanzen bei guten Standortsbedingungen konkurrenzbedingt unterlegen sind, kann eine kalkungsbedingt verbesserte Nährstoffversorgung und eine veränderte Standortqualität für Moose einen kompetitiven Nachteil bedeuten. Es kann zum Absinken der Gesamtmoosbiomasse mit zunehmender Biomasse der vaskulären Pflanzen kommen (RODENKIRCHEN 1995, VIRTANEN et al. 2000). Da sich in der Moosschicht in mitteleuropäischen Wäldern viele säuretolerante Arten finden, ist hier nach Kalkungen in der Regel eine deutliche Verschiebung der Artenzusammensetzung zu beobachten (DULIÈRE et al. 1999, GEHRMANN & MÜLLER 1990, HUOTARI et al. 2015, KARLTUN et al. 2008). Unabhängig von der Artenzahl fanden mehrere Studien einen (in der Regel zeitlich begrenzten) Rückgang des Bedeckungsgrades in der Moosschicht nach Kalkungen (DULIÈRE et al. 1999, GEHRMANN & MÜLLER 1990, HALLBÄCKEN & ZHANG 1998), was

sich durch die verschlechterten Lichtverhältnisse am Waldboden nach Kalkungen in Folge der gestiegenen Bedeckungsgrade in Kraut-, Strauch- und Baumschicht erklären ließ (GEHRMANN & MÜLLER 1990, VIRTANEN et al. 2000). Auf anthropogen bedingt versauerten und verarmten Standorten führt die Bodenschutzkalkung häufig zur Verbesserung der Nährstoffsituation und zur Erhöhung des pH-Wertes (vgl. Abschnitt 3.1.2). Das kann zu einer Artenzunahme in der Mooschicht führen, von der allerdings primär weit verbreitete Generalisten profitieren, während seltenere Arten tendenziell Lebensraum verlieren. Das kann zur Verdrängung von zuvor dominanten Arten und der Ausbreitung neuer Arten führen, bei insgesamt gleichbleibender (DULIÈRE et al. 1999) oder steigender (AHRENS 1995) Artenzahl. Sowohl AHRENS (1995) als auch ANDREAE et al. (2020) beobachteten in ihren Untersuchungen eine Verschiebung der Moosvegetation von Waldböden zugunsten von weniger säuretoleranten Moosarten wie dem Gemeinen Kurzbüchsenmoos (*Brachythecium rutabulum*) und dem Spitzblättrigen Schönschnabelmoos (*Eurhynchium striatum*). Bei AHRENS (1995) erfolgte dieser Wandel nicht als sprunghafte Veränderung, sondern allmählich über einen Zeitraum von mehr als fünf Jahren. Auch DULIÈRE et al. (1999) erwarten eine langanhaltende Wirkung der Kalkung auf die Moosvegetation.

Als besonders kritisch ist eine Schädigung von seltenen, gefährdeten Moosarten zu beurteilen, die an saure Standorte angepasst sind. Dazu zählen Michaux's Kahnblattmoos (*Anastrophyllum michauxii*) und das Wald-Kleinschuppenzweigmoos (*Kurzia sylvatica*) (AHRENS 1995). Sie kommen auf natürlich sauren Standorten vor, die in Baden-Württemberg i.d.R. von Waldkalkungen ausgenommen werden. Auch andere säuretolerante Arten waren in verschiedenen Untersuchungen negativ von Kalkung betroffenen, unter anderem das Peitschenmoos (*Bazzania trilobata*) (AHRENS 1995, VON WILPERT et al. 1993), das Gemeine Weißmoos (*Leucobryum glaucum*) (AHRENS 1995, DULIÈRE et al. 1999) und die unter Fichten häufig dominanten *Dicranaceae*-Arten (AHRENS 1995, DULIÈRE et al. 1999, VON WILPERT et al. 1993). Bei einigen der zahlreichen betroffenen Arten (vgl. AHRENS 1995, DULIÈRE et al. 1999) wurde jedoch in manchen Untersuchungen eine relativ geringe Anfälligkeit (HALLBÄCKEN & ZHANG 1998) bzw. eine schnelle Erholung (HALLBÄCKEN & ZHANG 1998, JACOBSON & GUSTAFSSON 2001, VON WILPERT et al. 1993) festgestellt. Die teils widersprüchlichen Ergebnisse lassen sich durch die Beobachtungen von BAUMANN et al. (2019a) erklären, denen zufolge der Kalkungseinfluss neben den Präferenzen der vorkommenden Arten auch stark von den gegebenen Standorts- und Bodeneigenschaften abhängt. Die Wirkung von Kalkung auf Moose wird auch in einer derzeit laufenden Untersuchung der FVA analysiert (vgl. Abschnitt 4.2.5).

Die Untersuchungen von HUOTARI et al. (2015), die sich mit den Auswirkungen von Holz- ascheausbringungen beschäftigen, ergaben, dass sich die Holzasche durch ihre alkalische Wirkung und den sogenannten „Salz-Effekt“ direkt auf die Vitalität der Moose auswirkt. Dies führte zu einem Rückgang der Deckungsgrade vieler Moose und zu langanhaltenden Veränderungen in der Artenzusammensetzung. Demgegenüber fanden ARVIDSSON et al. (2002) fünf Jahre nach einer Ausbringung von Holzasche keine negativen Einflüsse auf verschiedene Moos- und Flechtenarten. Das erklärten sie, wie bereits auch KELLNER & WEIBULL (1998)

im Hinblick auf vergleichbare Ergebnisse an ihren untersuchten Standorten, mit einer möglicherweise stattgefundenen, zügigen Erholung der Moose. Forschungsergebnisse von **PITMAN (2006)** zeigen außerdem, dass die Schädigung der Moosvegetation durch Holzasche von der Dosis und Verabreichungsmethode abhängt. Auch ist die chemische Zusammensetzung der Holzasche deutlich komplexer als die des üblichen Kalkmaterials und somit ist ihre Kalkungswirkung im Allgemeinen häufig geringer (**KARLTUN et al. 2008**). Einen solchen Befund bezüglich der Wirkung von Holzasche auf Moose liefert auch eine aktuelle Untersuchung der FVA (**vgl. Abschnitt 4.2.5**).

Eine Art, bei der das Schädigungspotential sorgsam geprüft und bei der Kalkungsplanung berücksichtigt wird, ist das nach dem „Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume“ sowie Anhang II der FFH-Richtlinie geschützte Grüne Besenmoos (*Dicranum viride*). Grund für die besondere Beachtung dieses Moores ist sein Schutzstatus zusammen mit der Tatsache, dass es sein größtes europäisches Vorkommen in Südwestdeutschland aufweist (**FVA 2014**). *Dicranum viride* ist ein epiphytisches Moos, das an Baumstämmen, bevorzugt von Laubbäumen wie Buche, Esche und Ahorn, wächst (**TSCHÖPE & MAYER 2015**). Es ist eher mit weniger sauren und mit reicheren Böden assoziiert und ist insgesamt wenig anfällig gegenüber Kalkungen (**AHRENS 1995**). Bei einer Untersuchung für die FVA wurden weder durch die Ausbringung noch durch die Wirkung des Kalkmaterials selbst deutliche Hinweise auf eine Schädigung durch praxisübliche Kalkgemische gefunden (**FVA 2014, TSCHÖPE & MAYER 2015**).

**Abbildung 3.5-1** veranschaulicht den Unterschied im Anheftungsverhalten zwischen erdfeuchtem (3 t/ha) und trockenem Dolomit (6 t/ha).



**Abbildung 3.5-1:** Kalkbelag auf Fichtenstämmen nach Gebläseausbringung von erdfeuchtem (links) und trockenem Dolomit (rechts) (**FVA 2014**). Fotos: Vanessa Tschöpe.

Auf der mit erdfeuchten, praxiskonformen Dolomit behandelten Baumfläche ist nur wenig Kalkmaterial zu sehen. Dies spricht dafür, dass der Moosbewuchs bei Ausbringung von erdfeuchtem Material vergleichsweise geschont wird. Trotzdem wird wegen einer potentiellen Schädigung auf Flächen mit Besenmoosvorkommen auf die Ausbringung mittels Gebläse verzichtet und nur die Helikopterausbringung zugelassen.

### 3.5.1.2 Farne, Gräser, Kräuter, Stauden und Zwergsträucher

Die Förderung vieler Arten in der Krautschicht ist nach Kalkungen deutlich erkennbar. Eine Überzahl von Untersuchungen findet Steigerungen in Wuchsleistung, Vitalität und Artenzahl (AUGUSTO et al. 2008, BAUMANN et al. 2019a, DULIÈRE et al. 1999, GEHRMANN & MÜLLER 1990, HALLBÄCKEN & ZHANG 1998, MAKESCHIN & RODENKIRCHEN 1994, PABIAN et al. 2012a, PABIAN et al. 2012b, SCHMIDT 2002).

Erklärungen für die Förderung der Arten in der Krautschicht sind vor allem die direkte Wirkung höherer pH-Werte als Folge der Bodenschutzkalkung (PABIAN et al. 2012a) sowie die dadurch angeregte Streumineralisierung, wodurch Nährstoffe freigesetzt werden (GEHRMANN & MÜLLER 1990, PABIAN et al. 2012a). Hierbei sind besonders die freiwerdenden Stickstoffverbindungen zu erwähnen, die in vielen Ökosystemen wachstumsfördernd wirken. Auch Calcium und Magnesium aus mineralisierter Streu und den ausgebrachten Kalken können das Wachstum von krautigen Pflanzen steigern (PABIAN et al. 2012a).

HALLBÄCKEN & ZHANG (1998) beobachteten vier Jahre nach Kalkungen mit insgesamt 5,4 Tonnen Calciumcarbonat je Hektar und einer daraus resultierenden Steigerung des pH-Wertes in Auflagehumus und Mineralboden eine Zunahme im Deckungsgrad der säuretoleranten Arten Wiesen-Wachtelweizen (*Melampyrum pratense*) und Behaarte Hainsimse (*Luzula pilosa*), wohingegen auf ungekalkten Flächen eine Abnahme bis hin zum Verschwinden festgestellt wurde. Gründe dafür können durch Kalkung behobene Nährstoffmängel gewesen sein oder eine selbst für säuretolerante Arten übermäßige Säurestärke in den Böden (VAN BREEMEN 1990).

Ein weiteres Beispiel für eine durch Kalkung geförderte Art ist der Waldsauerklee (*Oxalis acetosella*). Diese Art profitiert von moderat gesteigerten pH-Werten (MAKESCHIN & RODENKIRCHEN 1994) zwischen 4,5 und 6,5 (ELLENBERG 1963) sowie von der verbesserten Calcium- (MAKESCHIN & RODENKIRCHEN 1994, RODENKIRCHEN 1995) und Stickstoffversorgung (GEBAUER et al. 1998), weshalb es nach Kalkungen zu einer Biomassezunahme kommt. Trotz deutlich geringerer Biomasse kann Waldsauerklee Nitratmengen aufnehmen, die denen von Fichtenaltbeständen entsprechen und damit Nitratschüben nach Kalkungsmaßnahmen entgegenwirken (GEBAUER et al. 1998). Da die Art schattentolerant ist (MAKESCHIN & RODENKIRCHEN 1994), kann auch die geringere Lichtverfügbarkeit am Waldboden durch eine Förderung der Bäume und deren Kronenzustand (vgl. Abschnitt 3.2) den Waldsauerklee kompetitiv fördern (GEHRMANN & BURGGRAF 1990).

Wie bei den Moosen werden auch in der Krautschicht besonders Ruderalarten gefördert (REIF et al. 2014). Diese verdrängen durch ihr schnelles Wachstum säuretolerante Arten aus deren Lebensräumen. Dazu zählen Pionierarten wie das Wald-Greiskraut (*Senecio sylvaticus*) und Arten mit hohem Stickstoffbedarf wie die Große Brennnessel (*Urtica dioica*) (DULIÈRE et al. 1999, LEITGEB 1994, SCHMIDT 2002). Auch Arten mit höherem Bedarf an anderen Nährstoffen werden gefördert (LEITGEB 1994). Die Zunahme dieser Arten setzte in der Untersuchung von DULIÈRE et al. (1999) schon wenige Monate nach der Kalkungsmaßnahme ein, was ihr Potential zum Schutz vor Nährstoffaustrag unterstreicht (BIHL 2004). Auf Dauer werden diese schnellwachsenden Arten von langsamer wachsenden, konkurrenzstärkeren Arten verdrängt. Dies kann eine Rückkehr zur früheren Vegetationsstruktur (SCHMIDT 2002) oder die Entwicklung einer Vegetation mit höheren Ansprüchen bedeuten. Die Langfristigkeit der Wirkung von Kalkung hat dabei auch einen Einfluss auf diese Entwicklung.

Nur wenige Arten der Krautschicht sind negativ betroffen von Kalkungsmaßnahmen (SCHMIDT 2002). Zu diesen werden die in sauren Waldökosystemen manchmal dominanten Arten Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) (ASCHE & HALVERSCHEID 1997, LEITGEB 1994, PABIAN et al. 2012a) und die Draht-Schmieie (*Deschampsia flexuosa*) gezählt (ANDREA et al. 2020, ASCHE & HALVERSCHEID 1997, LEITGEB 1994, PABIAN et al. 2012a, SCHMIDT 2002). Diese beiden Arten gelten als strukturbildend und sind wichtig für die Ernährung von Waldbewohnern wie Auerhühnern und Schalenwild (SCHMIDT 2002). Der Schutz dieser Arten ist daher von besonderer Bedeutung. In mehreren Untersuchungen, welche die Vegetation zwei bis fünf Jahre nach der Kalkung betrachteten, wurden jedoch keine negativen und zum Teil sogar positive Bestandesentwicklungen von Heidelbeere und Draht-Schmieie festgestellt (ARVIDSSON et al. 2002, DULIÈRE et al. 1999, VON WILPERT et al. 1993). Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse könnte möglicherweise der Beobachtungszeitraum gewesen sein oder aber standörtliche Unterschiede. Da Förderung oder Hinderung der beiden Arten durch Kalkung maßgeblich von den Ausgangsbedingungen abhängen, sind keine pauschalen Aussagen möglich.

Bei der Heidelbeere ist davon auszugehen, dass die pH-Werte der zur Kalkung vorgesehenen Flächen (Abbildung 2.1-3) häufig noch unter dem Optimumbereich der Heidelbeere liegen (Amerikanische Heidelbeere (*Vaccinium corymbosum* L.): pH 4-5,2 (HECKMAN et al. 2002); keine Angaben für *Vaccinium myrtillus*). Nach HARTMANN et al. (2016) liegt der Median der pH-Werte auf den BZE-Standorten im Oh-Horizont bei nur 3,8. Eine kalkungsbedingte pH-Anhebung könnte so die Vitalität der Heidelbeere auf den anthropogen bedingt besonders stark versauerten Standorten fördern. Dies würde die Beobachtungen erklären, die von der erwarteten und häufig beobachteten Schwächung der Heidelbeere nach Kalkungen (z.B. ASCHE & HALVERSCHEID 1997, LEITGEB 1994) abweichen. Alternativ könnte die höhere Stickstoffverfügbarkeit nach Kalkungen zur Erklärung beitragen. Gemäß JACOBSON & GUSTAFSSON (2001) profitiert die Heidelbeere von Stickstoffzufuhren, sodass sich diese Stickstoffdynamik nach Kalkungen in den variablen Untersuchungsergebnissen widerspiegeln könnte. Zu beachten ist allerdings, dass die Heidelbeere primär von Stickstoff in Form von

Ammonium profitiert, weniger in der von Nitrat. Negativ auf die lichtliebende Heidelbeere könnte sich hingegen der zunehmende Deckungsgrad in höheren Schichten der Vegetation im Wald auswirken. Waldbauliche Maßnahmen, welche die Lichtverhältnisse im Wald verändern, spielen in diesem Zusammenhang jedoch wahrscheinlich eine größere Rolle als die Kalkung.

Die vorläufigen Ergebnisse einer aktuellen Untersuchung der FVA zur Kalkungswirkung auf die Krautschicht im Allgemeinen und die Heidelbeere im Besonderen sind in [Abschnitt 4.2.6](#) dargestellt.

### 3.5.1.3 Strauchschicht

Da Arten der Strauchschicht wie Bäume eher Wurzeln bis in den tieferen Mineralboden bilden, ist eine hohe Unterbodenversauerung in Form einer hohen Protonen- und Aluminiumkonzentration im Allgemeinen schlecht für sie. Analog zu Bäumen reduziert die schlechte Nährstoffversorgung ([vgl. Abschnitt 3.2](#)) und die geringe Durchwurzelbarkeit des Bodens ([vgl. Abschnitt 3.3](#)) ihre Vitalität. Eine geringere Vitalität wiederum äußert sich beispielsweise durch eine verschlechterte Widerstandsfähigkeit gegenüber Verbiss ([PABIAN et al. 2012a](#)).

Auch die Arten der Strauchschicht werden deshalb insgesamt positiv von Kalkungen beeinflusst ([GEHRMANN & MÜLLER 1990](#), [SCHMIDT 2002](#)). Dies äußert sich sowohl in einer Zunahme des Deckungsgrades als auch in einer erhöhten Artenzahl ([GEHRMANN & MÜLLER 1990](#)).

In der Strauchschicht sind der Schwarze und der Rote Holunder (*Sambucus nigra* L. und *S. racemosa*) ([ATKINSON & ATKINSON 2002](#)) sowie die Himbeere (*Rubus idaeus*) ([GEHRMANN & MÜLLER 1990](#), [LIN et al. 2014](#)) und die Brombeere (*Rubus fruticosus*) ([LIN et al. 2014](#), [SIEPEL et al. 2019](#)) zu erwähnen. Die Arten sind Stickstoffzeiger ([ELLENBERG et al. 1992](#)); ihre Konkurrenzkraft ist auf sauren Böden eingeschränkt ([ATKINSON & ATKINSON 2002](#), [GEHRMANN & MÜLLER 1990](#), [PAOLETTI & BELLANI 1990](#)). Dass diese Arten positiv auf Kalkung reagieren ([GEHRMANN & MÜLLER 1990](#), [IMMER et al. 1993](#)), entspricht daher den Erwartungen.

Als wichtige Nahrungsgrundlage für viele Vogelarten ([ATKINSON & ATKINSON 2002](#), [STUTCHBURY et al. 2005](#)) kann die Förderung der genannten Arten durch die Kalkung auch auf die Fauna eine positive Wirkung nach sich ziehen. Die Kalkungswirkung auf die Strauchschicht und die Brombeere wird in einer aktuellen Untersuchung der FVA überprüft. Die bisherigen Ergebnisse dieser Untersuchung sind in [Abschnitt 4.2.6](#) dargestellt.

### 3.5.1.4 Zusammenfassende Bewertung der Kalkungswirkung auf die Bodenvegetation

Im Überblick lässt sich für alle Schichten der Bodenvegetation eine Zunahme der Artenzahl und des Deckungsgrades nach Kalkungen festhalten, was sich mit allgemein verbesserten Wuchsbedingungen erklären lässt ([BAUMANN et al. 2019a](#), [DULIÈRE et al. 1999](#), [GEHRMANN & MÜLLER 1990](#), [HALLBÄCKEN & ZHANG 1998](#), [KOMPA & WECKESSER 2014](#), [VON WILPERT et al. 1993](#),

WELLBROCK et al. 2016). Die Wirkung der Holzascheausbringung ist mit derjenigen von Kalk vergleichbar (OLSSON & KELLNER 2002).

Abbildung 3.5-2 zeigt Ergebnisse einer Untersuchung von LIN et al. (2014) zur Kalkungswirkung auf die Biodiversität in der Bodenvegetation eines Buchenwaldes. Die Abbildung unterstreicht die fast immer festgestellte Zunahme der Artenvielfalt in Kraut- und Mooschicht nach Kalkungen. Die Strauchschicht zeigt dagegen in ungekalkten Beständen eine etwas höhere Artenzahl.

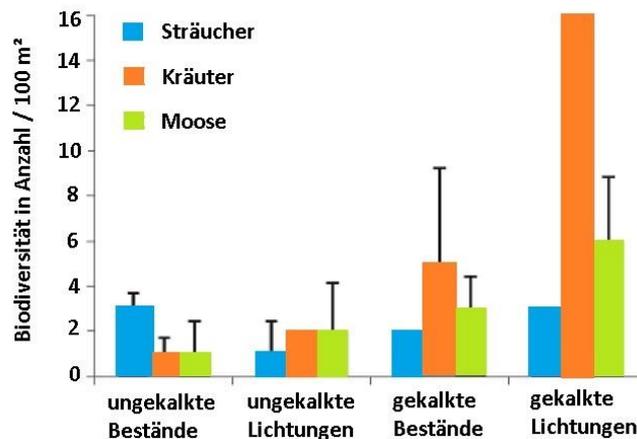


Abbildung 3.5-2: Biodiversität der Bodenvegetation in einem Buchenwald im Solling, 23 Jahre nach einer Kalkung. Strauchschicht  $\leq 5$  bis  $> 0,5$  m; Krautschicht  $\leq 0,5$  m. Verändert nach LIN et al. (2014).

Auch HUOTARI et al. (2015) stellten einen Rückgang von Diversität und Deckungsgrad in der Strauchschicht fest. Eine aktuelle Untersuchung der FVA stellt hingegen in allen drei Vegetationsschichten eine Artenzunahme durch die Kalkung fest (Abschnitte 4.2.5 und 4.2.6).

Allgemein ist ein Großteil der Artenzunahme unter den stickstoffliebenden Waldsaumararten zu finden (GRÜNEBERG et al. 2017, KRAFT et al. 2003, REIF et al. 2014, VON WILPERT et al. 1993), die in der Regel Übergangsvegetationsformen darstellen (BAUMANN et al. 2019a, SCHLÜTER 1966, THOMAS et al. 2019). Dagegen ist häufig ein Rückgang von Säure- und Nährstoffmangelzeigern bemerkbar, die unter verbesserten Bedingungen häufig nicht mehr konkurrenzstark gegenüber Generalisten sind (KAUPENJOHANN 1995, KOMPA & WECKESSER 2014, KRAFT et al. 2003, SCHMIDT 2002). Eine solche Entwicklung ist auch deshalb problematisch, weil mehr als die Hälfte der gefährdeten Arten in Deutschland mit Nährstoffmangelsituationen und sauren Böden assoziiert sind (AHRENS 1995, REIF et al. 2014). Dieser Effekt hält zumindest auf Kalkungsversuchsflächen in Rheinland-Pfalz bei für Baden-Württemberg zugelassenen Kalkmengen nur wenige Jahre an (GREVE 2020). Natürlich saure Standorte und Standorte mit seltenen, säuretoleranten und an Mangel angepassten Arten werden deshalb von Kalkungen ausgeschlossen und durch Pufferzonen geschützt (Abschnitt 2.5).

Bei der Einschätzung der Wirkung auf die Bodenvegetation in Waldökosystemen ist es wichtig zu bedenken, dass kaum von natürlichen Systemen ausgegangen werden kann

(LEUBE 2000), da die Waldflächen Europas durch die historische Waldnutzung (z.B. Streunutzung und landwirtschaftliche Nutzungsphasen mit Nährstoffentzug, Erosion, Düngung) starken Versauerungen und Stickstoffdepositionen unterlagen und daher zumeist stark anthropogen überprägt sind. Auf vielen für die Kalkung in Frage kommenden Standorten ist das Vorkommen säuretoleranter Arten aber auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen. LEUBE (2000) weist darauf hin, dass eine geringe Artenzahl und eine Dominanz von Säureanzeigern in nicht standortgerechten Fichtenwäldern nicht dem natürlichen Standortpotential entsprechen. Kalkung kann in diesem Zusammenhang als weiterer menschlicher Eingriff aufgefasst werden, ist jedoch in seiner Zielsetzung auf eine Wiederherstellung der natürlichen Gegebenheiten ausgerichtet (BAUMANN et al. 2019a). Auf manchen Standorten ist die Ausbringung von Kalkmaterial und Holzasche die Voraussetzung für die Entwicklung von naturnahen Waldökosystemen, nicht deren Ende (ARVIDSSON et al. 2002, GEHRMANN & MÜLLER 1990). Eine hohe Diversität der Lebensräume ist Grundvoraussetzung für eine hohe Diversität der Arten. Auch aus diesem Grund strebt die regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung eine standortgerechte Entwicklung der Wälder an und keine uniformierten Wirtschaftswälder. Entscheidend ist eine sorgsame Abwägung der Gegebenheiten vor Ort, was auch die Vorkommen von kalkungsempfindlichen, geschützten Arten miteinschließt. Sie müssen unabhängig von ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet von Kalkungen ausgeschlossen sein (vgl. Abschnitt 2.5).

Bei der Planung von Kalkungen muss auch berücksichtigt werden, in welchem Maße die Standorte von Stickstoffeinträgen betroffen sind und inwieweit die betroffenen Ökosysteme durch die Kalkung zusätzlich freigesetzten Stickstoff zurückhalten können. Sind die „Critical Loads“ für Stickstoff bereits erreicht oder überschritten (vgl. Abschnitt 1.1.2), kann auch die häufig kurzfristig erhöhte Tiefenverlagerung von Stickstoff (vgl. Abschnitt 3.2.5) zu schwerwiegenden Nitratauswaschungen führen. Relativierend sind in diesem Zusammenhang die Befunde von VAN DOBBEN et al. (1992), bei denen Stickstoffeinträge eine größere Wirkung auf die Artenzusammensetzung hatten als Bodenversauerung und Kalkung. Auch BURIÁNEK et al. (2013) betrachten die übermäßige Stickstoffverfügbarkeit für die Entwicklung der Diversität der Bodenvegetation als besonders großes Problem.

### 3.5.2 Naturverjüngung

Die Naturverjüngung wird hier losgelöst von der Strauchschicht behandelt, da sie durch ihre Langlebigkeit sowie ihre potentiell große Wuchshöhe und Wurzeltiefe für den Wald eine übergeordnete ökologische Funktion aufweist.

Die Bodenschutzkalkung regt die Mineralisierung der Humusaufgaben an, sodass deren Mächtigkeit in der Regel abnimmt (Abschnitt 3.1). Dadurch verschlechtern sich potentiell die Wuchsbedingungen vor allem für Fichten und Tannen, deren Sämlinge auf eine ausreichende Auflage angewiesen sind. Dies kann der Grund dafür sein, dass Fichtenverjüngung

in manchen Untersuchungen im Deckungsgrad abnimmt (z.B. [ANDREAE et al. 2020](#)). Der Abbau der Streu ist bei den praxisüblichen Kalkdosierungen in den allermeisten Fällen aber moderat genug, um im Keimbett ausreichend Wurzelraum für die Sämlinge zu hinterlassen. Die Naturverjüngung von Laubbäumen wird in der Regel durch Kalkung begünstigt ([ANDREAE et al. 2020](#), [HÖCKE 2003](#)). Allerdings wird durch Kalkungen gleichzeitig die Bodenvegetation gefördert, welche in Konkurrenz mit der Naturverjüngung um Licht ([GEHRMANN & BURGGRAF 1990](#)) sowie um Nährstoffe und Wasser in der Humusaufgabe steht ([KAUPENJOHANN 1995](#), [ÖVERGAARD et al. 2010](#)). Auch um den Wurzelraum entsteht eine starke Konkurrenz, da Arten der Kraut- und Strauchschicht häufig ein dichtes Wurzelgeflecht ausbilden ([BAUHUS & BARTSCH 1996](#)). Diese Konkurrenz in der Auflage zusammen mit der verzögerten Tiefenwirkung der Kalkung (vgl. [Abschnitt 3.1](#)) könnte der Grund dafür sein, dass [BURKE & RAYNAL \(1998\)](#) bei einer oberflächlichen Ausbringung von Kalk ein reduziertes Wachstum der Naturverjüngung feststellten. Bei einer Einarbeitung des Kalkes in den Boden nahmen Masse und Größe der Naturverjüngung dagegen zu.

Trotz dieser negativen Beeinflussungen wurde zumeist eine positive Gesamtwirkung der Kalkung auf die Naturverjüngung festgestellt (z.B. [GEHRMANN & BURGGRAF 1990](#), [GEHRMANN & MÜLLER 1990](#), [MOORE et al. 2012](#), [ÖVERGAARD et al. 2010](#)). Diese äußerte sich in den Untersuchungen von [SCHMIDT \(2002\)](#) in einer Erhöhung der Individuenzahl, der Produktivität und der Vitalität und bei [ÖVERGAARD et al. \(2010\)](#) in einer erhöhten Überlebensrate der Sämlinge. [GREVE \(2015\)](#) berichtet von einer verringerten Mortalität und einem gesteigerten Höhenwachstum von Buchensetzlingen nach Kalkungen. Das geringe Wachstum auf den Kontrollflächen dieser Untersuchung machte die jungen Bäume dort besonders anfällig für Verbiss. Auch die Untersuchungen von [LIN et al. \(2014\)](#) bestätigen diese Aussagen. Im geschlossenen Bestand wurden nach Kalkungen mehr als doppelt so viele Buchenkeimlinge wie auf der ungekalkten Kontrollfläche gezählt. In Lichtungen wuchsen dagegen deutlich mehr Sämlinge auf der ungekalkten Fläche, was auf die hohe Konkurrenz in der Krautschicht gekalkter Lichtungen zurückgeführt wurde ([Abbildung 3.5-3](#)).

Gründe für die häufig fördernde Wirkung der Kalkung auf junge Bäume liegen in der verbesserten Nährstoffsituation ([Abschnitt 3.1.7](#)), der verbesserten Durchwurzelbarkeit des Mineralbodens ([Abschnitt 3.3](#)), der verbesserten Bodenstruktur durch die Förderung von Regenwürmern ([Abschnitt 3.5.3](#)) und dem geförderten Mykorrhizanetz, das den Nährstoffaustausch zwischen den Bäumen sowie die Nährstoffaufnahme aus dem Boden verbessert ([Abschnitt 3.5.4](#)). Außerdem zeigen Jungbäume auf gekalkten Flächen ein günstigeres Spross-/Wurzelverhältnis und eine höhere Resistenz gegenüber Trockenphasen im Sommer, was sich durch den Entwicklungsvorsprung der Sämlinge erklären lässt ([GEHRMANN & MÜLLER 1990](#), [ROST-SIEBERT 1985](#), [WEISSEN & JACQMAIN 1978](#)). Auch der Einsatz von Holzasche kann das Feinwurzelwachstum von Setzlingen fördern, wie [MAHMOOD et al. \(2003\)](#) an Fichtensämlingen zeigten. In ihrer Untersuchung wurde dieser Effekt mit den zusätzlich eingebrachten Kalium- und Phosphormengen begründet.

Kalkung kann auch die physische Schädigung der jungen Bäume durch Verbiss reduzieren. Durch die erhöhte Artenvielfalt und die gesteigerte Biomasse nach Kalkungen in der Krautschicht nimmt das Nahrungsangebot für Waldtiere insgesamt zu (SCHMIDT 2002). In Anbetracht der Tatsache, dass Jungbäume durch Nage-, Fege- und Verbisschäden oft ausfallen (UNGERBÖCK 2010) und dies durch ein geringes Nahrungsangebot im Winter verstärkt wird (KUPFERSCHMID & BRANG 2010), kann die Kalkung den Verbiss an Baumrinden und Jungtrieben reduzieren und so die Vitalität und das Überleben der Naturverjüngung fördern.

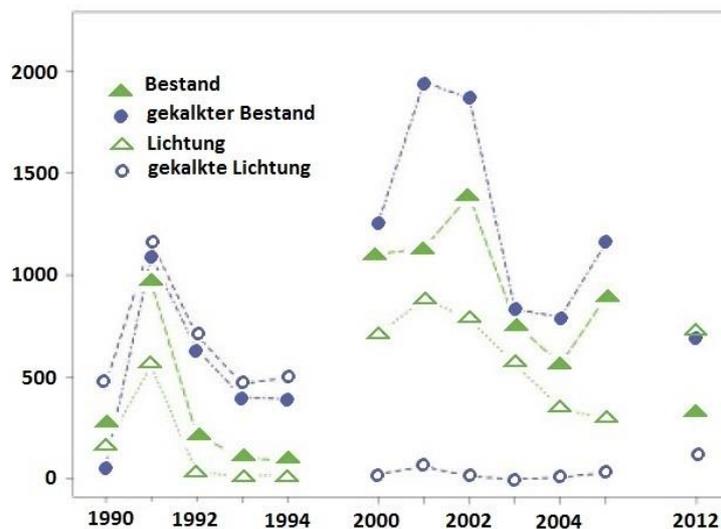


Abbildung 3.5-3: Entwicklung der Naturverjüngung auf gekalkten (1989) und ungekalkten Flächen in Buchenbeständen und Lichtungen. Verändert nach LIN et al. (2014).

### 3.5.3 Bodenfauna

Die Fauna mitteleuropäischer Böden ist sehr divers. Es wird davon ausgegangen, dass durchschnittlich pro Quadratmeter unter anderem ca. 1.000.000 Fadenwürmer, 50.000 Springschwänze und 100 Regenwürmer vorkommen (DUNGER 1983). Die unterschiedlichen Gruppen der Bodenfauna sind über ein komplexes Nahrungsnetz miteinander verbunden und beeinflussen sich somit gegenseitig. Gleichzeitig werden die einzelnen Gruppen sowie die Interaktionen innerhalb (BECK 1993) und zwischen diesen Gruppen von abiotischen Faktoren wie z.B. pH-Wert, Bodenfeuchte und Lagerungsdichte beeinflusst. Die Aktivität der Bodentiere kann wiederum einen großen Einfluss auf die Standortseigenschaften haben. So tragen sie zum Abbau von organischem Material bei, indem sie durch Zerkleinern dessen Oberfläche vergrößern und es so erreichbar für Pilze und Bakterien machen (EDWARDS & THOMPSON 1973, FRANZ 1959).

Im Großen und Ganzen verbessern sich die Lebensbedingungen für die Bodenfauna auf stark anthropogen versauerten Standorten durch die Kalkung (z.B. HÖCKE 2006). Gründe für

diese verbesserten Bedingungen sind die größere Biomasse von Mikroorganismen als Nahrung für viele Vertreter der Bodenfauna, die erhöhten pH-Werte und die gestiegene Basensättigung (SCHÄFFER et al. 2001). Die Förderung der Bodenfauna trägt dazu bei, den Umbau der Humusaufgabe sowie ihre Einmischung in den Mineralboden anzuregen, wodurch Nährstoffe und Kohlenstoff freigesetzt werden (EDWARDS et al. 1973, HARTMANN et al. 2016, HÖCKE 2006, VON WILPERT et al. 2013). Die verbleibende Auflage weist eine erhöhte Fruchtbarkeit auf (VON WILPERT et al. 2013), was sich unter anderem in einem engeren C/P-Verhältnis äußert (THOMS et al. 2018).

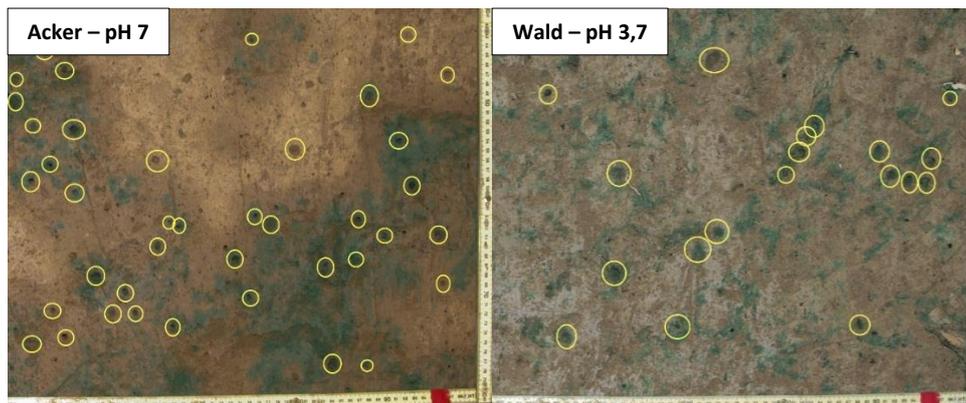
Es ist im Rahmen dieses Berichtes nicht möglich den Einfluss der Bodenschutzkalkung auf alle Gruppen der Bodenfauna und das von ihnen gebildete Nahrungsnetz zu diskutieren. Daher wird im Folgenden der Schwerpunkt auf die Wirkung der Bodenschutzkalkung auf Regenwurmgemeinschaften von Waldböden gelegt, da diese für mitteleuropäische Waldböden von herausragender ökologischer Bedeutung sind. Des Weiteren wird die Wirkung auf die Mesofauna besprochen, deren Vertreter als Primär- und Sekundärersetzer insbesondere in sauren Böden eine wichtige Rolle einnehmen.

### 3.5.3.1 Regenwürmer

Regenwürmer profitieren nicht nur direkt von den bodenchemischen Wirkungen der Kalkung (z.B. BIHL 2004, VON WILPERT et al. 2013), sondern auch von den verbesserten Wachstumsbedingungen der Vegetation, wodurch die Nahrungsgrundlage für Regenwürmer in Form abgestorbener Biomasse zunimmt. Sobald Regenwürmer in größerer Zahl vorkommen, beeinflussen sie maßgeblich den Streuabbau und die Humusbildung sowie die Verzahnung zwischen Humusaufgabe und Mineralboden und die Strukturbildung im oberen Mineralboden (SCHACK-KIRCHNER & HILDEBRAND 1998). In der Auflage findet durch die erhöhte Regenwurmaktivität ein gesteigerter Humusumsatz statt, der zur Rückführung von Nährstoffen in den Mineralboden beiträgt und gleichzeitig eine fruchtbare Auflage hinterlässt (AMMER & MAKESCHIN 1994). Das von Regenwürmern gebildete Krümelgefüge stellt eine Vermengung von Humus- und Mineralbodenbestandteilen dar. Führt der Aufbau eines Krümelgefüges zur Steigerung des Kohlenstoffgehaltes des Mineralbodens, verbessert dies seine Kationenaustauschkapazität sowie die Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen. Das trägt zu einer verbesserten Ernährung der Vegetation bei (z.B. BIHL 2004). Gleichzeitig werden die Durchwurzelbarkeit des Bodens sowie dessen Wasserspeicherkapazität und dessen Fähigkeit zum Gasaustausch verbessert (VON WILPERT et al. 2013). Tiefgrabende Regenwürmer können außerdem zur Verteilung von Kalk und Humus im Boden beitragen, was die Tiefenwirkung von Kalkungen intensiviert (FEGER et al. 2000, RASPE & FEGER 1998). Diese Wirkung kommt aber vermutlich selten oder stark verzögert zum Tragen, da auf kalkungsbedürftigen Flächen üblicherweise keine tiefgrabenden Regenwurmarten vorkommen. Erst wenn sich der pH-Wert dauerhaft erhöht hat, können sich diese etablieren.

Ein versauerter Boden stellt ein Besiedlungs- bzw. Überlebenshindernis für Regenwürmer dar (z.B. AMMER & MAKESCHIN 1994, HOMAN et al. 2016): Etwa um pH 4 (gemessen in CaCl<sub>2</sub>) gehen Häufigkeit und Biomasse der Regenwürmer deutlich zurück und bei Werten unter 3,8 werden meist nur noch streubewohnende Arten gefunden (SOMMER et al. 2002). Eine Untersuchung mit saurer Beregnung führte aus diesem Grund zu Individuenzahlen, die nur etwa ein Fünftel derjenigen auf der Kontrollfläche entsprachen (AMMER & MAKESCHIN 1994). Der starke Rückgang der Regenwürmer in sauren Böden ist auf die toxische Wirkung von Aluminiumionen zurückzuführen und daher besonders im Mineralboden festzustellen. In der Streuauflage werden die Aluminiumionen in organischen Komplexen gebunden und sind daher weniger schädlich für die Tiere. Aber auch dort nehmen Häufigkeit und Biomasse der Regenwürmer mit sinkendem pH-Wert ab, insbesondere wenn gleichzeitig geringe Calciumgehalte vorliegen (AMMER & MAKESCHIN 1994).

Die negative Wirkung der Versauerung auf Regenwürmer zeigt sich deutlich in einer bisher unveröffentlichten Untersuchung des Leibniz-Zentrums für Agrarlandschaftsforschung in Mücheberg (EHRMANN & SOMMER 2020). In dieser wurden die Vorkommen von Regenwürmern auf einem Acker- und einem benachbarten Waldstandort mit der Anzahl von sichtbaren Regenwurmgingen verglichen (Abbildung 3.5-4).

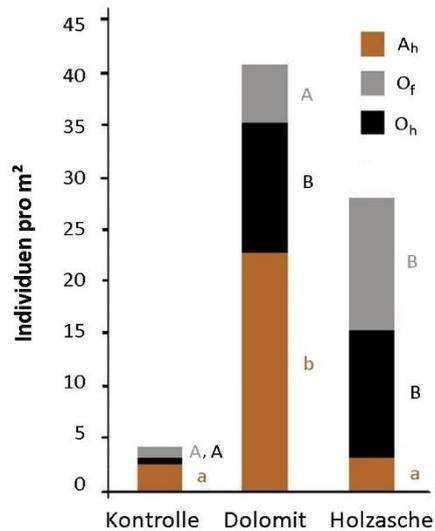


**Abbildung 3.5-4:** Röhren tiefgrabender Regenwürmer in Acker- (links) und Waldboden (rechts) in zwei benachbarten Parabraunerden aus Löss bei Tauberbischofsheim. Die Fotos zeigen jeweils horizontale Bodenschnitte in 40 cm Tiefe (Bildbreite 50 cm). Die Röhren wurden mit gelben Ringen markiert. Fotos: Otto Ehrmann und Michael Sommer.

Im Acker, wo die pH-Werte (in CaCl<sub>2</sub>) durchgängig etwas über 7 lagen, wurden sowohl Gänge als auch lebende Individuen von im oberen Mineralboden lebenden Regenwurmarten sowie des tiefgrabenden Gemeinen Regenwurms (*Lumbricus terrestris*) gefunden. Im Waldboden, mit pH-Werten um 3,7, wurden zwar ebenfalls Gänge tiefgrabender Regenwürmer festgestellt, doch lebende Individuen nur von Regenwurmarten gefunden, die im Auflagehumus leben. EHRMANN & SOMMER (2020) folgern, dass tiefgrabende Regenwurmarten an dem Waldstandort vor einer starken Versauerung vorgekommen sein mussten, dort jedoch infolge der gesunkenen pH-Werte nicht mehr überleben konnten. Die Röhren blieben

aber mindestens teilweise erhalten. In den regelmäßig gekalkten Ackerböden mit gleichbleibend hohen pH-Werten ist die Besiedlung durch tiefgrabende Regenwürmer weiterhin möglich (EHRMANN & SOMMER 2020).

Eine Kalkung mit Dolomit und Dolomit-Holzasche-Gemischen kann die Individuendichte von Regenwürmern um ein Vielfaches erhöhen (SCHÄFFER et al. 2001, VON WILPERT et al. 2013, vgl. auch Abschnitt 4.2.6). Auf sächsischen BZE-Flächen vervielfältigte sich die Regenwurmbiomasse von 9 t/ha auf ungekalkten Standorten auf durchschnittlich 135 t/ha (ANDREAE et al. 2020). SCHÄFFER et al. (2001) fanden, dass sowohl Holzasche als auch Dolomit (jeweils 10 t/ha) sechs Jahre nach der Ausbringung eine signifikant positive Wirkung auf das Regenwurmvorkommen auf versauerten Standorten haben (Abbildung 3.5-5). Dabei wirkte die Asche nur in der Auflage, Dolomit dagegen auch im Mineralboden, der innig mit der regenwurmreichen Auflage vermischt war. Auch eine aktuelle Untersuchung der FVA bestätigt diese Befunde (Abschnitt 4.2.7).



**Abbildung 3.5-5: Mittlere Regenwurmvorkommen in den Auflagehorizonten Of und Oh der einzelnen Varianten (B = signifikanter Unterschied zur Kontrolle, A = kein signifikanter Unterschied) sowie in den Ah-Horizonten (b = signifikanter Unterschied zur Kontrolle, a = kein signifikanter Unterschied). Verändert nach SCHÄFFER et al. (2001).**

Verschiedene Studien legen nahe, dass vor allem in der Auflage und im oberstem Mineralboden vorkommende Arten wie der Rote Waldregenwurm (*Lumbricus rubellus*) von Bodenschutzkalkungen profitieren. EHRMANN & FEGER (2006) beobachteten drei und sechs Jahre nach einer Dolomitkalkung (3 t/ha) eines Kiefernbestandes deutlich erhöhte Individuenzahlen und Biomassen von Regenwürmern, konnten aber lediglich die auch auf der ungekalkten Kontrollfläche vorhandenen streubewohnenden Arten sowie *Lumbricus rubellus* nachweisen. Das Fehlen tiefgrabender Arten wird zum Teil auf deren zu geringe Einwanderungsgeschwindigkeit und zum Teil auf ein ungünstiges Bodensubstrat zurückgeführt. Auch bei

POTTHOFF et al. (2008) profitierten hauptsächlich die streubewohnenden Arten von der Kalkung. Ebenso wurden auf gekalkten Fichtenstandorten im sächsischen Erzgebirge keine tiefgrabenden Arten gefunden, wenngleich insgesamt 20-mal mehr Individuen als auf der Kontrollfläche gezählt wurden. Vier der fünf gefundenen Regenwurmartarten waren Streubewohner (ANDREAE et al. 2020). Eine Zunahme an Individuen tiefgrabender Arten wurde bisher nur beobachtet, wenn diese bereits vor der Kalkungsmaßnahme auf dem Standort vorkamen. Ihre Einwanderung dauert sehr lange und konnte in Kalkungsversuchen bisher nur sehr selten beobachtet werden (AMMER & MAKESCHIN 1994, EHRMANN & FEGER 2006, MARINISSEN & VAN DEN BOSCH 1992). Regelmäßig festzustellen ist eine Einwanderung von tiefgrabenden Regenwürmern entlang von Kalkschotterwegen (EHRMANN 2020). Da die natürliche Ausbreitung von Regenwürmern langsam verläuft, plädieren EHRMANN & FEGER (2006) dafür, zunächst Standorte mit bestehenden Populationen von im Unterboden lebenden Regenwurmartarten zu kalken.

Teilweise wird beobachtet, dass die Wirkung der Kalkung auf die Regenwurmpopulationen zeitlich begrenzt ist. So waren in einer Untersuchung von AMMER & HUBER (2007) drei Jahre nach der Dolomitkalkung (4 t/ha) eines Fichtenbestandes Individuenzahl und Biomasse von streubewohnenden Regenwurmartarten sowie des in Auflage und oberstem Mineralboden vorkommenden *Lumbricus rubellus* stark erhöht. Die Arten profitierten von den durch die Kalkung geförderten Mikroorganismen (Abschnitt 3.5.4), von denen die Nadelstreu vorzersetzt und damit leichter verfügbar wurde. AMMER & HUBER (2007) beobachteten jedoch 21 Jahre nach der Kalkung eine Annäherung der Regenwurmpopulation an die ungekalkte Kontrollfläche ihrer Untersuchung. Begründet wird dies durch die wieder abnehmende Calciumverfügbarkeit, den zunehmenden inter- und intraspezifischen Konkurrenzdruck, die durch ein weites C/N-Verhältnis schlechtere Verwertbarkeit frischer Nadelstreu, einen Rückgang der Humusaufgabe und damit ein sinkendes Nahrungsangebot. Eine weitere Begründung für einen erneuten Rückgang der Regenwurmvorkommen mit einem zunehmenden zeitlichen Abstand zur Kalkung ist ein erneutes Absinken des pH-Wertes und der Basensättigung nach einigen Jahren (z.B. KREUTZER & SCHIERL 1992), wodurch sich die Lebensraumqualität für Regenwürmer wieder verschlechtert. Dem könnte eine Wiederholungskalkung entgegenwirken, falls die erste Kalkung zu einer Vergrößerung des Wurzelraumes geführt hat (vgl. Abschnitt 3.3). Dadurch wäre die Calciumdosis der Wiederholungskalkung stabiler im Boden vorhanden, da der Effekt der Basenpumpe (vgl. Abschnitt 3.1.7) zum Tragen käme und die erneute Auswaschung von Kalkmaterial aus dem Wurzelraum reduzieren würde.

### 3.5.3.2 Bodenmesofauna

Andere Gruppen der Bodenfauna sind weitaus weniger gut erforscht als die Regenwürmer. Die verschiedenen Vertreter der Bodenmesofauna reagieren aber durchaus unterschiedlich auf Bodenversauerung und Bodenschutzkalkungen. Diese Unterschiede bestehen sowohl

zwischen als auch innerhalb von taxonomischen Gruppen, weshalb für eine differenzierte Betrachtung oftmals eine Untersuchung auf Artebene nötig ist. Insgesamt nimmt die Individuenzahl der Bodenmesofauna in Folge der Versauerung häufig zu, wobei sich in vielen Gruppen die Dominanzverhältnisse von unspezifischen bzw. säuremeidenden Arten hin zu säuretoleranten und stickstoffmeidenden Arten verschieben (RUSEK & MARSHALL 2000).

HARTMANN et al. (1989) analysierten den kurzfristigen (max. drei Jahre) Einfluss der Bodenschutzkalkung auf eine Reihe von streubewohnenden Artengruppen. Dabei nutzten sie Dolomit in einer Dosierung, die um das mehr als siebenfache über der in Baden-Württemberg genutzten lag und setzten außerdem 3 t/ha Phosphat hinzu. Die Individuenzahl von Springschwänzen nahm nach dieser Kalkung bei den meisten Arten (insb. *Folsomia quadriculata*) signifikant zu, säuretolerante Arten gingen in ihrer Häufigkeit allerdings zurück. Abnehmende Individuenzahlen in Folge der Kalkungsmaßnahmen zeigten außerdem viele Arten von Zweiflüglern und Webspinnen. Ebenso ging die Individuenzahl der Hornmilben nach der Kalkung insgesamt zurück, wobei sich Unterschiede zwischen ökologischen Gruppen zeigten: Mikrophytophage Arten (Arten, die sich von mikroskopischen Pflanzen, Pilzen und Bakterien ernähren) gingen zurück, während makrophytophage Arten (Arten, die sich von mit bloßem Auge sichtbaren Pflanzen ernähren) tendenziell leicht hinzugewinnen konnten (HARTMANN et al. 1989). Zu ähnlichen Ergebnissen kamen HÅGVAR & AMUNDSEN (1981), die in einem Feldexperiment in Nadelwäldern Norwegens eine Abnahme der Hornmilbendichte in Folge einer Kalkung feststellen konnten. In einer Untersuchung von CHAGNON et al. (2001) führte die Kalkung zu einer Abnahme der Individuenzahl der streubewohnenden Springschwänze, gleichzeitig aber zu einer Zunahme ihrer Artenzahl. FRANZ (1959) konnte hingegen keine eindeutige Verschiebung in der Springschwanzdichte im Boden bemerken.

QIN et al. (2017) untersuchten vier Arten verschiedener ökologischer Nischen im Waldboden eines Fichtenbestandes und fanden weder bei den Springschwanzarten *Folsomia candida* und *Onychiurus yodai* noch bei der Raubmilbenart *Hypoaspis aculeifer* negative Auswirkungen der Kalkung bezüglich Überleben oder Reproduktion. Die vierte Art, der Ringelwurm *Enchytraeus crypticus*, profitierte sowohl hinsichtlich Überlebens- als auch Reproduktionsrate vom Ascheinsatz. FRANZ (1959) beschreibt einen Rückgang der Artenvielfalt von Moosmilben nach einer Kalkung mit 20 Tonnen Calciumcarbonat pro Hektar um nur zwei Arten, wobei gleichzeitig eine Artenverschiebung hin zu besser angepassten Arten stattfand.

Die uneinheitlichen und oftmals schwachen Reaktionen der Bodenmesofauna auf Bodenversauerung und Kalkung deuten darauf hin, dass der pH-Wert wahrscheinlich vorwiegend über indirekte Effekte wirkt. Im Gegensatz zu Regenwürmern sind Mikroarthropoden durch eine wasserundurchlässige Cuticula geschützt und somit der direkten physiologischen Wirkung des sauren Bodenwassers weniger stark ausgesetzt. Jedoch konnte gezeigt werden, dass Springschwänze in stark versauerten Böden Schwierigkeiten bei der Wasseraufnahme haben (JAEGER & EISENBEIS 1984) und dass der Reproduktionserfolg sowohl bei Spring-

schwänzen (HUTSON 1978) als auch bei Hornmilben (HÅGVAR & ABRAHAMSEN 1980) eine gewisse pH-Abhängigkeit aufweist. Negative Auswirkung der Bodenkalkung auf die Bodenfauna sind vermutlich auch auf eine parallele Zunahme makrofaunaler Zersetzer (v.a. Regenwürmer) zurückzuführen. Sie üben durch ihre Fraß- und Wühlaktivitäten vielfältigen Einfluss auf den Humushorizont und somit auf das Habitat der Mesofauna aus (EISENHAUER 2010, EISENHAUER et al. 2007, FERLIAN et al. 2018, MARAUN et al. 2003).

### 3.5.4 Mikroorganismen

Mikroorganismen weisen im Boden eine große Artenvielfalt auf, wobei Pilze und Bakterien die dominantesten Gruppen darstellen. Mikroorganismen bilden entscheidende Triebkräfte für gesunde Wälder, indem sie Nährstoffe aus organischen und anorganischen Verbindungen freisetzen, Kohlenstoff im Boden festlegen und die Nährstoffaufnahme durch Pflanzen verbessern. Beim Abbau von organischem Material entsteht eine große Menge bakterieller und pilzlicher Biomasse, in der entsprechende Nährstoff- und Energievorräte gespeichert sind. In der unzersetzten pilzlichen und bakteriellen Biomasse sind die Nährstoffe weitgehend vor Auswaschung geschützt. Die Assimilation der Stoffe, die beim Abbau von pflanzlicher und mikrobieller Biomasse frei werden, läuft schnell ab. Daher kann eine Auswaschung von im Abbauprozess freigewordenen Nährstoffen nur in einem kurzen Zeitfenster stattfinden. Die Aufnahme der Nährstoffe durch andere Organismen ist dagegen entscheidender Teil der Umsatzprozesse. Auch bei kurzer Lebensdauer der Mikroorganismen bleibt so der Großteil der Nährstoffe stabil im Nährstoffkreislauf gebunden. Dies ist besonders in sauren, an Nährstoffen verarmten Böden von großer Bedeutung, da es zur längerfristigen Ernährung auf diesen Standorten beiträgt (KOLK 1994). Neben der Nutzung von organischer Biomasse sind Mikroorganismen in Böden auch an der Erschließung anorganischer Nährstoffquellen beteiligt. Typische Beispiele dafür sind die Bindung von atmosphärischem Stickstoff durch einige Bakterienarten und die Mobilisierung von Phosphor im Boden aus primären Mineralien mithilfe von bakteriellen und pilzlichen Enzymen (LLADÓ et al. 2017, VANGUELOVA et al. 2007). Eine weitere bedeutende Interaktion ist die symbiontische Beziehung zwischen Mykorrhizapilzen, Bakterien und Pflanzenwurzeln. Mykorrhizapilze geben zur Mobilisierung von Nährstoffen große Mengen Kohlenstoffverbindungen in den Boden ab. Ist ein Baum in einer Mykorrhizabeziehung (insb. mit Ektomykorrhiza) mit einem Pilz verbunden, ist er in seiner Nährstoffversorgung in hohem Maße von diesem abhängig. Eine ausreichende Mykorrhizierung ist deshalb für die Nährstoffversorgung der Waldbäume von zentraler Bedeutung (BLASCHKE 1980, DEACON 2013). Besonders in Bezug auf die Phosphorversorgung fördert die Mykorrhizabildung bekanntermaßen das Wachstum (MARSCHNER & DELL 1994). Außerdem weisen mykorrhizierte Bäume oft auch erhöhte Gehalte von Kalium, Calcium, Mangan, Stickstoff, Eisen und Schwefel in Blättern und Nadeln auf (DEACON 2013). Neben der verbesserten Nährstoffversorgung können Pilze schädliche Effekte von Schwermetallen, Pathogenen und kurzfristigen Änderungen der Umweltbedingungen auf Bäume reduzieren, da die

Pilzzellen die Wurzeln umhüllen und sie abschirmen (BLASCHKE 1980, EGLI & BRUNNER 2002, LÜDER 2007, TAYLOR & FINLAY 2003). Die Schutzfunktionen wiederum fördern zusammen mit der Nährstoffzufuhr die Vitalität der Bäume und können damit indirekt auch das Wurzelwachstum fördern (KOBBERG 1966, MARSCHNER & DELL 1994, MOSER 1956). Über Netzwerke von Mykorrhizen, die oft auch Bäume unterschiedlicher Arten miteinander verbinden, werden nicht nur Nährstoffe verteilt, sondern auch Kohlenstoffverbindungen (HE et al. 2003) und Wasser (EGERTON-WARBURTON et al. 2007). Besonders Keimlinge profitieren von so einer Verbindung (SMITH & READ 1996). Mykorrhizanetzwerke können dazu beitragen, dass die Nährstoffe aus abgestorbenen Wurzeln schnell wieder aufgenommen werden und die Auswaschungsverluste klein bleiben. Auch reduzieren sie die Anfälligkeit der symbiotischen Gemeinschaft gegenüber Trockenheit, da Wasser aus erweiterten Bereichen und tieferen Bodenschichten verfügbar wird (DEACON 2013).

Unter stabilen Umweltbedingungen bilden sich in Böden komplexe Gesellschaften von Mikroorganismen, die sich gegenseitig negativ oder positiv beeinflussen, z.B. über die konkurrierende oder sich ergänzende Nutzung von Ressourcen (DEACON 2013, KUBARTOVÁ et al. 2009, LLADÓ et al. 2017, WEBER 2004). Das Wachstum von Mikroorganismen und deren Wechselbeziehungen werden von verschiedensten Umweltbedingungen beeinflusst, zu denen unter anderem die Temperatur, der pH-Wert, die Feuchte und die Sauerstoffverfügbarkeit im Boden gehören. Die meisten Bodenbakterien sind sowohl auf flüssiges Wasser als Lebensraum als auch auf organisches Material als Nahrungsquelle angewiesen. Ihre Habitatqualität wird also in hohem Maße von der grabenden Aktivität der Bodenfauna und den Baumwurzeln bestimmt. Pilzhyphen benötigen Sauerstoff für ihre Atmung, sodass eine geringe Belüftung des Bodens – beispielsweise durch fehlendes Bodenleben und daher ein Mangel an Porenbildung – schädlich für sie ist (LÜDER 2007) und ihr Tiefenwachstum stark reduziert. Auch sehr hohe Stickstoffeinträge führen zu einer deutlich geringeren Wachstumsrate der Mykorrhizapartner von Bäumen und zu kleineren Hyphennetzwerken (DE WITTE et al. 2017, EGLI & BRUNNER 2002).

Die in europäischen Waldböden oft dominante, stressresistente Mykorrhizapilzart *Cenococcum geophilum* ist für die Kohlenstofffestlegung von großer Bedeutung (DE WITTE et al. 2017). Allerdings gilt das vor allem, wenn Stressfaktoren auf die Bodenorganismen und die Vegetation wirken, da die Art unter günstigeren Bedingungen nicht sehr konkurrenzstark ist. Bei Stickstoffdepositionen von über 25 kg/(ha\*a) findet eine signifikante Abnahme des Vorkommens dieser Art statt (DE WITTE et al. 2017). Ebenso wirkt sich die Stickstoffmobilisierung nach Kalkungen negativ auf sie aus. Auch andere Pilzarten werden durch eine hohe Stickstoffverfügbarkeit in Böden gestört. Beispielsweise gelten die Pilzgattungen Schleierlinge (*Cortinarius*), Täublinge (*Russula*) und Ritterlinge (*Tricholoma*) insgesamt als stickstoffmeidend (LILLESKOV et al. 2001).

Störungen des Ökosystems, wie etwa durch Kalkungen, wirken sich auf die Dynamik der mikrobiellen Biomasse aus. Häufige Störungen können dabei langsam wachsende, ange-

passte Arten gegenüber Strategen mit kurzen Generationsfolgen und hohen Reproduktionsraten benachteiligen (LLADÓ et al. 2017). Dabei zeigen Bakterien generell einen höheren Umsatz und ein schnelleres Wachstum als Pilze. Sowohl Bakterien als auch Pilze weisen nach Kalkungen in der Regel eine erhöhte Umsatzrate von humosem Material auf. Darin gespeicherte Nährstoffe werden pflanzenverfügbar und versorgen so die Vegetation. Die kalkungsbedingt erhöhte Mykorrhizabildung stärkt die Vitalität der Bäume, was ihre Resilienz fördert. Andererseits sind Mykorrhizapilze ihrerseits auf energiereiche Verbindungen des Baumes angewiesen, sodass äußere Einflussfaktoren auf die Produktivität der Bäume wie Versauerung und Witterung sich auch auf die Pilze auswirken und zu einer Änderung der Artenzusammensetzung führen können (AGERER 2009). Zu diesen Faktoren zählt auch die positive Wirkung der Kalkung auf die Vitalität und Resilienz der Bäume (vgl. Abschnitt 3.4) sowie auf den Kronenzustand und die damit verbundene Photosyntheseleistung (vgl. Abschnitt 3.2).

#### 3.5.4.1 Wirkung der Kalkung

Die Funktionalität des Bodenmikrobioms ist abhängig von günstigen Lebensbedingungen für Mikroorganismen, wobei der Säure-Basen-Zustand des Waldbodens eine besondere Rolle spielt. Diversität und Struktur des Bodenmikrobioms werden sowohl direkt durch dessen pH-Toleranzbereich als auch indirekt durch co-abhängige bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften bestimmt (HAYNES & NAIDU 1998, LLADÓ et al. 2017). Die Wirkung von saurem Bodenwasser kann zu einem deutlichen Rückgang der Bioaktivität führen, in einer Untersuchung von KREUTZER & ZELLES (1986) um bis zu 50 %. Unter dem Einfluss starker Versauerung ist der Einbau von Stickstoff aus totem organischem Material in die mikrobielle Biomasse gehemmt (PERSSON et al. 1989), sodass mehr mineralischer Stickstoff im Boden verbleibt und potentiell ausgewaschen werden kann. Vor allem das Wachstum von Bakterien ist durch Versauerung (FRANZ 1959, MÜHLBACHOVÁ & TLUSTOŠ 2006) reduziert, da sich deren optimale Wachstumsbedingungen in einem engen pH-Spektrum bewegen (ROUSK et al. 2008). Hinzu kommt, dass Pilze im sauren Milieu Antibiotika absondern, wodurch Bakterien zusätzlich unterdrückt werden (FRANZ 1959). Daraus ergibt sich eine relative Begünstigung von Pilzen in sauren Böden (MÜHLBACHOVÁ & TLUSTOŠ 2006, ROUSK et al. 2008). Ein unausgeglichenes Verhältnis dieser beiden Mikroorganismengruppen in Böden kann die Humuszersetzung hemmen (FRANZ 1959, WILHELMI 1989).

Die Bodenschutzkalkung wirkt dem entgegen: Nach Kalkungen weist die mikrobielle Gemeinschaft in der Regel zunächst eine kurzfristig reduzierte Biomasse auf (PAWLETT et al. 2009), weil störungssensible Arten eine erhöhte Mortalität zeigen. Mikroorganismen reagieren aufgrund ihrer Größe und Lebensdauer besonders schnell auf Änderungen ihres Habitats. Daher folgt auf die Phase des Rückgangs rasch eine deutliche Zunahme der mikrobiellen Biomasse (BADALUCCO et al. 1992, CHAGNON et al. 2001, KOLK 1994, NARENDRULAKOTHA & NKONGOLO 2017, NEALE et al. 1997, ZIMMERMANN & FREY 2002) und eine erhöhte

Aktivität (BADALUCCO et al. 1992, KREUTZER et al. 1989). Förderlich für Mikroorganismen wirkt auch die erhöhte Aktivität der Bodenfauna auf gekalkten Flächen, da diese die tote Biomasse zerkleinert und damit den Ab- und Umbau der Inhaltsstoffe beschleunigen (FRANZ 1959).

#### 3.5.4.2 Bakterien

Besonders Bakterien profitieren von Kalkungen (MÜHLBACHOVÁ & TLUSTOŠ 2006, NEALE et al. 1997, WILHELMI 1989). Ihr im Vergleich zu Pilzen dynamischeres und schnelleres Wachstum nach Kalkungsmaßnahmen (BÅÅTH & ARNEBRANT 1994, NARENDRULA-KOTHA & NKONGOLO 2017, ROUSK et al. 2010) erlaubt ihnen ein zügigeres Besetzen der freigewordenen ökologischen Nischen und der knappen Ressourcen. Ihre Dominanz nimmt dabei im Vergleich zu der von Pilzen zu (FEGER et al. 2000, FRANZ 1959, KOLK 1994, STÖVEN & SCHNUG 2005). Durch die starke Versauerung vieler Standorte findet sich dort häufig ein unausgewogenes Pilz-Bakterien-Verhältnis zugunsten der Pilze. Die Erhöhung des pH-Wertes kann dazu beitragen, dass sich das Verhältnis angleicht (SIMBREY 1987) und sich damit auch die Mineralisierung in Böden verbessert. Eine solche Dominanzverschiebung ist jedoch nicht immer festzustellen (CHAGNON et al. 2001, FROSTEGÅRD et al. 1993).

Auch Kalk- (LLADÓ et al. 2017) oder Aschebehandlungen (MAHMOOD et al. 2003) führen in der Bakteriengemeinschaft zu Artenverschiebungen. Zahlreiche Untersuchungen zeigen erhöhte Artenzahlen nach Kalkungen (ERLAND & TAYLOR 2002, NKONGOLO et al. 2016, TAYLOR & FINLAY 2003). Andere Untersuchungen berichten hingegen von keiner (KJØLLER & CLEMMENSEN 2008, KJØLLER et al. 2017, NEALE et al. 1997) oder einer negativen (TAYLOR & FINLAY 2003) Wirkung. Bisherige Untersuchungen zur Holzasche zeigen keine eindeutigen Ergebnisse bezüglich der Wirkung auf die Artenzusammensetzung des Mikrobioms (MAHMOOD et al. 2003, TAYLOR & FINLAY 2003).

Kalkung fördert das Wachstum von ammoniumoxidierenden Bakterien, welche die Nitrifikation der für Pilze toxischen Ammoniumverbindungen anregen (BÄCKMAN et al. 2003). Außerdem kann Kalkung zu einem Absterben von säuretoleranten Mikroorganismen führen, die ihrerseits auch Stickstoffverbindungen enthalten. Zusammen mit dem potentiellen Nitratschub durch die Mineralisierung des Auflagehumus entsteht eine mögliche Gefahr sowohl für die pilzliche Artengemeinschaft als auch für das Grundwasser.

Die freigesetzten Stoffe fördern zusammen mit den höheren pH-Werten innerhalb von kurzer Zeit die Bodenrespiration und die Aktivität der mikrobiellen Biomasse deutlich (BADALUCCO et al. 1992, MÜHLBACHOVÁ & TLUSTOŠ 2006, NEALE et al. 1997). Durch eine Zunahme der mikrobiellen Biomasse insgesamt verbleiben so die überschüssigen Stickstoffmengen zu einem großen Teil in gebundener Form im Boden. So fanden NEALE et al. (1997) 34 Tage nach der Kalkung auf einer gekalkten Fläche deutlich geringere Stickstoffgehalte als auf der Kontrollfläche. Die erhöhte Bodenrespiration führt zu einem Verlust von Kohlenstoff in Form einer CO<sub>2</sub>-Freisetzung. Diese nimmt jedoch nach kurzer wieder ab, während die

vorhandene bakterielle Biomasse im Boden hoch bleibt (NEALE et al. 1997, PERSSON et al. 1989).

### 3.5.4.3 Mykorrhiza

Neben der Bakteriengemeinschaft profitieren aber auch die Pilze tendenziell von der Kalkung. Große Mengen an freien Calcium- und Magnesiumionen, die nach Kalkungsmaßnahmen festzustellen sind, fördern den Streuabbau durch Pilze (BERG 2000) und stellen selbst wichtige Nährstoffe für sie dar (LÜDER 2007). Und obwohl Pilze als sehr anspruchslos bezüglich ihrer Nährstoffversorgung gelten, kann eine gute Nährstoffzufuhr aus dem Kalkmaterial oder abgestorbener Biomasse (KOBORG 1966, KUBARTOVÁ et al. 2009) das Wachstum der Mykorrhiza in den meisten Fällen fördern. Auch die Ausbringung von Holzasche kann zu einem Wachstum der Mykorrhiza führen (ARONSSON & EKELUND 2004, AUGUSTO et al. 2008), wobei sich das primär mit der pH-Wert-steigernden Wirkung der Asche begründen lässt (FROSTEGÅRD et al. 1993).

Für die meisten Pilzarten sind sehr niedrige pH-Werte unterhalb von etwa 4 toxisch (DEACON 2013, ROUSK et al. 2010) und entsprechend wurde wiederholt eine erhöhte pilzliche Biomasse bei sinkender Protonenaktivität im Boden beobachtet (NKONGOLO et al. 2016, NOWOTNY et al. 1998, PAWLETT et al. 2009, WHEELER et al. 1991). Abbildung 3.5-6 (nach DEACON 2013) zeigt beispielhaft Pilzarten, deren Wachstum bei sehr niedrigen pH-Werten stark eingeschränkt ist.

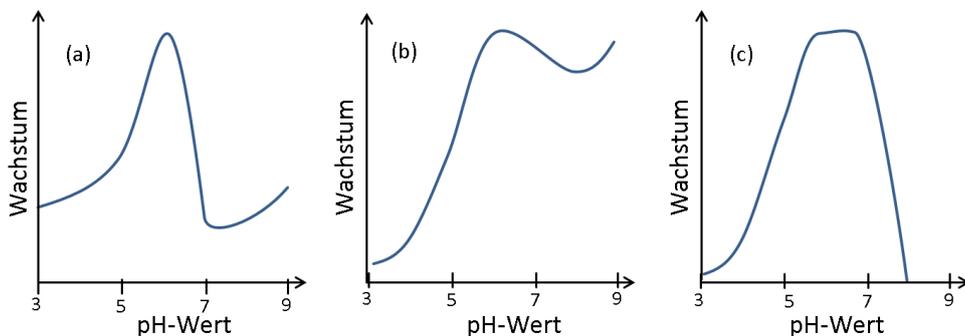


Abbildung 3.5-6: pH-abhängiges Wachstumsverhalten der Pilzarten *Cladosporium herbarum* (a), *Stachybotrys chartarum* (b) und *Pythium oligandrum* (c) unter Laborbedingungen. Verändert nach DEACON (2013).

ERLAND & SÖDERSTRÖM (1990) fanden eine Zunahme der mykorrhizierten Wurzelspitzen um 30 % bei einer pH-Steigerung von 4 auf 5. Die erhöhten pH-Werte nach Kalkungen können sich somit positiv auf die initiale Besiedlung der Pflanzenwurzel mit den Pilzzellen und auf die Effizienz des Stoffaustausches zwischen Pilz und Pflanze auswirken (THOMSON et al. 1996). Das spricht dafür, dass die Kalkung im Allgemeinen die Mykorrhiza fördert. BØRJA &

**NILSEN (2009)** bestätigen das, indem sie eine deutlich verstärkte Mykorrhizierung an Baumwurzeln auch 35 Jahre nach Kalkungen nachwiesen. Hingegen können sich Arten, die an sehr hohe Säuregrade angepasst sind, bei höheren pH-Werten nicht gegen die dann konkurrenzstärkeren durchsetzen, sodass nach Kalkungen eine Verschiebung der Artenzusammensetzung beobachtet wird (**DEVÈVRE et al. 1993, FROSTEGÅRD et al. 1993, NARENDRULA-KOTHA & NKONGOLO 2017, RINEAU et al. 2010, ROUSK et al. 2010, ŠRÁMEK et al. 2016**). Allerdings ist zu beachten, dass auch ohne menschliche Eingriffe häufig Änderungen der Symbiosegemeinschaft der Bäume stattfinden. Pilze sind durch ihre sporale Verbreitung natürlicherweise an lokale Verdrängungen angepasst und finden durch die große Reichweite dieser Verbreitungsstrategie auch weiter entfernte Habitate. Durch die systematische Aussparung von Flächen und das standortsangepasste Vorgehen bei der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung ist nicht mit einem Artenverlust der Pilze durch die Maßnahme zu rechnen. Gleichzeitig erlaubt die überall vorkommende Vielfalt an Sporen den Bäumen, ökologische Funktionen von verdrängten Mykorrhizapartnern durch die Verbindung mit anderen passenden Pilzen zu ersetzen (**GRÜNER 2020**).

Die in **Abschnitt 3.5.3** beschriebene positive Wirkung von Kalkung auf die Bodenfauna – vor allem der Regenwürmer – führt zu einer verbesserten Bodenstruktur und Bodenbelüftung (**SCHACK-KIRCHNER & HILDEBRAND 1998, STÖVEN & SCHNUG 2005**), wodurch die Wachstumsbedingungen für die zumeist streng aeroben Pilze (**DEACON 2013**) verbessert werden. Dies kann auch die Reichweite von Mykorrhizanetzwerken erweitern. Eine befürchtete Nebenwirkung der Kalkung ist das bevorzugte Wachstum von Baumwurzeln in der Humusaufgabe auf Kosten der Wurzeldichte im Mineralboden. Die mit ihnen verbundenen Hyphen der Mykorrhiza können entsprechend ebenfalls vermehrt in der Auflage zu finden sein (**NOWOTNY et al. 1998**), wo sie stärker als im Mineralboden Frost und Trockenheit ausgesetzt sind. Allerdings kann die Mykorrhiza die Frosttoleranz von Baumwurzeln durch die Bildung von pilzspezifischen Zuckerarten erhöhen (**EGLI & BRUNNER 2002**). Auch kann die Mykorrhizierung das Trockenstressrisiko für Baumwurzeln mindern (**EGLI & BRUNNER 2002**): Hyphen können für Pflanzenwurzeln nicht erreichbare Wasservorkommen erschließen (**EGERTON-WARBURTON et al. 2007, LÜDER 2007**). Die durch Kalkung geförderte Mykorrhiza, welche die Vitalität der Bäume verbessert, kann auch zu einem stärkeren Wurzelwachstum führen (**KOBERG 1966, MARSCHNER & DELL 1994**), was die Gefahr durch Sturmwurf reduziert. Das würde dem Risiko der Verlagerung von Baumwurzeln in die Humusschicht entgegenwirken. Allerdings ist die direkte Wirkung der Kalkung auf das Wurzelwachstum noch nicht abschließend geklärt (**vgl. Abschnitt 3.3**).

#### **3.5.4.4 Speisepilze**

Kalkungen wirken auf die Pilzhyphen und beeinflussen damit auch das Vorkommen der überwiegend oberirdischen Fruchtkörper von Pilzen. Einige Pilzarten sind neben ihrer ökologischen Funktion auch als Speisepilze von Bedeutung. Da viele Speisepilze nach aktuellem

Wissensstand nicht künstlich gezüchtet werden können, ist ihre Ernte gänzlich von natürlichen Vorkommen abhängig (HALL et al. 2005). Aber auch ein kalkungsbedingter Rückgang von gut kultivierbaren Speisepilzarten im Wald kann bei Hobbysammlern eine ablehnende Haltung gegenüber Kalkungsmaßnahmen bewirken. Neben Arten, die bei einem Spaziergang im gekalkten Wald weniger zu finden sein dürften wie beispielsweise dem essbaren Zitronen-Täubling (*Russula ochroleuca*) (RINEAU et al. 2010), gibt es auch essbare Arten, die von den Kalkungen profitieren wie z.B. das Gemeine Stockschwämmchen (*Kuehneromyces mutabilis*) (YUN & CHAI 2004), der Schwarzpunktierte Schneckling (*Hygrophorus pustulatus*) und der Flaschen-Stäubling (*Lycoperdon perlatum*) (RINEAU et al. 2010).

Der Pfifferling (*Cantharellus cibarius*) ist eine gesetzlich geschützte Großpilzart (LÜDER 2007), die an nährstoffarme Verhältnisse angepasst ist und bei leicht sauren pH-Werten von 5,5 bis 6 am besten wächst (STRAATSMA & VAN GRIENSVEN 1986). JANSEN & VAN DOBBEN (1987) stellten schon in den 1980er Jahren einen negativen Einfluss von starker Stickstoff- und Schwefeleutrophierung und der damit einhergehenden Bodenversauerung auf das Wachstum von Pfifferlingen fest. Kalkungen können den pH-Wert anheben und damit die Bedingungen für den Pfifferling verbessern. Andererseits werden zumindest kurzfristig zusätzliche Stickstoffverbindungen freigesetzt und der für die Art wichtige Auflagehumus abgebaut, was der Pilzart schaden kann.

Pilze nehmen große Mengen von Schwermetallen aus dem Boden auf. Durch die Akkumulation von beispielsweise Arsen, Blei und Cadmium (SIMBREY 1987) kann eine Gefährdung für Menschen und Tiere entstehen, die die Fruchtkörper konsumieren (MOILANEN et al. 2006). Daher besteht die Sorge, dass die Ausbringung von schwermetallhaltiger Holzasche zu einem weiteren Anstieg der Schwermetallgehalte führen und die Gefährdung erhöhen könnte. Aufgrund der niedrigen Grenzwerte für Schwermetallgehalte in Dolomit-Holzasche-Gemischen (vgl. Abschnitt 2.2.2) ist aber nicht mit einer zusätzlichen Kontamination von Speisepilzen als Folge von Holzascheinsatz zu rechnen. Gemäß MOILANEN et al. (2006) sind erhöhte Schwermetallgehalte der Fruchtkörper durch den Einsatz von Holzasche nicht erkennbar. Tatsächlich zeigt sich häufig eine geringere Schwermetallbelastung, was auch HUOTARI et al. (2015) bestätigen. Dies, so vermuten sie, könnte eine Folge der erhöhten pH-Werte sein, welche die Mobilität der Metalle reduzieren. Kurzfristig erhöhte Schwermetallkonzentrationen direkt nach der Ausbringung von Holzasche sind wahrscheinlich eher Aschestäuben auf den Fruchtkörpern anzulasten als einer verstärkten Aufnahme (HUOTARI et al. 2015, MOILANEN et al. 2006). Außerdem werden aufgenommene Schwermetalle aus dem Boden überwiegend in den Pilzhyphen und nicht in den Fruchtkörpern abgelagert (LÜDER 2007).

Die Aufnahme von Schwermetallen ist auch von der jeweiligen Pilzart abhängig. Verschiedene Speisepilzarten weisen auf untereinander vergleichbaren Standorten oft größere Variationen in der Cadmiumkonzentration auf als Pilze gleicher Art auf gekalkten und unge-

kalkten Flächen (KARLTUN et al. 2008). Beispielsweise war bei KARLTUN et al. (2008) die Cadmiumkonzentration in Steinpilzen mit etwa 12 mg/kg um das Zweieinhalbfache höher als die durchschnittliche Belastung anderer Speisepilzarten.

### 3.5.5 Vögel und Säugetiere

Auf höhere Lebewesen wie Vögel und Säugetiere wirkt sich die Kalkung vor allem indirekt über Veränderungen von Nahrungsnetzen und Habitatqualitäten aus. So gehen Kalkungen häufig mit einer Zunahme von Artenzahl und Deckungsgrad in allen Vegetationsschichten einher. Daraus ergibt sich ein erhöhtes Nahrungsangebot für herbivore Tierarten. Insbesondere die von der Kalkung (bzw. der dadurch verursachten kurz- bis mittelfristig erhöhten Stickstoffverfügbarkeit) profitierenden Arten (z.B. Schwarzer und Roter Holunder, Brombeere, Himbeere) dürften Tierarten fördern, die sich von Blättern und Beeren ernähren (THOMAS et al. 2019). Besonders im Frühjahr kann die durch Kalkmittel gesteigerte Biomasse der Bodenvegetation wichtig für das Überleben von Waldtieren sein.

PABIAN et al. (2012a) untersuchten die Qualität der Bodenvegetation als Nahrung für Rehe und andere herbivore Waldbewohner. Bei der Studie profitierten die Pflanzenarten, die als Nahrung genutzt wurden, tendenziell von der Kalkung und sie enthielten zudem geringere Mengen an potentiell toxischem Aluminium sowie höhere Calciumgehalte. Letzteres kann die Gesundheit, das Wachstum und die Populationsgröße von Rehwild fördern (SMITH et al. 1956), da Calcium für die Geweihbildung und die Milchproduktion entscheidend ist (PABIAN et al. 2012a). Holzasche, die neben Calcium auch Phosphor einbringt, kann zu erhöhten Phosphorgehalten in Blättern und Früchten führen, was sich positiv auf säugende Rehe auswirkt (FRENCH et al. 1956). Neben Calcium zeigen auch die Nährelemente Kalium, Phosphor und Bor in Beeren und Pilzen nach dem Einsatz von Holzasche erhöhte Nährstoffgehalte (HUOTARI et al. 2015). Die Gefahr einer biologischen Anreicherung von Schwermetallen im Verlauf der Nahrungskette nach der Ausbringung von Holzasche ist gering, da beispielsweise für Cadmium keine erhöhten Gehalte in Pilzen, Nadeln und Beeren (HUOTARI et al. 2015, LODENIUS et al. 2002, MOILANEN et al. 2006, PERKIÖMÄKI et al. 2003) sowie Vogeleiern (HUOTARI et al. 2015) gefunden wurden.

Die Bioverfügbarkeit von Calcium und der erhöhte pH-Wert nach der Kalkung fördern auch Schnecken in Individuenzahl und Biodiversität deutlich (JOHANNESSEN & SOLHØY 2001). So konnten SKELDON et al. (2007) eine Erhöhung ihrer Häufigkeit um 73 % nach 3 bis 7 Jahren der Calciumzufuhr feststellen. Die Schnecken stellen Nahrung für Vögel dar, die darüber ihren Calciumbedarf decken können (PABIAN et al. 2012b). Auf stark versauerten Waldflächen ist zu befürchten, dass die Calciumversorgung der Vögel nicht für die Bildung stabiler Gelege ausreicht (ASCHE 2003). Das erhöhte Vorkommen von Schnecken kann daher zu ausreichend dicken Eierschalen führen, was den Erfolg der Reproduktion der Vögel erhöht (PABIAN & BRITTINGHAM 2007, PABIAN et al. 2012b). Analog dazu verhält es sich mit Asseln,

die ebenfalls auf kalk- und basenreichen Böden vorkommen, hohe Calciumgehalte im Panzer aufweisen und negativ von starker Versauerung betroffen sind (STÖVEN & SCHNUG 2005).

Abbildung 3.5-7 zeigt beispielhaft die Ergebnisse einer Studie bezüglich der Kalkungswirkung auf die Individuenzahl von Vögeln im Wald. Dabei wird deutlich, dass das Vorkommen von Vögeln durch die Kalkung generell zu profitieren scheint – in allen Höhenstufen ergibt sich eine ansteigende Trendlinie. Nur in der Baumkrone nimmt die Anzahl von Vögeln auf den Kontrollflächen ebenfalls deutlich zu, sonst bleibt sie ohne Kalkung praktisch konstant.

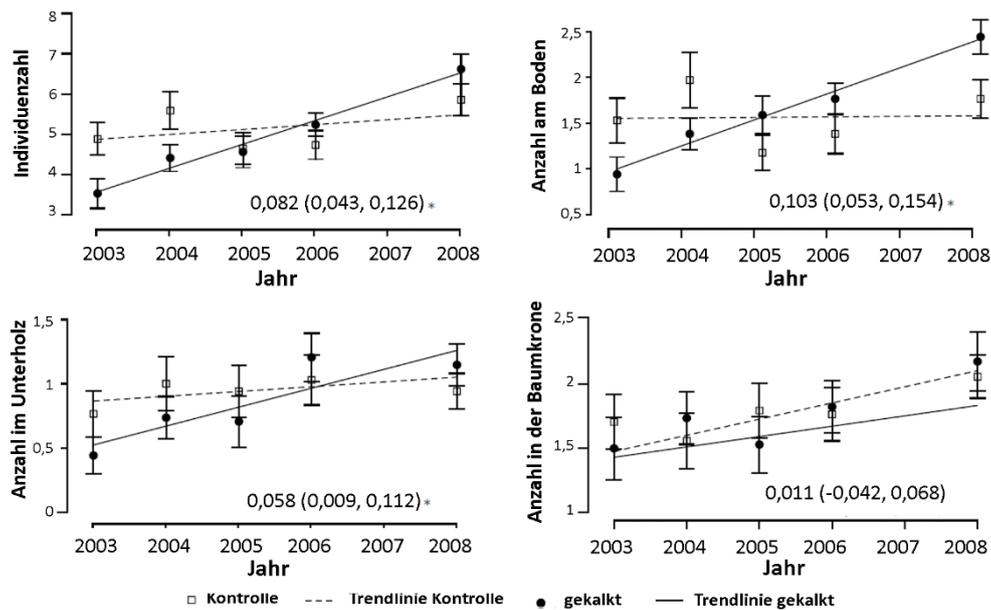


Abbildung 3.5-7: Mittlere Individuenzahl von Vögeln pro Beobachtungspunkt auf 2003 und 2004 gekalkten sowie ungekalkten Flächen in Pennsylvania, USA: Gesamtzahl (links oben) sowie Anzahl von Vögeln, die ihre Futtersuche am Boden (rechts oben), im Unterholz (links unten) oder in der Baumkrone (rechts unten) durchführen. Verändert nach PABIAN et al. (2012b).

Bei dem in Deutschland nach Bundesnaturschutzgesetz besonders geschützten Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) wirkt die Kalkung ebenfalls primär indirekt. Die gesteigerten Calciumgehalte der Bodenvegetation nach Kalkungen sind auch für die Eier von Auerhühnern förderlich. Allerdings ist die Art auf eine heidelbeerreiche Bodenvegetation angewiesen (SCHMIDT 2002). Die säuretolerante Heidelbeere selbst ist zwar nicht geschützt, stellt in ihrer Funktion als wichtige Nahrungsquelle für Auerhühner jedoch eine besonders schützenswerte Vegetation dar (vgl. Abschnitt 2.5.4). Auf sie wirkt sich die Kalkung eventuell negativ aus (vgl. Abschnitt 3.5.1), wobei aktuelle Untersuchungen der FVA dafür keine Belege finden (Abschnitt 4.2.6). Durch den plangemäßen Ausschluss natürlich saurer Standorte von der Bodenschutzkalkung bleiben solche Flächen für säuretolerante Arten vorhanden. Obwohl andere habitatfördernde, forstliche Maßnahmen, wie die Schaffung von Lichtungen, vermut-

lich einen deutlich größeren Einfluss auf das Überleben des Auerhuhns in Baden-Württemberg haben dürften, muss bei Kalkungen zu deren Schutz vorsichtig vorgegangen werden. Das gilt auch für die direkte Wirkung bei der Ausbringung des Kalkes, selbst wenn diese außerhalb der Auerhuhnhabitate geschieht. Die Festlegung des Kalkungszeitraums außerhalb der Brut- und Aufzuchtzeit soll die Tiere schonen, da sowohl die terrestrische als auch die aviotechnische Ausbringung eine Ruhestörung bedeuten können. Auch außerhalb der Vermehrungszeit kann sich der entstehende Lärm aber als Belastung für die Auerhühner erweisen (JENNI-EIERMANN et al. 2014).

Ein erhöhtes Vorkommen von Vögeln (und Säugetieren) kann durch die Mitnahme von Moosteilchen in Federn (und Fell) wiederum zur Verbreitung von Moosen wie dem geschützten Grünen Besenmoos beitragen (THOMAS et al. 2019, TSCHÖPE & MAYER 2015). Auch zur Fernausbreitung von Bäumen können Säugetiere wie beispielsweise Wildschweine beitragen (HEINKEN et al. 2006). BRUNS (1960) weist außerdem auf die Bedeutung von Vogel- und Fledermauspopulationen für den Schutz vor massenhafter Ausbreitung potentiell schädlicher Insekten hin.

### 3.5.6 Nicht dauerhaft im Boden lebende Insekten

Bei kleinen Tieren wie Insekten wird im Vergleich zu größeren Tieren eine stärkere direkte Wirkung durch das Kalkmaterial erwartet. Untersuchungen wurden jedoch nur für einzelne Vertreter dieser Tiergruppen publiziert.

Bei Untersuchungen von Wellenstein wurden bei Waldameisen und Honigtauproduzenten (WELLENSTEIN 1990a, b) sowie bei Waldbienen (WELLENSTEIN 1990b) keine direkten Schäden durch das Essen von Kalkstaub festgestellt. Allerdings stieg die Sterblichkeit der Artengruppen durch die Bestäubung mit trockenem Material stark an. WINTER (1990b) weist jedoch darauf hin, dass die Schäden im Freilandversuch deutlich geringer und häufig nicht tödlich ausfallen im Vergleich zu den von WELLENSTEIN (1990a) durchgeführten Versuchen unter Laborbedingungen. Des Weiteren sei hauptsächlich trockenes Kalkmaterial problematisch, erdfeuchter Kalk sei hingegen weniger schädlich. HUOTARI et al. (2015) berichten, dass der Einsatz von Holzasche nicht zu einer Anreicherung von Schwermetallen in Insekten führt.

Auch eine aktuelle Studie der Landesanstalt für Bienenkunde an der Universität Hohenheim im Auftrag der Landesforstverwaltung zur Wirkung von Holzasche und Dolomit-Holzasche-Gemisch auf Bienen bestätigt diese Befunde. Bei einem mehrtägigen Belaufstest sowie in Fraßversuchen wurde ein Einfluss der Kalkung weder auf das Überleben noch auf das Verhalten der Bienen festgestellt. Flug- und Krabbelverhalten wiesen ebenfalls keine Auffälligkeiten auf. Die Ergebnisse der Untersuchung von WALLNER (2019) sind in **Abbildung 3.5-8** optisch zusammengefasst. Der Einfluss der Waldkalkung auf Bienen scheint gering bis nicht vorhanden zu sein, zumal auf die bei Praxiskalkungen geringeren Partikelmengen hingewiesen wird und auf die Fähigkeit von Bienen, sich von anhaftenden Teilchen zu reinigen.

Indirekt müssten Bienen durch die Erhöhung des Bedeckungsgrades des Waldbodens und damit die verbesserte Nahrungsgrundlage durch Blütenpflanzen profitieren.

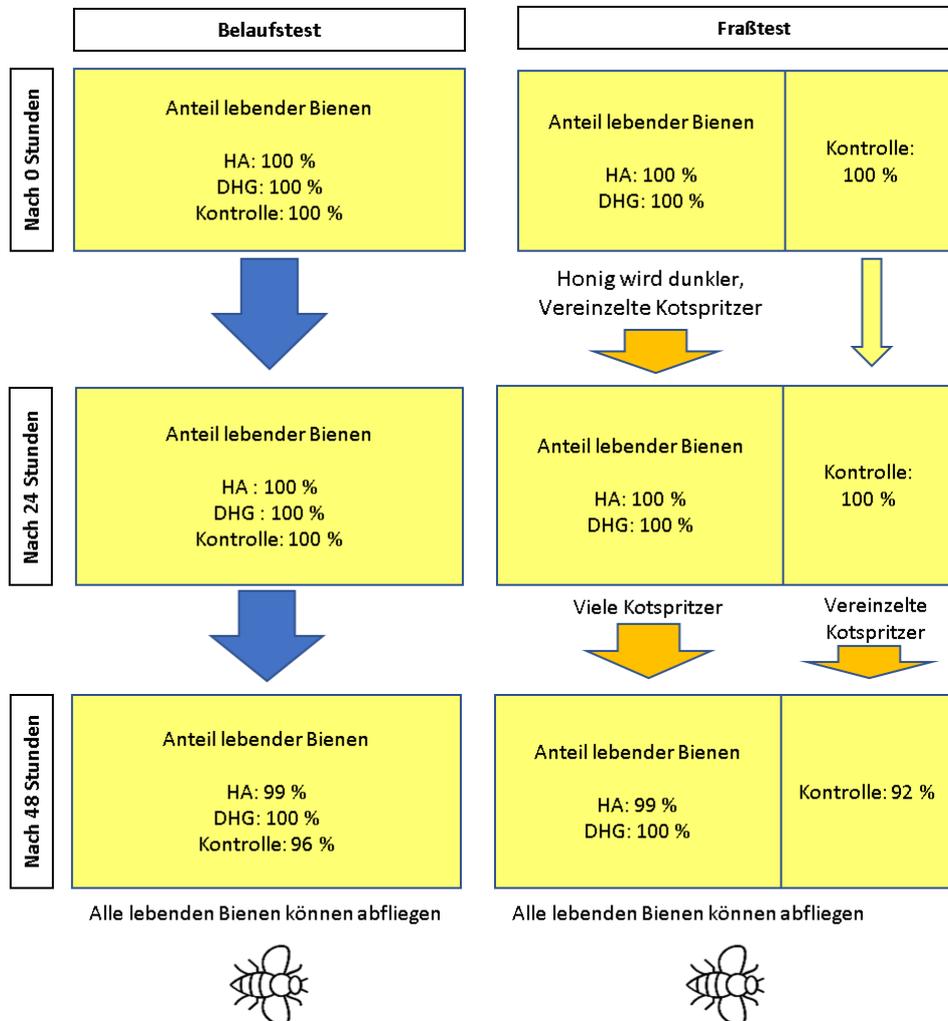


Abbildung 3.5-8: Ergebnisse der Untersuchung der Landesanstalt für Bienenkunde an der Universität Hohenheim 2018.

Auf Grund ihrer Bedeutung als Primärzersetzter in bodensauren Fichtenforsten untersuchte ENGEL (1995) nach einer Bodenschutzkalkung im Jahr 1989 die Entwicklung von Zweiflüglerarten in den folgenden drei Jahren. Es zeigten sich nach Dolomitkalkungen mit 3 t/ha signifikant höhere Schlüpfraten, wohl als direkte Folge von höheren Calciumgehalten in den Nahrungsquellen der Tiere.

Wie WELLENSTEIN (1990a), (1990b) für flugfähige Insekten, beschreibt EISENBEIS et al. (1992) auch eine Schädigung von laufaktiven Insekten wie Ameisen durch trockene und fein

gemahlene Kalke. **SCHMIDT (1986)** zeigte, dass der Schädigungsgrad mit zunehmender Mahlfineinheit des Materials anstieg. Grund dafür war nicht die orale Aufnahme des Kalkes, sondern das äußerliche Anheften des Staubes. Die in Baden-Württemberg praktizierte Ausbringung von erdfeuchtem Material trägt zum Schutz dieser Tiere bei: Gemäß einer Untersuchung von **WINTER (1990a)** führt erdfeuchtes Material bei Ameisenvölkern nur zu kurzfristigen Beeinträchtigungen.

### 3.5.7 Amphibien

Amphibien sind wegen ihrer dünnen, wenig verhornten und ständig feuchten Haut ganz besonders anfällig für Änderungen im chemischen Milieu ihres Lebensraums. Zu den gefährlichen Umweltbelastungen für Amphibien gehört ein niedriger pH-Wert sowie die damit zumeist einhergehende hohe Aluminiumkonzentration im Wasser. Diese Einflussfaktoren können auch adulte Individuen schädigen und zum lokalen Aussterben führen. Besonders schädlich sind diese Faktoren jedoch für die Brut. Eine Vielzahl von Untersuchungen an Amphibienlaich zeigte bei geringen pH-Werten und einer hohen Aluminiumbelastung eine erhöhte Sterblichkeit der Embryonen, Deformationen, verzögertes Wachstum und ein gestörtes Schlupfverhalten (z.B. **BEATTIE & TYLER-JONES 1992, CLARK & LAZERTE 1985, DOLMEN et al. 2008, HAIDACHER & FACHBACH 1991, LUBW 2002**). Besonders schädlich sind auch einzelne Säureschübe (**LUBW 2002**).

Die Hebung des pH-Wertes in Boden- und Oberflächenwasser infolge von Kalkungen führt zu verbesserten Lebensbedingungen für die meisten Amphibienarten. In einer Untersuchung von **BEATTIE & TYLER-JONES (1992)** war die Überlebensrate von Froschembryonen durch eine pH-Erhöhung von 4,84 auf 7,34 und die daraus folgende Reduzierung der Aluminiumkonzentrationen im Wasser um etwa 70 % erhöht. Auch verstärkt im Wasser gelöstes Calcium, wie es die Kalkung zur Folge hat, die Toleranz der Amphibien gegenüber Versauerung (**DOLMEN et al. 2008**). Eine weitere positive Folge der Kalkung für Amphibien ist die verbesserte Nahrungsgrundlage durch die Belebung der Bodenfauna (**Abschnitt 3.5.3**).

Allerdings gehen von der Kalkung auch Gefahren für Amphibien aus. So ist der wasserentziehende Charakter von Stäuben ein Problem für die empfindliche Haut der Tiere. Allerdings fand **MOORE (2014)** keinen negativen Einfluss von trockenem, fein gemahlenem bzw. grobem Material auf Gesundheit und Überleben von Amphibien. Durch das Befeuchten von Kalkmitteln auf einen erdfeuchten Zustand (**Abschnitt 2.2**) wird bei der Kalkung in Baden-Württemberg diese Gefahr zusätzlich reduziert.

Eine weitere Gefahr für Amphibien stellt die potentiell hohe Reaktivität insbesondere frischer Holzaschen dar. In Baden-Württemberg dürfen jedoch nur gealterte Holzaschen als Dolomit-Holzasche-Gemisch ausgebracht werden, bei denen die Reaktivität unterhalb ätzender oder reizender Potentiale (in Bezug auf menschliche Haut und Augen) liegt (**vgl. Abschnitt 4.6**). Das Schädigungspotential ist deshalb entsprechend gering. Da der Alterungs-

prozess von Feuchtigkeit angetrieben wird, dauert der Rückgang der Reaktivität in trockenen Sommern besonders lange. Wird eine frisch gekalkte Fläche von Amphibien begangen oder werden diese bei der Ausbringung direkt von Kalk getroffen, so sind Verätzungen wahrscheinlich, die dauerhafte Schäden oder sogar den Tod herbeiführen können. Die Gefahr hierfür gilt aus verschiedenen Gründen jedoch als gering: Amphibien halten sich bei trockener Witterung fast ausschließlich am und im Wasser auf. Da bei der Kalkungsplanung Gewässer und Feuchtgebiete inklusive Pufferzonen ausgespart werden, sind die Tiere räumlich vor der Kalkung geschützt. Bei feuchter Witterung, wenn Amphibien bevorzugt unterwegs sind, ist nicht von Schäden auszugehen, da der Kalkstaub nicht gut an der Amphibienhaut haftet und leicht abgewaschen wird. Zudem bleibt die Amphibienhaut durch Niederschläge ausreichend feucht und die Reaktivität des Materials wird im feuchten Milieu stark verdünnt. Amphibien bewegen sich zudem primär nachts über Land und ihre Fortpflanzungszeit ist zum Zeitpunkt der Kalkung (Anfang Juni bis Ende Oktober) üblicherweise bereits vorüber.

### 3.5.8 Aquatische Lebewesen

Viele Oberflächengewässer waren und sind infolge des sauren Regens stark versauert, womit sich die Lebensbedingungen für aquatische Lebewesen dramatisch veränderten und teilweise anhaltend besiedlungsfeindliche Bedingungen herrschen (BITTERSÖHL et al. 2016, GEE 2001). So schreibt beispielsweise ARNSCHEIDT (2001), dass keine einheimische Fischart bei pH-Werten unter 4,3 auf Dauer überlebensfähig sei; schon pH-Werte unter 5,5 seien tödlich für Fischlaich und -brut. In einer Untersuchung von KEITEL (2014) an einem Mittelgebirgsbach kam es in Folge des sauren Regens zum Ausfall ganzer Insektenordnungen und zur Schädigung der Fischbestände, was wiederum die weitere Nahrungskette beeinträchtigte. Eine zunehmende Uniformierung der Artenausstattung in den Oberläufen dieser Gewässer zugunsten von säuretoleranten Arten war die Folge. Zumindest die größeren Wirbellosen unter diesen säuretoleranten Arten sind nicht zwangsläufig auf eine hohe Säurekonzentration angewiesen; sie tolerieren sie lediglich. Unter dem Einfluss zunehmender Versauerung stellen sie eine „Restbiozönose“ dar, während die anderen Arten nach und nach ausfallen (ARNSCHEIDT 2001).

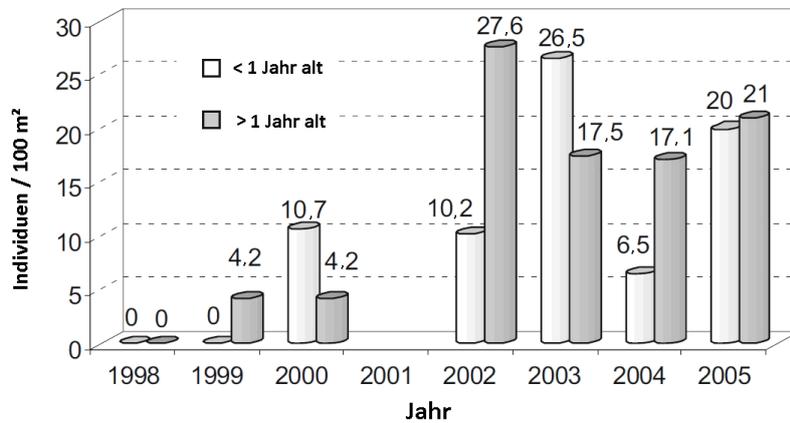
Für die Gesundheit der aquatischen Biozöten spielen Versauerungsschübe eine große Rolle und hierbei wie für Amphibien vor allem die Mobilisierung von toxischen Aluminiumionen und die hohe Protonenkonzentration (BITTERSÖHL et al. 2016, KEITEL 2014, ORMEROD & DURANCE 2009, SUCKER et al. 2011). So zeigte beispielsweise PYNNÖNEN (1990), dass geringe pH-Werte Auflösungserscheinungen an den Hüllen von Krustentieren verursachen können. Da diese Tiere auch Nahrungsgrundlage für größere aquatische Organismen darstellen, wirkt sich eine versauerungsbedingte Schädigung von z.B. Bachflohkrebsen (*Gammarus pulex*) (SARTORIS 1992) auf die anderen trophischen Ebenen in Flüssen aus (ARNSCHEIDT 2001). Bei Fischen führen hohe Aluminiumkonzentrationen zu einem Verlust von Natrium- und

Chloridionen sowie zum Verkleben der Kiemen. Diese Effekte werden durch hohe Calciumgehalte deutlich reduziert (MEINELT et al. 1996).

Wie verschiedene Untersuchungen zeigen, verbessern Kalkungen die Lebensbedingungen in versauerten Gewässern deutlich (vgl. CLAIR & HINDAR 2005). Die verringerten Aluminiumfrachten und die steigende Säureneutralisationskapazität stabilisieren die ökologischen Bedingungen in Fließgewässern. Dabei mindert besonders die erhöhte Säureneutralisationskapazität die Gefahr durch schädliche Versauerungsschübe. Die Kalkung trägt hierdurch dazu bei, dass eine Rückkehr von durch anthropogen verursachte Versauerung verdrängten Arten in Flüsse und Seen möglich wird. Diese indirekten Effekte der Waldkalkung wirken sich über lange Zeiträume auf die den Wäldern entspringenden Fließgewässer aus. Das äußert sich in steigenden Artenzahlen, steigenden Reproduktionszahlen vieler Taxa und einer sinkenden Mortalität. Der Rückgang der Versauerung und der Aluminiumkontamination des Wassers sind dabei wichtige Faktoren (HUDY et al. 2000, JOSEPHSON et al. 2014, WEATHERLEY 1988). Längere Kalkungszeiträume erhöhen den positiven Effekt, beispielsweise auf Fischvorkommen (MANT et al. 2013).

Eine große Zahl von Studien befasste sich mit der Wiedereinführung von Süßwasserfischarten wie der Bachforelle (*Salmo trutta*) und dem Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) nach Kalkungen (z.B. CLAYTON et al. 1998, WESTLING & ZETTERBERG 2007), die in vielen anthropogen stark versauerten Flüssen verschwunden waren (BRAUKMANN 2001). Wiederansiedlungsversuche dieser Arten waren nach Einzugsgebietskalkungen oft erfolgreich (CLAYTON et al. 1998, DALZIEL et al. 1994, DRISCOLL et al. 1996, GUNN et al. 1990, HINDAR et al. 1996) und beide Arten wiesen erhöhte Überlebensraten in verschiedenen Lebensphasen auf (TURNPENNY et al. 1995). Bei der Bachforelle konnte sich infolge dessen eine sich selbst erhaltende Population etablieren (DALZIEL et al. 1994, HUDY et al. 2000, WESTLING & ZETTERBERG 2007). **Abbildung 3.5-9** zeigt, dass sich die Bestände der Bachforelle nach der Kalkung deutlich erholen konnten und sowohl junge als auch ältere Individuen wieder vermehrt vorkommen. WESTLING & ZETTERBERG (2007) schreiben, dass in dem Flusslauf schon seit 40 Jahren vor der Kalkung keine stabile Population der Art vorhanden gewesen sei und dass in dem Kontrollfluss weiterhin keine Bachforellen vorkämen.

Entgegen der positiven Befunde für verschiedene Fischarten wurden für wirbellose Arten unterschiedliche Reaktionen auf Kalkungen festgestellt. Einige Autorinnen und Autoren konnten eine deutliche Zunahme der Anzahl und Biodiversität erkennen (vgl. BRADLEY & ORMEROD 2002, CLAIR & HINDAR 2005). KEITEL (2014) berichtet von einer versauerungsbedingten Uniformierung der Artengemeinschaft mit wenigen dominanten Spezialisten, innerhalb derer bewegliche Algenarten zu massiven Problemen für die Rohwasseraufbereitung geführt haben. Sie schreibt weiter, dass die anschließende Kalkung im Einzugsgebiet zu einer deutlichen Verbesserung der Gesamtsituation sowie zu einer Verdreifachung der Organismenzahl geführt habe.



**Abbildung 3.5-9: Vorkommen der Bachforelle in einem schwedischen Fluss, dessen Einzugsgebiet 1998/1999 gekalkt wurde. Verändert nach WESTLING & ZETTERBERG (2007).**

Andere Untersuchungen finden trotz der im Allgemeinen verbesserten Bedingungen nur geringe oder keine Zunahmen der Populationen von an der Gewässersohle lebenden Wirbellosen (CLAIR & HINDAR 2005, MANT et al. 2013, ORMEROD & DURANCE 2009, RUNDLE et al. 1995). Eine Erklärung für die fehlende positive Entwicklung von sonstigen Artengruppen wie z.B. Algen und Zooplankton auf die kalkungsbedingt verbesserten Lebensbedingungen ist das Zusammenspiel verschiedener trophischer Ebenen im Gewässer (WEATHERLEY 1988). Beispielsweise kann sich die künstliche Einführung oder Förderung von Raubfischarten wie der Bachforelle und dem Bachsaibling negativ auf Beutepopulationen auswirken, wenn diese bejagt werden, bevor sie sich stabilisiert haben (CLAIR & HINDAR 2005). Auch eine zwischenartliche Konkurrenz verschiedener Raubfischarten kann die Erholungstendenz der weniger dominanten Fische reduzieren (MANT et al. 2013). Für die mangelnde Etablierung säuresensitiver Arten kommen jedoch auch Versauerungsschübe in Frage (WEATHERLEY 1988). Hochwasser und lokale Einleitungen saurer Zuflüsse bringen Protonen, Nitrat und gelöste Aluminiumionen mit sich. Sie können wichtige Faktoren für ökologische Schädigungen sein (FEGER et al. 2000, GEE 2001, JOSEPHSON et al. 2014, KEITEL 2014, WEATHERLEY 1988) und stellen möglicherweise einen Grund für die geringe Wiederbesiedlung dar (BRADLEY & ORMEROD 2002, ORMEROD & DURANCE 2009). BRADLEY & ORMEROD (2002) beschreiben ein Auftreten und Verschwinden verschiedener wirbelloser Arten innerhalb einer Dekade nach einer Kalkung, da es trotz Kalkung immer wieder Säureschübe im Gewässer geben kann. Dies spricht dafür, dass nicht nur die Ausbreitung dieser Arten, sondern auch das Überleben in den wiedergewonnenen Lebensräumen problematisch ist (BRADLEY & ORMEROD 2002). Mit Ausnahme von Feuchtbiotopen – die von den Bodenschutzkalkungen in Baden-Württemberg ohnehin ausgeschlossen sind (vgl. Abschnitt 2.5) – kamen CLAIR & HINDAR (2005) in einer Auswertung der verfügbaren Literatur zum Schluss, dass der Einsatz von Dolomit in Einzugsgebieten für aquatische Ökosysteme weder kurz- noch langfristig bedenklich ist. In diesem Zusammen-

hang ist zu erwähnen, dass auch nach Holzascheausbringung weder eine schädigende Auswaschung in Fließgewässer noch eine Akkumulation von Schwermetallen in Fischen und Zooplankton festzustellen war (HUOTARI et al. 2015).

### 3.6 Boden-, Oberflächen- und Grundwasser

- Kalkungen erhöhen den pH-Wert des Bodenwassers und reduzieren damit die Löslichkeit toxischer Metallionen.
- Einzugsgebietskalkungen reduzieren die Versauerung von Oberflächengewässern und des Grundwassers; diese Wirkung kann über mehrere Jahrzehnte anhalten.
- Mögliche negative Auswirkungen sind vorübergehend erhöhte Verlagerungen von Nitrat und gelöstem organischen Kohlenstoff mit dem Sickerwasser.

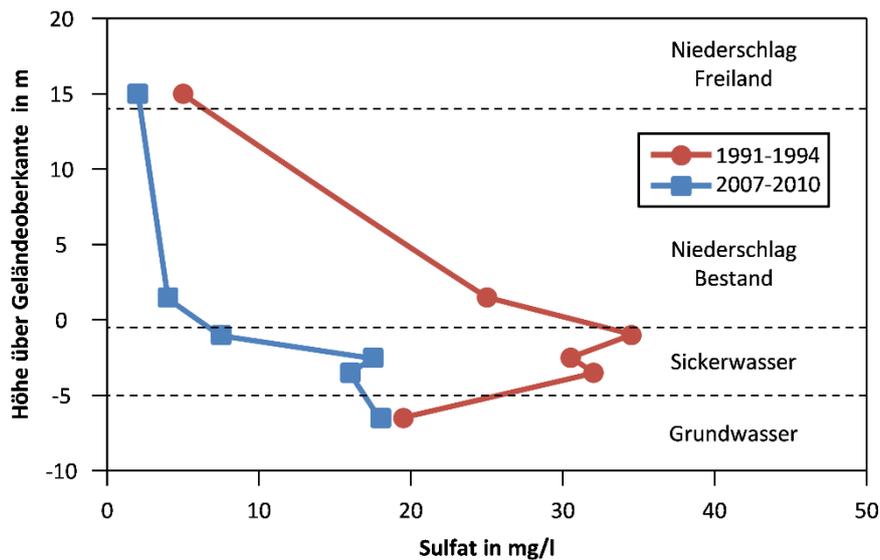
Wälder sind für die Trinkwasserversorgung von herausragender Bedeutung. In Deutschland sind etwa zwei Drittel der Trinkwasserschutzgebiete vollständig oder überwiegend bewaldet (<https://www.forstwirtschaft-in-deutschland.de>). Wälder und ihre Böden wirken als Puffer und Filter für Nähr- und Schadstoffe und regulieren so die chemische Zusammensetzung des Niederschlags, des Bodenwassers und der davon gespeisten Oberflächen- und Grundwasserkörper. Die in der Regel hohe Wasserqualität aus Waldflächen stellt eine wertvolle Ökosystemleistung dar, die oft eine aufwendige und teure Trinkwasseraufbereitung erspart. Daneben ist die Wirkung der Wälder auf die Wasserqualität für viele Tier- und Pflanzenarten eine wichtige Voraussetzung für die Sicherung der Habitatqualität.

#### 3.6.1 Nachwirkung des sauren Regens

Die anthropogen verursachte Bodenversauerung hat auch die aus den Wäldern gespeisten Gewässer nachhaltig verändert. Unter dem Einfluss der Versauerung haben Böden einen Teil ihrer Filter- und Pufferfunktion verloren, sodass Schwermetalle, Säuren und andere Schadstoffe wie Nitrat über das Bodensickerwasser in das Grund- und Oberflächenwasser ausgetragen werden können. Entscheidend dafür, wie stark sich die Versauerung des Bodens in das Grundwasser sowie die Fließ- und Stillgewässer fortsetzt, ist die Lage der sogenannten „Versauerungsfront“ im Boden. Sie grenzt die versauerte Bodenzone von der unversauerten ab, was sich z.B. an pH-Wert, Puffersubstanzen und Austauscherbelegung festmachen lässt. Die Versauerungsfront wird durch anhaltende Säureinträge mit dem Sickerwasser tiefer in den Boden getrieben und erreicht dabei zunächst den Grundwasserschwankungsbereich. Das führt zu episodischen Versauerungsschüben im Grundwasser und in nachgelagerten Wasserkörpern. Ein weiteres Absinken der Versauerungsfront ins Grundwasser führt zu einer chronischen Versauerung der Gewässer (BITTERSOHL et al. 2016). In

Baden-Württemberg gelten etwa 20 % der Landesfläche als sensitiv für Gewässerversauerung (LUBW 2010).

Auch nach Rückgang der akuten Säureinträge aus der Luft und mit dem Niederschlag wirken die in den Böden gespeicherten Säuren weiterhin versauernd auf angrenzende Wasserkörper. **Abbildung 3.6-1** zeigt dies eindrücklich am Beispiel der Sulfatkonzentrationen in Niederschlag, Bodensickerwasser und Grundwasser für ein Einzugsgebiet im stark depositionsbelasteten Fichtelgebirge. In der Studie verglichen BITTERSÖHL et al. (2014) Daten aus der Zeit kurz nach dem Peak der Depositionseinträge mit Daten aus den Jahren 2007 bis 2010, als die Schwefeldepositionen im Bestand bereits um ca. 70 % im Vergleich zu 1980 abgesunken waren. Während die Sulfatkonzentrationen im Niederschlag innerhalb dieses Zeitraums um ca. 85 % zurückgegangen waren, zeigten sich im Grundwasser nur sehr geringe Verbesserungstendenzen (vgl. **Abbildung 3.6-1**). Zu sehen ist auch, dass die Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser zwar deutlich zurückgegangen sind, jedoch immer noch auf einem deutlich erhöhten Niveau liegen.



**Abbildung 3.6-1:** Sulfatgehalt des Niederschlags, Bodensickerwassers und Grundwassers im Fichtelgebirge im Vergleich zwischen 1991-1994 und 2007-2010. Verändert nach BITTERSÖHL et al. (2014).

Eine wesentliche Ursache für die anhaltend hohe Säurebelastung des Bodenwassers und des Grundwassers sind die im Boden gespeicherten Schwefelvorräte. Die Immobilisierung von Sulfat in Böden ist in hohem Maße von Aluminium- und Eisenoxiden abhängig. In tiefergelegenen, verbrauchten Mineralbodenhorizonten, in denen die Gehalte von Aluminium- und Eisenoxiden vergleichsweise hoch sind, wurde deswegen besonders viel mit dem sauren Regen eingetragener Schwefel gebunden. Mit dem Fortschreiten der Versauerungsfront in größere Bodentiefen werden die Metalloxide dort aufgelöst und die gespeicherten

Schwefelvorräte freigesetzt (AUGUSTIN & MALESSA 2003). Dies führt zu steigenden Sulfatkonzentrationen im Bodenwasser der tieferen Horizonte auch Jahre, nachdem die sauren Niederschläge nachgelassen haben (JOHNSON et al. 2018) und kann letztlich auch zu entsprechenden Anstiegen im Grundwasser führen. Mit dem Austrag von Sulfat und anderen Anionen (insbesondere Nitrat) werden ladungsäquivalent Kationen ausgewaschen. Wenn sich ein Boden im Austauschpufferbereich befindet, sind dies vor allem die basischen Nährelemente Calcium, Magnesium und Kalium. Die im Boden gespeicherten Sulfatvorräte, die aus den langjährigen Depositionseinträgen resultieren, sowie Nitratauswaschungen, die eine Folge der erhöhten Stickstoffeinträge in die Wälder sind, führen deswegen in vielen Böden weiterhin zu einer Abnahme der pflanzenverfügbaren Vorräte wichtiger Nährelemente. Ist die Bodenversauerung weiter vorangeschritten und befindet sich ein Boden nicht mehr im Austauschpufferbereich, werden mit dem Sickerwasser zusammen mit Sulfat und Nitrat vor allem Aluminium und, bei starker Versauerung, Eisen und Mangan ausgetragen. Die Säurebelastung des Bodensickerwassers schlägt sich in einem entsprechenden anhaltenden, nur langsam zurückgehenden Versauerungsgrad der Grundwasserkörper wieder.

Im Vergleich zu den Grundwasserkörpern reagieren Fließgewässer in der Regel deutlich schneller auf Säureeinträge und haben sich nach dem Abklingen der Säureeinträge auch entsprechend schneller erholt. So verbesserte sich der Versauerungsstatus vieler Wasserläufe der deutschen Mittelgebirge mit nachlassender Schwefeldeposition kontinuierlich (SUCKER et al. 2011). Insbesondere nach Starkregen oder Schneeschmelze, wenn schnelle bodeninterne Wasserflüsse überwiegen, werden aber weiterhin peakartig große Säuremengen und begleitende Kationen in die Fließgewässer eingetragen (SUCKER et al. 2011).

Die anthropogen verursachte Gewässerversauerung ist deshalb trotz stark gesunkener Säuredeposition ein anhaltendes Problem für die Trinkwasseraufbereitung. Sie erhöht deren Aufwand und damit deren Kosten, wenn die Wasserqualität im Rohwasser den gültigen Rechtsnormen nicht entspricht (BITTERSOHL et al. 2014). Problematisch sind insbesondere episodisch, infolge von Starkregen oder Schneeschmelze, kurzfristig stark ansteigende Konzentration toxischer Metallionen (vor allem Aluminium und Mangan), die nur in aufwendigen Flockungsverfahren aus dem Rohwasser entfernt werden können. Diese sind in kleinen, dezentralen Wasserversorgungsanlagen nicht ohne weiteres realisierbar. Technisch einfacher umzusetzen, aber dennoch kostenverursachend, ist die häufig notwendige Hebung des pH-Wertes auf 6,5 (BMEL 2016).

Für die dauerhafte Verbesserung der Wasserqualität ist unzweifelhaft der Rückgang der versauernden und eutrophierenden Einträge in Böden und Wasserkörper notwendig. Bodenschutzkalkungen können den Prozess der Gewässerregeneration aber unterstützen und beschleunigen (BRADLEY & ORMEROD 2002, CLAIR & HINDAR 2005, LAWRENCE et al. 2016).

## 3.6.2 Wirkung auf das Bodenwasser

### 3.6.2.1 Kalkung

Die mit der Kalkung erzielten Veränderungen der Bodenchemie (**Abschnitt 3.1**) wirken sich auf die chemische Zusammensetzung und infolgedessen auf das Bodenwasser aus. Viele Untersuchungen belegen, dass das Bodenwasser infolge von Kalkungen höhere pH-Werte und eine höhere Säureneutralisationskapazität aufweist (**ARMBRUSTER et al. 2004**). Steigende pH-Werte im Boden führen dazu, dass sich Aluminium und Eisen im Mineralboden wieder vermehrt in Form von Oxiden stabilisieren und damit wieder Sulfat binden können. Zunehmende pH-Werte erhöhen auch die mikrobielle Aktivität (**Abschnitt 3.5.4**), wodurch ihr Einfluss auf den Schwefelumsatz im Boden zunimmt und Sulfat schneller gebunden werden kann (**EDWARDS 1998**). Beide Effekte zusammen reduzieren nach Kalkungen die Sulfatkonzentration im Bodenwasser. Gleichzeitig sinken dadurch im Sickerwasser auch die Konzentrationen der Metallionen, insbesondere von Aluminium (**PUHLMANN et al. 2007**). Durch ein Zusammenspiel der Protonenaktivität, des Eintrags von Nährstoffen und der Austauscherbelegung wird auch die Zusammensetzung der mobilen Kationen im Bodenwasser verändert. Insbesondere sind nach Kalkungen die Konzentrationen von Calcium und (bei Einsatz von Dolomit) Magnesium erhöht (**BRAHMER 1994, CLAIR & HINDAR 2005, FRANSMAN & NIHLGÅRD 1995, GUNN et al. 2001, SUCKER et al. 2009**). Aufgrund des höheren Kationenaustauschkoeffizienten wird Calcium stärker als Magnesium an die Austauscher im Boden gebunden, weshalb im Sickerwasser die Magnesiumkonzentrationen häufig stärker auf Kalkungen reagieren als die Calciumkonzentrationen (**BRAHMER 1994, FEGER et al. 2000**). Diese Wirkungen der Kalkung auf die Bodenwasserzusammensetzung sind oft auch viele Jahre nach der Kalkung zu beobachten (**GREVE 2014, MEESENBERG et al. 2001**).

Kalkungen aktivieren Mineralisierungsprozesse im Boden (**ANDERSSON et al. 1994, DE BOER et al. 1993, KREUTZER 1995**), weshalb infolge von Kalkungen im Bodenwasser häufig erhöhte Konzentrationen von Nitrat beobachtet wurden (**z.B. VON WILPERT & LUKES 2003**). Gemäß Untersuchungen, die im Leitfaden zur Forstlichen Bodenschutzkalkung in Sachsen (**ANDREA et al. 2020**) dargestellt sind, konnten dort keine großen Anstiege der Nitratkonzentrationen belegt werden – kleine lokale Anstiege werden von einem anschließendem Rückgang auf das Ausgangsniveau oder ein noch geringeres gefolgt.

Das Risiko erhöhter Nitratausträge ist vor allem dann erhöht, wenn die Stickstoffsättigung des Bodens hoch ist (**GUNDERSEN et al. 2006, HUBER et al. 2006, KREUTZER 1995**) oder die Vegetation den bei der Mineralisierung freigesetzten Stickstoff nicht aufnehmen kann, z.B. bei Kalkungen außerhalb der Vegetationsperiode oder in alten Beständen mit geringer Stickstoffaufnahme (**DE BOER et al. 1993**). Infolge der Mineralisierung organischer Substanz nimmt oft auch die Konzentration gelöster organischer Kohlenstoffverbindungen im Bodenwasser zu (**ANDERSSON et al. 1994, GREVE 2014, NILSSON et al. 2001, VON WILPERT & LUKES 2003**).

### 3.6.2.2 Holzasche

Die Ausbringung von Holzasche bewirkt im Bodenwasser grundsätzlich ähnliche Änderungen wie Kalkungen (BRUNNER et al. 2004, GEIBE et al. 2003, HUOTARI et al. 2015). Aufgrund der starken basischen Wirkung steigen nach Holzascheausbringung die pH-Werte im Bodenwasser in der Regel an. Viele Studien belegen auch eine Abnahme des pH-Wertes in größeren Bodentiefen, unter anderem aufgrund der Verlagerung von im Boden gespeichertem Sulfat, Nitrat und Aluminium (z.B. GEIBE et al. 2003, LUNDSTRÖM et al. 2003). Daneben werden die in der Holzasche enthaltenen Elemente je nach Löslichkeit der Verbindungen mehr oder weniger mit dem Bodenwasser gelöst. Kalium, Natrium, Bor und Schwefel liegen in der Holzasche in Form leicht löslicher Salze vor und werden deshalb sehr schnell, zum überwiegenden Teil in den ersten zwei Jahren nach der Ausbringung (HUOTARI et al. 2015, PITMAN 2006), freigesetzt. Die Konzentrationen dieser Elemente im Bodenwasser steigen deshalb nach Holzascheausbringung in der Regel sehr schnell an und klingen schnell wieder ab (AUGUSTO et al. 2008, NORSTRÖM et al. 2011). Calcium und Magnesium, die überwiegend in langsam löslichen sekundären Mineralen gebunden sind, werden demgegenüber deutlich langsamer und kontinuierlicher freigesetzt (PITMAN 2006). Nach Holzascheausbringungen wurden deshalb in verschiedenen Studien über mehrere Jahre anhaltende, erhöhte Calcium- und Magnesiumkonzentrationen im Bodenwasser beobachtet (GEIBE et al. 2003, SCHÄFFER et al. 2002). Phosphor wird besonders langsam freigesetzt und zudem im Boden effektiv an Aluminium- und Eisenverbindungen gebunden, sodass die Phosphorkonzentrationen im Bodenwasser auf eine Holzascheausbringung kaum reagieren (GEIBE et al. 2003). Diese Beobachtungen werden auch durch aktuelle Untersuchungen der FVA bestätigt (vgl. Abschnitte 4.1.3 und 4.1.4). Die in Abschnitt 4.5 beschriebene Studie erklärt die geringe Wirkung der Holzasche auf die Phosphorkonzentration im Bodenwasser durch eine geringe Löslichkeit des Elements.

Schwermetalle, die in der Holzasche im Vergleich zum Waldholz infolge des Verbrennungsvorganges angereichert sind, stellen eine potentielle Gefahr dar. Die geringe Löslichkeit, die höheren pH-Werte sowie die starke Bindung an organische Ionen führen aber dazu, dass die Auswaschung aus der Asche und die Verlagerung mit dem Sickerwasser sehr gering sind (NIEMINEN et al. 2005, PITMAN 2006, RING et al. 2006). Entsprechend wurde bislang in der Literatur lediglich vereinzelt von erhöhten Schwermetallkonzentrationen infolge von Holzascheausbringung berichtet (RUMPF et al. 2001). Selbst bei sehr starker Überdosierung (12 t/ha) stellten SCHÄFFER et al. (2002) keine erhöhten Konzentrationen von Cadmium, Blei und Kupfer im Bodenwasser fest. Wie Kalkungen regen auch Holzascheausbringungen die Mineralisierung der organischen Substanz an (ZIMMERMANN & FREY 2002). Allerdings werden hier weniger oft erhöhte Konzentrationen von mineralischem Stickstoff (Ammonium oder Nitrat) beobachtet (GEIBE et al. 2003, PITMAN 2006). Infolge der Mineralisierung steigen gelegentlich, allerdings weniger oft als bei der Dolomitausbringung, die Konzentrationen von gelösten organischen Kohlenstoffen im Bodenwasser an (z.B. GEIBE et al. 2003). Wie bei der Ausbringung von Dolomit ist die Wirkung von Holzasche vor allem in der Humusaufgabe und

im obersten Mineralboden nachzuweisen, reichten aber teilweise bis in die Tiefe (LUDWIG et al. 2002, RUMPF et al. 2001). Die Intensität und die Tiefenwirkung steigen mit zunehmender Dosierung. Bei einer geringen Dosierung werden kaum Veränderungen im Bodenwasser beobachtet, da die Wirkung der Kalkung dann primär in der Auflage verbleibt. Ab Dosierungen von etwa 6 bis 10 Tonnen pro Hektar wurden dagegen teils drastische Auswirkungen im Bodenwasser beobachtet (AUGUSTO et al. 2008, KAHL et al. 1996, PITMAN 2006, SCHÄFFER et al. 2002). So erreichten in den Untersuchungen von SCHÄFFER et al. (2002) nach Ausbringung von Holzasche in einer Dosierung von 12 bzw. 18 t/ha die Aluminium- und Nitratkonzentrationen im Bodenwasser peakartig sehr hohe Werte, die teils bis in den Unterboden hinein die Trinkwassergrenzwerte überschritten. BRUNNER et al. (2004) bemerkten demgegenüber zwei Jahre nach einer Ausbringung von Holzasche in einer Dosierung von 8 t/ha in 75 bis 80 cm Tiefe nur eine geringfügig erhöhte Nitratkonzentration. Die Wirkung setzt umso schneller ein und hält umso kürzer an, je besser löslich die Asche ist. Ausgehärtete oder granuliert Asche wirkt dabei am längsten, während frische, lose Asche zu sehr impulsartigen Wirkungen führt, die sehr schnell nachlassen (HUOTARI et al. 2015). Im Vergleich zur Wirkung von Dolomit scheint die Wirkungsdauer von Holzasche kürzer zu sein. So konnten beispielsweise GEIBE et al. (2003) noch 15 Jahre nach der Ausbringung von Dolomit in einer Dosierung von 3,25 t/ha Veränderungen im Bodenwasser feststellen, während die Wirkung von Holzasche (4,28 t/ha) nur in den ersten vier Jahren nach der Behandlung zu beobachten war.

Die Wirkung der Holzascheausbringung auf das Bodenwasser wird auch in aktuellen Untersuchungen der FVA überprüft (vgl. Abschnitte 4.1.2 bis 4.1.5 sowie 4.2.8).

### 3.6.3 Wirkung auf die chemische Zusammensetzung von Oberflächengewässern

Obwohl bei der Kalkung Oberflächengewässer systematisch ausgespart werden, reicht die Wirkung der Bodenschutzkalkung bis in diese hinein. Das hat unter anderem einen Einfluss auf Amphibien (Abschnitt 3.5.7) und aquatische Lebewesen (Abschnitt 3.5.8). Indirekte Wirkungspfade sind im Wesentlichen der unterirdische Zulauf von Bodenwasser zum Gewässer hin und das Einschwämmen von Kalkmitteln bzw. durch Kalkmittel beeinflusstes Oberflächenmaterial bei Starkniederschlägen kurz nach der Ausbringung.

#### 3.6.3.1 Kalkung

Die positive Wirkung von Kalkungen auf den Bodenwasserchemismus wirkt sich auch auf die Qualität des Oberflächenwassers aus. So wurden, insbesondere in skandinavischen Ländern und Schottland, bereits in den 1980er Jahren komplette Wassereinzugsgebiete gekalkt mit dem expliziten Ziel, den Zustand von Fließgewässern und Seen zu verbessern (z.B. BROWN 1988, ROSSELAND & HINDAR 1988). Alternativ dazu werden häufig Oberflächengewässer direkt gekalkt, was einen deutlich schnelleren Einfluss auf das Wasser zeigt (WEATHERLEY

1988), jedoch deutlich kürzer anhält als die Einzugsgebietskalkung (SMALLIDGE et al. 1993) und im Gegensatz zur Bodenschutzkalkung den Zustand der Waldböden nicht beeinflusst. Saure Einträge daraus bleiben daher bestehen.

Hintergrund der Einzugsgebiets- und Gewässeralkungen waren in der Regel Bestrebungen, die Lebensbedingungen für Fische in anthropogen versauerten Gewässern zu verbessern (vgl. Abschnitt 3.5.8). Eine Vielzahl von Studien belegt die positive Wirkung von Bodenschutzalkungen auf den Gewässerchemismus, wobei insbesondere die Erhöhung des pH-Wertes und der Säureneutralisationskapazität betont werden (CLAIR & HINDAR 2005, DALZIEL et al. 1994, FEGER et al. 2000, FRANSMAN & NIHLGÅRD 1995, GUNN et al. 2001, HINDAR et al. 1996, WESTLING & ZETTERBERG 2007). BROWN et al. (1988) beschreiben die positive Entwicklung des Gewässerchemismus in Bezug auf pH, Calciumkonzentrationen und Konzentrationen von besonders toxischem, labilem monomerischem Aluminium als Folge einer Einzugsgebietskalkung mit 10 bis 30 t/ha. Häufig ist diese Erhöhung im Vergleich zur Kalkungswirkung im Bodenwasser aber deutlich abgeschwächt. In einigen Fällen wird auch gar keine Kalkungswirkung auf den Gewässer-pH festgestellt (LÖFGREN et al. 2009). Zusammen mit erhöhten pH-Werten werden in der Regel auch erhöhte Calcium- und (bei Ausbringung von Dolomit) Magnesiumkonzentrationen beobachtet (BRAHMER 1994, FEGER et al. 2000). Die infolge von Kalkung nachlassende Bodenversauerung führt dazu, dass Säureschübe, beispielsweise nach Starkregen oder bei Schneeschmelze, in den Gewässern schneller abgemildert werden und impulsartige Spitzenbelastungen in Gewässern aus gekalkten Einzugsgebieten seltener auftreten (KEITEL 2014, NEWTON et al. 1996). Besonders deutlich zeigt sich dies in der Belastung der Fließgewässer mit Schwermetallen (BORG et al. 2001) sowie anorganischem Eisen und Aluminium, deren mittleres Niveau (BRADLEY & ORMEROD 2002, CLAIR & HINDAR 2005, KEITEL 2014) und insbesondere die Konzentrationsspitzen infolge von Säureschüben nach Kalkungen deutlich abnehmen (BRAHMER 1994, DALZIEL et al. 1994, DRISCOLL et al. 1996, FEGER et al. 2000, GREVE 2015, KEITEL 2014, MOHAMED et al. 1993, WESTLING & ZETTERBERG 2007). Dies ist zum einen auf die Wirkung von Calcium- und Magnesiumionen zurückzuführen, welche Aluminium binden. Zum anderen liegt das auch an der Erhöhung des pH-Wertes in Waldböden in Bereiche oberhalb der Aluminiumpufferung (KEITEL 2014). Andererseits können die hohen Konzentrationen von Calcium und Magnesium, die durch die Kalkung in den Boden gelangen, initial zur Verdrängung von toxischen Metallen wie Aluminium, Kupfer, Mangan und Nickel von den Austauschern und zur Auswaschung in Gewässern führen (LEUBE 2000, SCHÄFFER 2002). Daher kann es auch nach Dolomitgaben zunächst zu leicht ansteigenden Konzentrationen von Metallionen im Bachwasser kommen, die danach auf üblicherweise geringere Werte als auf den Kontrollflächen absinken. Das zeigt sich auch in den Untersuchungen von Keitel (2014), wo die Aluminiumkonzentrationen direkt nach der Kalkung kurzzeitig anstiegen, um dann aber auf Werte abzufallen, die um über 50 % niedriger als vor der Kalkung lagen (Abbildung 3.6-2). In anderen Untersuchungen lösten dagegen selbst Kalkdosen von bis zu 30 t/ha keine erhöhten Aluminiumausträge aus (BEESE 1989b, BROWN et al. 1988, GREVE 2015).

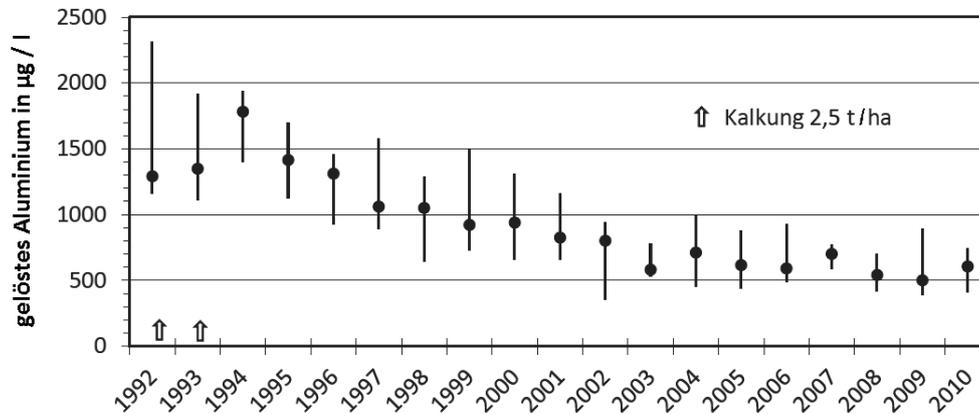


Abbildung 3.6-2: Aluminiumkonzentrationen in der Großen Pyra nach Einzugsgebietskalkungen (Jahresmediane mit Schwankungsbreite der Einzelwerte). Verändert nach KEITEL (2014).

In anderen Untersuchungen lösten dagegen selbst Kalkdosen von bis zu 30 t/ha keine erhöhten Aluminiumausträge aus (BEESE 1989b, BROWN et al. 1988, GREVE 2015).

Da die Kalkung von Waldböden Abbauprozesse in der Humusaufgabe anregt, steigt das Risiko erhöhter Austräge gelösten organischen Kohlenstoffs mit dem Sickerwasser. Hohe Konzentrationen von gelösten organischen Kohlenstoffen sind bei der Trinkwasseraufbereitung problematisch, da sie schwer zu entfernen sind und, obwohl nicht toxisch, aufgrund ihrer Färbung doch qualitätsmindernd sind. Verschiedentlich wurden erhöhte Austräge von gelösten organischen Kohlenstoffen nach Kalkungen beobachtet (ANDERSSON et al. 1994, GRIEVE 1990, HINDAR 2005, HINDAR et al. 2003), vor allem bei hohen Kalkdosierungen. In ihrem Review schlussfolgern CLAIR & HINDAR (2005), dass Kalkung sowohl Anstiege und Abnahmen in den Austrägen von gelösten organischen Kohlenstoffen verursachen können, die Ursachen hierfür aber noch nicht vollständig geklärt sind.

Infolge der verstärkten Humusmineralisierung nach Kalkungen wird auch Stickstoff mobilisiert. Wenn die freigesetzten Mengen die Aufnahmekapazität des Ökosystems überschreiten, kann Nitrat mit dem Sickerwasser ausgetragen werden und so angrenzende Wasserkörper belasten (BRAHMER 1994, HINDAR 2005, LEUBE 2000, SUCKER et al. 2009, VON WILPERT et al. 1993). Häufig wurde eine Verlagerung von Nitrat durch den Sickerwasserstrom bis maximal 60 bis 80 cm Bodentiefe festgestellt (BRAHMER 1994, FEGER et al. 2000, GREVE 2015). Auf Standorten mit sehr hohen Stickstoffvorräten ist die Gefahr einer tieferen Verlagerung und eines Austrags in Grund- und Oberflächenwasser besonders hoch (FORMÁNEK & VRANOVÁ 2002). In der Regel sind die Nitratkonzentrationen in angrenzenden Fließgewässern nach Kalkungen nur kurzfristig oder über wenige Jahre hinweg erhöht (z.B. SUCKER et al. 2009, WESTLING & ZETTERBERG 2007). FRANK & STUANES (2003) bemerkten keinen Anstieg der Nitratauswaschung nach Kalkungen. Die typischerweise deutliche Abnahme der Nitratkonzentrationen mit der Bodentiefe und im angrenzenden Grund- und Oberflächenwasser ist unter anderem auf Denitrifikationsverluste in bachnahen Böden (ARMBRUSTER et al. 2000)

und die Stickstoffaufnahme durch die Vegetation (GUNDERSEN et al. 2006) zurückzuführen. Da die Kalkung in Baden-Württemberg aufgrund von Naturschutzerwägungen außerhalb der Hauptvegetationsperiode stattfindet (vgl. Abschnitt 2.3.3), wird infolge Kalkung freigesetzter Stickstoff nur in geringem Maße biologisch aufgenommen und immobilisiert, sodass die Gefahr von Nitratschüben in das Grundwasser und in Oberflächengewässer erhöht ist (SUCKER et al. 2009). Um eine Verschlechterung der Wasserqualität für Pflanzen, Tiere und Menschen durch Nitratschübe auszuschließen, empfahlen ARMBRUSTER et al. (2004) vorsorglich die Prüfung des Umsatzpotentials der organischen Substanz auf für Kalkungen vorgesehenen Flächen.

Beobachtet werden auch erhöhte Sulfatkonzentrationen infolge von Kalkungen, welche überwiegend daraus resultieren, dass die während des sauren Regens aufgebauten Schwefelvorräte durch die mit dem Kalkmaterial eingebrachten basischen Kationen von den Austauscherplätzen im Boden verdrängt werden (HINDAR 2005).

Die Wirkung einer Kalkungsmaßnahme auf die Qualität von Grund- und Oberflächenwasser hängt von verschiedenen Faktoren ab. Wesentlich sind zum einen die Dosierung und die Charakteristika des Kalkmaterials. HINDAR (2005) beobachtete bereits bei einer Dolomitausbringung von 2 t/ha positive Effekte auf pH sowie die Konzentrationen von Calcium, Magnesium und labilem Aluminium in den Abflüssen zweier gekalkter Einzugsgebiete. In der Regel wurden aber deutlich höhere Dosierungen verwendet, um die Effekte von Kalkungen auf Oberflächengewässer zu untersuchen (vgl. CLAIR & HINDAR 2005). Je feiner das Kalkmaterial, desto schneller geht dieses in Lösung und desto schneller sind entsprechende Wirkungen in Gewässern zu beobachten (GRØNFLATEN et al. 2005, HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER 1990). Die Intensität und Dauer der Kalkungswirkung wird daneben auch von den Eigenschaften des Wassereinzugsgebietes, wie dem Bedeckungsgrad, der Topographie, dem Klima und dem Ausgangsgestein beeinflusst (ARMBRUSTER et al. 2000, FRANSMAN & NIHLGÅRD 1995, ORMEROD & DURANCE 2009, PUHLMANN et al. 2007, VON WILPERT et al. 2007). Gemäß der Beobachtungen von BROWN et al. (1988) wirken sich Einzugsgebietskalkungen dort besonders stark auf Oberflächengewässer aus, wo Oberflächenabfluss und Hangzugwasser einen großen Teil der Gebietsentwässerung ausmachen – dort also, wo große Niederschläge und starke Gefälle zusammenkommen. Eine große Rolle spielt außerdem, wie groß der Anteil der gekalkten Fläche am Gesamteinzugsgebiet ist (BROWN 1988, WESTLING & ZETTERBERG 2007). Die Wirkung der Kalkung ist dabei umso größer, je vollständiger ein Einzugsgebiet gekalkt wird, wobei die Kalkung abflussbildender Flächen besonders effektiv ist (CLAIR & HINDAR 2005). Die Verweildauer des Wassers im Einzugsgebiet und die Fließzeit von der gekalkten Fläche bis zum Gewässer bestimmen, wie schnell die Kalkungswirkung im Gewässer zu beobachten ist und wie lange diese anhält (HINDAR et al. 1996, JENKINS et al. 1991, WESTLING & ZETTERBERG 2007). Auch zu beachten ist, dass Bodenschutzkalkungen primär oberflächlich wirken. Unterirdische Grundwasserzuflüsse und Hangzuschusswasser aus un-

gekalkten Bereichen sind also nicht betroffen von Kalkungsmaßnahmen im Gebiet und können damit die Kalkungswirkung in Grund- und Oberflächenwasser abschwächen (VON WILPERT et al. 2007).

Verschiedene Autorinnen und Autoren untersuchten Fließgewässer mit großem zeitlichem Abstand zur Kalkung und zeigten, dass Einzugsgebietskalkungen eine langanhaltende Wirkung von bis zu zehn Jahren auf Fließgewässer haben können (u.a. ARMBRUSTER et al. 2000, BRADLEY & ORMEROD 2002, DALZIEL et al. 1994, FEGER et al. 2000, FRANSMAN & NIHLGÅRD 1995, PUHLMANN et al. 2007, SUCKER et al. 2009, TRAAEN et al. 1997, WESTLING & ZETTERBERG 2007). HINDAR et al. (2003) beobachteten über einen Zeitraum von sieben Jahren relativ gleichbleibende Wirkungen einer Einzugsgebietskalkung (Dolomit, 3 t/ha) auf die Gewässerchemie und prognostizieren, dass die Kalkungswirkung bis zu 50 Jahre anhalten kann.

### 3.6.3.2 Holzasche

Zur Wirkung einer Holzascheausbringung auf Oberflächengewässer liegen weniger Erfahrungen vor als für die Kalk- und Dolomitausbringung (ARONSSON & EKELUND 2004, HUOTARI et al. 2015). Die überwiegende Zahl der publizierten Untersuchungen wurde zudem in organischen Böden Skandinaviens durchgeführt (HUOTARI et al. 2015). Aufgrund der hohen Anteile an Carbonaten bewirken Holzaschen ähnlich wie Kalke und Dolomite eine Aufbasung des Bodenwassers, die sich je nach hydrologischer Gebietssituation auf die chemische Zusammensetzung der Oberflächengewässer auswirken kann. Die Wirkung ist im Vergleich zu Dolomit in der Regel aber schwächer (AUGUSTO et al. 2008). Wie bei Dolomit ist die Wirkung auf die Fließgewässer vor allem dann hoch, wenn die Abflussbildung verstärkt in der Bodenzone stattfindet. So beobachteten ARONSSON & EKELUND (2008), dass die Holzaschebehandlung die Wasserqualität im Jahresmittel kaum beeinflusste, in Zeiten erhöhter Abflüsse nach der Schneeschmelze jedoch eine starke Wirkung zu verzeichnen war.

Wie im Bodenwasser ist die Wirkung der Holzaschebehandlung auf die Oberflächengewässer für die verschiedenen Nährelemente sehr verschieden. Oft werden recht unverzögert nach der Holzascheausbringung erhöhte Kaliumkonzentrationen festgestellt (HUOTARI et al. 2015, PIIRAINEN et al. 2013). Auch NORSTRÖM et al. (2011) beobachteten nach der Holzascheausbringung im Fließgewässer einen besonders ausgeprägten Anstieg von Kalium, obwohl die Konzentration von Calcium in der Holzasche weitaus höher als die von Kalium ist. Die Konzentrationen von Magnesium und Calcium reagieren verzögert auf die Holzaschebehandlung, die Erhöhung hält dafür aber über mehrere Jahre an (PIIRAINEN et al. 2013).

Obwohl teilweise steigende Nitratkonzentrationen im Bodenwasser infolge von Holzaschebehandlung beobachtet wurden, konnte dies in den Oberflächengewässern nur festgestellt werden, wenn im Einzugsgebiet organische Böden überwogen (HUOTARI et al. 2015). Abflüsse von Standorten mit überwiegend mineralischen Böden wiesen hingegen keine erhöhten Konzentrationen auf (FRANSMAN & NIHLGÅRD 1995, HUOTARI et al. 2015), es sei denn, die Ausbringung erfolgte auf vegetationsfreier Fläche (HUOTARI et al. 2015). Gelegentlich

werden in Gebietsabflüssen nach Holzascheausbringung auch ansteigende Konzentrationen von gelösten organischen Kohlenstoffen beobachtet (z.B. NORSTRÖM et al. 2011). Die Befunde sind aber uneindeutig (HUOTARI et al. 2015) und verschiedene Autorinnen und Autoren stellten keine Auswirkung auf die Konzentrationen von gelösten organischen Kohlenstoffen fest (z.B. PIIRAINEN et al. 2013). Ebenso wurden typischerweise keine erhöhten Austräge von Phosphor beschrieben (HUOTARI et al. 2015). Dieser liegt in der Holzasche schwerlöslich vor und wird aufgrund der hohen Sorptivität von Phosphor an organischen und Eisen-/Aluminiumverbindungen im Boden effektiv zurückgehalten. Auch bei sehr hohen Dosierungen (KAHL et al. 1996) und ungünstigen Einzugsgebietsverhältnissen (PIIRAINEN et al. 2013) wie oberflächennah anstehenden Grundwasserständen und kurzen Entfernungen der behandelten Fläche zum Gewässer wurden keine erhöhten Phosphorkonzentrationen gemessen. Eine Eutrophierung von Gewässern durch Phosphorfreisetzung infolge von Holzascheausbringung kann deswegen ausgeschlossen werden. Ebenso wird das Risiko eines Austrags toxischer Metallionen, wie bereits für das Bodenwasser beschrieben, aufgrund ihrer sinkenden Löslichkeit mit steigendem pH-Wert überwiegend als sehr gering eingeschätzt (HUOTARI et al. 2015). Kurzfristig erhöhte Konzentrationen von Sulfat in Fließgewässern wurden unter anderem von PIIRAINEN et al. (2013) beobachtet.

Wie für das Bodenwasser beschrieben, variieren Intensität und Dauer der Holzaschewirkung auf die Oberflächengewässer in Abhängigkeit von der Materialbeschaffenheit und Dosierung (KAHL et al. 1996) sowie den Eigenschaften des Gewässereinzugsgebietes (QIN et al. 2017). Insgesamt scheint die Wirkung der Holzasche weniger lang anzuhalten als die von Dolomit (vgl. AUGUSTO et al. 2008). FRANSMAN & NIHLGÅRD (1995) beobachteten bei der Holzasche im Vergleich zur Dolomitbehandlung demgegenüber eine zeitlich verzögerte Reaktion der Fließgewässer, die erst sechs Jahre nach der Behandlung einsetzte.

### 3.6.4 Wirkung auf Grundwasserqualität

Die Mechanismen, die eine Wirkung der Kalk- oder Holzascheausbringung auf das Grundwasser bewirken, sind grundsätzlich die gleichen wie beim Oberflächenwasser. Entsprechend können Bodenschutzkalkungen auch das Grundwasser vor sauren Einträgen schützen (SMALLIDGE et al. 1993). Zur Wirkung auf Grundwasserkörper gibt es jedoch nur sehr wenige Untersuchungen, wohl auch, weil die Versauerung der Oberflächengewässer deutlich gravierendere und sichtbare ökologische Auswirkungen hatte. Eine recht umfangreiche Untersuchung führten NORRSTRÖM & JACKS (1993) durch. In dieser wird die Wirkung von Kalkungen (mit außerordentlich hohen Dosierungen von 16 bis 50 t/ha) auf verschiedene Grundwasserkörper in Südschweden untersucht. An fast allen Grundwasserbeobachtungsstellen waren Anstiege im pH-Wert und der Alkalinität festzustellen. Aufgrund der flurnahen Grundwasserstände (0,2 bis 1,5 m unter der Oberfläche) sowie der groben Textur und der geringen Austauschkapazität der Böden reagierten die Grundwasserkörper relativ unverzögert, spätestens zwei Jahre nach der Kalkung.

Angesichts sinkender pH-Werte und leicht steigender Nitratwerte im Grundwasser wurden in den 1990er Jahren von den Wasserwerken Karlsruhe in Kooperation mit den Forstämtern im Umkreis und der FVA Bodenschutzkalkungen in mehreren bewaldeten Wasserschutzgebieten durchgeführt (KOLLOTZEK et al. 1998). Im Hinblick auf die besondere Bedeutung von gesunden Wäldern für die Bereitstellung hochwertigen Trinkwassers wurden Kalkungen als notwendige Vorsorgemaßnahme bewertet, um negative Auswirkungen des sauren Regens auf das Grundwasser zu verhindern und abzumildern. Auch wurde keine Verschlechterung des Grundwasserzustandes durch beispielsweise Nitratschübe festgestellt. Negative Auswirkungen auf das Grundwasser wie eine Zunahme gelöster Schwermetalle konnten auch DEROME & SAARSALMI (1999) nicht feststellen.

Die Wirkung von Ascheausbringung auf Grundwasserkörper ist bislang sehr selten untersucht bzw. publiziert worden. Eine Studie von WILLIAMS et al. (1996) besagt aber, dass der Einsatz von Rindenasche selbst bei Dosierungen von 44 t/ha kaum Einflüsse auf das Grundwasser hatte – lediglich bei Calcium, Kalium und Sulfat wurden erhöhte Konzentrationen ermittelt. Bedenkliche Stoffe wie Schwermetalle gelangten nicht vermehrt ins Grundwasser.

### 3.6.5 Wirkung von Kalkmitteln auf Wasserhaushalt und Abflussbildung

Neben den Änderungen im Boden- und Wasserchemismus bewirken Kalkungen in gewissem Maße auch Änderungen in der Abflussbildung und im Wasserhaushalt. So können Kalkungen die Infiltrationskapazität von Böden für Niederschläge verbessern, indem bodenwühlende und aggregatbildende Bodentiere (v.a. Regenwürmer) durch Kalkungen gefördert werden (vgl. Abschnitt 3.5.3). Außerdem stabilisieren die mit der Kalkung eingebrachten Calcium- und Magnesiumionen Bodenaggregate, mit positiven Auswirkungen auf das Porenvolumen und die gesättigte Wasserleitfähigkeit. Die verbesserte Infiltration und Speicherung von Niederschlag im Boden kann die Abflussbildung verlangsamen und Hochwasserspitzenabflüsse reduzieren.

Höhere Calciumvorräte im Boden verbessern die Calciumversorgung der Waldbäume, wodurch die Stomataregulation gestärkt wird (vgl. Abschnitt 3.4.2). Damit reduziert sich der Wasserbedarf der Vegetation (AMELUNG et al. 2018) und ihre Wassernutzungseffizienz steigt (LANNING et al. 2019). So kann sich die Waldkalkung auf den gesamten Wasseraushalt von Einzugsgebieten und vor allem auf den Wasserverbrauch der Waldbäume in Trockenphasen auswirken. Andererseits ist aber davon auszugehen, dass die erhöhte Transpiration (z.B. BRÉDA et al. 1995) und Interzeption (z.B. STAELENS et al. 2008) in dichteren Beständen, wie sie nach Kalkungen zu erwarten sind (gesünderer Kronenraum, deutlich mehr Bodenvegetation) zu einem erhöhten Wasserverbrauch führen. Wie genau sich die Kalkung auf den Wasserhaushalt von Wäldern auswirkt, muss in konkreten Untersuchungen überprüft werden.



## 4 Aktuelle Forschung der FVA Baden-Württemberg

**Peter Hartmann, Klaus von Wilpert, Heike Puhmann, Lucas Mahlau, Lelde Jansone, Luzie Drews, Jan Hendrik Moos**

*Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Boden und Umwelt*

Die FVA betreut zahlreiche, teils sehr langfristig angelegte Untersuchungen bezüglich der Wirkung von Kalkung auf Waldstandorte. Sie hat damit Zugriff auf Zeitreihen, die sich über Jahrzehnte erstrecken und auf mehreren großräumigen Daueruntersuchungsflächen im Land Baden-Württemberg aufgenommen wurden. Diese langfristigen Untersuchungen bieten die seltene Gelegenheit, die Effekte der Kalkung unter teilkontrollierten Bedingungen detailliert untersuchen zu können.

In diesem Abschnitt werden Untersuchungen der FVA präsentiert, anhand derer sich die Wirkung der Kalkung auf verschiedene Aspekte des Bodens, des Sickerwassers, der Baumernährung sowie der Bodenvegetation und Bodenfauna im Konkreten nachvollziehen lassen. Sie stellen derzeit laufende Versuche und Auswertungen dar und sind so die aktuellsten Ergebnisse, auf die in diesem Bericht zurückgegriffen werden kann.

### 4.1 Langfristige ökosystemare Wirkung unterschiedlicher Kalk- und Düngemittel: Fallstudie Ochsenhausen

- Die Fallstudie „Ochsenhausen“ ist ein langfristiger Kalkungs- und Kalium-Düngerversuch.
- Die ökosystemaren Effekte der Kalkungen sind auf den Versuchsflächen in ihrer Dynamik und kurz- bis langfristigen Wirksamkeit bewertbar.
- Das Untersuchungsprogramm umfasst Parameter des Bodenzustands und der im Boden gespeicherten Stoffe, Stofftransporte mit der Bodenlösung und Bestandesernährung. Die Parameter entsprechen weitestgehend denen, wie sie auf den Ökosystemstudien im Level II Monitoringprogramm erhoben werden.
- Die gewonnenen Erkenntnisse entsprechen im Wesentlichen der bekannten Literatur: Im Boden und Bodenwasser findet eine mittelfristige pH-Wert- und Basensättigungserhöhung mit einer starken zeitlichen und räumlichen Komponente (Tiefenwirkung) statt; im Bodenwasser werden geringere Aluminiumkonzentrationen, jedoch langfristig erhöhte Nitratgehalte im Sickerwasser festgestellt; die Kaliumversorgung der aufstockenden Bestände ist tendenziell verschlechtert, die Vitalität jedoch erhöht.

Auf der Versuchsfläche Ochsenhausen (direkt benachbart zur Level II-Versuchsfläche) wurden 1994 in Fichtenbeständen auf einem Altmoränenstandort mit lehmigen Pseudogley-Parabraunerden und moderartigen Humusaufgaben unterschiedliche Rezepturen ausgebracht, um ihre kurz- bis langfristigen Effekte auf die Ökosystemreaktionen zu untersuchen.

Diese wiesen bewusst hohe und über den in der Praxis übliche Dosierungen auf, um möglichst eindeutige Effekte zu bewirken.

Bei der Behandlung der Versuchsflächen wurden neben Dolomit auch Kaliumsulfat (1 t/ha, entspricht 448 kg/ha Kalium und 552 kg/ha Sulfat) und Holzasche (Pionierversuch mit unbehandelter, d.h. nicht aufgemahlener Holzasche) ausgebracht, da insbesondere auf lehmigen Standorten im Südwesten Deutschlands vermehrt Kaliummängel in Fichtenbeständen beobachtet wurden (VON WILPERT & HILDEBRAND 1997). Auf der Fläche wurden u.a. die in **Tabelle 4.1-1** dargestellten Mittel auf 2.500 m<sup>2</sup> großen, quadratischen Versuchsflächen ausgebracht (SCHÄFFER et al. 2001).

**Tabelle 4.1-1: Darstellung der Varianten der Versuchsfläche Ochsenhausen. Variante NU bezeichnet die Kontrollfläche, auf der keine Mittel ausgebracht wurden.**

| Variante                                | NU | DO      | KO        | CA                     |
|---|----|---------|-----------|------------------------|
| <b>Kalkungs- und Meliorationsmittel</b> | -  | Dolomit | Holzasche | Dolomit + Kaliumsulfat |
| <b>Menge</b>                            | -  | 10 t/ha | 10 t/ha   | 6 + 1 t/ha             |

Die Eigenschaften der eingesetzten Holzasche sind in **Tabelle 4.1-2** dargestellt.

**Tabelle 4.1-2: Eigenschaften der in Ochsenhausen ausgebrachten Holzasche. Aus SCHÄFFER (2002).**

| pH               | P   | K    | Ca    | Mg   | Mn  | Al   | Fe   | S   | Zn  | Cd                | Cu   | Pb   |
|------------------|-----|------|-------|------|-----|------|------|-----|-----|-------------------|------|------|
| ----- g/kg ----- |     |      |       |      |     |      |      |     |     | ----- mg/kg ----- |      |      |
| 12,4             | 1,6 | 12,3 | 185,1 | 12,5 | 3,8 | 15,8 | 14,4 | 2,6 | 0,2 | 0,9               | 16,7 | 18,0 |

Die Bodenproben, an denen pH-Wert, effektive Austauschkapazität sowie die Gehalte an Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Schwefel analysiert wurden, stammen aus Profilbehebungen aus dem Jahr 2012. Proben wurden bis 30 cm Tiefe in 5 cm-Schritten sowie in den Tiefenstufen 30-60 cm und 60-90cm als Mischprobe jeweils über die gesamte Tiefenstufe gewonnen (RUBIN 2014). Die Bodenlösung wird mithilfe von Saugkerzen an der Grenze zwischen Humus und Mineralboden sowie in 20 cm und in 80 cm Mineralbodentiefe gewonnen. Zur Anpassung an die Vorgaben des ICP-Forest für Level II-Flächen (COOLS & DE VOS 2016) wurden im Jahr 2010 die Tiefenstufen in 20 cm und 80 cm durch Installationen in 15 und 30 cm Tiefe ersetzt. Bodenwasser wird mittels Membranpumpen mit einem Unterdruck von ca. 300 bis 400 hPa im 14-tägigen Rhythmus gewonnen.

Zur Bewertung der Wirkung der ausgebrachten Mittel auf den Ernährungszustand werden seit 1996 in der Regel alle zwei Jahre Nadelproben von drei Bäumen von allen Behandlungsvarianten gewonnen und die Nadelspiegelwerte analysiert.

Kurz- bis mittelfristige (fünf Jahre) Effekte dieser Maßnahmen wurden bereits durch VON WILPERT & LUKES (2003) beschrieben. Vor allem auf der Dolomitvariante waren ein signifikanter Anstieg des pH-Wertes um bis zu 0,5 pH-Einheiten und ein signifikanter Anstieg der

Elementgehalte von Magnesium und Calcium im Mineralboden zu verzeichnen. Daneben folgte durch die Erhöhung des Humusumsatzes auch eine Freisetzung von gelöstem organischem Kohlenstoff im Oberboden und folglich eine Freisetzung und Verlagerung von Nitrat mit dem Sickerwasser. Bei der Auswertung der Nadelproben konnten mit Ausnahme eines signifikanten Effekts auf die Kaliumernährung durch die Kaliumsulfatzugabe nur tendenzielle Auswirkungen auf die Ernährungswerte festgestellt werden.

Im Folgenden wird das nunmehr seit 25 Jahren betriebene Monitoring auf der Kalkungsversuchsfläche Ochsenhausen im Hinblick auf die längerfristigen Effekte ausgewertet. Neben den bereits von RUBIN (2014) veröffentlichten bodenchemischen Parametern werden die wiederholten Bodenwasseranalysen sowie die Nährelementgehalte in den Nadeln präsentiert.

#### 4.1.1 Bodenchemie

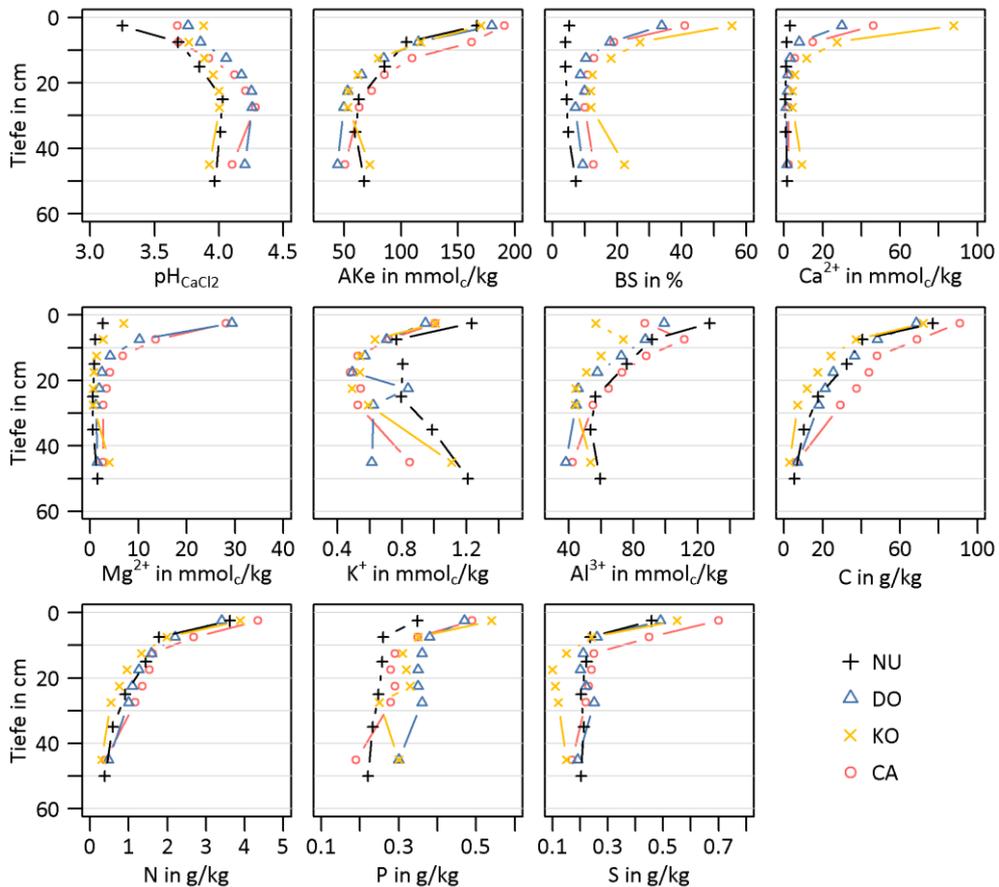
18 Jahre nach der Ausbringung des Kalkmaterials konnte auf allen Versuchsvarianten eine Verbesserung des chemischen Milieus nachgewiesen werden (RUBIN 2014). Die Effekte entsprechen ganz überwiegend den in Abschnitt 3.1 dargestellten Untersuchungen. Aufgrund der Höhe der Dosierungen wiesen sie insgesamt deutlich stärkere Ausprägungen mit größerer Tiefenwirkung auf als reguläre, einfache Kalkungen. Die Ergebnisse sind in **Abbildung 4.1-1** zusammengefasst.

Der pH-Wert ist bei den Dolomitbehandlungen (DO, CA) bis in eine Tiefe von 30 bis 60 cm erhöht (**Abbildung 4.1-1**). Die Holzaschevariante (KO) weist hingegen ab 10 cm Tiefe ähnliche pH-Werte wie die Kontrollfläche auf. Die Erhöhung der pH-Werte liegt bei ca. 0,5 bis 0,8 pH-Einheiten.

Bei der effektiven Austauschkapazität ergaben sich nur in der obersten Tiefenstufe bis 5 cm Unterschiede zur Nullvariante. Diese lassen sich vermutlich durch die Erhöhung der Kohlenstoffgehalte als Folge einer erhöhten biologischen Aktivität und der Einarbeitung von Humus in den mineralischen Oberboden erklären. Bei der Belegung der Austauscher zeigten sich dagegen deutliche Effekte. Die Basensättigung ist bis in die Tiefenstufe 30 bis 60 cm erhöht, wobei die Variante KO den größten Unterschied zur Nullvariante aufweist. Die Erhöhung der Basensättigung kann primär auf die Erhöhung der Calcium- und Magnesiumgehalte zurückgeführt werden. Variante KO weist hierbei die höchsten Calciumwerte und die geringsten Magnesiumwerte auf. Die Belegung mit potentiell toxischem Aluminium ist bis auf die Variante CA überwiegend geringer im Vergleich zur Nullvariante.

Bei Kalium zeigen sich auf allen Varianten im Vergleich zur Nullvariante reduzierte Gehalte ab 10 cm Bodentiefe. Offensichtlich konnte auch bei Kaliumzusatz (in Form von Kaliumsulfat bei Variante CA bzw. Holzasche bei Variante KO) Kalium mittelfristig nicht an den Austauscherplätzen gebunden werden. Vielmehr fand sogar eine Verdrängung an den Austauschern durch Calcium und gegebenenfalls Magnesium statt. Eine andere Erklärung ist

die verbesserte Erschließung von Kaliumvorräten in Aggregaten, die durch die starke Versauerung ihrer Oberflächen nicht pflanzenverfügbar waren. Die erhöhte biologische Aktivität nach der Kalkung könnte die Aufnahme des Nährstoffs erleichtern und damit zur Reduzierung von Kaliumgehalten im Aggregatinneren beitragen.



**Abbildung 4.1-1: Bodenchemische Parameter pH<sub>CaCl2</sub>, effektive Austauschkapazität (Ake), Basensättigung (BS), Konzentrationen der austauschbaren Elemente Calcium, Magnesium, Kalium und Aluminium sowie Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Schwefel für die in Ochsenhausen untersuchten Düngervarianten NU = Nullfläche, DO = 10 t/ha Dolomit, KO = 10 t/ha Holzasche und CA = 6 t/ha Dolomit + 1 t/ha Kaliumsulfat; Aufnahmejahr 2013.**

Phosphor wurde nur an einem Punkt pro Variante bestimmt. Es zeigt sich jedoch bei allen behandelten Varianten eine deutliche Erhöhung der Phosphorgehalte. Mögliche Erklärungen hierfür sind entweder eine potentielle Verlagerung organischen Materials aus der biologisch aktivierten Humusaufgabe oder eine bessere Erschließung und Freisetzung durch mikrobielle Aktivität im Mineralboden. Schwefel wurde ebenfalls nur an einem Punkt pro Variante bestimmt. Bei der Variante CA bewirkt der Kaliumsulfat-Anteil eine Erhöhung der Schwefelgehalte in den obersten 10 cm des Bodens. Während sich die Variante DO nicht

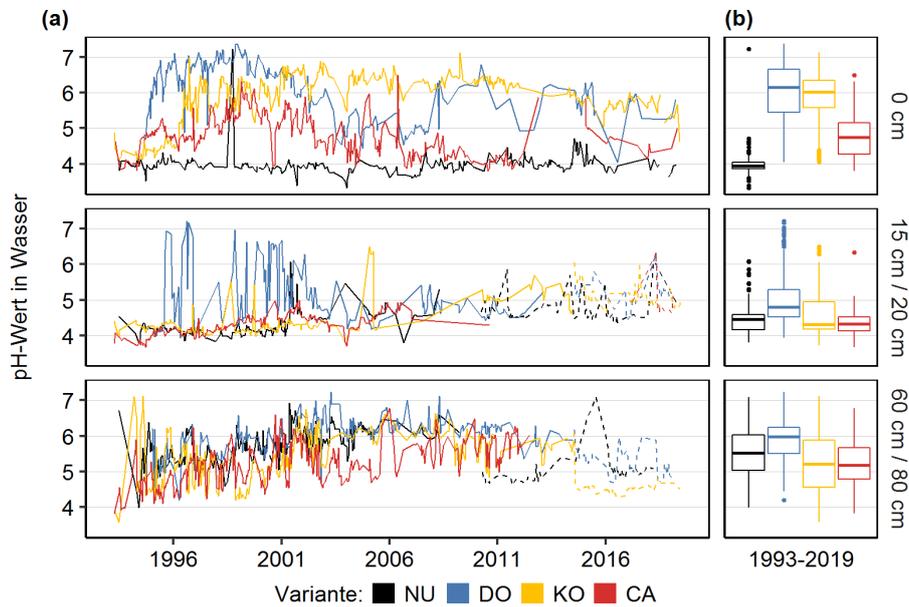
wesentlich von NU unterscheidet, liegen die Werte bei KO zwischen 10 und 40 cm Tiefe deutlich unter denen der Kontrolle.

#### 4.1.2 Sickerwasserchemie – pH

Die pH-Werte des Sickerwassers reagieren an der Grenze zwischen Humus und Mineralboden im Folgejahr nach der Kalkung am stärksten. Bei der Variante DO fand ein Anstieg von ca. pH 4 auf pH 6 bis 7 statt. Dieser Effekt schwächt sich nach einigen Jahren leicht ab. Die Variante KO wirkt verzögert auf die pH-Werte. Diese steigen in den ersten drei Jahren kontinuierlich leicht an und pendeln sich auf Werte zwischen 6 und 7 ein. Die Variante CA wirkt entsprechend einer geringeren Dolomitgabe und der versauernden Wirkung des Sulfats deutlich schwächer und erreicht nach etwa 10 Jahren wieder Werte ähnlich der Variante NU. In größerer Tiefe zeigen sich Unterschiede zur Kontrollfläche nur auf der Dolomitfläche. Insgesamt ist hier ein tendenzieller Anstieg von ca. pH 4 auf pH 5 (in 15 bzw. 20 cm Tiefe) bzw. von ca. pH 5 auf pH 6 (in 80 cm Tiefe) zu erkennen. Die Abnahme der pH-Werte in der untersten Tiefe ab dem Jahr 2011 ist mit dem Wechsel der Beprobungstiefe von 80 auf 60 cm zu erklären.

Für eine Bewertung der Effekte in unterschiedlichen Bodentiefen wurden in den Darstellungen von **Abbildung 4.1-2** bis **Abbildung 4.1-10** die Tiefenstufen 20 und 15 cm sowie 80 und 60 cm zusammengefasst. Diese Änderung in der Datengrundlage wird in den Abbildungen durch gestrichelte Linien in den betroffenen Abschnitten und Tiefen dargestellt. Die Tiefenstufe 30 cm wird erst seit 2010 erfasst und daher nicht gezeigt.

**Abbildung 4.1-2** zeigt, wie deutlich sich die verschiedenen Kalkmittel in der obersten Tiefenstufe auf den pH-Wert auswirken. In der untersten Stufe liegen die Werte deutlich näher zusammen – die Variante mit Kaliumsulfat und die mit Holzasche zeigen sogar leicht reduzierte Werte im Vergleich zur Kontrollfläche. Grund dafür ist die erhöhte Basensättigung im Oberboden in Verbindung mit der daraus folgenden Verlagerung von Aluminium in tiefere Bodenhorizonte (**vgl. Abschnitt 4.1.3**).



**Abbildung 4.1-2:** pH-Wert im Sickerwasser aus Ochsenhausen je Variante in den verschiedenen Tiefenstufen jeweils als Zeitverlauf (a) und Mittelwertdarstellung (b).

### 4.1.3 Sickerwasserchemie – Calcium, Magnesium und Aluminium

Calcium, Magnesium und Aluminium sind die drei Elemente, deren Konzentrationen sich an den Austauschern direkt durch die Kalkung verändern. Calcium ist bei der reinen Dolomitvariante in den ersten Jahren am stärksten erhöht, dicht gefolgt von der Variante mit Dolomit und Kaliumsulfat. Auf der Holzraschevariante dagegen lässt sich die Lösung des Calciums erst nach fünf Jahren deutlich erkennen. Die Kontrollfläche zeigt in allen Tiefenstufen und über den kompletten Beobachtungszeitraum die geringsten Calciumkonzentrationen.

Die Verläufe der Magnesiumkonzentrationen im Sickerwasser (**Abbildung 4.1-4**) ähneln denen des Calciums (**Abbildung 4.1-3**). Auch hier weist die Nullfläche in allen Tiefenstufen geringere Konzentrationen auf als die übrigen Varianten. Durch die geringere Löslichkeit von Magnesium – besonders in der Holzrasche (**vgl. Abschnitt 4.5.2**) – fällt der Peak jedoch geringer aus.

Die Aluminiumkonzentrationen gehen in allen Behandlungsvarianten mit der Tiefe zunehmend zurück. Dies kann als deutliches Indiz für die langsam einsetzende Erholung der untersuchten Böden von der depositionsgetriebenen Versauerung gewertet werden. Die Verdrängung des Aluminiums durch basische Kationen an den Bodenaustauschern auf den gekalkten Varianten bedingt eine Verlagerung mit dem Sickerwasser und eine leichte Erhöhung der Aluminiumkonzentrationen im Unterboden. Diese zeigt sich in der Variante CA am deutlichsten.

Der Grenzwert für Aluminium in der Trinkwasserverordnung (BMEI 2016) von 0,2 mg/l wird in den ersten Jahren auf den gekalkten Varianten leicht überschritten (Abbildung 4.1-5). Nach ca. 10 Jahren liegen die Werte im Unterboden, ausgenommen von leichten Schwankungen im Jahresverlauf, darunter. Es ist davon auszugehen, dass im weiteren Sickerweg das Aluminium größtenteils durch Komplexbildung ausfällt, da die pH-Werte mit der Bodentiefe weiter ansteigen.

Einen sehr ähnlichen zeitlichen Verlauf wie die pH-Werte weisen die Ca/Al-Verhältnisse auf (Abbildung 4.1-6). Auf der Kontrollfläche sind nur im Unterboden leichte Anstiege zu erkennen, die dort eine gewisse Erholung von der Bodenversauerung anzeigen. Insbesondere bei den Varianten DO und KO ist das Verhältnis dagegen bis in eine Tiefe von 20 cm deutlich und langfristig erhöht. Der in Abschnitt 3.2.4 erläuterte Grenzwert von  $BC/Al > 1$ , bei dessen Unterschreitung eine mögliche Toxizität für Feinwurzeln entsteht, wird auf der unbehandelten Fläche in der Tiefe 15 bis 20 cm erst in den letzten Jahren nicht mehr dauerhaft unterschritten. Neben der Lösung von Calcium ist insbesondere bei der Dolomitvariante die Reduzierung des gelösten Aluminiums für die Veränderungen des Ca/Al-Verhältnisses verantwortlich. Die gegenüber der DO-Variante deutlich schwächere Entsauerungswirkung auf der CA-Variante ist hauptsächlich auf die versauernde Wirkung des Kaliumsulfats zurückzuführen.

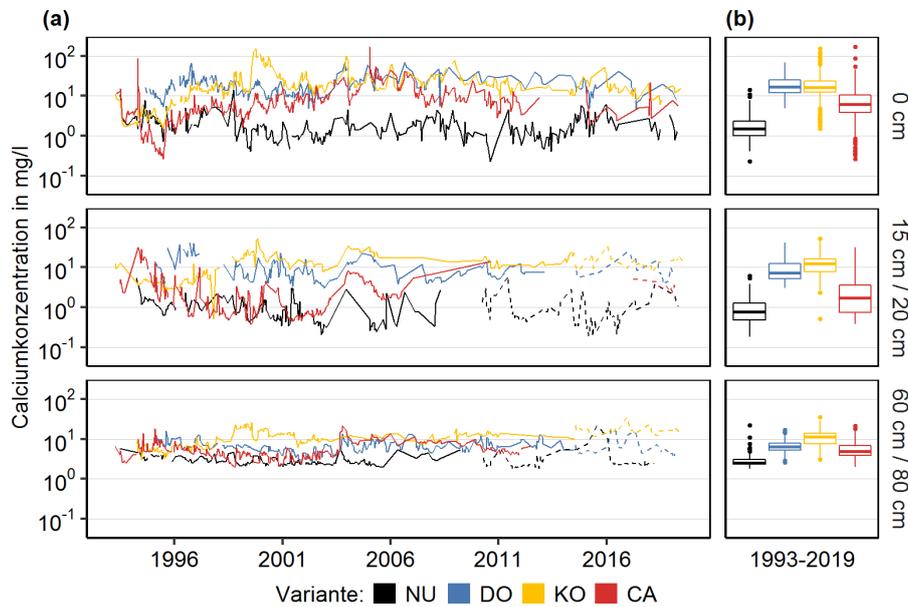
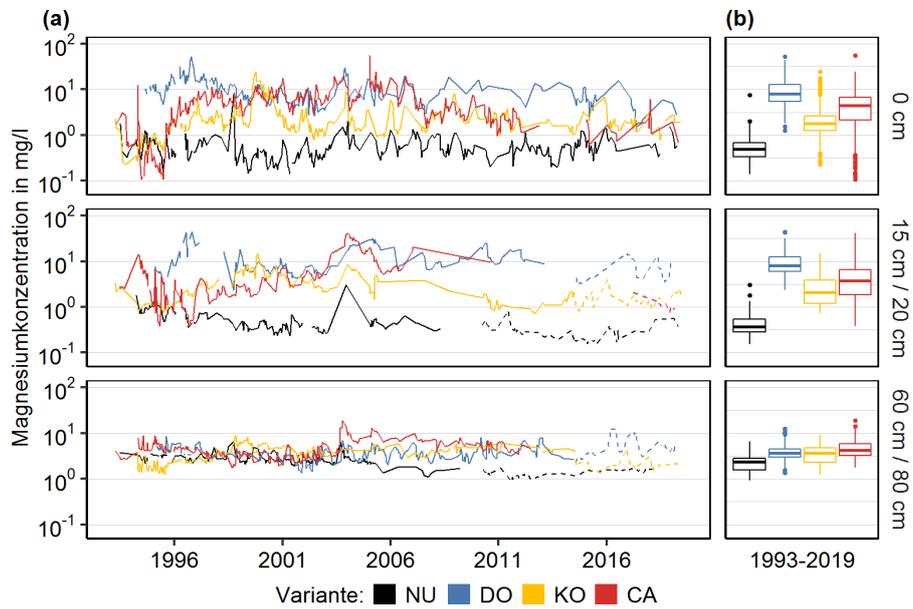
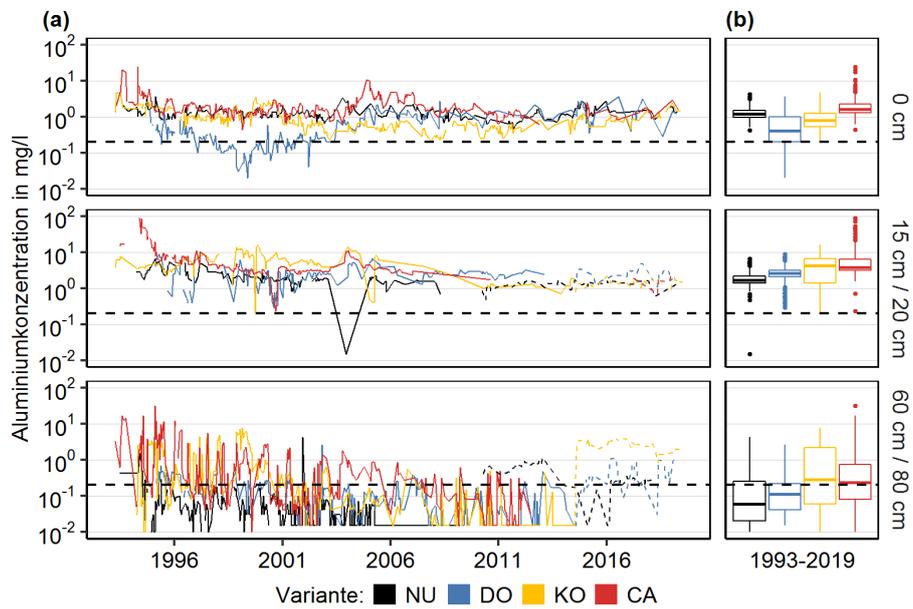


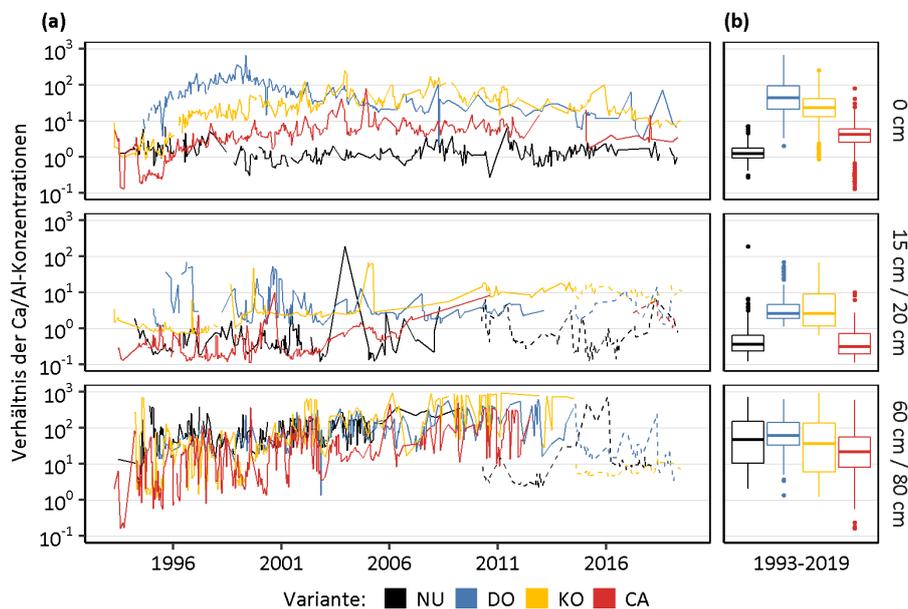
Abbildung 4.1-3: Calciumkonzentration im Sickerwasser aus Ochsenhausen je Variante in den verschiedenen Tiefenstufen jeweils als Zeitverlauf (a) und Mittelwertdarstellung (b).



**Abbildung 4.1-4: Magnesiumkonzentration im Sickerwasser aus Ochsenhausen je Variante in den verschiedenen Tiefenstufen jeweils als Zeitverlauf (a) und Mittelwertdarstellung (b).**



**Abbildung 4.1-5: Aluminiumkonzentration im Sickerwasser aus Ochsenhausen je Variante in den verschiedenen Tiefenstufen jeweils als Zeitverlauf (a) und Mittelwertdarstellung (b); die horizontale gestrichelte Linie markiert den Trinkwassergrenzwert von 0,2 mg/l.**



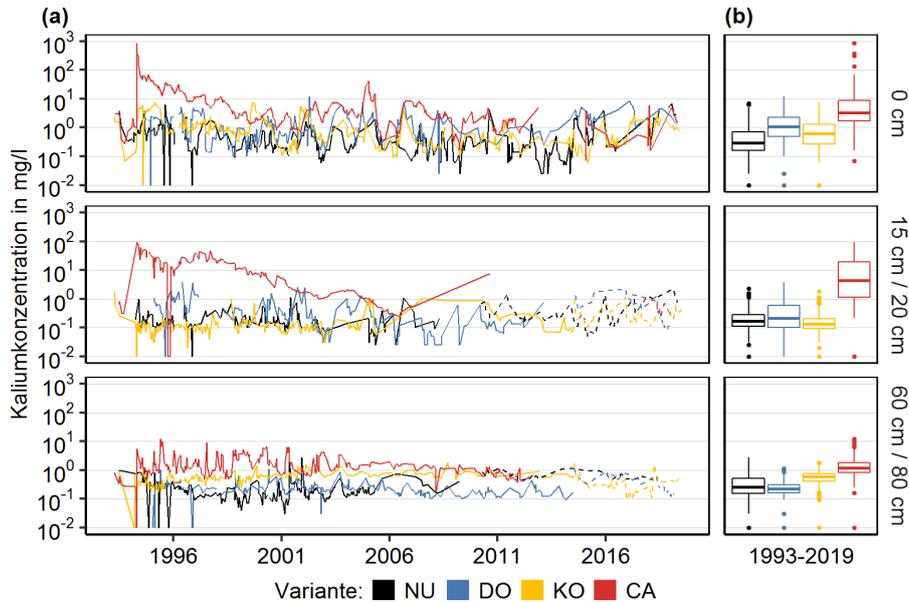
**Abbildung 4.1-6:** Verhältnis zwischen Calcium und Aluminium im Sickerwasser aus Ochsenhausen je Variante in den verschiedenen Tiefenstufen jeweils als Zeitverlauf (a) und Mittelwertdarstellung (b).

#### 4.1.4 Sickerwasserchemie – Kalium und Phosphor

Die Reaktion der Sickerwasserkonzentration auf die aufgebrachten Mittel entspricht zum einen direkt der Lösung und Verlagerung der Inhaltsstoffe. Zum anderen ist sie das Ergebnis des veränderten Bodenmilieus, welches Um- und Abbauprozesse beeinflusst und damit zu anderen Konzentrationen ihrer Produkte führt. Die Werte im Sickerwasser lassen deutlich eine Überschneidung der Kaliumlösung aus dem aufgebrachten Material und der zusätzlichen Mobilisierung aus der umgesetzten organischen Substanz erkennen (**Abbildung 4.1-7**). Ganz deutlich hebt sich die Variante CA von den anderen ab. Die Kaliumkonzentrationen sind insbesondere in den ersten Jahren nach Ausbringung in allen Bodentiefen um ein Vielfaches erhöht. Nach etwa zehn Jahren sind nur noch geringe Unterschiede zu den anderen Varianten im Oberboden erkennbar.

Dahingegen weist die Variante DO nur geringe Erhöhungen auf. Hier muss das Kalium aus der Freisetzung aus der organischen Substanz stammen, da es nicht zusätzlich ausgebracht wurde. Die Variante KO weist im Oberboden kaum Unterschiede zur Variante NU auf, im Unterboden ist dagegen eine dauerhafte und leichte Erhöhung zu erkennen. Da das Kalium in der Holzasche überwiegend in leicht löslicher Form vorliegt (**Abschnitt 4.5.2**), könnte eine Verlagerung in den Unterboden rasch erfolgt sein und dort eine Anreicherung an den Austauschern stattgefunden haben. Dies würde die langfristige Erhöhung der Kaliumkonzent-

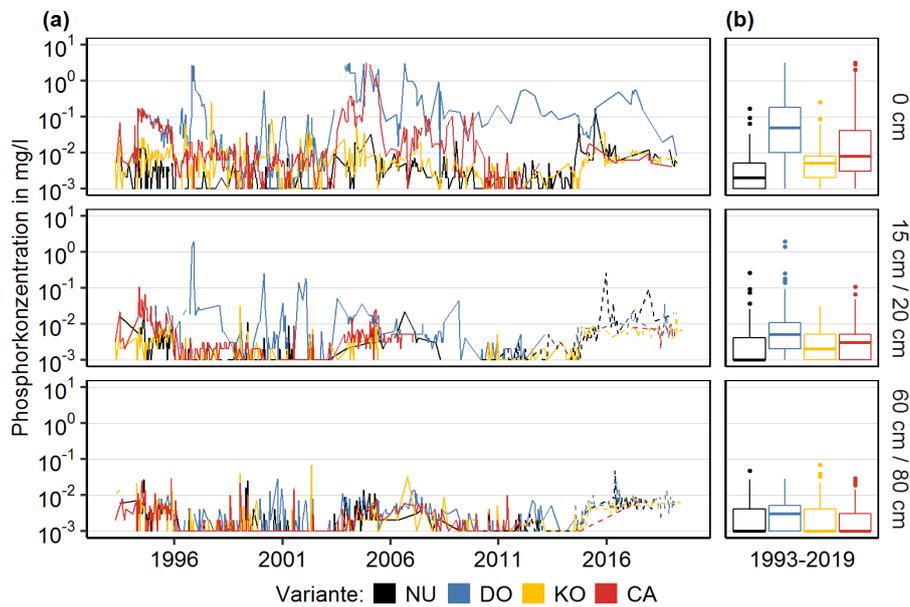
ration im Bodenwasser erklären. Es ist jedoch auch nicht auszuschließen, dass die Kalkungswirkung nicht bis in diese Tiefe gewirkt hat, da die Unterschiede im Unterboden sehr gering sind (vgl. [Abbildung 4.1-1](#)).



**Abbildung 4.1-7: Kaliumkonzentration im Sickerwasser aus Ochsenhausen je Variante in den verschiedenen Tiefenstufen jeweils als Zeitverlauf (a) und Mittelwertdarstellung (b).**

Die Phosphorgehalte im Sickerwasser sind überwiegend sehr gering ([Abbildung 4.1-8](#)). Insbesondere im Oberboden und bei der DO-Variante ist jedoch eine Erhöhung auf den behandelten Varianten zu erkennen. Auch erfolgte als Reaktion auf das Trockenjahr 2003 eine zusätzliche Mobilisierung von Phosphor, vermutlich im Zuge der erhöhten Umsetzung abgestorbener organischer Substanz.

Da Phosphor nur mit der Holzasche eingebracht wurde und in dieser Variante die Phosphorgehalte nicht erhöht sind, muss davon ausgegangen werden, dass Phosphor hier nur schwer löslich vorliegt. Das entspricht den Untersuchungen, die in den [Abschnitten 4.2 und 4.5](#) vorgestellt werden. Holzasche hat hier keine nachweisbare Erhöhung der Sickerwasserkonzentrationen von Phosphor bewirkt.

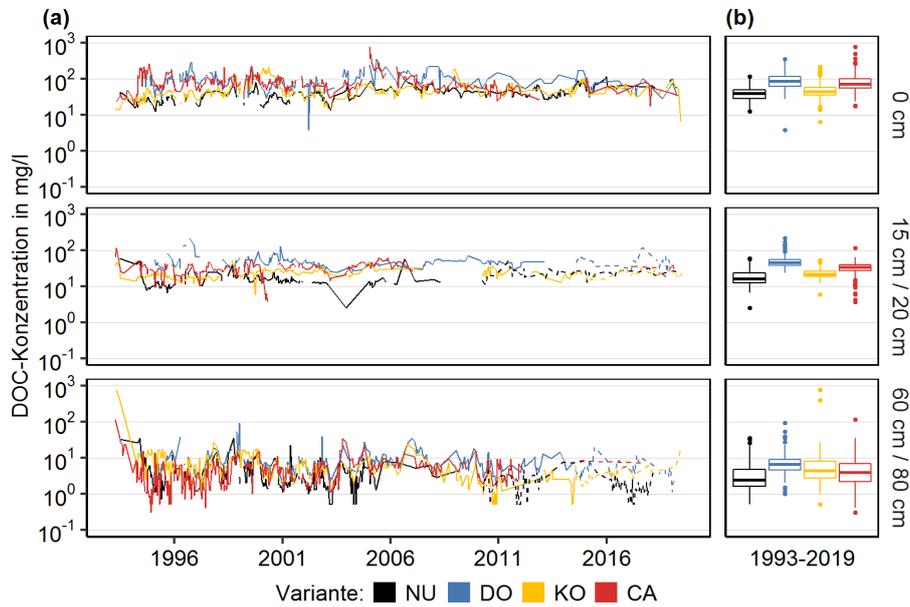


**Abbildung 4.1-8:** Phosphorkonzentration im Sickerwasser aus Ochsenhausen je Variante in den verschiedenen Tiefenstufen jeweils als Zeitverlauf (a) und Mittelwertdarstellung (b).

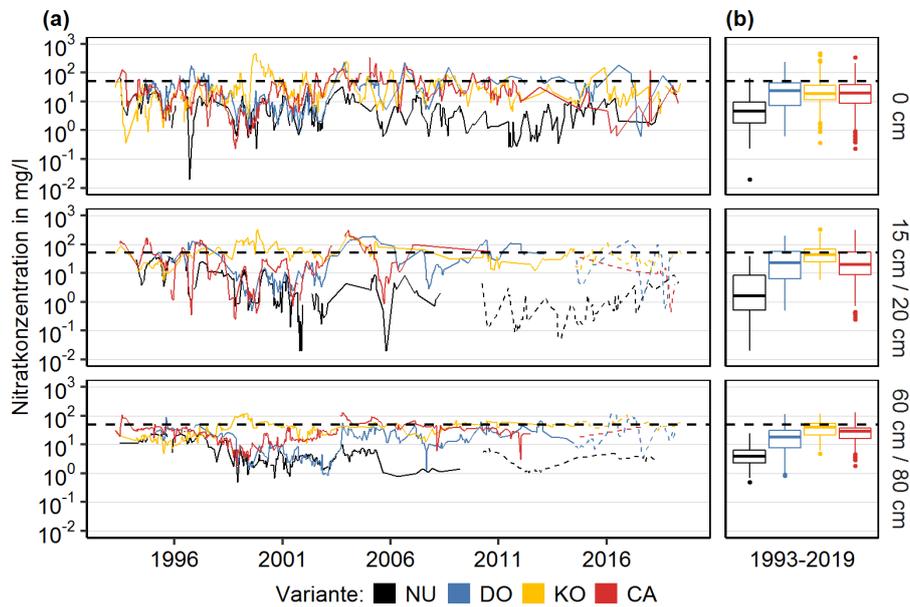
#### 4.1.5 Sickerwasserchemie – gelöster organischer Kohlenstoff und Nitrat

Die Ausbringung der Kalkmittel bewirkt eine Förderung der biologischen Aktivität und somit der Umsetzung der organischen Substanz. Dies wird erkenntlich an den höheren Werten gelösten organischen Kohlenstoffs, insbesondere im Oberboden (**Abbildung 4.1-9**). Somit ist davon auszugehen, dass der Boden- und Sickerwasserchemismus nicht nur durch die Lösung der aufgebrauchten Materialien beeinflusst wird, sondern auch durch die Umsetzung und Verlagerung von im Humus gespeicherten Nährstoffen.

Die Umsetzung der organischen Substanz bedingt auch eine Stickstofffreisetzung. Dies wird am Parameter Nitrat in der Bodenlösung ersichtlich, der mit zunehmender Bodentiefe signifikant abnimmt (**Abbildung 4.1-10**). Im Unterboden gehen die Nitratgehalte bis 1998 zunächst deutlich zurück, ab den Jahren 2003/2004 erfolgt jedoch eine weitere anhaltende Mobilisierung, die als Folge des Trockenjahres 2003 zu werten ist. An den Werten des gelösten organischen Kohlenstoffs ist in diesem Zeitraum eine wiederum verstärkte Freisetzung im Oberboden zu erkennen. In Folge dessen könnten auch die Nitratgehalte im Sickerwasser erhöht sein. Die Nullfläche zeigt diese Reaktion nicht. Da die Versuchsflächen in Oberschwaben liegen – einer Region mit hohen Stickstoffdepositionen, entspricht eine erhöhte Mobilisierung nach Kalkungen den Eingangserwartungen.



**Abbildung 4.1-9: Konzentration von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) im Sickerwasser aus Ochsenhausen je Variante in den verschiedenen Tiefenstufen jeweils als Zeitverlauf (a) und Mittelwertdarstellung (b).**



**Abbildung 4.1-10: Nitratkonzentration im Sickerwasser aus Ochsenhausen je Variante in den verschiedenen Tiefenstufen jeweils als Zeitverlauf (a) und Mittelwertdarstellung (b); die gestrichelte Linie markiert den Trinkwassergrenzwert von 50 mg/l.**

Trotz der deutlich erkennbaren Mobilisierung von Nitrat steigen die Konzentrationen im Unterboden nur temporär auf Werte von über 100 mg/l. Überwiegend ist eine Reduzierung nach der anfänglichen Mobilisierung auf Werte unter 50 mg/l auch mittelfristig gemessen worden. Die Mittelwerte liegen für alle Varianten unterhalb des Trinkwassergrenzwertes.

#### 4.1.6 Baumernährung

Auswirkungen auf den Ernährungszustand der Bäume konnten mit Hilfe von Nadelanalysen aufgezeigt werden, die in der Regel alle zwei Jahre entnommen und analysiert wurden.

Für die Nährelemente Calcium und Magnesium ist eine schnelle Erhöhung der Konzentration in den Nadeln auf der mit Dolomitmalk behandelten Fläche erkennbar (**Abbildung 4.1-11**). In leicht abgeschwächter Form gilt dies auch für die Variante CA. Bei der Variante KO zeigt sich für Calcium eine anfangs verzögerte, dann jedoch vergleichbare Erhöhung wie beim Dolomit (**vgl. Abschnitt 4.1.3**). Dagegen ist bei Magnesium die Erhöhung im Vergleich zur Nullfläche erst nach einigen Jahren wirksam, was auch auf die geringeren Anteile von Magnesium und dessen langsamere Lösung in der Holzasche zurückzuführen ist.

Die Nährelementversorgung mit Kalium bleibt auf den meisten Versuchspartellen überwiegend im Mangelbereich. Lediglich in der Variante CA ist in den ersten Jahren nach der Ausbringung ein deutlicher Anstieg der Kaliumkonzentration in den Nadeln feststellbar. Die nach wie vor angespannte Kaliumversorgung der Bäume in den anderen Varianten kann vermutlich auf die hohe Dosierungsmenge und auf die dadurch verstärkte Aufnahmekonkurrenz zu Calcium bzw. Magnesium zurückgeführt werden.

Die Versorgungssituation der Bäume mit dem Nährelement Phosphor ist dagegen auf allen Versuchspartellen gegenüber der Nullfläche verbessert. Besonders auf den mit Dolomit und Holzasche behandelten Flächen ist der Phosphorgehalt in den Nadeln leicht erhöht. Da nur bei der Holzaschevariante (in geringer Menge) Phosphor enthalten war und im Sickerwasser keine nennenswert erhöhten Phosphorkonzentrationen nachweisbar waren (**vgl. Abbildung 4.1-8**), ist die verbesserte Ernährungssituation hier auf eine erhöhte Aufnahmeleistung zurückzuführen, beispielsweise durch eine verbesserte Feinwurzelschließung.

Für Mangan wurde eine leichte Reduzierung bei allen gekalkten Varianten im Vergleich zur Variante NU festgestellt (nicht dargestellt), was eventuell auf eine Verbesserung der Bodenchemie und somit eine Reduzierung des Versauerungsprodukts Mangan in der Bodenlösung zurückgeführt werden kann. Für die Nährelemente Stickstoff, Schwefel und Eisen wurden keine Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten festgestellt (nicht dargestellt).

Insgesamt ist festzuhalten, dass die ausgebrachten Mittel zu einer Stabilisierung der Wälder geführt und eine Verbesserung der Ernährungssituation der Bäume für die Nährelemente Calcium, Magnesium und Phosphor bewirkt haben.

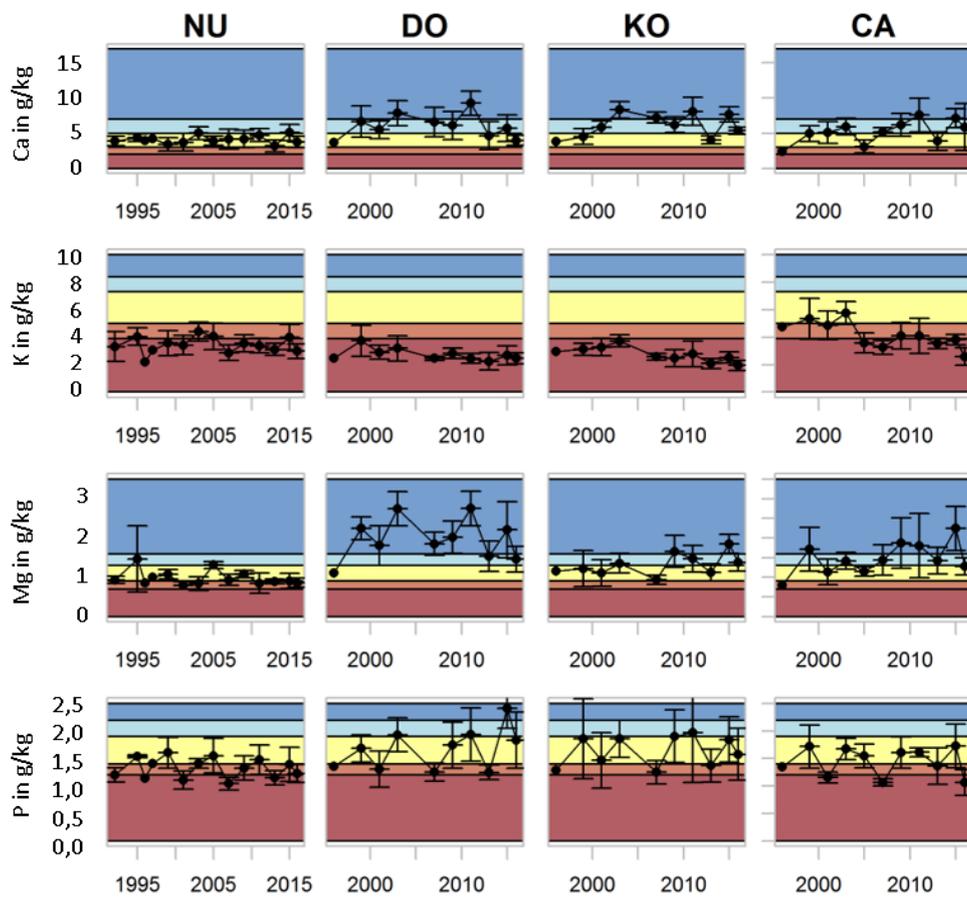


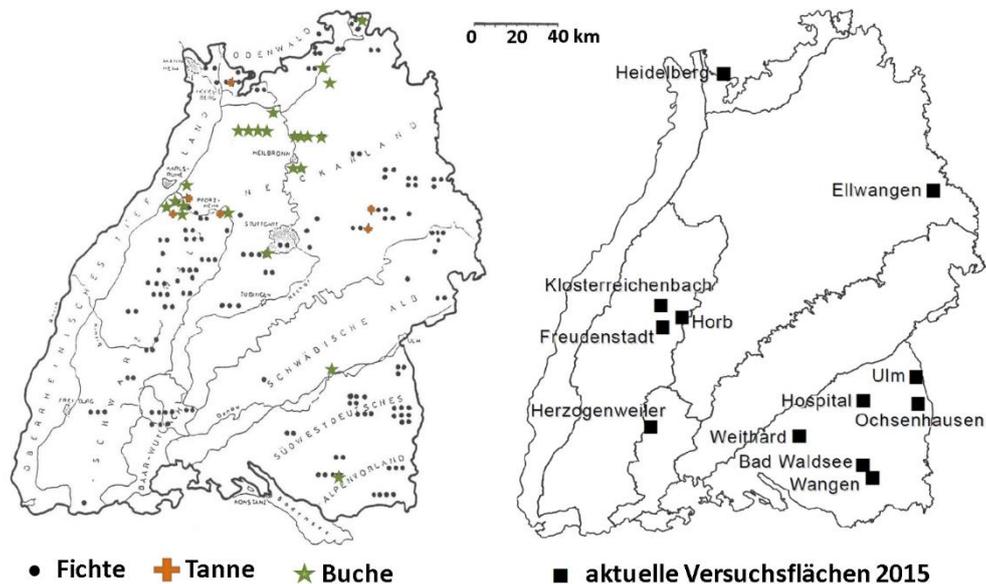
Abbildung 4.1-11: Entwicklung der Nadelspiegelwerte (Fichte, 1. Nadeljahrgang) für die Elemente Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor auf den Kalkungsversuchsflächen „Ochsenhausen“ von 1992 (Nullfläche) bzw. 1996 (Kalkungsvarianten) bis 2016. Die Bewertungen reichen von „rot“ = mangelhaft bis „blau“ = luxurierend (Grenzwerte nach Evers, veröffentlicht in [HARTMANN et al. 2016](#)).

## 4.2 Versuche auf langfristig angelegten Praxiskalkungsflächen

- Die langfristigen Kalkungsversuche wurden im Jahr 1984 an über 350 Versuchsstandorten angelegt, um die Wirkung von Waldkalkungen und ihre regionale und standörtliche Variation sowie die Wirkung unterschiedlicher Kalkformen und damals üblicher Düngerezusätze zu untersuchen.
- Im Jahr 2003 wurde der Flächenumfang auf 12 Standorte reduziert, die zum einen den etablierten Praxiskalkungen mit Dolomit entsprachen und zum anderen standörtlich gut geeignet für langfristige Untersuchungen sind. An diesen Standorten wurde zusätzlich auf Teilflächen die zweifache Menge der praxisüblichen Dolomitgabe ausgebracht. In 2015 wurden zusätzlich auf weiteren Teilflächen Dolomit und Dolomit-Holzasche-Gemisch in einfacher praxisüblicher Dosierung ausgebracht.
- Die Flächen repräsentieren Kalkungsintensitäten zwischen keiner Kalkung und einer vierfachen Dosis – der im Programm der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung maximal auszubringenden Menge. Der Zeitraum dieser Untersuchung entspricht inzwischen in etwa der Laufdauer des aktuellen Kalkungsprogramms von Baden-Württemberg.
- Die Untersuchungen liefern wichtige Erkenntnisse zur mittel- bis langfristigen Wirkung von Praxiskalkungen in Baden-Württemberg.
- Veränderungen von pH-Werten und Basensättigungen laufen standortsspezifisch variabel ab; Auf deutliche Erhöhungen der Parameter folgt nach ein paar Jahren wieder eine Verringerung der Werte, jedoch bleiben sie langfristig auf einem erhöhten Niveau im Vergleich zu den ungekalkten Flächen. Durch die Lösung des Kalks sind Calcium und Magnesium im Sickerwasser auch zwei Jahrzehnte nach der Kalkung noch deutlich erhöht, im Gegenzug sinken Protonen- und Aluminiumkonzentration.
- Auch Effekte auf die Biodiversität wurden untersucht: Durch die Kalkung erhöhen sich Artenzahl und Deckungsgrad der Bodenvegetation, was auch mit einer Änderung der Artenzusammensetzung einhergeht – ein akuter Verlust von Arten wurde nicht festgestellt; positive Effekte auf flachgrabende Regenwurmpopulationen sind deutlich erkennbar.

In Baden-Württemberg wurden als Reaktion auf großflächige Waldschäden in Folge saurer Depositionen im Jahr 1984 auf 6.060 ha insgesamt 356 Praxiskalkungsversuchsflächen sowie knapp 2.000 ha Kontrollflächen angelegt (vgl. [Abbildung 4.2-1 links](#)). Erstmalige Kalkungen wurden hier in den Jahren 1984 bis 1986 durchgeführt. Zur Anwendung kamen in der Regel dolomitische Kalke (2,5 bis 3,5 t/ha), oftmals mit Nährstoffzusätzen und Düngemitteln sowie vereinzelt unterschiedliche Gesteinsmehle. Die Gesamtheit der Praxis-Düngerversuchsflächen konnte jedoch aufgrund des großen Umfangs nicht kontinuierlich von der FVA Baden-Württemberg weiter betreut werden. So wurden gutachterlich diejenigen Flächen ausgesucht, welche bereits 1984/85 mit Dolomit (z.T. mit Phosphat-, Magnesium-

und Kaliumzusätzen) behandelt wurden, sich durch standörtliche Homogenität auszeichnen, vergleichbare Bestände hatten und repräsentativ für die Waldbodenregionen Baden-Württembergs waren. Im Jahr 2003 wurde auf den so ausgewählten Flächen (**Abbildung 4.2-1 rechts**) eine Wiederholungskalkung mit Dolomit durchgeführt. Um die Wirkungen der Dolomitbehandlung fokussiert beobachten zu können, fand 2003 eine Behandlung mit der doppelten Dosis im Vergleich zur ersten Kalkung in den 1980er Jahren statt. 2015 wurde die gekalkte Fläche in drei Teilflächen untergliedert, von denen je eine mit Dolomit, eine zweite mit Dolomit-Holzasche-Gemisch (jeweils 3,85 t/ha) und eine dritte nicht behandelt wurde (**Abbildung 4.2-1 und Tabelle 4.2-1**).



**Abbildung 4.2-1:** Links: wissenschaftlich bewertbare Versuchsflächen 1989 gemäß **VON WILPERT et al. (1993)**; rechts: seit 2001 intensiv untersuchte Versuchsflächen in Baden-Württemberg.

Die Kalkungen in 2015 wurden im Rahmen des vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft finanzierten Modellvorhabens zur Förderung von "Maßnahmen zur nachhaltigen Nährstoffversorgung und Gesunderhaltung von Wäldern" durchgeführt. Hierbei wurden auch intensive Untersuchungen bezüglich der Entwicklung bodenchemischer Eigenschaften, der Ernährungssituation der Bestände, der Sickerwasserchemie und der Bodenvegetation durchgeführt. Die Ergebnisse des bundesweiten Verbundvorhabens sind detailliert im Bericht von **THOMS et al. (2018)** veröffentlicht. Die folgende Ergebnisdarstellung beschränkt sich auf die Versuchsflächen in Baden-Württemberg. Nach Abschluss des Modellvorhabens stehen die Versuchsflächen im Fokus weiterer Untersuchungen hinsichtlich der Kalkungswirkung auf bodenökologische Eigenschaften und Biodiversität (Bodenfauna, Bodenvegetation), die im Folgenden ebenfalls vorgestellt werden.

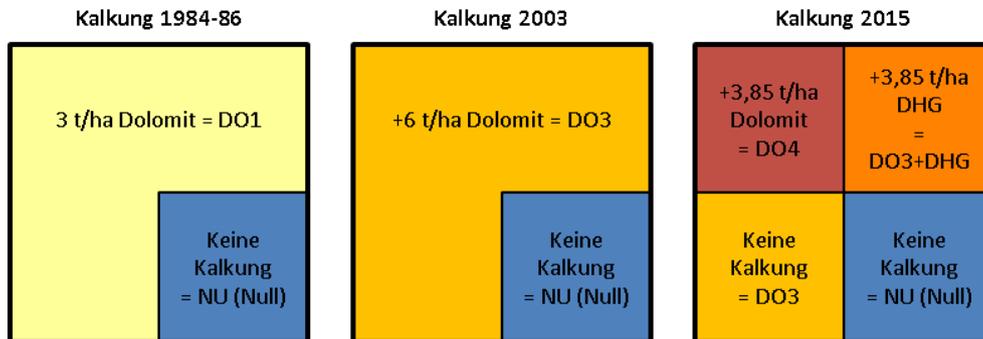


Abbildung 4.2-2: Schematische Darstellung der Versuchsflächen und ihrer drei Behandlungen 1984-86, 2003 und 2015. Zur Erläuterung der Behandlungsvarianten s. Tabelle 4.2-1. DHG = Dolomit-Holz-asche-Gemisch, NU = Kontrollfläche. Verändert nach THOMS et al. (2018).

Tabelle 4.2-1: Mengen des in den Kalkungsvarianten NU, DO3, DO4 und DO3+DHG ausgebrachten Materials. DHG = Dolomit-Holz-asche-Gemisch.

|        | Variante NU | Variante DO3     | Variante DO4        | Variante DO3+DHG |
|--------|-------------|------------------|---------------------|------------------|
| 1980er | --          | 3 t/ha (Dolomit) | 3 t/ha (Dolomit)    | 3 t/ha (Dolomit) |
| 2003   | --          | 6 t/ha (Dolomit) | 6 t/ha (Dolomit)    | 6 t/ha (Dolomit) |
| 2015   | --          | --               | 3,85 t/ha (Dolomit) | 3,85 t/ha (DHG)  |

#### 4.2.1 Übersicht über die aktuellen Versuchsflächen und Varianten

Bei allen aktuell untersuchten Standorten handelt es sich um versauerungsanfällige Böden, die in unterschiedlichen Wuchsgebieten Baden-Württembergs liegen. Dabei wurde im Rahmen der bodenchemischen Analysen festgestellt, dass nur acht der ursprünglich zwölf ausgewählten Versuchsflächen so gekalkt worden waren, wie bei der Reduzierung auf zwölf Flächen postuliert. Auf den nicht weiter untersuchten vier Flächen wurden hingegen auch die Nullflächen zumindest in Teilen gekalkt. Im Weiteren werden deshalb nur die acht verbleibenden Flächen ausgewertet (Tabelle 4.2-2), sodass eine Vergleichbarkeit nicht mehr gegeben ist. Die Entwicklung bodenchemischer Parameter auf den acht Versuchsflächen wird im Detail in JANSONE et al. (2020) dargestellt. Darin erfolgt auch eine Gruppierung der Standorte anhand bodenchemischer und textueller Eigenschaften der unbehandelten Varianten. Es ergeben sich zwei Standortgruppen, die sich insbesondere durch die Austauschkapazitäten, die Vorräte an Aluminiumionen, die  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ -Werte sowie die Bodentextur unterscheiden lassen. Die Gruppe „Sand“ beinhaltet die sandigeren Standorte mit geringeren Austauschkapazitäten und stärkerer Versauerung, wohingegen die Gruppe „Lehm“ etwas lehmigere und daher auch mit höheren Austauschkapazitäten ausgestattete Standorte umfasst.

**Tabelle 4.2-2: Übersicht der Versuchsflächen. Die Standorte wurden anhand statistischer Gruppierungsverfahren in zwei Gruppen (S = sandige Varianten, L = lehmige Varianten) unterteilt (JANSONE et al. 2020); Humusformen: MUT = L-Mull; MUO = F-Mull; MOM = mullartiger Moder; MOT = typischer Moder; MOR = rohhumusartiger Moder; Bodentypen: BB = Braunerde, SS = Pseudogley, SG = Stagnogley, PP = Podsol, LL = Parabraunerde; Bestand: PI = Reinbestand *Picea abies*, AB-PI = Mischbestand *Abies alba* und *Picea abies*, PI-FA = Mischbestand *Picea abies* und *Fagus sylvatica*.**

| Flächenname    | Wuchsgebiet                   | Höhe<br>m NN | Geologie                          | Bodentypen<br>(Übergänge) |
|----------------|-------------------------------|--------------|-----------------------------------|---------------------------|
| Ellwangen      | Neckarland                    | 480          | Mittlerer Keuper: Stubensandstein | BB (SS)                   |
| Heidelberg     | Odenwald                      | 490          | Mittlerer Buntsandstein           | PP                        |
| Freudenstadt   | Schwarzwald                   | 766          | Mittlerer Buntsandstein           | BB (PP, SS)               |
| Bad Waldsee    | Südwestdeutsches Alpenvorland | 573          | Würmzeitlicher Geschiebelehm      | BB                        |
| Herzogenweiler | Baar-Wutach                   | 912          | Oberer Buntsandstein              | BB (LL-SS)                |
| Hospital       | Südwestdeutsches Alpenvorland | 645          | Risszeitlicher Geschiebelehm      | SS (SG,LL)                |
| Horb           | Schwarzwald                   | 631          | Oberer Buntsandstein              | BB (SS, LL)               |
| Weithard       | Südwestdeutsches Alpenvorland | 625          | Würmzeitlicher Geschiebelehm      | SS (BB, LL)               |
| Flächenname    | Humusformen                   | Bestand      | Bestandesalter                    | Gruppe                    |
| Ellwangen      | MUO                           | PI           | 100                               | S                         |
| Heidelberg     | MUO-MUT                       | PI           | 70                                | S                         |
| Freudenstadt   | MOT-MOR                       | AB-PI        | 100                               | S                         |
| Bad Waldsee    | MUO-MOM                       | PI-FA        | 70                                | S                         |
| Herzogenweiler | MUO-MOM                       | AB-PI        | 90                                | L                         |
| Hospital       | MUT-MOR                       | PI-FA        | 110                               | L                         |
| Horb           | MUO (MOR)                     | AB-PI        | 100                               | L                         |
| Weithard       | MUO-MOR                       | PI           | 100                               | L                         |

#### 4.2.2 Ergebnisse der bodenchemischen Untersuchungen zwischen den 1980er Jahren und 2015

Auf allen Flächen wurden Bodeninventuren in unterschiedlichen Intensitäten in den Jahren 1984/85/86, 1989, 2003, 2010 und 2015 durchgeführt. Auf dieser Grundlage konnten die langfristigen Effekte der Kalkung auf den Bodenchemismus untersucht werden. Dabei ist die letzte wirksame Kalkung diejenige aus dem Jahr 2003, da die letzte Bodeninventur vor

der Kalkung in 2015 durchgeführt wurde. Im Folgenden werden die in [JANSONE et al. \(2020\)](#) präsentierten Ergebnisse zusammengefasst.

Nach der ersten Kalkung in den 1980er Jahren wurden bei den Untersuchungen in 2003 keine signifikanten Unterschiede beim  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  sowie bei der Basensättigung zwischen gekalkten und ungekalkten Standorten gefunden ([Abbildung 4.2-3 und Abbildung 4.2-4](#)). Lediglich leicht erhöhte Austauschkapazitäten (nicht dargestellt) und eine leicht erhöhte Basensättigung in 0 bis 5 cm Mineralbodentiefe waren erkennbar. Ganz offensichtlich beschränkte sich die Kalkungswirkung auf die Kompensation der aktuell eingetragenen Säuremengen und eine nur sehr leichte Entsauerung des Oberbodens.

Seit der zweiten Kalkung in 2003 wird jedoch der entsauernde Effekt der Dolomitkalkung im gesamten untersuchten Bodenprofil (Humusaufgabe bis 30 cm bzw. 60 cm Bodentiefe) wirksam, wobei die Intensität mit der Tiefe abnimmt. Dabei fallen Unterschiede zwischen den Bodengruppen auf: Sandigere Böden lassen eine stärkere Kalkungswirkung hinsichtlich der Intensität und der Tiefenverlagerung erkennen. Die deutliche Wirkung, insbesondere sieben Jahre nach der zweiten Behandlung, ist auch auf die Dosierung zurückzuführen, welche doppelt so hoch lag wie die praxisübliche Kalkmenge.

In den Humusaufgaben sowie in den obersten 10 cm der Mineralböden gekalkter Flächen lag der Anstieg der  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Werte bei ca. einer Einheit und in 10 bis 30 cm lag der Anstieg bei ca. einer halben Einheit ([Abbildung 4.2-3](#)). Auch die  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ -Werte entwickeln sich relativ betrachtet vergleichbar positiv, jedoch sind die absoluten Werte geringer ([vgl. JANSONE et al. 2020](#)). Ab 30 cm waren die Veränderungen nur noch auf den sandigen Versuchsflächen signifikant, während lehmige Flächen mit ungekalkten Standorten vergleichbar waren.

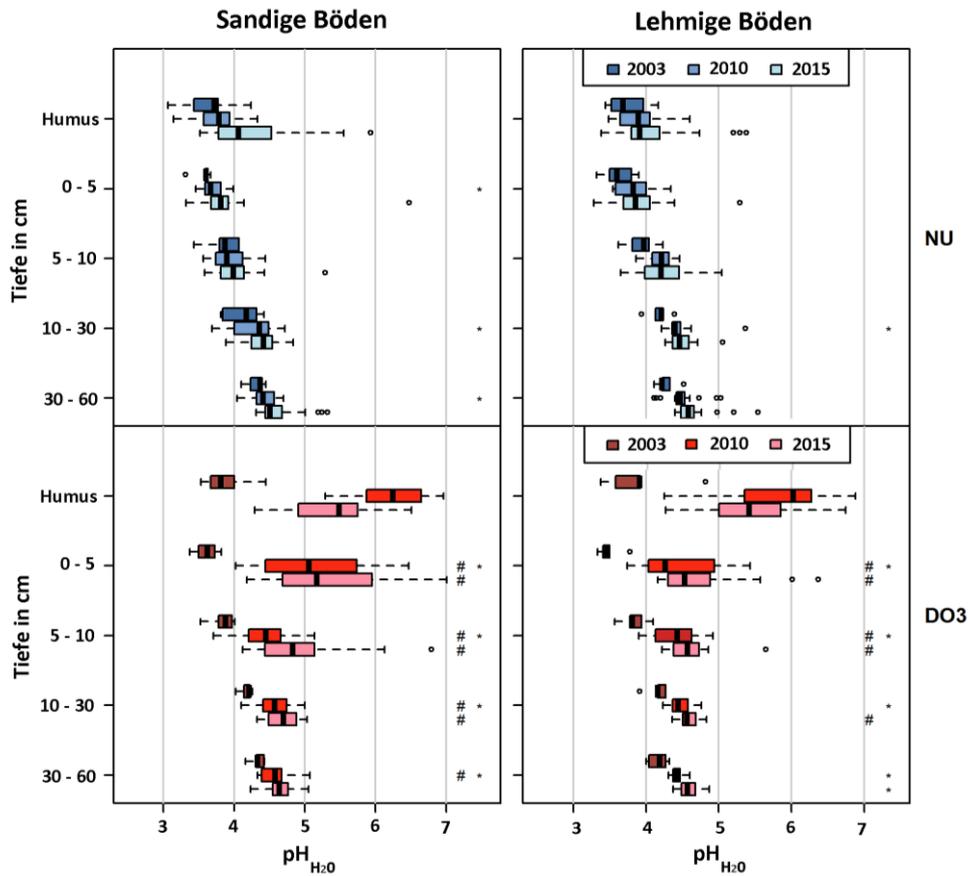
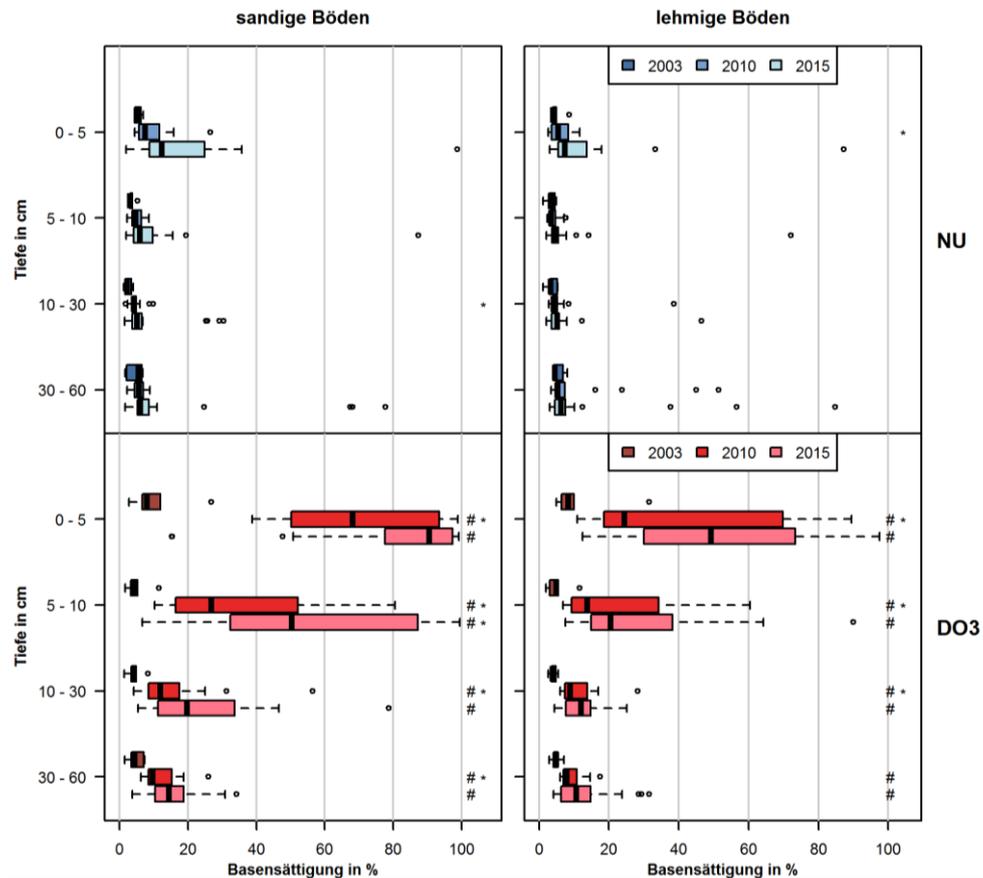


Abbildung 4.2-3: pH-Werte ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ) auf unbehandelten (oben) und gekalkten Flächen (unten) in den Jahren 2003, 2010 und 2015. Dabei werden die Gruppen sandige Böden (links) und lehmige Böden (rechts) unterschieden; # = signifikante Unterschiede zwischen NU und DO3; \* = signifikante Unterschiede zwischen aktueller und vorheriger Bodeninventur. Verändert nach JANSONE et al. (2020).

Bei der Basensättigung der gekalkten Standorte zeigt sich sehr deutlich der Entsauerungseffekt durch die Dolomitkalkung (Abbildung 4.2-4). Calcium sowie Magnesium weisen eine Tiefenverlagerung in 10 bis 30 cm und zum Teil auch bis in die Tiefenstufe 30 bis 60 cm auf. Als Folge der Calcium- und Magnesiumeinträge findet eine Verdrängung der sauer wirkenden Kationen Aluminium und Eisen sowie der Protonen am Austauscher statt. Diese Verdrängung konzentriert sich noch auf die Tiefenstufen 0 bis 5 cm und 5 bis 10 cm. Insgesamt sind die Unterschiede auf den sandigen Substraten deutlicher ausgeprägt. Die Manganbelagerung, die stark abhängig von den herrschenden pH-Werten ist, weist ebenfalls Veränderungen auf. Entsprechend der gestiegenen pH-Werte nimmt die Sorption von Mangan unterhalb von 5 cm Bodentiefe ab. In 0 bis 5 cm jedoch steigen die Manganvorräte trotz steigender pH-Werte auf den gekalkten Flächen an. Das Mangan stammt vermutlich aus der Mineralisierung organomineralischer Komplexe und nicht aus pedogenen Manganoxiden.

Diese dürften aufgrund der starken Versauerung als Puffersubstanz bereits aufgebraucht gewesen sein.



**Abbildung 4.2-4:** Basensättigungen auf unbehandelten (oben) und gekalkten Flächen (unten) in den Jahren 2003, 2010 und 2015. Dabei werden die Gruppen sandige Böden (links) und lehmige Böden (rechts) unterschieden; # = signifikante Unterschiede zwischen NU und DO3; \* = signifikante Unterschiede zwischen aktueller und vorheriger Bodeninventur. Verändert nach JANSONE et al. (2020).

Auf den ungekalkten Flächen hingegen sind nur geringe und auch teilweise negative Veränderungen im Sinne einer weiter anhaltenden Versauerung zu verzeichnen. Zwar sind die  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ - und  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ -Werte in den Humusaufgaben leicht angestiegen. Im mineralischen Oberboden sind dagegen nur sehr geringe Anstiege des  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  eingetreten. Für  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  wurde eine Stagnation oder sogar eine weitere Abnahme in den Tiefenstufen 5 bis 10 cm und 10 bis 30 cm festgestellt. In der Tiefenstufe 30-60 cm sind kontinuierliche, leichte Anstiege zu beobachten. Die Austauscherbelegung hat sich bei den ungekalkten Böden wenig verändert. Bei der Aluminiumbelegung ist eine leichte Abnahme zu beobachten; gleichzeitig

nimmt aber die Protonenbelegung im Oberboden zu, was für ein Fortschreiten der Bodenversauerung spricht. In den Tiefenstufen ab 10 cm zeigten sich keine Veränderungen bei der Belegung mit sauren Kationen.

Als kritisch muss auf allen Flächen der sehr geringe Gehalt an Kalium im Hauptwurzelraum bewertet werden. Dabei sind weder zwischen gekalkten und ungekalkten noch zwischen sandigen und lehmigen Standorten Unterschiede zu erkennen. Die insgesamt geringen austauschbaren Kaliumvorräte konzentrieren sich auf Unterboden sowie Humusauflage (nicht dargestellt).

Die Entwicklung der Humusgehalte kann erst seit 2003 quantitativ bewertet werden. Auf allen Standorten nahmen unabhängig von der Kalkung die Vorräte der Humusauflagen ab, allerdings ist die Variabilität zwischen den Versuchsflächen sehr hoch. Reduzierte Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der Humusauflagen auf den gekalkten Böden deuten eine verstärkte Mineralisierung im Vergleich zu den ungekalkten Humusauflagen an. Dies geben auch die tendenziell enger werdenden C/N-Verhältnisse wider, welche jedoch kalkungsunabhängig beobachtet wurden. Mit dem Humusabbau auf den gekalkten Flächen einher geht eine tendenzielle Erhöhung der Kohlenstoffvorräte im mineralischen Oberboden bis 10 cm Tiefe, insbesondere in der Gruppe der sandigen Standorte. Auch die Stickstoffvorräte sind dort durch die Einlagerung organischer Substanzen im mineralischen Oberboden leicht erhöht. Der verstärkte Humusabbau nach Kalkungen wird offenbar durch die Einlagerung organischer Verbindungen im Mineralboden ausgeglichen, womit sich eine potentielle Erhöhung des Stickstoffrückhalts im System andeutet. Aufgrund der hohen Variabilität kann dies aber nicht abschließend bewertet werden. Eindeutige Veränderungen der Gesamtvorräte an Kohlenstoff und Stickstoff infolge der Kalkung sind jedoch nicht erkennbar (nicht dargestellt). Festzuhalten ist aber, dass eindeutig negative Auswirkungen auf den Kohlenstoff- und Stickstoffvorrat trotz der vergleichsweise hohen Kalkdosierung in den Versuchen nicht festgestellt werden konnten.

### 4.2.3 pH-Werte in der Humusauflage in 2019

Im Rahmen der bodenfaunistischen Untersuchungen wurden auf den Versuchsflächen Humusproben für die Austreibung und Bestimmung von Bodenorganismen gewonnen. An diesen Humusproben wurden auch pH-Werte ( $H_2O$ ,  $CaCl_2$ ,  $KCl$ ) nach dem Handbuch Forstliche Analytik (GAFA 2009) bestimmt; sie geben somit die Effekte der Kalkungsmaßnahmen in 2015 auf den Varianten DO4 und DO3+DHG wieder (Abbildung 4.2-5). Dabei kann für die meisten Flächen ein vergleichbarer Effekt der beiden Kalkungsvarianten festgestellt werden. Auf den ungekalkten Flächen (NU) liegen die pH-Werte immer im stark sauren Bereich mit Werten zum Teil unter pH 3 bis knapp über pH 4.

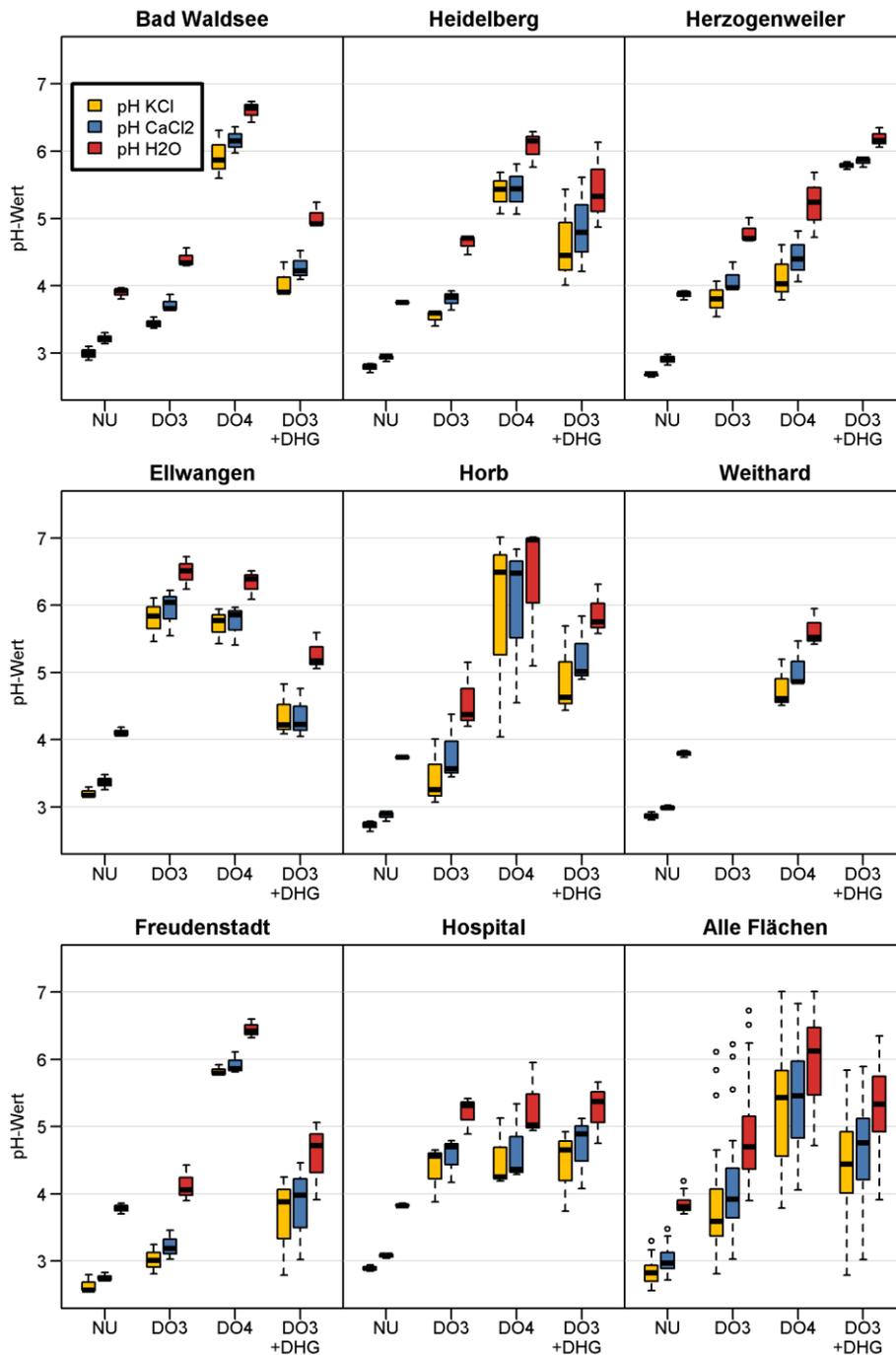
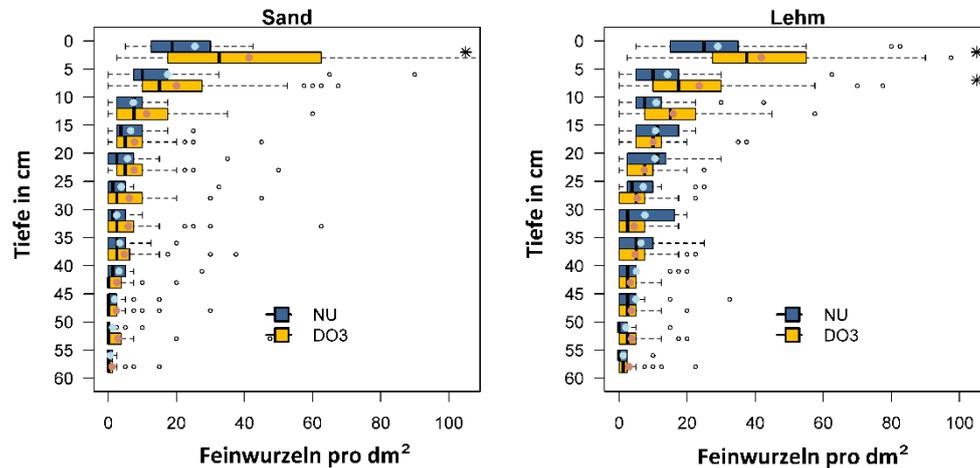


Abbildung 4.2-5: pH-Werte in den Humusauflagen an den einzelnen Versuchsflächen sowie für alle zusammengefasst aus dem Jahr 2019.

#### 4.2.4 Feinwurzelverteilungen 2015

An allen Standorten wurden an den in 2015 mittels Murachbohrkernen beprobten Punkten (fünf pro Variante und Fläche) Feinwurzelzählungen mit einem 5 cm-Raster durchgeführt. Für die Bewertung wurden die in **Tabelle 4.2-2** aufgeführten Gruppierungen nach sandigen und lehmigen Varianten angewandt. Es zeigten sich bei den sandigen Varianten nur in der Tiefe 0 bis 5 cm, bei den lehmigen Varianten nur in 0 bis 5 cm und 5 bis 10 cm Tiefe signifikant höhere Feinwurzel-dichten als auf der ungekalkten Variante (**Abbildung 4.2-6**). Es wird jedoch auch deutlich, dass in den tieferen Schichten keine Abnahme der Feinwurzel-dichten durch die Kalkung stattfand, sodass insgesamt keine Verflachung eintrat, sondern eine leichte Zunahme der gesamten Feinwurzel-dichten im Mineralboden festgestellt werden konnte. Nur in Lehm Böden zwischen 15 und 40 cm Tiefe liegt die Feinwurzel-dichte auf gekalkten Standorten tendenziell unter denen der Kontrollflächen.



**Abbildung 4.2-6:** In 2015 aufgenommene Feinwurzel-dichten an den nach **Tabelle 4.2-2** gruppierten Untersuchungsflächen; \* = signifikante Unterschiede zwischen DO3 und NU.

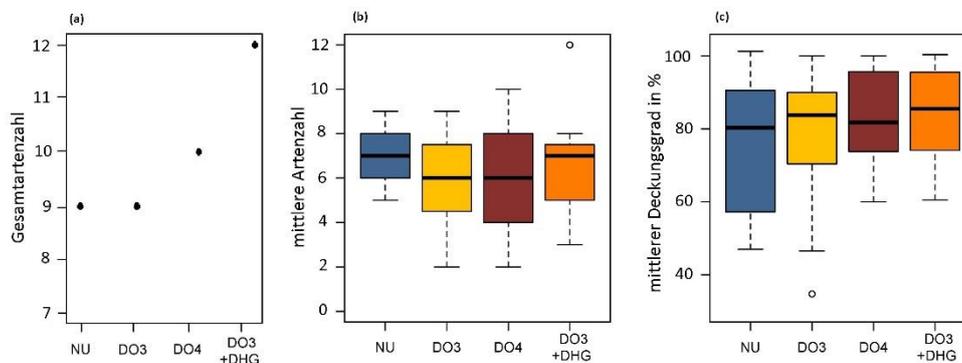
#### 4.2.5 Kalkungswirkung auf die Mooschicht

Auf den drei Versuchsflächen Freudenstadt, Herzogenweiler und Horb wurde die Wirkung der vier Behandlungen (NU, DO3, DO4 und DO3+DHG) auf die Waldbodenmoose untersucht. Genutzt wurden hierfür die Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 2016 und 2018 sowie eine zusätzliche Aufnahme aus dem Jahr 2019; bei dieser erfolgte die Erhebung auf deutlich kleineren Flächen (4 Subplots pro Untersuchungsfläche, jeweils 1 m<sup>2</sup>).

Insgesamt wurden auf allen Versuchsflächen zusammen 26 verschiedene Bodenmoosarten bestimmt. Besonders häufige Moose an allen drei Untersuchungsstandorten sind das Schöne Kranzmoos (*Rhytidiadelphus loreus*, Summe der Individuen auf allen Flächen: 52), das Stockwerkmoos (*Hylacomium splendens*, Summe der Individuen auf allen Flächen: 47),

das Tamarisken-Thujamoos (*Thuidium tamariscinum*, Summe der Individuen auf allen Flächen: 42) und das Gemeine Kurzbüchsenmoos (*Brachythecium rutabulum*, Summe der Individuen auf allen Flächen: 38).

Ein leichter, aber statistisch nicht signifikanter Einfluss der Kalkungsvarianten lässt sich bei den Gesamtartenzahlen feststellen. **Abbildung 4.2-7a** zeigt dies exemplarisch für das Aufnahmejahr 2019. Auf den ungekalkten Teilflächen wurde in Summe die geringste Artenzahl beobachtet. Mit zunehmender Anzahl der Wiederholungskalkungen steigt die Gesamtartenzahl und erreicht die höchsten Werte bei der Dolomit-Holzasche-Variante. Die mittlere Artenzahl und der mittlere Deckungsgrad je Fläche unterscheiden sich zwischen den Kalkungsvarianten hingegen nicht signifikant (**Abbildung 4.2-7b, c**). Der Unterschied zwischen Gesamtartenzahl über alle Flächen und mittlerer Artenzahl pro Fläche ist bei der Variante DO3+DHG am größten. Hier war die Varianz der Artenzusammensetzung zwischen den Untersuchungsflächen im Vergleich zu den anderen Behandlungsvarianten besonders hoch.

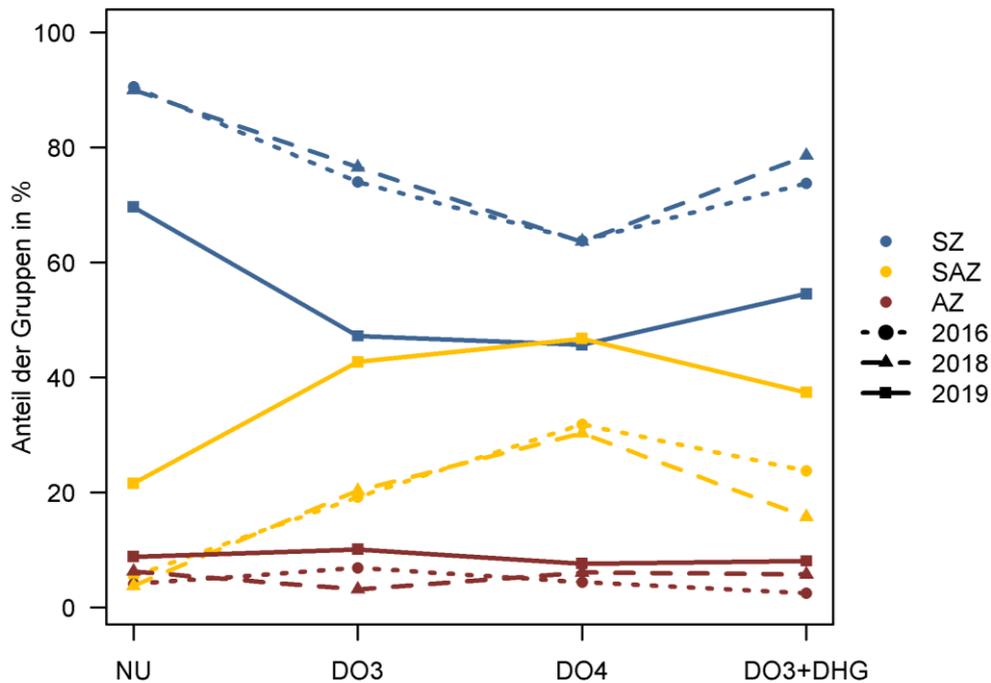


**Abbildung 4.2-7: Wirkung der Kalkung auf die Moosschicht bezüglich Gesamtartenzahlen je Variante (a) sowie mittlerer Artenzahlen (b) und mittlerer Deckungsgrade je Fläche in Prozent. Aufnahmen aus dem Jahr 2019.**

Auch die mittleren Deckungsgrade der Dolomit-Holzasche-Flächen liegen immer im oberen Bereich. Abgesehen von der Kalkungsvariante DO3+DHG scheinen sich die Kalkungsmaßnahmen auf die mittlere Artenzahl leicht negativ auszuwirken. Statistisch signifikant sind die Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten aber weder für die mittlere Artenzahl noch für den mittleren Deckungsgrad.

Zusätzlich wurden die 26 gefundenen Moosarten nach **DIERBEN (2001)** in drei Gruppen eingeteilt. Unterschieden wurde in Säurezeiger, Säure-Alkalinitätszeiger und Alkalinitätszeiger. Anhand der jeweiligen Gruppenanteile wurde die Auswirkung der verschiedenen Kalkungsvarianten miteinander verglichen (**Abbildung 4.2-8**). Entsprechend den Erwartungen finden sich auf den Nullflächen die größten Anteile an Säurezeigern, während auf Standorten der Kalkungsbehandlung weniger und konkret auf DO4-Flächen die wenigsten Säurezeiger gezählt wurden. Auch im Jahresvergleich lässt sich dieser Trend für den gesamten Aufnahmezeitraum feststellen: Mit erhöhter Kalkungsfrequenz hat der Anteil der Säurezeiger

ab- und die der Säure-Alkalinitätszeiger zugenommen. Die Behandlung mit Dolomit-Holz-  
 asche-Gemisch (DO3+DHG) scheint sich dabei weniger intensiv auf die Anteile der Säurezei-  
 ger auszuwirken als die reine Dolomitbehandlung (DO4). Die Säurezeiger nehmen zwischen  
 der Aufnahme 2018 und der 2019 auf allen vier Varianten stark ab und die Säure-Alkalini-  
 tätszeiger um etwa den gleichen Anteil zu. Diese Verschiebung ist vermutlich methodisch  
 bedingt: Die kleineren Subplots aus dem Jahr 2019 haben möglicherweise die Heterogenität  
 der größeren Flächen von 2016/18 nicht ausreichend abgedeckt.

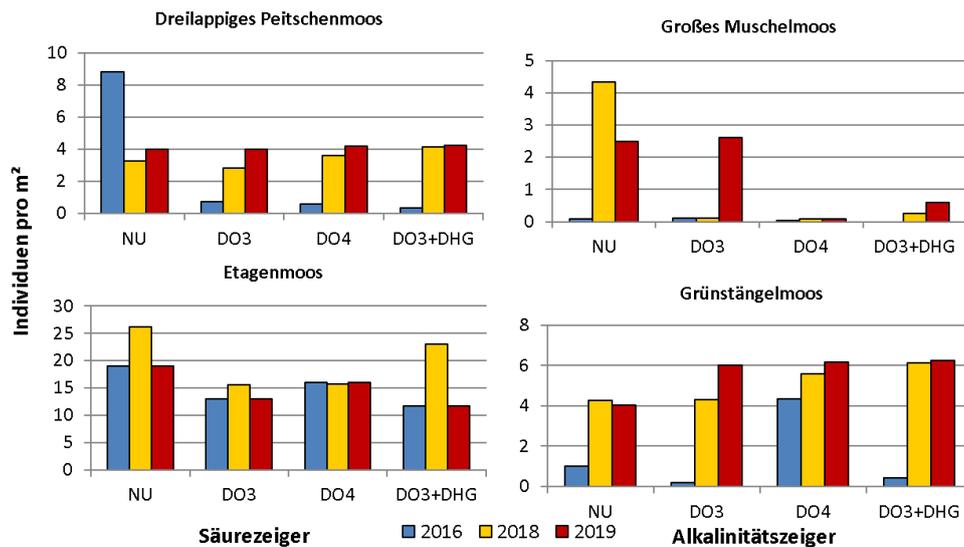


**Abbildung 4.2-8:** Prozentuale Anteile der Säurezeiger (SZ, blau), der Säure-Alkalinitätszeiger (SAZ, gelb) und der Alkalinitätszeiger (AZ, rot) in der Moosvegetation in Abhängigkeit von der jeweiligen Kalkungsvariante für die drei Aufnahmejahre.

Die in **Abbildung 4.2-8** dargestellten Gruppen wurden zusätzlich auf Artniveau ausgewertet. Dabei zeigte sich, dass keine der säuretoleranten Arten ausschließlich auf den Kontrollflächen zu finden war. Zumeist nahm die Individuenzahl dieser Gruppe leicht ab oder erwies sich als indifferent gegenüber der Behandlung. Das säurezeigende Gemeine Beckenmoos (*Pellia epiphylla*) wies dagegen auf den gekalkten Varianten durchschnittlich um 38,5 % erhöhte Abundanzen gegenüber der Kontrollfläche auf (DO3+DHG: +49,3 %, DO4: +43,0 %, DO3: +23,2 %).

**Abbildung 4.2-9** stellt weitere Beispiele aus der Gruppe der Säurezeiger und der Alkalinitätszeiger dar. Das Dreilappige Peitschenmoos (*Bazzania trilobata*) zeigt im Jahr 2016 sehr

geringe Vorkommen auf den gekalkten Varianten, während es auf der Kontrollfläche vergleichsweise häufig vorkommt. In den anderen beiden Aufnahmejahren liegen dagegen alle Flächen auf einem fast identischen Niveau. Das spricht dafür, dass ein anderer Faktor (vermutlich Konkurrenz durch Krautschicht und Naturverjüngung) die Kalkungswirkung auf die Arten maßgeblich mitbeeinflusst. Die andere dargestellte Säurezeigerart, das Etagenmoos (*Hylocomium splendens*), zeigt die erwartete Abnahme auf den gekalkten Flächen; das jedoch in einem moderaten Maße. Ein Verschwinden der Art hat ganz offensichtlich auch nach Jahrzehnten und nach mehreren Wiederholungskalkungen nicht stattgefunden. Das Große Muschelmoos (*Plagiochila asplenoides*) gehört zu den Alkalinitätszeigern. Dennoch zeigt auch diese Art auf der Kontrollfläche das höchste Vorkommen und auf den gekalkten Standorten deutlich geringere Werte. Das spricht ebenfalls für weitere entscheidende Faktoren, die sich auf die Artenzusammensetzung auswirken. Möglicherweise könnte dies aber auch ein zufälliger Effekt sein, der durch die insgesamt geringen Funde dieser Art auf den Flächen begründet ist. Das Grünstängelmoos (*Pseudoscleropodium purum*) scheint als Alkalinitätszeiger geringfügig von der Kalkgabe zu profitieren. Im Jahr 2016 war seine Verbreitung jedoch mit Ausnahme der vierfach gekalkten Fläche in allen Behandlungsvarianten gering.



**Abbildung 4.2-9: Individuenzahl auf den Aufnahmeplots für beispielhafte Säure- (links) und Alkalinitätszeiger (rechts) der Mooschicht in den Aufnahmejahren 2016, 2018 und 2019.**

Mit den Ergebnissen der vorliegenden Aufnahmedaten lässt sich insgesamt sagen, dass jede durchgeführte Kalkung die Moosvegetation beeinflusst und sich der Effekt mit Erhöhung der Frequenz verstärkt. Die Dolomit-Holzäsche scheint sich im Vergleich zum üblichen Kalkmaterial weniger stark auf die Moosvegetation auszuwirken, jedoch wären weitere und vor allem langangelegte Studien für eine abschließende, praxisrelevante Empfehlung nötig. Die

Ergebnisse dieser Untersuchung weisen alles in allem nur auf eine Dominanzverschiebung innerhalb der Moosarten nach der Kalkung hin, nicht auf einen Verlust von Arten bzw. eine „Trivialisierung“ der Moosgesellschaft. Die Befunde, die lediglich auf vier der 12 intensiv untersuchten Praxiskalkungsflächen beruhen, müssen aber durch Aufnahmen auf weiteren Flächen abgesichert werden.

#### 4.2.6 Kalkungswirkung auf Kraut- und Strauchschicht sowie Naturverjüngung

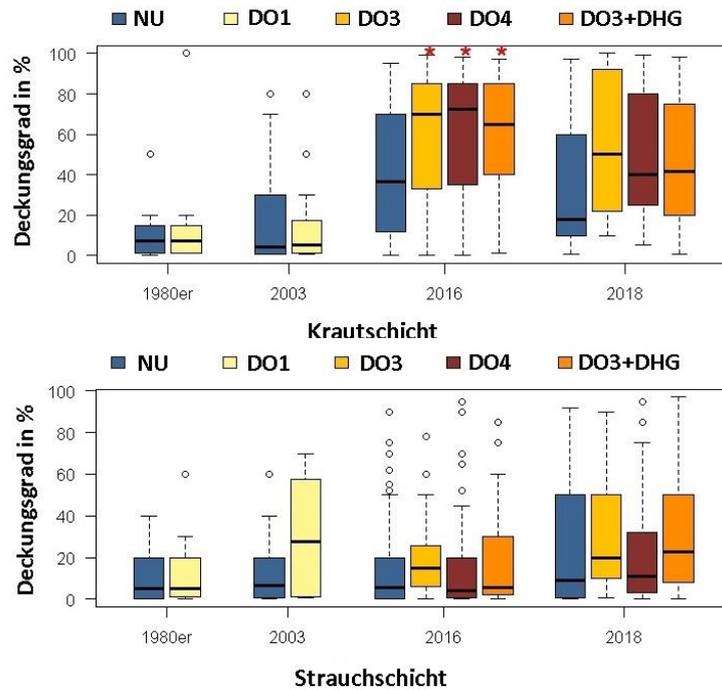
Auf den in [Tabelle 4.2-2](#) beschriebenen acht Standorten wurden auch wiederholte Aufnahmen der Bodenvegetation durchgeführt ([Tabelle 4.2-3](#)). Für die weitere Auswertung wurde die Artmächtigkeit der ersten Vegetationsaufnahmen in mittlere prozentuelle Deckungsgrade umgewandelt.

**Tabelle 4.2-3: Methodik der vier Vegetationsaufnahmen zwischen 1985 und 2018.**

| Jahr      | Varianten                | Aufnahmezeitraum | Versuchsdesign  |
|-----------|--------------------------|------------------|---|
| 1985-1986 | NU, DO1                  | Juni-Oktober     | Ein Plot pro Variante mit 400 m <sup>2</sup> , Artenmächtigkeitsskala nach Braun-Blanquet   |
| 2003      | NU, DO1                  | August-September | Drei Plots pro Variante mit 314 m <sup>2</sup> , Artenmächtigkeitsskala nach Braun-Blanquet |
| 2016      | NU, DO3, DO4 und DO3+DHG | Mai-Juli         | Drei bis fünf Plots pro Variante mit 100 m <sup>2</sup> , Deckungsgrad in Prozent           |
| 2018      | NU, DO3, DO4 und DO3+DHG | Juni-August      | Drei bis fünf Plots pro Variante mit 100 m <sup>2</sup> , Deckungsgrad in Prozent           |

Die erste Kalkung zeigte weder direkt noch 20 Jahre später einen statistisch signifikanten Einfluss auf den Deckungsgrad in Kraut- und Strauchschicht ([Abbildung 4.2-10](#)).

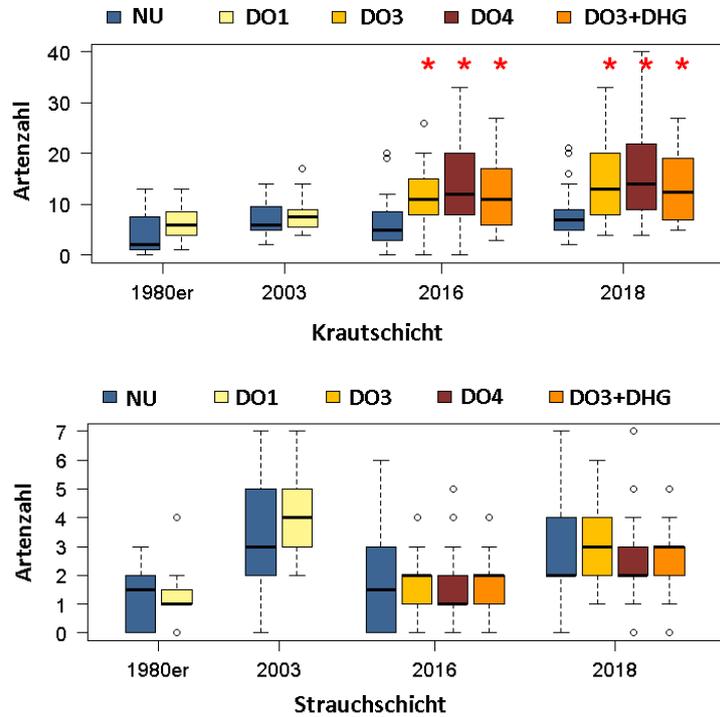
Tendenziell ist der Deckungsgrad auf den gekalkten Flächen 20 Jahre nach der ersten Behandlung (Aufnahmejahr 2003) aber erhöht. Diese Tendenz setzt sich in den späteren Vegetationsaufnahmen in der Strauchschicht jedoch nicht fort: 2016 und 2018 weist sie bei allen Behandlungsvarianten vergleichbare Werte auf. Anders ist es in der Krautschicht, deren Deckungsgrad 2016 sowohl auf den im Jahr zuvor gekalkten Flächen als auch auf den zuletzt 2003 gekalkten Flächen deutlich höher liegt als auf der Kontrollfläche. Dass auch der Deckungsgrad auf den unbehandelten Flächen zunahm, spricht aber dafür, dass eine eigenständige Erholung, beispielsweise durch einen Rückgang der Depositionsbelastung, stattgefunden hat oder sich eine veränderte Artenzusammensetzung in einem erhöhten Deckungsgrad zeigt. Im Jahr 2018 lag der Deckungsgrad der Krautschicht bei allen Varianten niedriger als 2016.



**Abbildung 4.2-10: Prozentualer Deckungsgrad von Kraut- und Strauchschicht in der Beobachtungsperiode 1985 bis 2018. Sternchensymbole am oberen Rand zeigen einen signifikanten Unterschied von der NU-Variante an ( $p < 0,05$ ).**

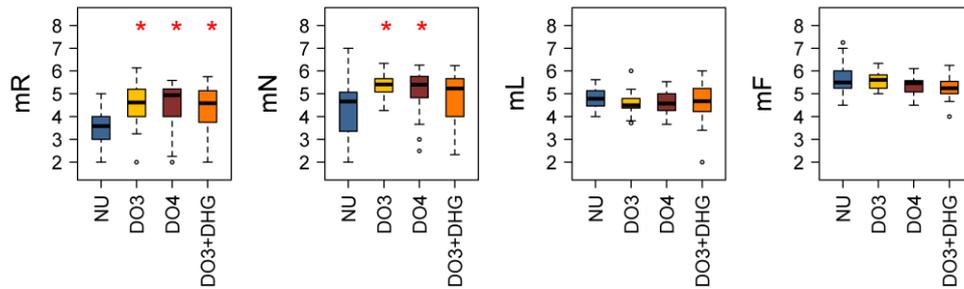
Auch im Hinblick auf die Artenzahl fand sich in der Krautschicht weder direkt nach der Kalkung 1983 noch 20 Jahre später ein signifikanter Unterschied zwischen gekalkten und ungekalkten Parzellen (**Abbildung 4.2-11**). In beiden Behandlungsvarianten stieg die Artenzahl zwischen 1985/86 und 2003 leicht an. Die Artenzahl in der Krautschicht profitierte aber deutlich von der Mehrfachkalkung: In der Vegetationsaufnahme 2016 lagen die Werte in allen behandelten Varianten deutlich über denen der ungekalkten Fläche. Diese Tendenz setzte sich 2018 fort.

In der Strauchschicht unterschied sich die Artenzahl auf keiner der gekalkten Flächen merklich von der Nullvariante. Im Jahr 2003 wurde in der Strauchschicht sowohl auf den gekalkten als auch auf den unbehandelten Flächen die höchste Artenzahl festgestellt. Im Jahr 2018 sind die zweithöchsten Werte zu finden.



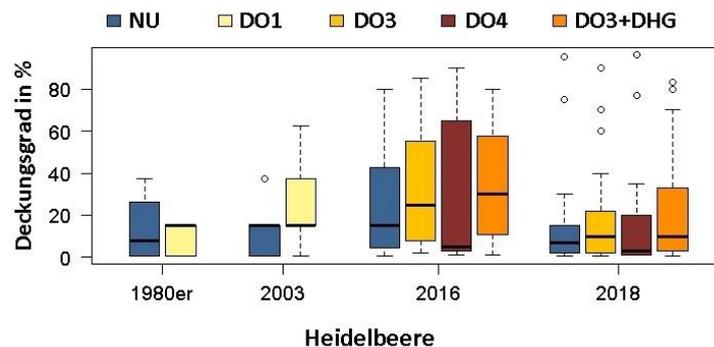
**Abbildung 4.2-11:** Artenzahlen in Kraut- und Strauchschicht in der Beobachtungsperiode 1985 bis 2018. Sternchensymbole am oberen Abbildungsrand zeigen einen signifikanten Unterschied von der NU-Variante an ( $p < 0,05$ ).

Zusätzlich zu der Betrachtung der Artenzahl bietet auch die Analyse der Ellenberg-Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 1992) Informationen über die Kalkungswirkung auf die Krautschicht. **Abbildung 4.2-12** fasst die mittleren Ellenberg-Werte für Reaktions-, Stickstoff-, Licht- und Feuchtezahl der Arten zusammen, die auf den unterschiedlich behandelten Flächen in den Vegetationsaufnahmen 2016 und 2018 gefunden wurden. Bei den Reaktionszahlen zeigt sich ein signifikanter Unterschied aller gekalkten Varianten im Vergleich zur Kontrollfläche mit einer Dominanzverschiebung von Säurezeigerdominanz ( $mR \sim 3-4$ ) zu Mäßigsäurezeigerdominanz ( $mR \sim 4-5$ ). Die Stickstoff- oder Nährstoffzahl ist auf den gekalkten Varianten ebenfalls erhöht mit einer Verschiebung von Stickstoffarmut- bis Mäßigstickstoffzeigerdominanz ( $mN \sim 4$ ) zu Mäßigstickstoffzeiger- und Stickstoffreichtumzeigerdominanz ( $mN \sim 5-6$ ). Beides sind erwartete Reaktionen, da Kalkung den pH-Wert hebt (**Abschnitt 3.1.1**) und zu einer Stickstofffreisetzung führt (**Abschnitt 3.1.6**). Jedoch wird auch sehr deutlich, dass die Verschiebungen nur schwach sind (im Mittel etwa eine Zeigerwertklasse). Für die Zeigerwerte Lichtzahl und Feuchtezahl sind im Mittel keine signifikanten Unterschiede zwischen den Behandlungen festgestellt worden. Die Flächen sind dominiert von Schatten- bis Halbschattenpflanzen ( $mL \sim 4-5$ ) und zeigen frische bis feuchte Bedingungen ( $mF \sim 5-6$ ) an.



**Abbildung 4.2-12:** Boxplots der flächengemittelten Zeigerwerte nach Ellenberg in der Krautschicht (mR = mittlere Reaktionszahl, mN = mittlere Stickstoffzahl (= Nährstoffzahl), mL = mittlere Lichtzahl, mF = mittlere Feuchtezahl). Die Aufnahmen aus 2016 und 2018 wurden zusammengefasst; Sternchensymbole am oberen Abbildungsrand zeigen einen signifikanten Unterschied von der NU-Variante an ( $p < 0,05$ ).

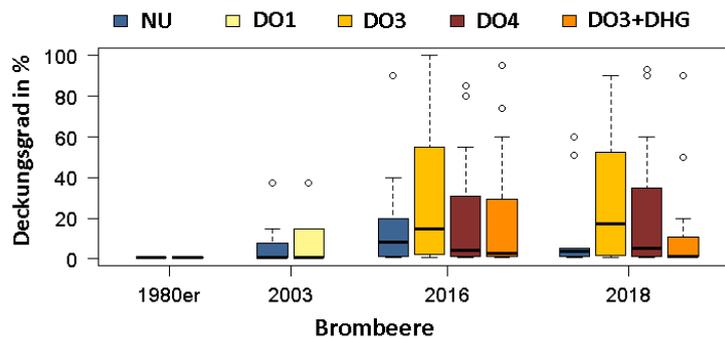
Im Folgenden werden zwei Arten genauer betrachtet, welche in der Forstpraxis als kalkungssensitiv diskutiert werden. Bei der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) wird häufig befürchtet, dass deren Deckungsgrad nach Kalkungen abnimmt (vgl. Abschnitt 3.5.1.2). Dies wird durch unsere Beobachtungen jedoch nicht bestätigt (Abbildung 4.2-13).



**Abbildung 4.2-13:** Deckungsgrade der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) in der Beobungsperiode 1985 bis 2018 (Kraut- und Strauchschicht summiert).

Bei allen Vegetationsaufnahmen lag der Deckungsgrad auf den behandelten Flächen tendenziell (aber statistisch nicht signifikant) über dem der ungekalkten Flächen. Der angeregte Humusabbau dürfte dazu geführt haben, dass die Heidelbeere aktuell besser mit Stickstoff versorgt wird und somit sogar von der Kalkung profitieren kann. Ein überprägender Einfluss veränderter Lichtbedingungen ist unwahrscheinlich, da sich keine Unterschiede bei den Lichtzeigern ergeben haben. Im Jahr 2016 ist der Deckungsgrad auf allen Behandlungsvarianten im Vergleich zu den Aufnahmejahren 2003 und zuvor sehr hoch. Eine starke Abhängigkeit von Witterungsbedingungen zeigen die großen Unterschiede zwischen 2016 und 2018 (und auch 2003), wobei sich die starke Trockenheit in 2018 in einem deutlich geringeren Deckungsgrad auf allen Flächen auswirkte.

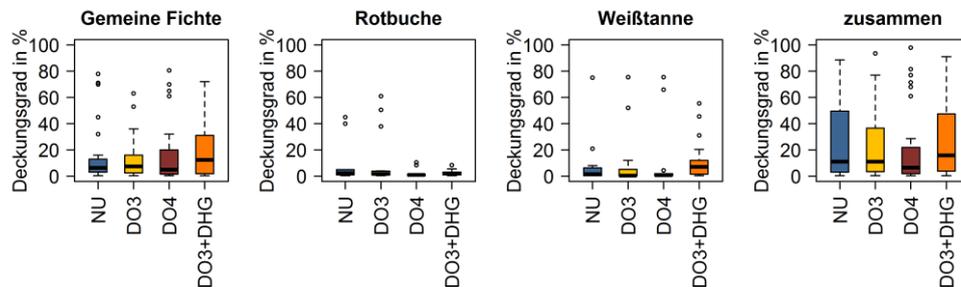
Die Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.) hingegen wird als Profiteur von Kalkungsmaßnahmen diskutiert. Sie gilt als typische Zeigerpflanze von stickstoffreichen Standorten. Dabei ist zu beachten, dass *Rubus fruticosus* agg. keine Artbezeichnung ist, sondern ein Sammelbegriff für eine Vielzahl von Brombeerarten. Die Arten weisen zum Teil unterschiedliche Standortansprüche auf, sodass ihre Aussagekraft als Zeigerpflanze eine eingeschränkte Gültigkeit besitzt. Die Art wurde nur auf ca. 46,5 % der Versuchsflächen gefunden (N = 159). Auf den Kalkungsvarianten weist die Brombeere auf einigen Flächen einen tendenziell höheren Deckungsgrad auf als auf den unbehandelten Flächen (**Abbildung 4.2-14**).



**Abbildung 4.2-14: Deckungsgrade der Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.) in der Beobachtungsperiode 1985 bis 2018 (Kraut- und Strauchschicht summiert).**

Statistisch signifikant sind die Unterschiede aber nicht. Diese Tendenz kann auf eine stärkere Freisetzung von Stickstoff nach der Kalkung hindeuten, was sich zumindest bei der Variante DO3 bestätigt (vgl. **Abschnitt 4.2.8**). Allerdings ist zu beachten, dass der Deckungsgrad in den 1980er Jahren trotz noch höherer Stickstoffdeposition als heute sehr gering war. Das liegt insbesondere daran, dass die Konkurrenzstärke dieser Arten auf sauren Böden gering ist. Ihre Zunahme auf den gekalkten Flächen im Gegensatz zu der NU-Variante ist vermutlich also auch auf die gestiegenen pH-Werte zurückzuführen, nicht nur auf die Stickstofffreisetzung.

Die Hauptbaumarten, die in Kraut- und Strauchschicht erfasst wurden, werden als Naturverjüngung klassifiziert und im Folgenden betrachtet. Die mittleren Deckungsgrade für Fichte, Rotbuche und Weißtanne sind in **Abbildung 4.2-15** dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass junge Fichten auf den gekalkten Flächen einen geringeren Deckungsgrad aufweisen als auf den Kontrollflächen, jedoch ist der Unterschied nicht signifikant. Auch bei der Rotbuche sind keine signifikanten Unterschiede festgestellt worden, der Deckungsgrad auf den DO4-Flächen war aber tendenziell niedriger als bei den anderen Behandlungsvarianten. Die Weißtanne weist ebenfalls keine signifikanten Unterschiede auf. In der Summe der drei Hauptbaumarten zeigen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den untersuchten Varianten.



**Abbildung 4.2-15:** Boxplots der mittleren Deckungsgrade der Naturverjüngung (Vorkommen in Kraut- und Strauchschicht) von Gemeiner Fichte, Rotbuche und Weißtanne im Aufnahmejahr 2018, unterteilt nach Behandlungsvarianten. Es wurden keine signifikanten Unterschiede der gekalkten Varianten zur Kontrollvariante festgestellt.

Neben den summarischen Parametern Deckungsgrad, Artenzahl und Zeigerwerte ist von Interesse, ob es durch die Kalkungsmaßnahmen zu einer Artenverschiebung mit Artenverlusten kam. Hierzu wurden alle Einzelnachweise aus Kraut- und Strauchschicht aus den Jahren 2016 und 2018 zusammen ausgewertet ( $N = 4163$ ). Von der Gesamtzahl beobachteter Arten in der Krautschicht ( $N = 142$ ) fehlten zehn Arten vollständig auf den gekalkten Flächen (**Tabelle 4.2-4**). Keine dieser Arten scheint im Untersuchungsgebiet stark verbreitet zu sein, da sie jeweils in weniger als 20 Aufnahmen aller Standorte, Varianten und Jahre festgestellt wurden. Zumeist beschränkten sich ihre Funde auf Einzelfälle. Keine der auf den ausschließlich auf den Kontrollflächen gefundenen Arten ist in Baden-Württemberg als gefährdet eingestuft. Nur der (nicht gefährdete) Wald-Frauenfarn war auf den Flächen häufig und wies in den Kalkungsvarianten einen deutlich geringeren Deckungsgrad auf als auf den Kontrollflächen. Zwar gibt es auf den gekalkten Flächen etwa 5-mal so viele Einzelnachweise dieser Art, doch war im Gegenzug der Deckungsgrad des Farns auf den NU-Flächen, auf denen es zu finden war, deutlich höher.

Auf den gekalkten Flächen fanden sich in der Krautschicht 80 Arten, die auf den Kontrollflächen vollständig fehlten; vier weitere fehlten weitgehend. Während viele dieser 84 Arten auf Einzelfunde zurückzuführen sind, wurden acht von ihnen 20-mal oder öfter aufgenommen: Brennnessel (*Urtica dioica*), Großes Hexenkraut (*Circaea lutetiana*), Großes Springkraut (*Impatiens noli-tangere*), Kletten-Labkraut (*Galium aparine*), Kriechender Günsel (*Ajuga reptans*), Riesen-Schwingel (*Festuca gigantea*), Ruprechtskraut (*Geranium robertianum*), Wald-Segge (*Carex sylvatica*). Fünf von ihnen waren auf den Kontrollflächen nicht festgestellt worden (Großes Hexenkraut, Kriechender Günsel, Riesen-Schwingel, Ruprechtskraut, Wald-Segge). Die meisten dieser acht Arten sind als Indikatoren für eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit charakteristisch. Als gefährdet gelten in Baden-Württemberg unter den insgesamt 84 Arten, die auf ungekalkten Flächen fast oder ganz fehlten, ausschließlich Arten, die nur in Einzelfällen gefunden wurden. Zu ihnen zählten beispielsweise der stark gefährdete Kammfarn (*Dryopteris cristata*, ein Vorkommen auf DO3) und Oeders Gelb-

Segge (*Carex viridula*, ein Vorkommen auf DO4). Ihr Vorhandensein auf den gekalkten Flächen bzw. ihre Abwesenheit auf den ungekalkten ist vermutlich auf ein zufälliges Auftreten zurückzuführen.

Für die Betrachtung der Ergebnisse in Bezug auf das Artvorkommen wird im Folgenden der Begriff „Einzelnachweis“ verwendet. Jeder solcher Einzelnachweis entspricht der Aufnahme einer Art bei einer einzelnen Aufnahme (identische Fläche, Vegetationsschicht und Variante, identisches Aufnahmedatum) und enthält den jeweiligen Artnamen und den Deckungsgrad. Der im Folgenden verwendete Datensatz umfasst für die Jahre 2016 und 2018 4163 solcher Einzelnachweise.

**Tabelle 4.2-4: Überblick über die Kalkungswirkung auf die Veränderung der Artenzusammensetzung in Krautschicht, Strauchschicht und die Naturverjüngung, basierend auf den Vegetationsaufnahmen 2016 und 2018 (Gesamtzahl aller Einzelnachweise in allen Schichten und Varianten in den Erhebungsjahren 2016 und 2018). Die Angabe „Auf Kontrolle fast fehlend“ bezieht sich auf Arten, deren Deckungsgrad auf den Kontrollflächen bei unter 20 % des durchschnittlichen Deckungsgrades auf den gekalkten Varianten liegt. Bei der Angabe „Mit Kalkung fast fehlend“ verhält es sich entsprechend umgekehrt.**

|  | Weniger als 20 Einzelnachweise | 20 oder mehr Einzelnachweise | Gesamt |
|--|--------------------------------|------------------------------|--------|
| <b>Krautarten</b>                        |                                |                              |        |
| <b>Artenzahl gesamt</b>                  | 113                            | 29                           | 142    |
| <b>Auf Kontrolle ganz / fast fehlend</b> | 76 / 0                         | 5 / 3                        | 81 / 3 |
| <b>Mit Kalkung ganz / fast fehlend</b>   | 10 / 3                         | 0 / 1                        | 10 / 4 |
| <b>Straucharten</b>                      |                                |                              |        |
| <b>Artenzahl gesamt</b>                  | 8                              | 2                            | 10     |
| <b>Auf Kontrolle ganz / fast fehlend</b> | 4 / 4                          | 0 / 0                        | 4 / 4  |
| <b>Mit Kalkung ganz / fast fehlend</b>   | 0 / 0                          | 0 / 0                        | 0 / 0  |
| <b>Naturverjüngung</b>                   |                                |                              |        |
| <b>Artenzahl gesamt</b>                  | 14                             | 7                            | 21     |
| <b>Auf Kontrolle ganz / fast fehlend</b> | 7 / 0                          | 1 / 0                        | 7 / 1  |
| <b>Mit Kalkung ganz / fast fehlend</b>   | 0 / 0                          | 0 / 0                        | 0 / 0  |

Von den insgesamt zehn auf den Versuchsfeldern vorkommenden Straucharten zeigen sich keine Unterschiede zwischen den Kalkungsvarianten. Dagegen kommen 40 % der gefundenen Arten ausschließlich auf behandelten Flächen vor. Alle vier dieser Arten (Besenginster (*Cytisus scoparius*), Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*), Unbestimmter Holunder (*Sambucus sp.*) und Roter Holunder (*Sambucus racemosa*)) sind im Untersuchungsgebiet aber selten (< 20 Einzelnachweise, s. [Tabelle 4.2-4](#)).

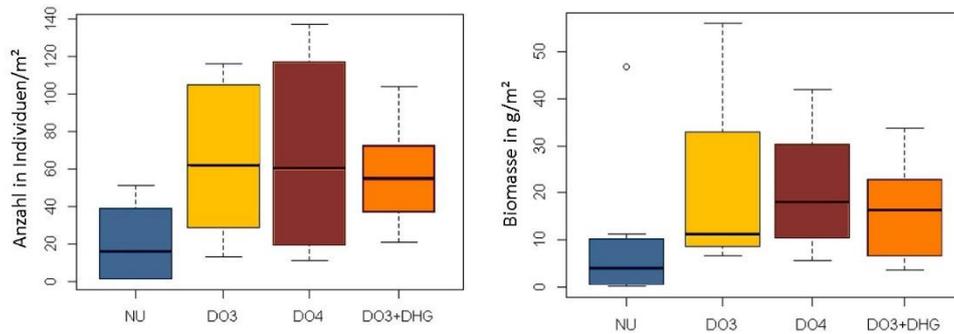
Da die Artenzusammensetzung der Naturverjüngung deutlich stärker und direkter von der Forstwirtschaft und den gewählten Nutzholzarten abhängt, ist es folgerichtig, dass die Hauptbaumarten besonders stark darin vertreten waren: Gemeine Fichte (*Picea abies*, 373 Einzelnachweise in Kraut- und Strauchschicht), Rotbuche (*Fagus sylvatica*, 158 Einzelnachweise in Kraut- und Strauchschicht) und Weißtanne (*Abies alba*, 207 Einzelnachweise in Kraut- und Strauchschicht). Die gezielte waldbauliche Steuerung der Baumartenzusammensetzung hat wahrscheinlich in vielen Fällen eine größere Bedeutung auf die Artenzusammensetzung als die Kalkungswirkung. Sieben der 21 Arten in der Naturverjüngung kamen dennoch ausschließlich auf den gekalkten Flächen vor (Feldahorn (*Acer campestre*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Salweide (*Salix caprea*), Sauerkirsche (*Prunus cerasus*), Schneeball-Ahorn (*Acer opalus*), Spitzblättrige Weide (*Salix acutifolia*), Vogel-Kirsche (*Prunus avium*)). Diese sieben Arten wurden sieben nur in Einzelfällen gefunden, ihr Vorkommen ist also wahrscheinlich eher durch Zufall bestimmt und weniger durch die Kalkung. Auf den Kalkflächen fehlte keine der Baumarten gegenüber den Kontrollflächen.

Von der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) wurden 37 Einzelaufnahmen gemacht. Auf den ungekalkten Flächen kam sie kaum vor, auf den gekalkten war ihr Deckungsgrad mehr als fünfmal so hoch.

Insgesamt zeigt **Tabelle 4.2-4**, dass sich die Kalkung in dieser Untersuchung nur bei sehr wenigen Arten nennenswert negativ auf den Deckungsgrad ausgewirkt hat und bei keiner zu einem Verschwinden führte. Ein Verschwinden einzelner Arten kann mit der Auswertung der Jahre 2016 und 2018 jedoch nicht abschließend bewertet und ausgeschlossen werden. Hierfür müssen die Aufnahmen der 1980er Jahre und von 2003 in ihrer Artenzusammensetzung geprüft werden. Die Artenzunahme auf den gekalkten Flächen im Vergleich zur Kontrolle ist dahingegen offensichtlich und spiegelt die verbesserten Nährstoffbedingungen wider.

#### 4.2.7 Kalkungswirkung auf die Bodenfauna

Seit dem Jahr 2018 wird an der FVA im Projekt „Biodiversität von Waldböden: Bodenfauna“ unter anderem der Einfluss von Bodenschutzkalkungen auf die Meso- und Makrofauna des Bodens untersucht. Hierzu wurden auf 99 Flächen sowohl im Herbst 2018 als auch im Frühjahr 2019 Springschwänze und Hornmilben aus jeweils vier Bodenkernen ( $\varnothing$  5,5 cm, Tiefe 4 cm) mittels Hitze extrahiert und Laufkäfer mit Hilfe von jeweils drei Barberfallen ( $\varnothing$  15 cm) pro Fläche gefangen. Die Aufnahme der Regenwürmer erfolgte im Frühjahr 2019 mit einer Kombination aus Elektrofang ( $1/8 \text{ m}^2$ ) und anschließender Handauslese ( $1/30 \text{ m}^2$ ). Beim Vorkommen anezischer Arten wurde zusätzlich eine Austreibung mit 4 l AITC-Lösung (Allylthiocyanat; 100 mg AITC/l) auf  $1/8 \text{ m}^2$  durchgeführt. Die Regenwurmaufnahmen erfolgten mit sechs Wiederholungen pro Fläche. **Abbildung 4.2-16** zeigt erste Ergebnisse zu Individuenzahl und Biomasse von Regenwürmern nach dem Einsatz der unterschiedlichen Kalkungsvarianten auf den in **Tabelle 4.2-2** beschriebenen Standorten.



**Abbildung 4.2-16:** Wirkung der Kalkvarianten auf die Regenwurmbiomasse (links) und ihre Individuenzahl (links) und Biomasse (rechts) von Regenwürmern je Behandlungsvariante.

Nach dem trockenen Jahr 2018 liegen die Werte insgesamt auf niedrigem Niveau und es ist eine weite Streuung auch innerhalb der Varianten festzustellen. Im Einklang mit den in [Abschnitt 3.5.3.1](#) dargestellten Untersuchungen zeigt sich aber, dass die Individuenzahl bei den Varianten D04 und D03+DHG zwei bis drei Mal höher liegt als auf der Kontrollfläche. Die Biomasse ist bei den beiden Behandlungen etwa doppelt so groß wie auf der unbehandelten Fläche. Neben einer Zunahme streubewohnender Arten (v.a. *Lumbricus rubellus* und *Dendrodrilus rubidus*) zeigte sich der Kalkungseffekt vorwiegend in dem Auftreten flachgrabender Arten wie *Octolasion lacteum*, *O. cyaneum* und *Aporrectodea rosea*, die auf den unbehandelten Flächen gänzlich fehlen.

Am Beispiel der Fläche Hospital ([vgl. Tabelle 4.2-2](#)) zeigt sich deutlich die Veränderung der Humusform durch Regenwürmer in Folge von Kalkungsmaßnahmen ([Abbildung 4.2-17](#)).



**Abbildung 4.2-17:** Bodenprofile aus zwei benachbarten Fichtenbeständen auf der Fläche Hospital. Links Kalkungsvariante NU; rechts Kalkungsvariante D03+DHG.

Auf der Variante DO3+DHG kommen 60 Regenwürmer pro m<sup>2</sup> mit einer Biomasse von 21,23 g/m<sup>2</sup> vor. Auf der Variante NU kommt nur ein Regenwurm pro m<sup>2</sup> mit einer Biomasse von 1,47 g/m<sup>2</sup> vor. Im Vergleich der direkt benachbarten Flächen zeigt sich eindrücklich der in [Abschnitt 3.5.3](#) beschriebene Effekt des Umbaus und der Einmischung von organischem Material in den Mineralboden als Folge von Regenwurmaktivität.

#### 4.2.8 Sickerwasserkonzentrationen in 2018 und 2019

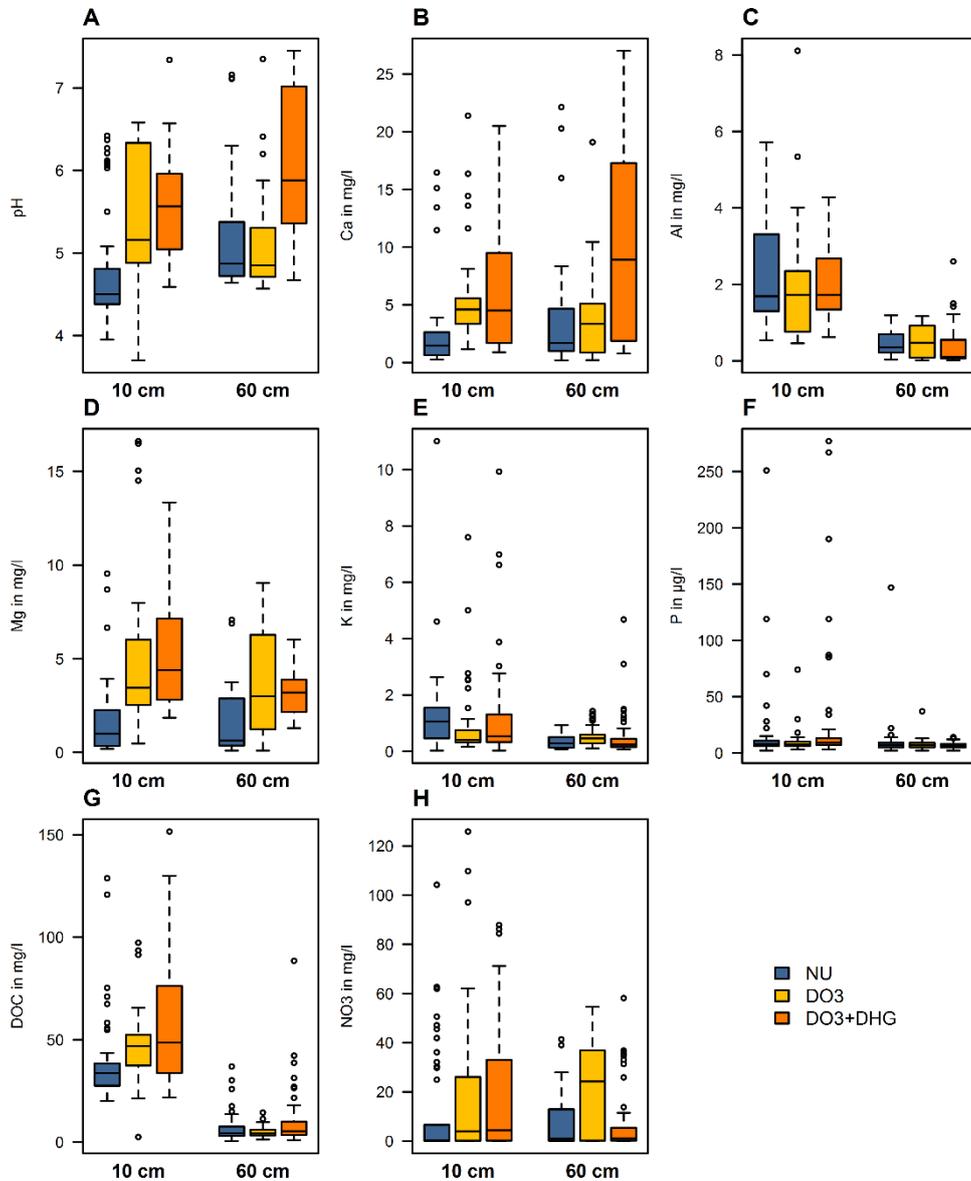
Im Zeitraum April 2018 bis November 2019 wurden auf den Versuchsflächen Bad Waldsee, Herzogenweiler und Hospital auf den Varianten NU, DO3 und DO3+DHG jeweils drei Saugkerzen in den Tiefen 10 und 60 cm installiert. In einem Intervall von vier Wochen wurde eine separate Mischprobe für jede Tiefenstufe gesammelt. Die jeweiligen Sickerwasserkonzentrationen zeigen im Messzeitraum außer jahreszeitlichen Schwankungen keine Veränderungstendenzen, die auf die unterschiedlichen Behandlungen zurückzuführen sein könnten. Daher werden im Folgenden nicht die Veränderungen über die Zeit diskutiert, sondern nur die Unterschiede zwischen den Kalkungsvarianten und den Nullflächen ([Abbildung 4.2-18](#)). Es zeigen sich sowohl auf den 2015 mit Dolomit-Holzasche-Gemisch (DO3+DHG) behandelten als auch auf den zuletzt 2003 gekalkten (DO3) Flächen deutliche Unterschiede zu den Kontrollflächen.

Einen deutlichen Anstieg verzeichnen die pH-Werte im Sickerwasser, die im Oberboden auf beiden gekalkten Varianten um ca. 1 bis 1,5 pH-Einheiten höher als auf den Nullflächen sind. In 60 cm Tiefe weisen nur die 2015 behandelten Flächen noch deutlich höhere Werte auf. Die 2003 gekalkten Flächen hingegen sind nur noch leicht erhöht bzw. vergleichbar mit den Kontrollflächen.

Weitere direkte bis mittelfristige Wirkungen der Kalkungsmaßnahmen sind an den Calcium- und Magnesiumkonzentrationen zu erkennen. Da Calcium in den Holzaschen potentiell leichter löslich vorliegt als das vornehmlich aus dem Dolomit stammende Magnesium, weist Calcium eine deutliche Zunahme durch die weitere Behandlung mit Dolomit-Holzasche-Gemisch in 2015 auf, insbesondere in 60 cm Tiefe. Magnesium hingegen ist zwar auf beiden gekalkten Varianten deutlich erhöht. Allerdings unterscheiden sich DO3 und DO3+DHG kaum. Das bei der nochmaligen Behandlung mit Dolomit-Holzasche-Gemisch eingebrachte Magnesium wird offensichtlich effektiv in der Bodenmatrix zurückgehalten und nicht mit dem Sickerwasser ausgetragen.

Im Gegensatz zu den basischen Kationen nimmt die Sickerwasserkonzentration von Aluminium auf den behandelten Flächen im Oberboden ab. Im Unterboden zeigt sich eine deutliche Reduzierung auf den 2015 behandelten Flächen, während sich DO3 und NU nicht voneinander unterscheiden.

Kalium liegt an allen Standorten in geringer Konzentration vor, wobei die Konzentrationen im Oberboden auf den ungekalkten Flächen und im Unterboden bei DO3 tendenziell am höchsten sind.



**Abbildung 4.2-18:** pH-Werte und Elementkonzentrationen im Sickerwasser dreier zusammengefasst dargestellter Praxiskalkungsflächen (Bad Waldsee, Herzogenweiler, Hospital), durchgeführt vom April 2018 bis November 2019.

Phosphor weist keine deutlichen Unterschiede zwischen den Varianten auf; leicht erhöhte Konzentrationen lassen sich auf den mit Dolomit-Holzasche-Gemisch behandelten Flächen erkennen. Die Phosphorkonzentrationen sind jedoch gekennzeichnet durch sehr hohe Ausreißer, welche auf temporäre Mobilisierung durch möglicherweise witterungsbedingt ver-

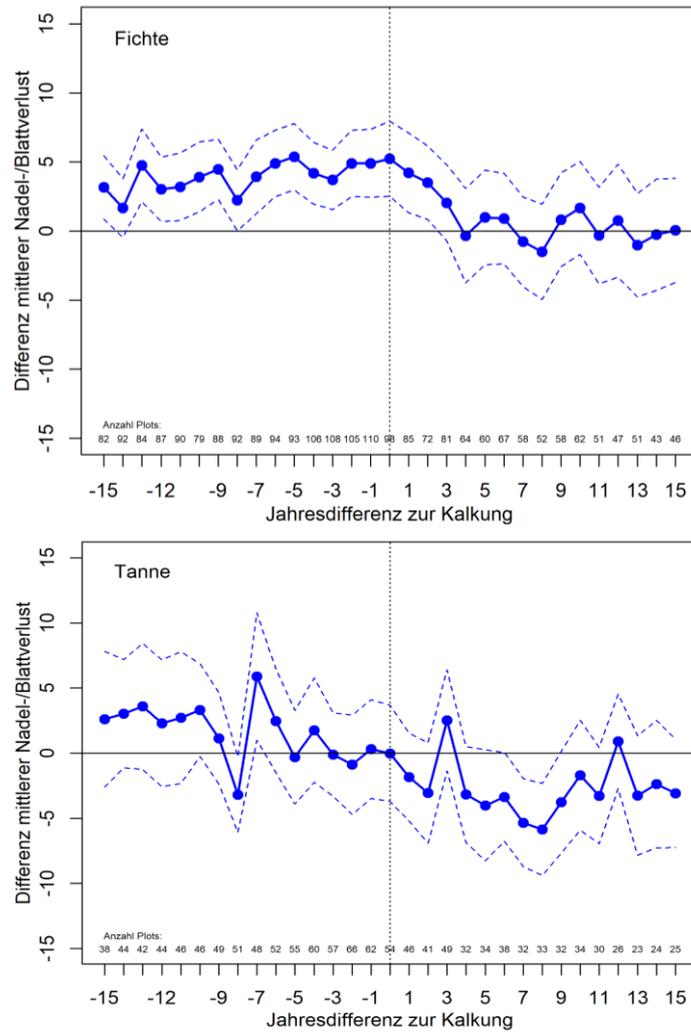
stärkten Abbau der organischen Substanz zurückzuführen sind. Diese Abbauprozesse spiegeln sich auch im Gehalt gelöster organischer Kohlenstoffe wider, wobei die gekalkten Flächen tendenziell höhere Kohlenstoffgehalte im Bodenwasser aufweisen.

Trotz eines erhöhten Umsatzes der organischen Substanz ist in der Variante DO3+DHG die Nitratkonzentration im Sickerwasser im Vergleich zu den in 2003 gekalkten Flächen und auch im Vergleich zu den Kontrollflächen aber deutlich reduziert. Die Ursachen hierfür sind unklar. Bei der Artenauswertung gab es keine Hinweise darauf, dass auf diesen Flächen stickstoffzehrende Arten stärker vertreten waren als auf den anderen Varianten. Insgesamt sind die Nitratkonzentrationen zwar überwiegend unterhalb des Trinkwasserverordnungsgrenzwerts. Insbesondere nach Trockenphasen mit geringen Sickerwassermengen werden diese aber im Oberboden regelmäßig überschritten. In 60 cm Tiefe liegen die Konzentrationen lediglich auf der Variante DO3 gelegentlich über dem Trinkwassergrenzwert.

### 4.3 Untersuchung der Kalkungswirkung auf den Kronenzustand

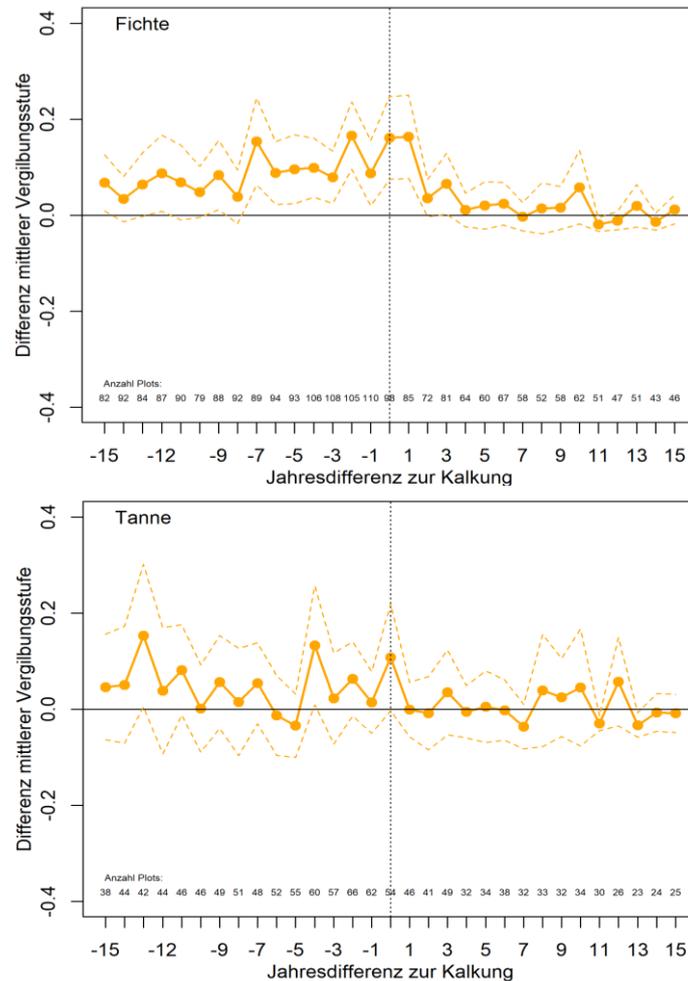
- Die Waldzustandserhebung wird seit 1983 fast jährlich mit einer räumlichen Auflösung zwischen 4x4 und 16x16 km durchgeführt.
- Geschätzte Nadel-Blattverluste und die Intensität der Vergilbung von Nadeln und Blättern werden dabei als integrierende Parameter der Baumvitalität erhoben. Letzterer wird als Hinweis auf Störungen der Waldernährung, insbesondere auf Magnesiummangel gewertet. Da knapp 30 % der Untersuchungsstandorte mindestens einmal innerhalb des Beobachtungszeitraums in den letzten 30 Jahren gekalkt worden sind, war es möglich, den Zusammenhang zwischen Kronenzustand und Kalkung herauszuarbeiten.
- Sowohl hinsichtlich Nadelverlust als auch Vergilbungsstufe zeigen Fichten und Tannen nach Kalkungen deutlich gesündere Baumkronen.

Aktuelle Analysen der mittleren Kronenverlichtung für Fichte und Tanne zeigen, dass sich die Vitalität der Bäume nach Kalkungen deutlich verbessert (**Abbildung 4.3-1**). Hierfür wurden alle Kalkungsdaten Baden-Württembergs aus den letzten 30 Jahren zusammengetragen und anschließend mit den Daten der Waldzustandserhebung verknüpft (**MEINING et al. 2020**). **Abbildung 4.3-1** zeigt den mittleren Nadelverlust von Fichten bzw. Tannen auf gekalkten Stichprobenpunkten der Waldzustandserhebung im Vergleich zu allen aufgenommenen Bäumen der jeweiligen Baumart. Werte über Null zeigen eine überdurchschnittlich hohe Kronenverlichtung auf den gekalkten Flächen im Vergleich zum Gesamtkollektiv an, Werte unter Null einen besseren Kronenzustand. Betrachtet wurden Kronenzustandsdaten in einem Zeitfenster von 15 Jahren vor und nach einer Kalkungsmaßnahme am entsprechenden Erhebungspunkt.



**Abbildung 4.3-1: Differenz der mittleren Nadelverluste von gekalkten Fichten (oben) bzw. Tannen (unten) im Vergleich zum Gesamtkollektiv der jeweiligen Baumart zum jeweiligen Aufnahmezeitpunkt.**

Ein ähnliches Bild zeigt die Veränderung der Vergilbungsrate der Bäume nach einer Kalkung ([Abbildung 4.3-2](#)).



**Abbildung 4.3-2: Differenz der mittleren Vergilbungsstufe von gekalkten Fichten (oben) bzw. Tannen (unten) im Vergleich zum Gesamtkollektiv der jeweiligen Baumart zum jeweiligen Aufnahmezeitpunkt.**

Während in den Jahren vor der Kalkung der mittlere Nadelverlust und die Vergilbungsrate bei beiden Baumarten zumeist über dem des Gesamtkollektives liegen, verringern sich diese Werte nach der Kalkung der Bestände merklich. Bei der Fichte ist dieser Effekt besonders eindrücklich zu sehen. Bereits vier Jahre nach der Kalkung haben sich Kronenverlichtung und Vergilbungsrate der gekalkten Fichten in etwa auf das Niveau aller Fichten verringert. Der verbesserte Kronenzustand bleibt auch in den Folgejahren bestehen. Eine deutliche Verbesserung des Vitalitätszustandes infolge der Kalkung ist auch bei der Tanne zu erkennen. Der mittlere Nadelverlust und die Vergilbungsrate verringern sich und bleiben mehrere Jahre unterhalb des Verlustprozents aller Tannen. In den unmittelbaren Jahren vor der Kal-

kung ist dagegen kaum ein Unterschied im mittleren Kronenzustand der Tannen zu erkennen, was mit der allgemeinen Verbesserung stark geschädigter Tannenbestände in den letzten 30 Jahren erklärt werden kann. Die Werte zeigen eine erhöhte Vitalität der Bestände.

#### 4.4 Durchwurzelung auf Kalkungsversuchsflächen der 1950er Jahre

- Sieben, teilweise hochdosierte Kalkungsversuche wurden nach ca. 50 Jahren intensiv untersucht. Sie zeigten gegenüber den unbehandelten Parzellen eine deutlich höhere Basensättigung und eine signifikant intensivere Durchwurzelung, sowohl bei den Feinwurzeln als auch bei den Grobwurzeln.
- Diese Wirkung war bei Kalkdosierungen zwischen 5 und 10 t/ha am stärksten ausgeprägt und war bei Feinwurzeln deutlicher als bei Grobwurzeln.
- Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die standörtlichen Bodeneigenschaften eine große Rolle dabei spielen, wie sich die Kalkung auf die Bodendurchwurzelung auswirkt.

In [Abschnitt 3.3](#) wurde gezeigt, wie uneinheitlich bisherige Befunde bezüglich der Wirkung von Kalk auf die Durchwurzelung des Mineralbodens sind. Besonders die langfristigen Effekte sind für die Zielsetzung der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung von Bedeutung. Ein wertvolles Datenmaterial zur Untersuchung dieser Frage stellen die Kalkungsversuchsflächen in Baden-Württemberg aus der Mitte des 20. Jahrhunderts dar. Im Folgenden werden die von [VON WILPERT et al. \(2020a\)](#) zusammengefassten Ergebnisse im Detail erläutert.

##### 4.4.1 Einführung

Aus dem Versuchsflächenarchiv der FVA wurden sieben gut dokumentierte, mindestens 45 Jahre alte, vergleichsweise hochdosierte Kalkungsversuche in Beständen mit der Hauptbaumart Fichte ausgewählt und in den Jahren 1998 bis 2000 intensiv untersucht. Seit der Behandlung in den 1950er Jahren wurden sie nicht noch einmal gekalkt. Die Versuche waren mit der Zielrichtung der Humusaktivierung und des Abbaus von mehreren Dezimeter mächtigen Rohhumusaufgaben auf Flächen mit starken Streunutzungsschäden angelegt worden. Von über 50 Kalkungsversuchen wurden letztlich nur sieben Flächen intensiv untersucht, da auf der überwiegenden Zahl der Versuchsflächen methodische Rahmenbedingungen wie Vergleichbarkeit von Standort und Bestand zwischen Kontroll- und Behandlungsparzellen oder schlicht die Wiederauffindbarkeit nicht gegeben waren. Die Versuchsflächen decken ein breites Spektrum an Standortsbedingungen, Kalkdosierungen und Kalkformen ab ([Tabelle 4.4-1](#)). Die Flächen wurden in den Jahren 1949 bis 1953 gekalkt, wobei kohlenaurer Kalk ( $\text{CaCO}_3$ ) auf vier Flächen mit Dosierungen zwischen 2 und 10 t/ha und auf drei Flächen Branntkalk ( $\text{CaO}$ ) in Dosierungen von 6 bis 20 t/ha ausgebracht wurden. Auf zwei Flächen wurde dem Kalk Thomasphosphat beigemischt. Die hochdosierten Varianten

können als Modellbeispiele für die Wirkung einer zwei- bis dreifach wiederholten, praxisüblichen Kalkung mit 3 t/ha angesehen werden. Die Versuchsflächen mit Branntkalk wurden in der Studie belassen, obwohl Branntkalk als zu aggressive Kalkform in der Praxis nicht eingesetzt wird. Aufgrund der hohen Löslichkeit von Branntkalk können diese Versuchsvarianten aber dazu dienen, die maximal erreichbare Tiefenwirkung von oberflächlich ausgebrachtem Kalk abzuschätzen.

**Tabelle 4.4-1: Übersicht über die für die Wurzeluntersuchungen ausgewählten Kalkungsversuchsflächen.**

| Versuchsflächenbezeichnung         | Wuchsgebiet / Regionalzonale Einheit (STOREG 95)  | Bodentyp                           | Behandlung  |
|------------------------------------|---|------------------------------------|---|
| <b>Fi 337</b><br>Pfalzgrafeweiler  | 3/06<br>Schwarzwald/Flächenschwarzwald  | Braunerde                          | 2 t/ha kohlen-saurer Kalk, 1953<br>1 t/ha Thomasphosphat, 1953    |
| <b>DV 7</b><br>Pfalzgrafeweiler    | 3/06<br>Schwarzwald/Flächenschwarzwald  | Braunerde                          | 10 t/ha kohlen-saurer Kalk, 1949<br>0,5 t/ha Thomasphosphat, 1949 |
| <b>DV 9</b><br>Schönmünzach        | 3/05<br>Schwarzwald/Hornisgrinde-Murg-Schwarzwald   | Podsol/<br>Podsol-Braunerde        | 5 t/ha kohlen-saurer Kalk, 1949                                   |
| <b>DV 35</b><br>Klosterreichenbach | 3/05<br>Schwarzwald/Hornisgrinde-Murg-Schwarzwald   | Podsol                             | 20 t/ha Branntkalk, 1949  |
| <b>Bonndorf 4/I-III</b>            | 5/03<br>Baar-Wutach/Obere Wutach und Bonndorfer Platte  | Pseudogley-Braunerde/<br>Braunerde | 6 t/ha Branntkalk, 1949   |
| <b>Triberg 1/I-IV</b>              | 3/14<br>Schwarzwald/Südöstlicher Mittlerer Schwarzwald  | Braunerde/<br>Pseudogley-Braunerde | 6 t/ha Branntkalk, 1950   |
| <b>DV 39</b><br>Ulm                | 7/01 b<br>Südwestdeutsches Alpenvorland/<br>Nördliches Oberschwaben/ Deckenschotterlandschaft zwischen Ulm und Ochsenhausen | Pseudogley-Pabraunerde             | 9,2 t/ha kohlen-saurer Kalk, 1952                                 |

#### 4.4.2 Methoden

Auf den Versuchsflächen wurde in den Jahren 1998 bis 2000 an je 3 m langen bzw. drei je 1 m langen und 1 m tiefen Bodenprofilen die Verteilung von Fein- und Grobwurzeln aufgenommen. Die Profile wurden mit ca. 75 cm Abstand zu einem Baum und radial zu diesem

angelegt. Die Wurzeln wurden vollflächig an der gesamten Profilwand mittels eines Zählrahmens (5 x 5 Quadrate von je 4 cm Kantenlänge) aufgenommen.

An den Bodenprofilen wurden zusätzlich Bodenproben zur Bestimmung des bodenchemischen Zustandes entsprechend des Handbuchs Forstliche Analytik (GAFA 2009) in den Tiefen 0-5, 5-10, 10-30, 30-60, 60-90 und 90-120 cm entnommen und untersucht.

### 4.4.3 Ergebnisse

Bis auf die Tiefenstufe 5 bis 10 cm in dem Versuch mit der geringsten Kalkdosierung war die Basensättigung auf allen Versuchsanlagen bis 30 cm Mineralbodentiefe gegenüber den Kontrollfeldern mindestens verdoppelt (Tabelle 4.4-2). Bei höheren Dosierungen (Schönmünzach, Pfalzgrafenweiler, Ulm) und bei Applikation von Branntkalk (Bonndorf, Triberg und Klosterreichenbach) war die kalkungsbedingte Erhöhung der Basensättigung noch stärker ausgeprägt (z.T. bis 100 %) und reichte bis an die Unterkante der beprobten Profile. In Schönmünzach, einem sehr durchlässigen Boden mit hohem Grus- und Sandanteil, war trotz der relativ niedrigen Dosierung von 5 t kohlensauren Kalks pro ha eine ähnliche Tiefenwirkung wie in Klosterreichenbach zu beobachten, wo je Hektar 20 t stärker löslicher Branntkalk eingesetzt wurde. Auf sehr lehmigen Böden (Triberg, Ulm) war die Tiefenwirkung weniger stark. Mit Abstand am schwächsten war die Erhöhung der Basensättigung im Versuch mit der niedrigsten Dosierung von 2 t kohlensaurem Kalk je Hektar in Pfalzgrafenweiler ausgeprägt.

**Tabelle 4.4-2: Tiefenverteilung der Basensättigung auf den unbehandelten (Null) sowie den behandelten Parzellen (Beh).**

| Tiefe in cm | Typ  | Pfalzgr.<br>2 t/ha<br>CaCO <sub>3</sub> | Pfalzgr.<br>10 t/ha<br>CaCO <sub>3</sub> | Schönm.<br>5 t/ha<br>CaCO <sub>3</sub> | Klosterr.<br>20 t/ha<br>CaO | Bonndorf<br>6 t/ha<br>CaO | Triberg<br>6 t/ha<br>CaO | Ulm<br>10 t/ha<br>CaCO <sub>3</sub> |
|-------------|------|---|--|--|-----------------------------|---------------------------|--------------------------|-------------------------------------|
| 0-5         | Null | 6,1                                     | 10,2                                     | 38,4                                   | 39,9                        | 27,8                      | 11,3                     | 3,9                                 |
|             | Beh  | 12,2                                    | 26,8                                     | 91,7                                   | 100,0                       | 89,2                      | 61,6                     | 26,1                                |
| 5-10        | Null | 2,9                                     | 4,6                                      | 22,5                                   | 28,2                        | 6,0                       | 4,7                      | 2,7                                 |
|             | Beh  | 4,6                                     | 29,4                                     | 78,8                                   | 100,0                       | 90,3                      | 47,2                     | 17,9                                |
| 10-30       | Null | 2,1                                     | 3,8                                      | 7,9                                    | 23,1                        | 5,8                       | 2,6                      | 2,8                                 |
|             | Beh  | 5,1                                     | 46,0                                     | 71,3                                   | 100,0                       | 13,2                      | 19,4                     | 11,3                                |
| 30-60       | Null | 2,9                                     | 5,9                                      | 4,0                                    | 6,6                         | 5,3                       | 2,3                      | 15,8                                |
|             | Beh  | 5,9                                     | 11,8                                     | 60,4                                   | 100,0                       | 12,2                      | 6,1                      | 14,6                                |
| 60-90       | Null | 3,5                                     | 18,5                                     | 3,6                                    | 6,3                         | 7,1                       | 2,7                      | 31,8                                |
|             | Beh  | 5,8                                     | 8,4                                      | 61,7                                   | 100,0                       | 23,3                      | 5,8                      | 35,8                                |
| 90-120      | Null | 4,3                                     | nb                                       | 3,9                                    | 5,5                         | nb                        | 3,6                      | 46,4                                |
|             | Beh  | 5,8                                     | nb                                       | 54,3                                   | 100,0                       | nb                        | 7,2                      | 46,1                                |

Die Auswertungen der Wurzelzählungen ergaben, dass auf den Parzellen mit höher dosierten Kalkgaben der Hauptwurzelraum der Waldbäume bis in eine Tiefe von 40 bis 60 cm deutlich besser durchwurzelt wurde (**Abbildung 4.4-1**). Lediglich auf der Versuchsfläche Fi337 (Pfalzgrafenweiler 2 t/ha) mit der niedrigsten Kalkdosierung gab es im gesamten Bodenprofil keine signifikanten Veränderungen der Feinwurzeldichte. Im Unterboden der Versuchsflächen Pfalzgrafenweiler und Bonndorf war die Feinwurzeldichte auf den Behandlungsflächen (z.T. signifikant) niedriger als auf den Nullflächen. Die geringere Feinwurzeldichte korrespondiert bei Pfalzgrafenweiler mit der dort niedrigeren Basensättigung und könnte mit erhöhter Aluminiumaktivität erklärt werden. In Bonndorf könnte Stauwassereinfluss ein Grund der niedrigeren Feinwurzeldichte im Unterboden sein.

Aufgrund der langen Wirkungszeiten der Behandlungen sind auch Auswirkungen der Kalkungen auf die Grobwurzelverteilung zu erwarten. Tatsächlich ergibt sich eine signifikante Zunahme der Grobwurzeldichte bis in 60 cm Bodentiefe, wenn alle Flächen zusammen betrachtet werden (**Abbildung 4.4-2**).

Betrachtet man die Standorte einzeln, so sind die Unterschiede zwischen gekalkten und unbehandelten Flächen weniger ausgeprägt. Nur auf der stark versauerten Podsol-Braunerde in Schönmünzach ergeben sich durchgängig signifikante Zunahmen der Grobwurzeln bis in 60 cm Bodentiefe. Auf den Flächen sind die Unterschiede bis auf wenige Ausnahmen statistisch nicht signifikant; tendenziell liegen die Werte auf den gekalkten Flächen aber über denen der ungekalkten.

#### **4.4.4 Zusammenfassung**

Insgesamt belegt diese Studie langfristige Auswirkungen der Kalkung auf die Durchwurzlung. In ihrer Tiefenverteilung wirkt die Kalkung standortsindividuell und verursacht unterschiedliche Erhöhungen von Basensättigung und Feinwurzeldichte. Bis 30 cm Bodentiefe ist die Basensättigung je nach Standort und Kalkdosierung gegenüber den Nullflächen um 7 bis über 60 % erhöht. Ebenso ist die Feinwurzeldichte bis in 60 cm Bodentiefe gegenüber den Nullflächen erhöht; häufig ist dieser Unterschied statistisch signifikant. Die Tiefenwirkung auf die Feinwurzelveilung ist bei den beiden Versuchsanlagen Schönmünzach und Klosterreichenbach am stärksten ausgeprägt; dort ist auch die Tiefenwirkung der Kalkung auf die Basensättigung am höchsten. Beides sind sandige Standorte mit hoher Wasserleitfähigkeit, was den Lösungstransport des mit der Kalkung verabreichten Calciums begünstigt. Auch die Grobwurzeldichten zeigen tendenziell positive Reaktionen auf die Kalkungen, allerdings ist der Unterschied zwischen gekalkten und ungekalkten Flächen in der Regel statistisch nicht signifikant.

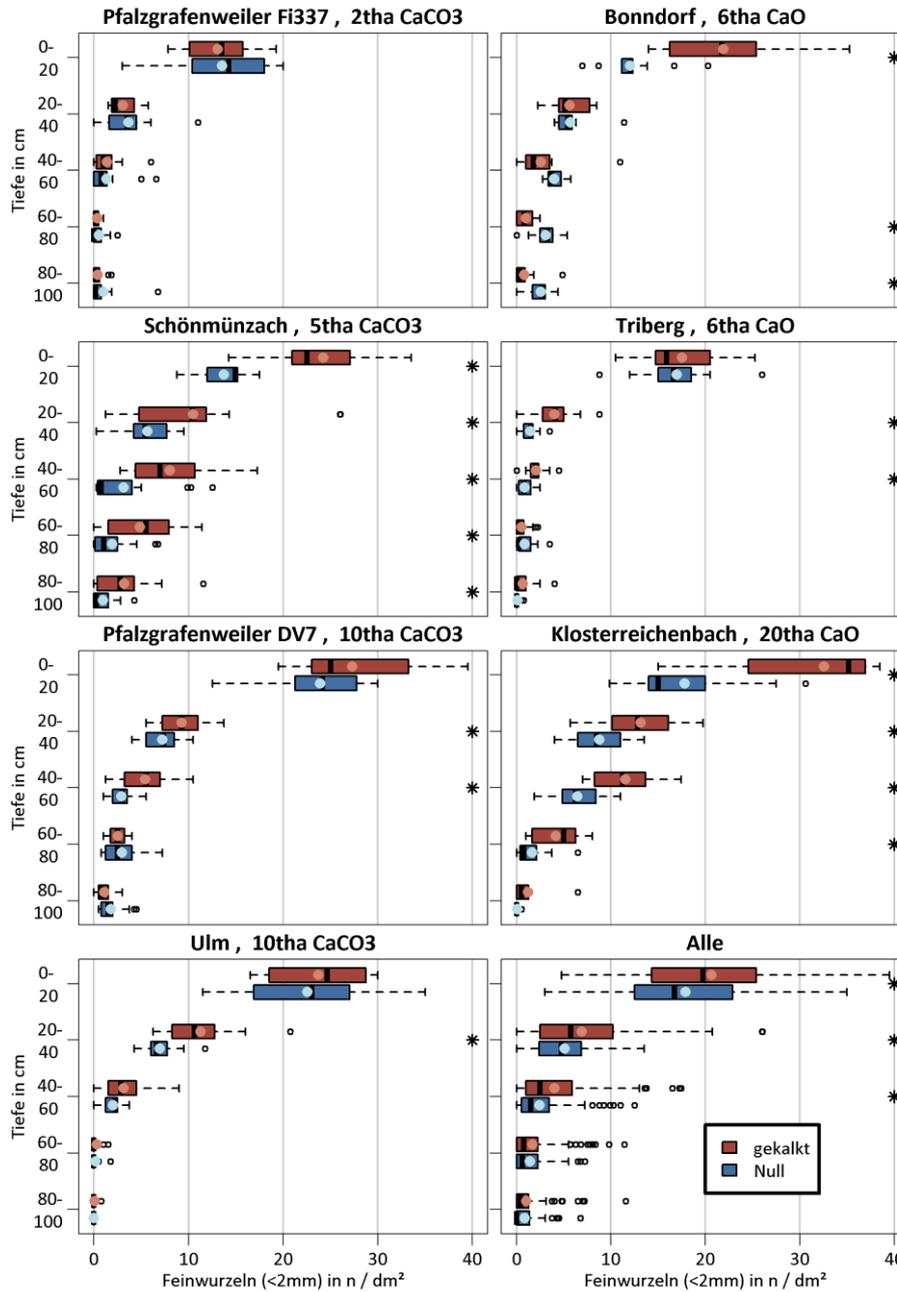


Abbildung 4.4-1: Tiefenverteilung der Feinwurzeldichten im Mineralboden auf den Kontrollflächen (Null) und den behandelten Flächen (gekalkt). \* = signifikante Unterschiede zwischen den Flächen (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ ).

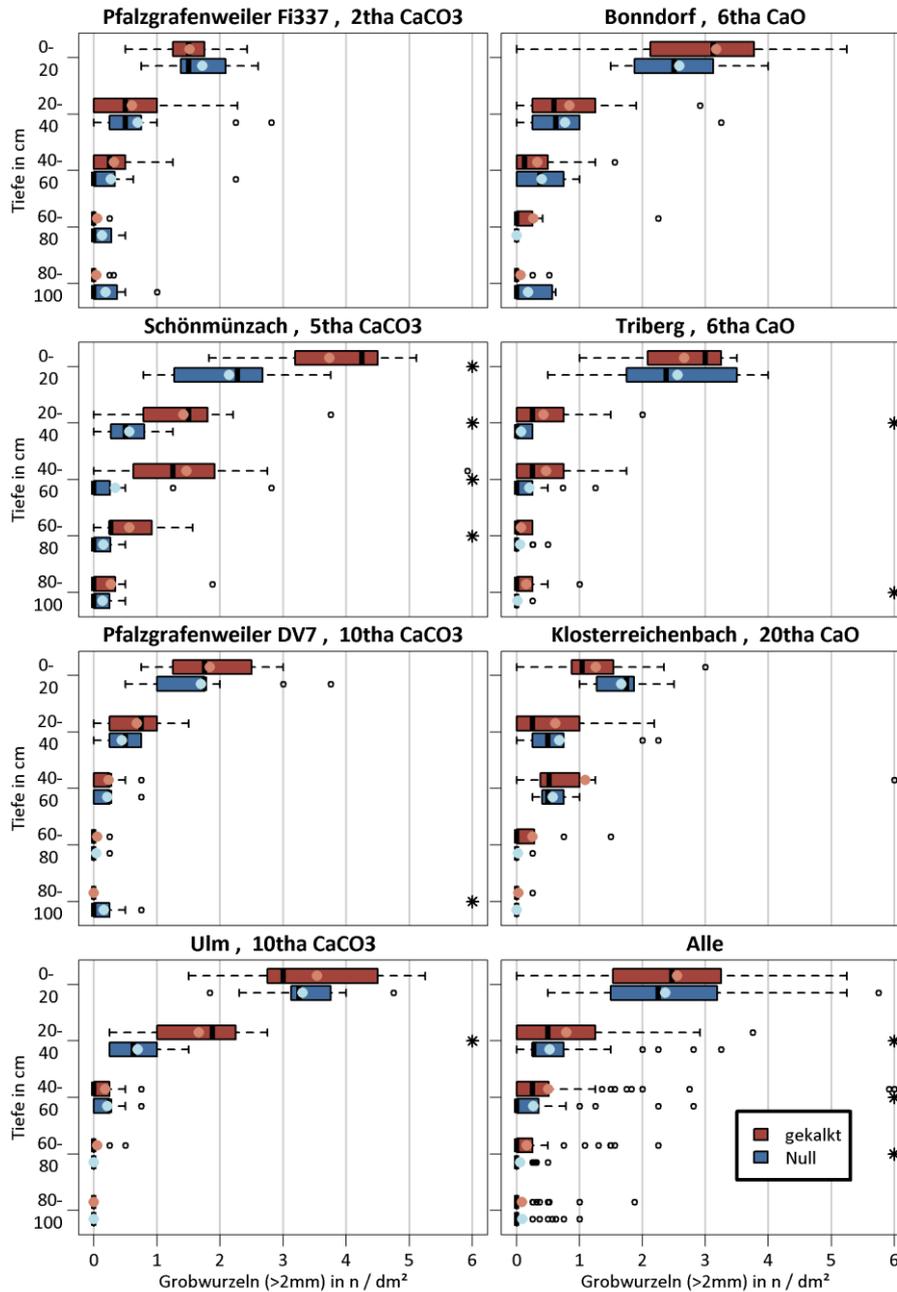


Abbildung 4.4-2: Tiefenverteilung der Grobwurzeldichten im Mineralboden auf den Kontrollflächen (Null) und den behandelten Flächen (gekalkt). \* = signifikante Unterschiede zwischen den Flächen (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ ).

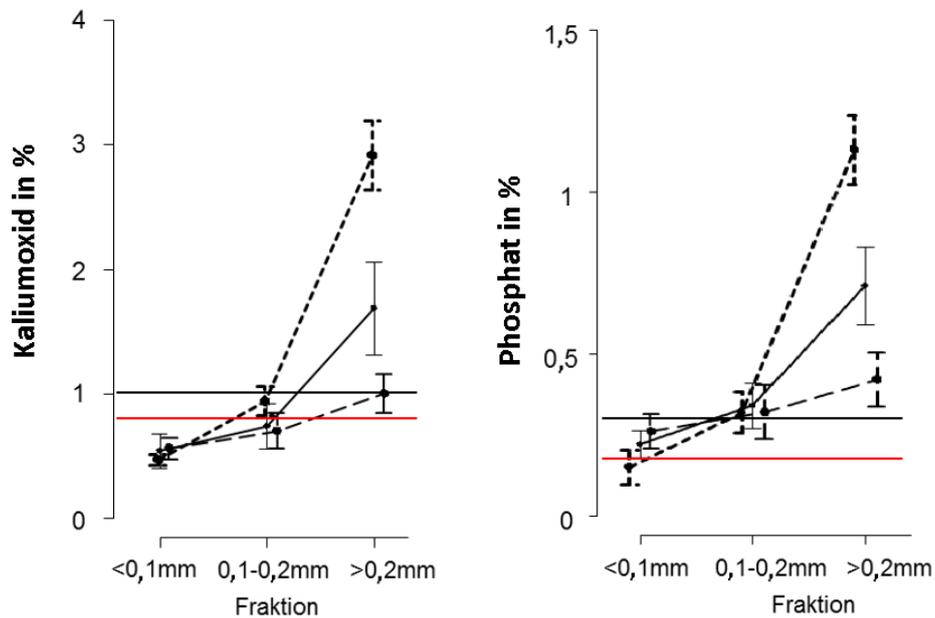
## 4.5 Eluierbarkeit von Nährstoffen aus Holzasche

- In Laborversuchen wurden unter standardisierten Randbedingungen fraktionierte Löslichkeitsversuche durchgeführt, um die Freisetzung von Nährstoffen aus Holzaschen mit dem Regen zu simulieren.
- Dabei konnte gezeigt werden, dass durch die Perkolation von ca. drei durchschnittlichen Jahresniederschlägen bis zu 60 % der gesamten in den Holzaschen enthaltenen Calcium- und Kaliummengen in Lösung gingen, während Phosphor und Magnesium in Wasser kaum löslich waren.
- Der Einsatz von Zitronensäure, welche die im Boden wirksamen Huminsäuren nachbildet, steigerte die Phosphorfreisetzung aus der Asche deutlich.

Ziel dieser Untersuchung war es, die potentielle Eluierbarkeit von Nährelementen, das heißt deren potentielle Freisetzung aus der Holzasche mit dem infiltrierenden Niederschlags- und Bodenwasser, zu bestimmen. Betrachtet wurden die Nährelemente Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor. Verwendet wurden nass- und trockenetaschte Aschen verschiedener Produzenten, die u.a. für den Einsatz in der Bodenschutzkalkung zertifiziert waren (vgl. [Abschnitt 2.2.3](#)). Die Lösungsdynamik der Nährstoffe wurde in Perkolationsversuchen untersucht, wobei als Extraktionsmittel angesäuertes Wasser eingesetzt und die Perkolationsmenge systematisch variiert wurde. Die Eluierbarkeit der einzelnen Nährstoffe wurde anhand des Verhältnisses der Nährelementkonzentration im Perkolat zum Gesamtgehalt in der Asche (bestimmt über Königswasseraufschluss) bewertet.

Die Eluierbarkeit der verschiedenen Nährelemente aus der Holzasche ist aufgrund ihrer spezifischen Bindungsformen unterschiedlich. Die Elemente Calcium, Kalium und Magnesium liegen in Aschen als Oxide, Hydroxide, Carbonate, untergeordnet auch als Sulfate und Chloride vor. Der Anteil an Oxiden, Hydroxiden und Carbonaten hängt elementspezifisch stark von der Verbrennungstemperatur ab und davon, wie lange die Aschen einer feuchten und CO<sub>2</sub>-reichen Umgebung ausgesetzt waren ([OBERNBERGER 1997](#)). Bei Calcium dominieren die hydroxidischen und oxidischen Formen (Ca(OH)<sub>2</sub> und CaO). Kalium liegt überwiegend als Carbonat (K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) und Magnesium als Oxid (MgO) vor ([OBERNBERGER 1994](#)). Phosphor kommt in den Aschen überwiegend als Phosphat vor. Im Zuge der Carbonatisierung (Reaktion mit Kohlendioxid und Wasser) von frischen Aschen wird ein Großteil der oxidischen und hydroxidischen Verbindungen sehr schnell in Carbonate umgewandelt, wodurch deren Löslichkeit wieder sinkt ([VON WILPERT et al. 2016](#)).

Neben der vorliegenden chemischen Bindung der Nährelemente hängt deren Eluierbarkeit stark von der physikalischen Erreichbarkeit ab. Da Holzaschen auch in ihrer Partikelzusammensetzung heterogen sind, wurden im Jahr 2014 drei Dolomit-Holzasche-Gemische dahingehend untersucht, ob sich die Gehalte von Kalium und Phosphor zwischen verschiedenen Partikelgrößen unterscheiden ([Abbildung 4.5-1](#)).



**Abbildung 4.5-1:** Kaliumoxid- und Phosphatgehalte nach Aufmahlung auf < 0,1 mm in Abhängigkeit von der ursprünglichen Korngrößenfraktion von drei unterschiedlichen Dolomit-Holzasche-Gemischen (70:30). Schwarze Linien markieren die bei der Ausbringung in Baden-Württemberg geforderten Mindestgehalte (Phosphat 1 %, Kaliumoxid 3,3 %); rote Linien stellen die Untergrenze des Toleranzbereichs dar.

Die Gemische wurden durch Sieben in drei Fraktionen aufgeteilt (> 0,2 mm, 0,1-0,2 mm und < 0,1 mm), jeweils auf < 0,1 mm aufgemahlen und deren Gehalte an königswasserextrahierbarem Kalium und Phosphor bestimmt. Die Analysen ergaben, dass grobe Aschepartikel (Partikelgröße > 0,2 mm) nach Aufmahlung für Kalium und Phosphor potentiell fast doppelt so hohe Anteile an diesen Nährelementen aufweisen wie Partikel < 0,1 mm. Daraus folgt, dass diese Nährelemente in den Aschen zumindest teilweise auch in okkludierter Form vorliegen und die Eluierbarkeit vom Aufmahlungsgrad der Aschen abhängt.

#### 4.5.1 Material und Methoden

Für die Eluierungsversuche wurden zwei Aschen aus Trocken- und zwei Aschen aus Feucht- bzw. Nassentaschung gewählt. Diese stammen aus Heizkraftwerken in Hessen und Niedersachsen, die Holzaschen gemäß dem RAL-Zertifikat produzieren (vgl. Abschnitt 2.2.3), und unterscheiden sich in der Herkunft des Brennstoffes. Die zu untersuchenden Ascheproben wurden im Jahr 2017 im Rahmen der regulären Qualitätsüberwachung genommen und unabhängig von der sonstigen Qualitätssicherung analysiert. In Tabelle 4.5-1 sind die im Königswasser-aufschluss (DIN EN 17294-2 2005-2) ermittelten Nährelementgehalte dargestellt. Dabei erkennt man, dass die durchschnittlichen Gesamtgehalte für alle Nährelemente bei

den Holzaschen aus Nassentaschung tendenziell niedriger liegen als bei denjenigen aus Trockenentaschung.

**Tabelle 4.5-1: Gesamtnährelementgehalte der im Versuch verwendeten Aschen (Königswasseraufschluss).**

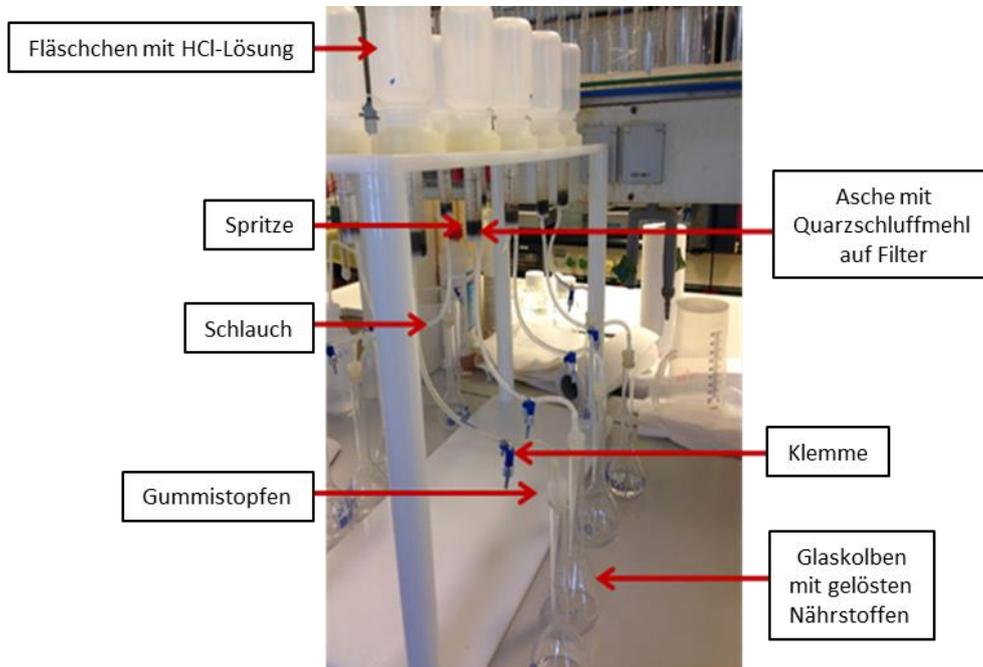
| ID          | Ca (mg/g) | K (mg/g) | Mg (mg/g) | P (mg/g) |
|-------------|-----------|----------|-----------|----------|
| Trocken ID4 | 147,6     | 25,2     | 11,8      | 4,3      |
| Trocken ID8 | 192,6     | 30,0     | 18,0      | 5,2      |
| Nass ID6    | 85,3      | 10,0     | 6,2       | 2,0      |
| Nass ID7    | 155,5     | 20,7     | 10,3      | 4,5      |

Die Aschen wurden in einer Achat-Kugelmühle auf eine Korngröße von  $< 0,1$  mm aufgemahlen und homogenisiert. Damit sollten in den zum Teil sehr inhomogenen Aschen mit unterschiedlichen Schlackeanteilen zwischen den Ascheprovenienzen möglichst einheitliche physikochemische Randbedingungen hergestellt werden. Dies ist insbesondere für die Bewertung der Eluierbarkeit von Phosphor und Kalium wichtig, die in hohen Anteilen in Schlackepartikeln okkludiert sind (**Abbildung 4.5-1**).

Als Perkulationsmittel wurde destilliertes Wasser verwendet, welches mit 37%-iger Salzsäure auf einen pH von 4,4 angesäuert wurde, um ähnliche pH-Werte wie in Humusaufgaben von kalkungsbedürftigen Waldböden zu erreichen.

Für das Experiment wurde die an der FVA eingeführte Apparatur zur Bestimmung der Kationenaustauschkapazität an die Bedingungen und die Zielrichtung dieses Experiments angepasst (**Abbildung 4.5-2**). Für den Versuch wurden 10 ml-Spritzen verwendet, in deren Auslauf Filter mit einer Porengröße von  $0,45 \mu\text{m}$  eingesetzt waren. Das sollte verhindern, dass Partikel der Probe aus der Spritze ausgespült wurden. Der Filter und die Spritze wurden mit dem angesäuerten Wasser gespült. Danach wurden 3 g Quarzschluffmehl und 1 g Asche in die Spritze gegeben. Das inerte Quarzschluffmehl diente dazu, die in ihm eingebetteten Aschepartikel zu isolieren. Das verhinderte, dass sie bei der Versickerung durch die hydraulischen Eigenschaften der Holzasche verbacken und dadurch die Perkulation ins Stocken kommt. Einige Proben verstopften trotz der Beimischung von Quarzschluffmehl. Bei diesen wurde die Perkulation durch eine Peristaltikpumpe beschleunigt, um möglichst vergleichbare Perkulationszeiten von zwei bis vier Stunden einzuhalten.

Der Versuch wurde als fraktionierte Perkulation durchgeführt, um die Lösungsdynamik der Nährelemente zu beobachten. Als Perkolatfraktionen wurden 10 ml, 30 ml, 70 ml, 150 ml und 310 ml gewählt. Diese Lösungsmengen entsprechen Niederschlagsmengen von 100, 300, 700, 1.500 und  $3.100 \text{ l/m}^2$ . Die Fraktionen wurden durch die parallele Perkulation von Aschequoten der gleichen Ascheprovenienzen hergestellt, um den Versuchsablauf zu beschleunigen. Die dadurch möglicherweise verursachte zusätzliche Variation wurde durch die sorgsame Homogenisierung der Proben im Vorfeld minimiert.

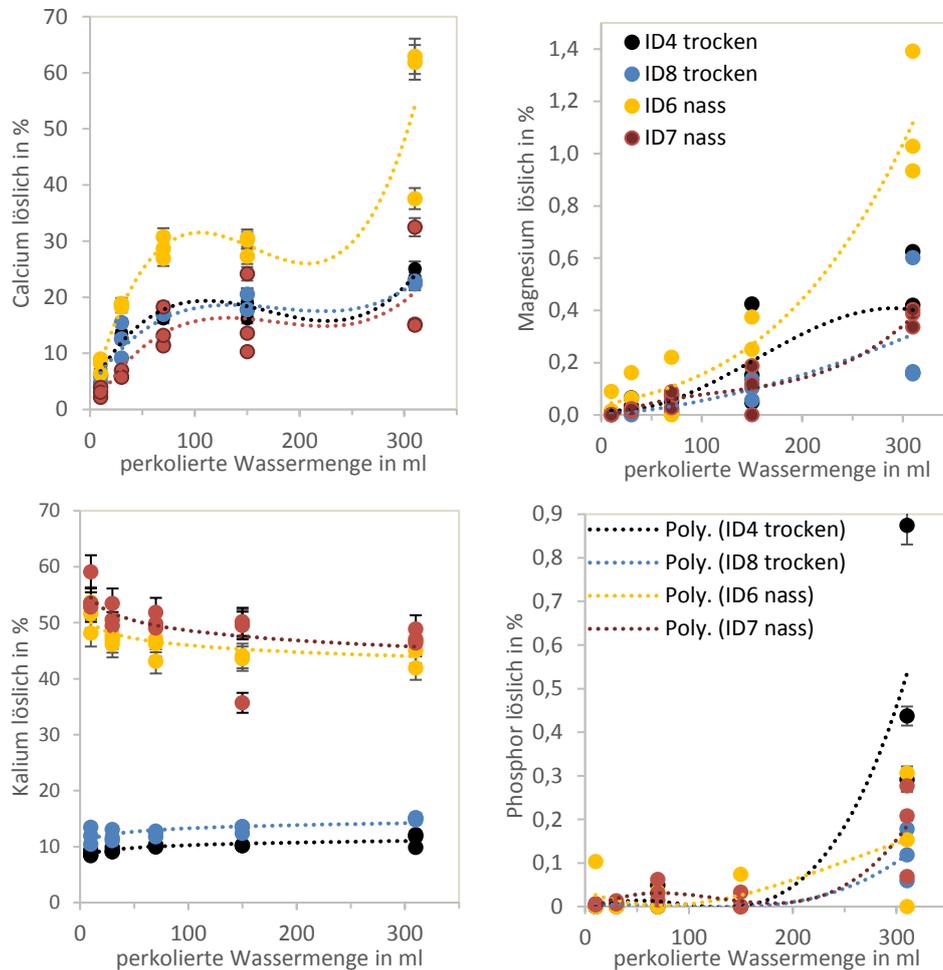


**Abbildung 4.5-2: Versuchsaufbau im Labor zur Herstellung der wässrigen Ascheextrakte in freier Versickerung.**

Die Nährelementkonzentration in den Perkolaten wurde mittels ICP-OES gemessen. Die extrahierte Nährelementmenge wurde durch Multiplikation der Stoffkonzentration mit der jeweiligen Perkolatmenge (0,01; 0,03; 0,07; 0,15; 0,31 l) berechnet.

## 4.5.2 Ergebnisse und Diskussion

Die wasserlöslichen Anteile wurden definiert als die durch das Perkolationsmittel mobilisierten Stoffmengen im Verhältnis zum Gesamtgehalt aus [Tabelle 4.5-1](#). Für Calcium und Kalium sind diese Anteile sehr hoch und betragen bei beiden Elementen über 60 %. Für die Nährelemente Magnesium und Phosphor sind die wasserlöslichen Anteile mit nur 1,4 und 0,9 % der Gesamtgehalte extrem niedrig ([Abbildung 4.5-3](#)). Zwischen den Aschevarianten (nass und trockenentascht) sowie den aufgetragenen Perkolatmengen zeigen sich für die verschiedenen Nährelemente deutliche Unterschiede im Verlauf der Perkolations. Die eluierbaren Anteile werden in [Abbildung 4.5-3](#) daher in Abhängigkeit von der perkolierten Menge dargestellt.



**Abbildung 4.5-3: Anteile der im Perkolat gelösten Mengen von Calcium (oben links), Magnesium (oben rechts), Kalium (unten links) und Phosphor (unten rechts) an den Gesamtgehalten im Königs-wasseraufschluss. Gestrichelte Linien stellen polynomische Ausgleichskurven dar.**

Für **Calcium** wurden mit der Perkolatmenge ansteigende Mobilisierungsraten gefunden, wobei bei der kleinsten Perkolationsmenge (10 ml) kein dominanter spontaner Lösungspuls festgestellt werden konnte (**Abbildung 4.5-3 oben links**). Dies ist ein Hinweis darauf, dass kaum leicht lösliche Calciumoxide (CaO) vorliegen. Die Mobilisierungsverläufe waren weder zwischen den Entaschungsvarianten noch zwischen den zwei Ascheprovenienzen unterscheidbar. Die Ausgleichskurve des Mobilisierungsverlaufs zeigt bei allen vier Ascheproben tendenziell eine Zweiphasigkeit mit Mobilisierungsmaxima bei ca. 100 ml und ab 310 ml. Dies könnte ein Hinweis auf zwei Lösungsprozesse mit deutlich unterschiedlichem Lösungsverhalten sein, die möglicherweise von unterschiedlich reaktivem Carbonat hervorgerufen

werden und wenig mit Ascheprovenienz und Entaschungstechnik variiert. Insgesamt sind die Holzaschen als schnell mobilisierbare Calciumquelle zu bewerten.

Die Mobilisierungsverläufe für **Magnesium** verlaufen auf sehr niedrigem Niveau und weisen mit zunehmendem Perkolationsvolumen eine monotone Zunahme ohne erkennbare Unstetigkeiten auf. Magnesium wurde in der Untersuchung nur zu maximal 1 bis 1,5 % des Gesamtvorrats gelöst (**Abbildung 4.5-3 oben rechts**), da Magnesiumoxid kaum wasserlöslich ist. Es setzt sich deshalb nur extrem langsam zu Magnesiumhydroxid um. Offensichtlich liegt Magnesium in den untersuchten Holzaschen in sehr einheitlicher Bindungsform mit sehr geringer Löslichkeit vor. Die Aschen sind somit nicht als relevante kurz- bis mittelfristige Magnesiumquelle anzusehen.

Die gelösten Stoffmengen bei **Kalium** sind sowohl für Proben aus der Trocken-, aber insbesondere aus der Nassentaschung schon in der ersten Fraktion sehr hoch und verändern sich im Verlauf des Experiments mit ansteigender Perkolatmenge nur leicht (**Abbildung 4.5-3 unten links**). Das liegt daran, dass sowohl Kaliumoxid als auch Kaliumhydroxid hoch wasserlösliche Verbindungen sind. Durch die hohe Mobilität des in der Holzasche enthaltenen Kaliums besteht das Risiko, dass Kalium innerhalb kurzer Zeit nach der Ascheausbringung aus der Asche gelöst und mit dem Bodenwasser aus dem Wurzelraum ausgetragen wird. Dies ist besonders auf sehr durchlässigen Böden (z.B. Sande) von Bedeutung. Auf sorptionsstarken Lehmböden ist die Auswaschungsgefahr möglicherweise geringer, da Kalium dort in den Tonmineralzweischichten fixiert werden kann. Die in Wasser löslichen Kaliummengen sind bei Nassentaschung höher als bei Trockenentaschung. Mit steigender Lösungsmittelmenge nehmen die gelösten Kaliummengen bei Trockenentaschung zu, bei Nassentaschung tendenziell ab. Vermutlich ist dies dadurch begründet, dass Kalium durch Anfeuchtung bei der Nassentaschung aus den Schlackepartikeln herausdiffundieren kann und dann einen begrenzten Vorrat hoch löslichen Kaliums an den Oberflächen der Schlackepartikel bildet. Dies muss als deutlicher Hinweis auf eine kinetische Verlangsamung der Kaliumnachlieferung gewertet werden. Insgesamt sind die Holzaschen als sehr schnell mobilisierbare Kaliumquelle zu bewerten.

Bei **Phosphor** wurde für beide Entaschungsvarianten mit steigender Perkolatmenge eine leichte Mobilisierung beobachtet, allerdings auf äußerst niedrigem Niveau (**Abbildung 4.5-3 unten rechts**). Die Löslichkeit unterscheidet sich bei Aschen aus Nass- und Trockenentaschung nicht systematisch voneinander und auch die Mobilisierungsverläufe sind zwischen den zwei Entaschungsvarianten sehr ähnlich. Die Wasserlöslichkeit von Phosphor ist extrem niedrig. Da auch die Gesamtgehalte sehr niedrig sind, kann eine ernährungswirksame Freisetzung von Phosphor aus den untersuchten Holzaschen nur sehr eingeschränkt erwartet werden, zumal diese auch noch stark vom pH-Wert im Boden abhängt (**ZIMMERMANN et al. 2010**).

Aufgrund der Ansäuerung des Eluats mit Salzsäure sowie der Aufmahlung der Aschen sind die von uns beobachteten Löslichkeiten um ein Vielfaches höher als von **OBERNBERGER (1997)** für nicht aufgemahlene Aschen aus Rinden- und Hackgut berichtet. Bei **OBERNBERGER (1997)**

lag der mit Wasser eluierbare Anteil der Gesamtelementmenge in Gewichtsprozent für Calcium bei 2,6 bis 3,0 %, für Kalium bei 15,2 bis 22,3 % und für Phosphor bei < 0,1 %; für Magnesium liegt keine Angabe vor. Demgegenüber entsprechen die in dieser Untersuchung dargestellten Lösungsraten denen von **STEENARI et al. (1998)**. Sie führten ebenfalls Auswaschungsversuche an unterschiedlichen Holzaschen (frische, unbehandelte Aschen sowie „gealterte“ und pelletierte Aschen) durch und bestimmten dabei ebenfalls für Calcium und Kalium alterungsabhängig z.T. sehr hohe Lösungsanteile von bis zu 40 % bzw. 100 %. Dabei zeigte sich für Calcium eine deutliche Reduzierung durch die Alterung, wohingegen Kalium besser verfügbar wurde, vermutlich aufgrund der besseren Erschließbarkeit infolge von Kristallisationsprozessen. Magnesium war in ihren Versuchen auch nur gering löslich mit Anteilen von maximal 3 %; Phosphor war nur sehr gering löslich, was durch die Alterung noch verstärkt wurde. Weitere Untersuchungen zur Nährstofflöslichkeit wurden von **ZIMMERMANN et al. (2010)** ausgeführt. Sie bestätigen generell die hohe Löslichkeit von Kalium und Calcium sowie die sehr geringe Löslichkeit von Phosphor in Aschen; zu Magnesium liegen keine Angaben vor. Eine mit unseren Ergebnissen vergleichbar geringe Löslichkeit von Phosphor (< 1 % der Gesamtgehalte) wurde auch von **OHNO (1992)**, beobachtet.

In Presslingen aus Asche und organischen Beimischungen ist die Löslichkeit für Calcium und Kalium im Vergleich zu reinen Aschen leicht reduziert bzw. verzögert (**ETTL et al. 2010**). Durch eine weitere Oberflächenbehandlung wie beispielsweise mit Polyuretan (**ETTL et al. 2010**) sowie durch Granulierung von Aschen können hohe Löslichkeitsraten deutlich reduziert werden (**STEENARI et al. 1998**). Dies kann sich jedoch auch negativ auf die ohnehin geringe Löslichkeit von Magnesium und Phosphor auswirken.

### 4.5.3 Folgeuntersuchung zur Freisetzung von Phosphor aus Holzasche mittels Zitronensäure

Die potentielle Eluierbarkeit von Phosphor mit angesäuertem Wasser bildet den pflanzenverfügbaren Phosphor nur bedingt ab. Hierzu ist die Extraktion mittels Zitronensäure zielführender, da damit die Lösungseigenschaften der in Waldböden wirksamen Huminsäuren besser nachgebildet werden können (**SCHWARZ et al. 2015**). In einer Untersuchung von **MARESCA et al. (2019)** führte der Einsatz von neutralem Ammoniumzitat zu einer Freisetzung von 30 bis 51 % des Gesamtphosphors aus ihren Ascheproben. **FÄTH et al. (2019)** zeigten, dass die mittels Zitronensäure extrahierbaren Phosphorgehalte in Waldböden einen engen Zusammenhang mit dem Ernährungszustand (Nadel-/Blattspiegelwerte) von Waldbäumen aufweisen.

Um die pflanzenverfügbaren Phosphorgehalte aus Dolomit-Holzasche-Gemischen besser bewerten zu können, wurde deshalb im Jahr 2019 an DLG-zertifizierten und für die Bodenschutzkalkung zugelassenen Produkten eine Zitronensäureextraktion nach Analyseverfahren A3.2.3.4 gemäß **GAFA (2009)** durchgeführt. Da nicht für alle Gemische zusätzliche Gesamtaufschlüsse durchgeführt wurden, wurde als Bezugsgröße für den Gesamtgehalt an

Phosphor der in der Qualitätssicherung geforderte Mindestgehalt von 3,0 g/kg angenommen. Die Analysen an sechs Proben ergaben einen mittleren zitronensäurelöslichen Phosphorgehalt von 0,29 g/kg (Minimum 0,22 g/kg, Maximum 0,40 g/kg). Dies sind etwa 10 % des Gesamtgehaltes an Phosphor aus Dolomit-Holzasche-Gemischen (vgl. **Abschnitt 2.2.2**). Das entspricht einem Faktor von 60 im Vergleich zum Mittelwert (0,17 %) der mit angesäuertem Wasser mobilisierten Phosphormengen (**Abschnitt 4.5.2**), aber liegt deutlich unter den von **MARESCA et al. (2019)** berichteten Werten. Inwieweit Phosphor aus Holzasche im sauren Milieu von Waldböden tatsächlich mobilisiert werden kann, muss in weiteren Perkolationsversuchen mit verschiedenen Perkolationsmitteln geprüft werden.

#### 4.6 Alterungsversuche mit Dolomit-Holzasche-Gemischen

- Die potentielle Gesundheitsgefährdung und die Ökosystemverträglichkeit von Dolomit-Holzasche-Gemischen wurde anhand von Indikatoren untersucht.
- Diese sind in einem unbedenklichen Bereich, wenn die Holzaschen vor der Ausbringung einer „Alterung“ unterzogen wurden, die die potentiell ätzende oder reizende Wirkung der Bestandteile weitestgehend reduziert.
- Diese Parameter sind Teil der verpflichtenden Qualitätsprüfung, denen die Produkte unterzogen werden.

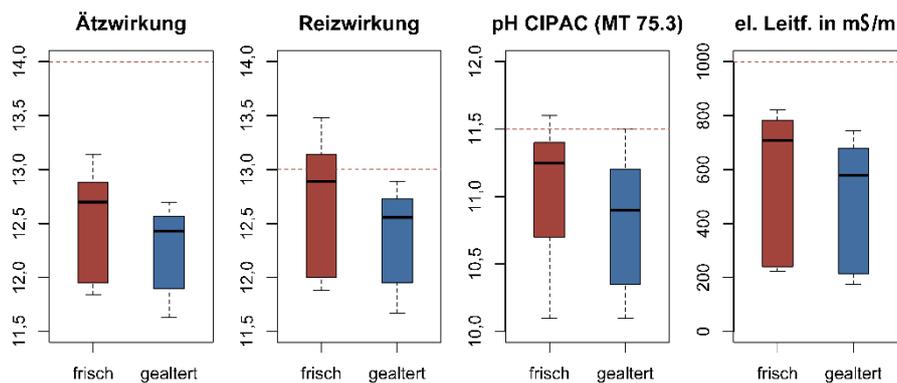
Dolomit-Holzasche-Gemische dürfen in Baden-Württemberg im Rahmen der DLG-Zertifizierung (vgl. **Abschnitt 2.2.3**) nur dann ausgebracht werden, wenn sie keine Ätz- oder Reizwirkungen gemäß CLP-VO aufweisen. Damit soll gewährleistet werden, dass weder gesundheitsgefährdende noch ökologisch ungünstige Dolomit-Holzasche-Gemische ausgebracht werden. Ziel der hier vorgestellten, von der DLG initiierten Alterungsversuche war die Etablierung eines praxistauglichen Verfahrens, um die Reaktivität der Produkte vor Inverkehrbringung verlässlich bewerten zu können.

Frische Holzaschen enthalten eine Reihe potentiell ätzender Bestandteile (**MARESCA et al. 2019, PITMAN 2006**). Durch Alterung werden diese hochreaktiven und ätzenden Oxide und Hydroxide zu weniger reaktiven Carbonaten umgebaut. Die Alterung wird gesteuert durch Wassergehalt und CO<sub>2</sub>-Verfügbarkeit und dauert je nach Umgebungsbedingungen bis zu mehrere Wochen.

In einem Praxisversuch wurden in drei Kalkwerken Dolomit-Holzasche-Gemische über einen Zeitraum von zwölf Wochen (November 2019 bis Januar 2020) in dreiseitig abgeschlossenen, überdachten Boxen gelagert. In regelmäßigen Abständen (in der Regel wöchentlich) wurden standardisiert und repräsentativ Proben gewonnen und analysiert. Die Ätz- und Reizwirkung wurde über drei verschiedene Indikatoren ermittelt, wobei die ersten beiden der CLP-VO (**AMTSBLATT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT 2008**) entsprechen, der dritte ist als ökologischer Indikator für Holzaschen in skandinavischen Ländern gebräuchlich:

1. pH-Wert (pH CIPAC MT 75.3, vgl. OECD 2013),
2. Titrations zur Bestimmung der alkalischen Reserve mittels der Methoden nach Young et al. (1988); empfohlene Methode in BAUA (2017), CLP-konform,
3. elektrische Leitfähigkeit (DIN ISO 11265); ökologischer Indikator (HJERPE et al. 2008).

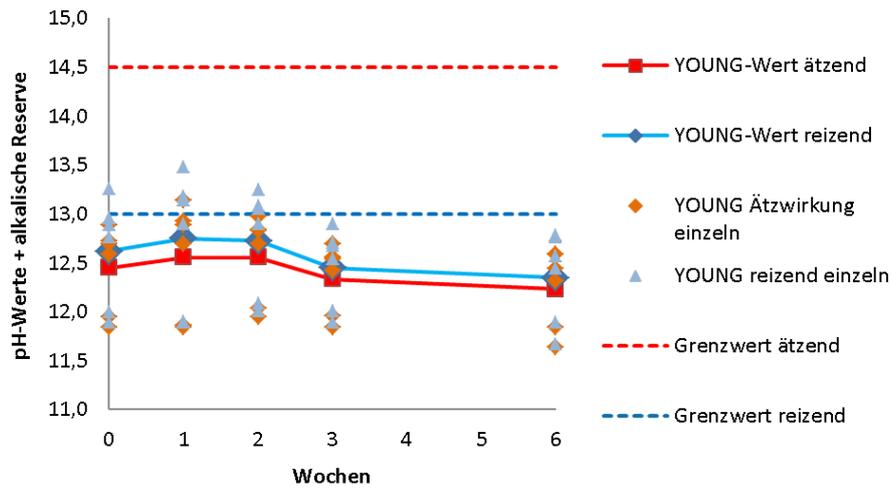
Die potentiellen Ätz- und Reizwirkungen werden über eine Kombination von pH-Wert und alkalischer Reserve aus der Titration bewertet. Gemäß (YOUNG et al. 1988) gelten Werte größer 14 als ätzend und größer 13 als reizend. Unabhängig von dieser Bewertung gilt nach CLP-VO ein pH >11,5 als Indikator für eine potentielle Ätzwirkung. Die elektrische Leitfähigkeit dient der Bewertung der ökologischen Wirkung. Der hier verwendete Grenzwert von 1.000 mS/m entspricht dem Wert, welcher in skandinavischen Ländern als Grenzwert für eine in der Menge zu reduzierende Ausbringung von reinen Holzaschen definiert wird (HJERPE et al. 2008). Bei Werten über diesem Grenzwert sind für die kalkungssensitivsten Arten wie Torfmoose negative Auswirkungen nicht auszuschließen. **Abbildung 4.6-1** zeigt die Ergebnisse dieser Untersuchung.



**Abbildung 4.6-1: Vergleich der Indikatoren für die Reaktivität von Dolomit-Holzasche-Gemischen direkt nach der Herstellung und nach 12-wöchiger Lagerung in überdachten Boxen.**

Direkt nach deren Herstellung („frisch“) weisen die Gemische z.T. noch kritische pH-Werte > 11,5 auf. Gemäß der Bewertung nach YOUNG et al. (1988) ist jedoch nicht von einer Ätzwirkung auszugehen. Frische Gemische wiesen jedoch z.T. noch eine potentielle Reizwirkung auf. Die elektrische Leitfähigkeit, ein in erster Linie ökologisch relevanter Parameter, weist bereits in den frischen Gemischen Werte deutlich unterhalb des Grenzwertes von 1000 mS/m auf. Nach 12-wöchiger Lagerung wurden alle Indikatorgrenzwerte von allen untersuchten Parametern sicher unterschritten.

Durch die wöchentlichen Analysen konnte nachgewiesen werden, dass die Dolomit-Holzasche-Gemische einer kontinuierlichen Alterung unterliegen, wodurch nach ca. zwei bis drei Wochen Materialien vorliegen, welche weder eine Ätz- noch eine Reizwirkung aufweisen (**Abbildung 4.6-2**).



**Abbildung 4.6-2: Entwicklung des über Titration und pH-Wertmessungen ermittelte „Young“-Indikators für potentielle Ätz- und Reizwirkung im Rahmen eines Alterungsversuchs für Dolomit-Holz-asche-Gemische; kleine Symbole: Einzelmessungen, große Symbole mit Linie: Mittelwerte.**

Aus arbeitsschutzrechtlicher und ökologischer Sicht sind Dolomit-Holz-asche-Gemische nach einer erfolgten Alterung als unbedenklich einzustufen. In der DLG-Qualitätszertifizierung werden dennoch alle vorgestellten laboranalytischen Methoden zur indirekten Bewertung der Ätz- und Reizwirkung auf den Menschen kontinuierlich durchgeführt.



## 5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

**Heike Puhmann, Peter Hartmann, Lucas Mahlau**

*Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Boden und Umwelt*

In Baden-Württemberg wurden in den 1980er Jahren großflächige Waldkalkungen etabliert, um die Säureeinträge mit dem „Sauren Regen“ zu kompensieren und die „neuartigen Waldschäden“ zu behandeln. Neben der akuten Schadwirkung der Säuren an den Waldbäumen hat der langjährige Säureeintrag die Bodenfruchtbarkeit und die Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften der Waldböden negativ beeinträchtigt. Vielerorts sind die Waldböden infolge der anthropogen getriebenen Säure- und Stickstoffeinträge in ihren natürlichen Eigenschaften stark überprägt. Dies hat Auswirkungen auf die Vitalität der Wälder, was sich durch Mangelsymptome, geringeren Zuwachs und erhöhten Nadel- und Blattverlust äußert. Betroffen sind zudem viele weitere Bodenfunktionen, insbesondere die Funktion der Böden als Lebensraum für Flora und Fauna sowie deren Wasserschutzfunktion.

Mit dem 2011 in Baden-Württemberg eingeführten Programm der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung soll nicht nur der aktuelle Säureeintrag kompensiert, sondern langfristig der natürliche Nährstoffstatus der Waldböden wiederhergestellt werden. Die Wiederherstellung des natürlichen Bodenzustands ist wichtig, um die Resilienz der Waldökosysteme gegenüber zunehmenden Stressoren zu erhöhen und die Bestandesvitalität, die Trinkwasserqualität und den Lebensraum Waldboden für Flora und Fauna zu erhalten. Auf Standorten, die anthropogen versauert sind, werden deshalb standardisierte Dosierungen von erdfeuchtem Dolomitgesteinsmehl oder Dolomit-Holzasche-Gemischen ausgebracht.

Im Folgenden werden die in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten Aspekte der praktischen Umsetzung des Kalkungsprogramms (**Kapitel 2**) sowie die Befunde zur Kalkungswirkung (**Kapitel 3 und 4**) zusammengefasst. Auf dieser Grundlage werden im Anschluss Empfehlungen für die Fortführung des Kalkungsprogramms gegeben sowie notwendige konzeptionelle und verfahrenstechnische Anpassungen für dessen erfolgreiche Umsetzung erläutert.

### 5.1 Bodenversauerung

Die starken Versauerungen, die in mitteleuropäischen Wäldern seit den 1970er Jahren beobachtet wurden, können nicht ausschließlich auf natürliche Prozesse zurückgeführt werden. Auf großer Fläche sind hierfür anthropogen erhöhte Säureeinträge aus der Luft verantwortlich. Versauernd wirkende Schwefel- und Stickstoffverbindungen aus Industrie, Verkehr und Landwirtschaft, die in die Wälder eingetragen wurden, haben direkt und indirekt über komplexe Prozesse zu sehr geringen pH-Werten, Nährstoffverlusten und einer hohen Aluminiumkonzentration im Wurzelraum der Waldbäume geführt.

Die Folgen dieser starken Versauerung sind vielseitig: Neben einer direkten Schädigung der Vegetation weisen betroffene Standorte häufig Nährstoffungleichgewichte auf, zeigen ungünstigere Bodeneigenschaften, verzeichnen infolge der Schädigung der Bodenfauna einen reduzierten Humusumbau und sind im Extremfall durch irreversible Tonmineralzerstörungen nachhaltig geschädigt. Bäume weisen unter diesen Bedingungen eine verminderte Vitalität und ein reduziertes Wachstum auf. Bei stark sauren Bodenbedingungen kann es zu einer Verflachung des Wurzelsystems kommen, was sich wiederum negativ auf Stabilität und Vitalität der Wälder auswirkt.

Während die Einträge von Schwefelverbindungen mittlerweile stark zurückgegangen sind, treiben die anhaltend hohen Stickstoffeinträge die Versauerung von Waldböden weiter voran. Neben der versauernden Wirkung hat der Stickstoffeintrag eine stark düngende (eutrophierende) Wirkung, wobei andere Nährelemente in den Mangel geraten können. Mit der Stickstoffdüngung gehen eine Verschiebung der Artenzusammensetzung sowie eine erhöhte Gefahr für den Stickstoffaustrag in Grund- und Oberflächengewässer einher.

## 5.2 Erwünschte Wirkungen von Bodenschutzkalkungen

Das vorrangige Ziel der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkungen ist die Reduzierung der Bodenversauerung und die Wiederherstellung der Waldböden in Richtung eines naturnahen, vorindustriellen Zustandes. Auf der Basis einer Vielzahl von Studien (vgl. [Kapitel 3 und 4](#)) kann zusammengefasst werden, dass Bodenschutzkalkungen ein wirksames Mittel zur Erreichung dieser Ziele darstellen können. Die wichtigsten Wirkungen sind in [Abbildung 5.3-1](#) und [Tabelle 5.3-1](#) dargestellt und werden im Folgenden zusammenfassend diskutiert.

### 5.2.1 Verbesserung des Bodenzustands und des Bodensickerwassers

In der überwiegenden Zahl der Untersuchungen steigen auf gekalkten Flächen der pH-Wert, die Basensättigung und die Säureneutralisationskapazität. Im Gegenzug sinken die Konzentrationen von Aluminium und Schwermetallen in der Bodenlösung und in der Humusaufgabe. Die Nährstoffgehalte im Kalkmittel sowie die durch den Humusabbau freiwerdenden Nährstoffreserven fördern die Nährstoffverfügbarkeit im Boden. So steigt die Verfügbarkeit von Calcium und Magnesium nach der Ausbringung von Dolomit oder Dolomit-Holzasche-Gemischen deutlich an.

In Baden-Württemberg wird dem Dolomit auf einem Teil der Flächen Holzasche beige-mischt mit dem Ziel, die Versorgung mit Kalium und Phosphor auf Mangelstandorten zu verbessern. Bisher wurde aber nur in seltenen Fällen eine entsprechende Verbesserung beobachtet. Dies ist u.a. darauf zurückzuführen, dass die Gehalte an Kalium und Phosphor und deren Pflanzenverfügbarkeit im Vergleich zu regulären Düngemitteln gering sind. Eine substantielle Nährstoffverbesserung wird zudem erst nach längeren Zeitspannen und erst bei höheren Gaben (Wiederholungskalkungen) erwartet.

Die Dauer der Kalkungswirkung sowie deren Eindringtiefe in den Boden sind stark abhängig von den Materialeigenschaften (v.a. Feinheit und Löslichkeit des Materials), der Dosierung sowie den standörtlichen Gegebenheiten (v.a. Kationenaustauschkapazität, Sickerwasser-raten). Nach einmaliger Kalkung konzentrieren sich die Wirkungen überwiegend auf den Oberboden bis in eine Tiefe von 10-30 cm. Erst mit Wiederholungskalkungen können mittelfristig auch tiefere Bodenbereiche erreicht werden.

### **5.2.2 Verbesserte Baumernährung und -vitalität**

Es ist allgemein nachgewiesen, dass durch den Einsatz von dolomitischen Kalkmitteln die Versorgung von Bäumen mit Calcium und Magnesium verbessert wird. Dies war neben der reinen Pufferung der eingetragenen Säuren auch die ganz ursprüngliche Motivation für Bodenschutzkalkungen, da seit den 1980er Jahren in vielen Waldbeständen Symptome von Magnesium- und/oder Calciummangel beobachtet wurden. Auf stark geschädigten Standorten zeigen Waldbäume nach Kalkungen eine verbesserte Vitalität (reduzierte Nadel-/Blattverluste) und eine bessere Erschließung des Wurzelraums. Damit einher geht eine Reduzierung der Anfälligkeit der Bäume gegenüber biotischem und abiotischem Stress, v.a. im Hinblick auf trockenheitsbedingte Stressereignisse. Wenngleich die Kalkung explizit nicht als wachstumsfördernde Maßnahme durchgeführt wird, ist aufgrund des insgesamt verbesserten Bodenzustands nach Kalkungen erwartungsgemäß oft auch ein verbessertes Wachstum zu beobachten.

Die Effekte der Kalkung auf die Wurzelbildung der Waldbäume hängen stark von der Tiefenwirkung der Kalkungsmaßnahmen ab. Eine temporäre Nährstoffanreicherung im Oberboden kann zunächst zur Verflachung des Feinwurzelsystems führen. Mittel- bis langfristig folgt der Tiefenwirkung der Kalkung aber auch die tiefere (Wieder-)Erschließung des Wurzelraums. Dieser Effekt ist insbesondere auf sehr stark geschädigten Standorten zu beobachten; auf moderat geschädigten Standorten wirken sich Kalkungen aktuell kaum auf die Durchwurzelung aus. Langfristig beugt die Kalkung jedoch bevorstehenden säurebedingten Verschlechterungen im Wurzelraum vor, die natürlich oder durch anhaltend hohe Deposition von versauernd wirkenden Verbindungen getrieben werden.

Die Versorgung mit Kalium kann wegen möglicher Aufnahmeantagonismen von Calcium und Kalium nach Kalkungen beeinträchtigt sein. Allerdings wurden nach regulären Kalkungen bislang zwar reduzierte Kaliumkonzentrationen in Nadeln beobachtet, jedoch noch keine Mangelsymptome verzeichnet. Da Kalium sehr mobil ist (auch innerhalb der Pflanze) und in seiner Funktionalität auch z.T. durch Calcium ersetzt wird, sind daher die Befunde geringerer Kaliumgehalte in den Nadeln bei erhöhten Benadelungsgraden bisher nicht als kritisch einzustufen.

In Baden-Württemberg werden auf lehmigen Standorten mit versauerungsbedingtem Kaliummangel Dolomit-Holzasche-Gemische eingesetzt, um diesem Mangel entgegenzuwirken. Aufgrund der mutmaßlich langfristigen und moderaten Wirkungen konnte jedoch im

Rahmen der letzten zehn Jahre noch kein signifikanter Effekt auf die Kaliumernährung beobachtet werden (siehe auch [Abschnitt 5.5.5](#)).

### 5.2.3 Positive sekundäre Wirkungen

Die nachweislich positiven Wirkungen der Kalkung auf den chemischen Bodenzustand beeinflussen weitere Bodenfunktionen positiv, die im Folgenden kurz zusammengefasst werden.

Durch die Stabilisierung der Filter- und Pufferfunktion der Waldböden sind positive Effekte auf das Bodenwasser und das waldbürtige Trinkwasser nachgewiesen. Kalkungen erhöhen den pH-Wert des Bodenwassers und reduzieren damit die Löslichkeit toxischer Verbindungen. Damit reduzieren Einzugsgebietskalkungen die Versauerung der Oberflächen- und Grundwassers; diese Wirkung kann über mehrere Jahrzehnte anhalten. Mögliche negative Auswirkungen sind erhöhte Austräge von Nitrat und gelöstem organischen Kohlenstoff mit dem Sickerwasser ([vgl. Abschnitt 4.1.5](#)).

Eine erhöhte Biodiversität und biologische Aktivität im und auf dem Boden zeigt, dass die Lebensraumfunktion der Böden mit Kalkungen verbessert wird. Auf gekalkten Flächen steigen die Aktivität und Biomasse von Mikrobiom und Bodenfauna sowie die Artenvielfalt und Biomasse der Bodenvegetation. In der weiteren Folge profitieren auch herbivore Arten, insbesondere auch durch ein verbessertes Calciumangebot. Auf stark saure Bedingungen spezialisierte Arten können durch Kalkungsmaßnahmen jedoch in Mitleidenschaft gezogen werden und erfordern besondere Rücksicht ([vgl. Abschnitt 5.3.2](#)).

Der Einfluss der Bodenschutzkalkung auf Kohlenstoffvorräte und deren Änderungen ist abhängig von den standörtlichen Gegebenheiten. Mittel- bis langfristig wird teilweise eine verstärkte Einlagerung von Kohlenstoff im Mineralboden beobachtet, wo dieser stabiler gespeichert ist und die Fruchtbarkeit des Bodens fördert. Im Gegenzug wird aber ebenfalls festgestellt, dass infolge des verstärkten biogenen Um- und Abbaus organischer Substanzen sowohl gasförmige Kohlenstoffverluste (Bodenatmung) als auch der Austrag gelöster organischer Substanzen mit dem Sickerwasser nach Kalkungen kurz- bis mittelfristig zunehmen. Trotz der Unsicherheiten und des aktuellen Forschungsbedarfs lässt sich für die meisten Standorte feststellen, dass Kalkungen die Kohlenstoffbilanz im Boden durch das Anstoßen von Umsetzungsprozessen beeinflussen, die Wirkung insgesamt aber in Relation zu den Bodenkohlenstoffvorräten gering ausfällt.

## 5.3 Risiken und Nebenwirkungen von Bodenschutzkalkungen

Die durch die Bodenschutzkalkungen gezielt angestoßenen Prozesse in Waldböden bergen potentiell auch Risiken, welche durch eine angepasste Verfahrensweise (u.a. Kalkmittel, Dosierung, Wiederholungsturnus, Berücksichtigung von Ausschlussflächen) vermieden werden können. Im aktuellen Verfahrensablauf der Bodenschutzkalkung in Baden-Württem-

berg geht jeder Maßnahme eine intensive Planungsphase voraus, die sich neben der Notwendigkeit der Kalkung für den jeweiligen Standort auch mit den möglichen negativen Konsequenzen für Pflanzen, Tiere, Pilze und Gewässer auseinandersetzt. Die möglichen Risiken sind in **Abbildung 5.3-1** und **Tabelle 5.3-1** dargestellt und werden im Folgenden diskutiert.

### 5.3.1 Stickstofffreisetzung

Kalkungen erhöhen den pH-Wert der Humusaufgabe und verbessern damit die Bedingungen für deren Zersetzung. Diese Wirkung ist vordergründig als positiv zu werten, da sie Nährstoffe aus den (infolge der Versauerung mächtigen) Humusaufgaben freisetzt und wieder pflanzenverfügbar macht. Gleichzeitig birgt die intensivere Zersetzung der Humusaufgabe die Gefahr, dass die freigesetzten Nährstoffe und insbesondere Stickstoff die Aufnahmekapazität des Bodens und des Waldökosystems überschreiten. Infolgedessen steigen die Stickstoffkonzentrationen im Bodenwasser nach Kalkungen in der Regel an, ein Effekt, der häufig auch mehrere Jahre nach der Maßnahme anhält.

Befürchtungen, dass erhöhte Stickstoffausträge aus dem Boden auch die Oberflächengewässer oder das Grundwasser belasten können, haben sich bisher jedoch nur in Ausnahmefällen bestätigt. Dies ist vor allem begründet durch die Stickstoffumsetzung auf dem Fließweg bis zu den Grundwasserkörpern und Vorflutern. Flächen, die unmittelbar an Fließgewässer grenzen oder sehr kurze Fließwege zum Grundwasser haben (etwa Trinkwasserfassungen) werden deswegen vorsorglich von Kalkungen ausgeschlossen. Bei der Diskussion der potentiell eutrophierenden Kalkungswirkung auf Wasserkörper ist zu bedenken, dass die kalkungsinduzierte Freisetzung von Stickstoff aus der Humusaufgabe nur auf solchen Standorten problematisch ist, deren Böden (infolge hoher anthropogener Einträge) bereits weitgehend stickstoffgesättigt sind. Auf stickstofflimitierten Standorten, zu denen natürlicherweise die meisten Waldstandorte zu zählen wären, würde der freigesetzte Stickstoff effektiv im Ökosystem gebunden und Stickstoffausträge mit dem Bodensickerwasser unterhalb der Wurzelzone wären äußerst gering. Außerdem steigt nach Bodenschutzkalkungen i.d.R. durch die geförderte Biomasse und die (auf lange Sicht theoretisch) bessere Durchwurzelung die Stickstoffretentionskapazität.

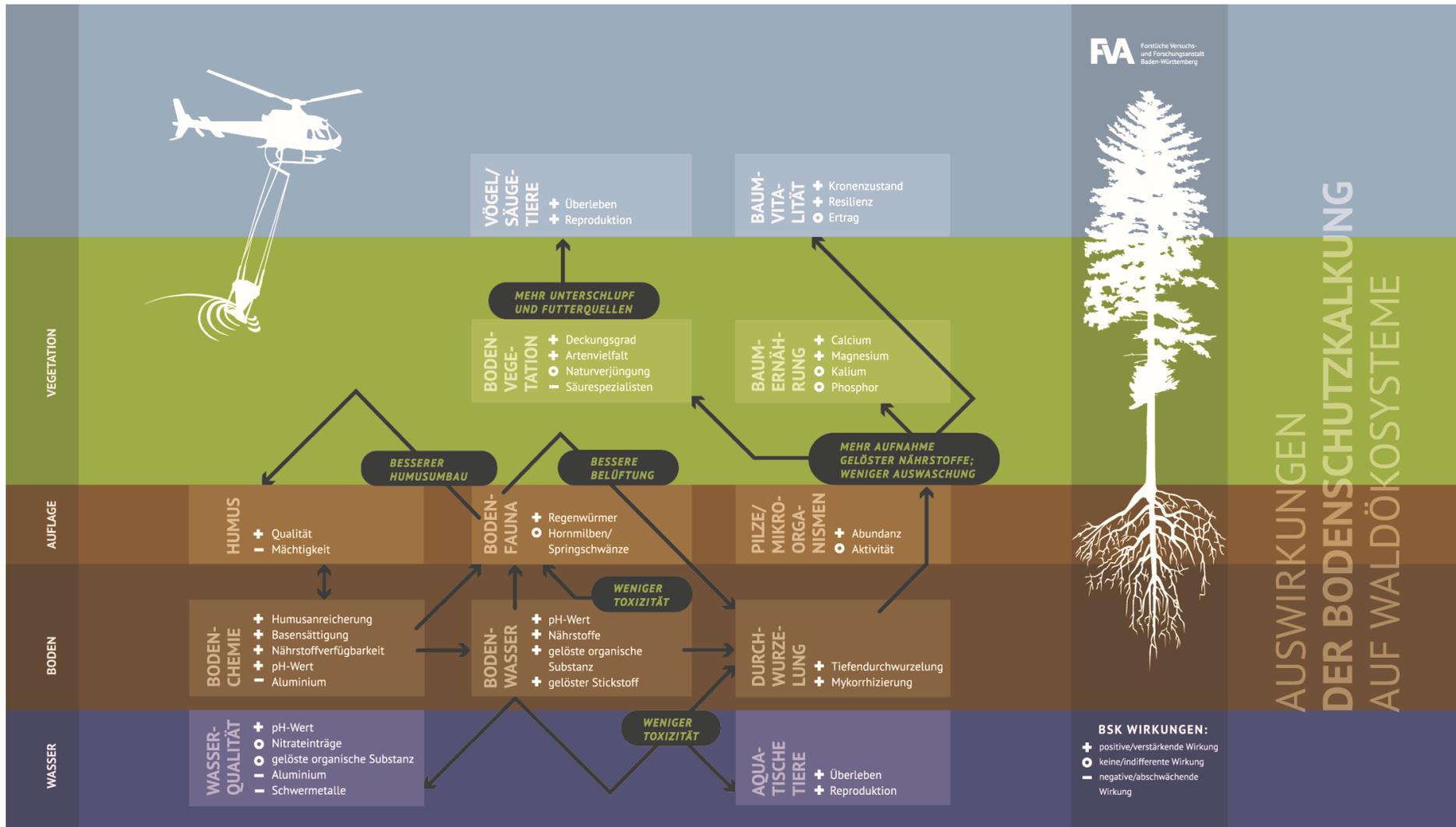


Abbildung 5.3-1: Die wesentlichen Wirkungen von Bodenschutzkalkungen in Waldökosystemen

Tabelle 5.3-1: Zusammenfassung der wesentlichen Wirkungen von Bodenschutzkalkungen auf Boden, Pflanzen, Tiere und Wasserkörper. X = deutlicher Effekt, x = tendenzieller Effekt

|                           | Wirkung auf                  | Fördernd | Schwächend | Neutral/unklar | Abschnitt     | Bemerkung  |
|---------------------------|------------------------------|----------|------------|----------------|---------------|--|
| Boden                     | pH                           | X        |            |                | 3.1.1         |  |
|                           | Calcium                      | X        |            |                | 3.1.2.2       |  |
|                           | Magnesium                    | X        |            |                | 3.1.2.2       |  |
|                           | Kalium                       |          |            | X              | 3.1.2.3       |  |
|                           | Aluminium                    |          | X          |                | 3.1.2.4       |  |
|                           | SNK                          | X        |            |                | 3.1.3         |  |
|                           | Kohlenstoff                  | X        | X          |                | 3.1.5         | Kohlenstoffvorräte nehmen im Humus ab, können stabiler im Mineralboden eingebaut werden  |
|                           | Phosphor                     |          |            | X              | 3.1.7         |  |
|                           | Humusaufgabe                 | X        | X          |                | 3.1.4         | Humusaufgaben werden zwar reduziert, aber Humusform wird verbessert; höherer Deckungsgrad durch Vegetation fördert Streuproduktion                         |
|                           | Bodengefüge                  | X        |            |                | 3.1.5         | Verbesserte Aggregation, Erhöhung Makroporenanteile  |
| Vegetation                | Baumernährung, Kronenzustand | X        |            |                | 3.2           |  |
|                           | Resilienz                    | X        |            |                | 3.4.2         |  |
|                           | Baumwachstum                 | x        |            | X              | 3.4.1         | An stark geschädigten Standorten kann Ertragssteigerung eintreten  |
|                           | Durchwurzelung               | x        |            | X              | 3.3           | Kurzfristig keine erkennbare Wirkung, langfristig Schutz vor versauerungsbedingter Wurzelraumeinschränkung beziehungsweise Erholung der Durchwurzelbarkeit |
|                           | Naturverjüngung              |          |            | X              | 3.5.2         |  |
|                           | Bodenvegetation              | X        | X          |                | 3.5.1         | Fördernd für Abundanz und Deckungsgrad; Verdrängung oligotropher Arten möglich   |
|                           | Regenwürmer                  | X        |            | x              | 3.5.3.1       | Nutzen für tiefgrabende Arten nicht belegt   |
|                           | Sonstige Kleinsttiere        |          |            | X              | 3.5.3., 3.5.6 |  |
|                           | Säugetiere                   | X        |            |                | 3.5.5         |  |
|                           | Vögel                        | X        |            |                | 3.5.5         |  |
| Tiere und Mikroorganismen | Amphibien                    | X        | X          |                | 3.5.7         | Positive Wirkung auf Reproduktion; direkter Hautkontakt potentiell schädlich, aber selten  |
|                           | Fische                       | X        |            |                | 3.5.8         | Positive Wirkung auf Überleben   |
|                           | Bakterien, Pilze             | X        | X          |                | 3.5.4.2       | Generelle Förderung, einzelne Arten können verdrängt werden  |
|                           | pH                           | X        |            |                | 3.6.2-3.6.4   |  |
|                           | SNK                          | X        |            |                | 3.6.2-3.6.4   |  |
|                           | Versauerungsspitzen          |          | X          |                | 3.6.2-3.6.4   |  |
| Wasser                    | Toxische Verbindungen        | x        | X          |                | 3.6.2-3.6.4   | Potentielle Nitratschübe sind „fördernd“ für toxische Verbindungen, negative Wirkung auf Fließgewässer sehr selten beobachtet                              |
|                           | Nährstoffauswaschung         |          | x          |                | 3.6.2-3.6.4   |  |

### 5.3.2 Eutrophierung und Verdrängung säuretoleranter Arten

Der Nährstoffeintrag mit den Kalkmitteln selbst sowie die in Folge unter Umständen erhöhten Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung können zu einer Verdrängung von Arten führen, die an Nährstoffarmut angepasst sind. In vielen Studien wird beobachtet, dass Kalkungen „Generalisten“ insbesondere in der Bodenvegetation fördern, während seltenere Arten mit Anpassungen an Nährstoffmangel und saure Böden ihren Lebensraum verlieren. Um dieses Risiko zu verringern, werden Kalkungsmaßnahmen in Baden-Württemberg an den natürlichen Säurehaushalt des jeweiligen Standorts angepasst. Hierfür wird der vorindustrielle Bodenzustand, also der Versauerungsgrad vor dem massiven Einwirken anthropogener Säuren, als Referenz für die natürliche Bodenversauerung betrachtet. Natürlich saure Standorte sind besonders empfindlich für Stoffeinträge, sodass hier eine Verdrängung von spezialisierten Arten infolge von Kalkungen wahrscheinlich ist. Deshalb werden natürlich saure Standorte, die auch als kalkungssensitive Habitate ausgewiesen sind, mit einem Puffer von 100 m generell von der Kalkung ausgeschlossen (s. Abschnitt 5.4.3). Hinzu kommt, dass natürlich saure Standorte, bei denen bereits eine einmalige Bodenschutzkalkung das chemische Milieu übermäßig verändern würde, konzeptionell von der Kalkung ausgenommen werden sollten, womit das Risiko einer flächenhaften Abdrift weg von natürlichen Zuständen und Artenzusammensetzungen minimiert wird. Diese besonders sauren und pufferarmen Standorte ohne naturschutzfachlichen Ausschlussgrund mit ihrem Verbreitungsschwerpunkt in den Hoch- und Steillagen des Schwarzwaldes werden bisher noch nicht generell ausgeschlossen, sind aufgrund der Behandlungsschwerpunkte in den lehmigeren Bereichen im Evaluationszeitraum jedoch nur untergeordnet behandelt worden.

Durch die Versauerung stärker von ihrem natürlichen, weniger sauren Zustand entfernte Standorte erfahren durch die Praxiskalkungen keine drastisch ökosystemverändernden pH-Wertverschiebungen: Im Oberboden wurden mittelfristig pH-Wert-Zunahmen um 0,5 bis 1,5 pH-Einheiten festgestellt; die Standorte bleiben somit auch nach den Kalkungen in ihrem sauren Regime.

### 5.3.3 Dauerhafter Kalkungsbedarf?

Waldkalkungen wirken moderat und haben eine begrenzte zeitliche Wirkung. So besteht die berechtigte Frage, ob Ökosysteme in eine Abhängigkeit von Kalkungen geraten können. Zwar berichtet eine Reihe von Untersuchungen von einer dauerhaften Verbesserung des Bodenzustandes nach Kalkungen, doch wird in der Mehrzahl der Studien nach der Kalkung eine erneut einsetzende Versauerung beobachtet. Nach einer kurzfristigen Erhöhung der pH-Werte in den ersten Jahren sinken diese erwartungsgemäß wieder, da natürliche Versauerungsprozesse weiterlaufen. Dabei gehen die Werte in der Regel aber nicht wieder auf das Ausgangsniveau vor der Kalkung zurück. Infolge der erhöhten biologischen Aktivität, der

verbesserten Durchwurzelung und der damit verbesserten Nährstoffversorgung der Vegetation wird der Stoffumsatz im Boden und im Waldökosystem dauerhaft verbessert und somit auch eine langfristige Kalkungswirkung erzielt. Das Konzept der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung beruht auf der Erwartung, dass damit ein stabiler Waldbodenzustand geschaffen wird, in dem verlorene Bodenfunktionen dauerhaft wiederhergestellt sind und der ohne erneute Bodenschutzkalkungen ausreichende Pufferkapazitäten aufweist, um einer weiteren Bodenversauerung entgegenzuwirken. Diese Erwartung ist jedoch nur dann realistisch erreichbar, wenn die Säure- und Stickstoffeinträge als externe Treiber der Bodenversauerung auf ein natürliches Maß reduziert werden. Bei Stickstoffeinträgen, welche dauerhaft die Aufnahmekapazität der Wälder überschreiten, muss davon ausgegangen werden, dass die Waldböden auch weiterhin versauern. Unter diesen Umständen kann die Waldkalkung lediglich als „Fristverlängerung“ wirken, die genutzt werden muss, um langfristig wirksame Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffemissionen herbeizuführen. Ebenso wirken Nährstoffentzüge bei der Holznutzung versauernd, wenn die Nutzungsentzüge höher sind als die natürliche „nachschaufende Kraft“ der Böden. Die forstliche Nutzung sollte sich deshalb stärker als bisher am natürlichen Nährstoffhaushalt der Waldstandorte orientieren. Auch ein gezielter Waldbau kann dazu beitragen, eine dauerhafte Abhängigkeit von Bodenschutzkalkungen zu vermeiden. In Laub- und Mischwäldern werden aufgrund der, im Vergleich zu Nadelwäldern, andersartigen Kronenstruktur weniger Säuren und Stickstoff eingetragen. Außerdem haben viele Baumarten, vor allem Laubbäume, aber auch Tannen und Douglasien einen tieferen Wurzelraum als Fichten und erschließen somit auch Nährstoffreserven aus tieferen (in der Regel weniger versauerten) Bodenschichten.

#### **5.4 Stärken und Schwächen des aktuellen Kalkungsprogramms**

Die Grundlage des Programms zur regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung bilden wissenschaftliche Erkenntnisse aus der Waldökosystemforschung sowie die Erfahrungen der FVA zu den Wirkungen auf Bodenökologie und Baumernährung. Mit einem Kabinettsbeschluss wurde im Jahr 2010 ein ambitioniertes Programm verabschiedet, mit welchem die wissenschaftlichen Erkenntnisse in operativ umsetzbare Kalkungskulissen übertragen werden und der landesweite Kalkungsbedarf innerhalb von 40 Jahren gedeckt werden soll. Die Evaluierung der ersten Dekade dieses Zeitraums (2011-2019) belegt eine insgesamt erfolgreiche Umsetzung des Programms, auch wenn der Flächenvollzug unter den Zielvorgaben blieb. Im Folgenden werden wissenschaftliche und administrative Herausforderungen zusammengefasst und mögliche Lösungen aufgezeigt, um die Effektivität und Zuverlässigkeit des Kalkungsprogramms zu erhöhen.

### 5.4.1 Entscheidungsgrundlage für die Bewertung der Kalkungsnotwendigkeit

Bei der Einführung des Programms der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung wurden landesweite Kartengrundlagen für die Bewertung des Kalkungsbedarfs erstellt. Diese basierten auf hochaufgelösten Regionalisierungsmodellen umfangreicher chemischer Analysen der Bodenzustandserhebung sowie weiteren Karten mit wichtigen Standortinformationen (z.B. Forstliche Standortkartierung, Bodenkarten 1:200.000). Die landesweiten Karten weisen sogenannte „Kalkungspotentialflächen“ sowie die notwendige Anzahl von Wiederholungskalkungen aus. Im Zuge der konkreten Maßnahmenplanung werden auf diesen Potentialflächen Bodenproben gewonnen, um die landesweite Kartengrundlage kleinräumig zu überprüfen und den tatsächlichen Kalkungsbedarf zu bewerten. Die Gesamtschau aller im Evaluierungszeitraum analysierten rund 4.000 Bodenproben zeigt, dass die landesweite Kalkungspotentialkarte in weiten Teilen Baden-Württembergs sehr zuverlässig den Kalkungsbedarf widerspiegelt. Dies gilt insbesondere für geologisch homogenere und pufferarme Regionen wie den Schwarzwald und Teile des Odenwalds. In Regionen mit hoher standörtlicher Heterogenität (z.B. Keuperbergland, Alpenvorland) wurde anhand der Bodenanalysen hingegen deutlich, dass eine feingliedrige fachgutachterliche Bewertung der Standortgegebenheiten dringend notwendig ist, um standortgerechte Maßnahmenpläne erstellen zu können. Für alle bisher untersuchten Landesteile ergab sich, dass nur etwa 75 % der analysierten Potentialflächen tatsächlich einen Kalkungsbedarf aufweisen, wobei dieser Wert stark zwischen den unterschiedlichen Bodenlandschaften von knapp 60 % bis 100 % variiert. Die bisherigen Bodenanalysen und Flächenbewertungen müssen nun genutzt werden, um die Kartengrundlagen zur Bewertung des tatsächlichen Kalkungsbedarfs für zukünftige Untersuchungen zu verbessern. Beispielsweise könnte ein verbessertes Konzept für die Bodenbeprobung die regionalen Unterschiede besser berücksichtigen und insgesamt den Aufwand für die kleinräumige gutachterliche Bewertung der Kalkungsbedürftigkeit reduzieren.

### 5.4.2 Kalkmittel und Ausbringungsverfahren

Im Zuge langjähriger Erfahrungen mit Bodenschutzkalkungen hat sich in allen kalkenden Bundesländern eine mäßig dosierte, ggf. mehrfach wiederholte Kalkung mit etwa drei Tonnen pro Hektar gemahlenem Dolomit als ökosystemar verträglichste und gleichzeitig wirksame Bodenschutzmaßnahme zum Erhalt bzw. zur Wiederherstellung der Bodenfruchtbarkeit etabliert. In Baden-Württemberg werden darüber hinaus Dolomit-Holzasche-Gemische verwendet, in welchen den üblichen drei Tonnen Dolomit eine Tonne Holzasche beigefügt wird.

Beide Kalkmittel werden in Baden-Württemberg in erdfeuchtem Zustand ausgebracht, um deren Abdrift sowie die Staubbelastung zu minimieren. Welches der beiden Kalkmittel zum Einsatz kommt, hängt von den standörtlichen Gegebenheiten ab. Dolomit-Holzasche-

Gemische werden nur auf lehmigeren Standorten ausgebracht, da hier zum einen ein verstärkter Kaliummangel der aufstockenden Bestände beobachtet wurde und diese Standorte zum anderen ein höheres Aufnahmepotential für leicht lösliche Nährelemente wie Kalium besitzen. Die Produkteigenschaften wie Mahlfineinheit und Mindestnährstoffgehalte wurden auch im Evaluierungszeitraum weiter optimiert, unter anderem in Zusammenarbeit mit den kalkmittelaufbereitenden Unternehmen und der Bundesgütegemeinschaft Holzasche e.V.

Die gewonnenen Erkenntnisse wurden in strenge Qualitätsnormen bezüglich der Nährelement- und Schadstoffgehalte sowie der sonstigen physikochemischen Eigenschaften überführt, deren Einhaltung in aufwändigen Qualitätssicherungsverfahren kontinuierlich überwacht wurde. Im Evaluierungszeitraum wurden die vorgeschriebenen Qualitätskriterien nur in sehr vereinzelt Fällen nicht erreicht. Dies betraf überwiegend den einzustellenden Wassergehalt sowie, weniger oft, die Unterschreitung der vorgeschriebenen Mindestnährstoffgehalte. Überschreitungen der gesetzlichen Schadstoffgrenzwerte waren in keinem Fall festzustellen. Seit 2019 ist für alle Unternehmen, die Kalkmittel für Bodenschutzkalkungen in Baden-Württemberg bereitstellen, die Teilnahme am „DLG-Qualitätssiegel für Produkte zur Bodenschutzkalkung“ verpflichtend, welches die Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft (DLG) zusammen mit FVA und Landesforstverwaltung entwickelt hat. Im Rahmen dieser Güte Zertifizierung werden die vorgeschriebenen Materialeigenschaften während des gesamten Produktionsprozesses fortlaufend geprüft. Optimierungsbedarf besteht bei den Kalium- und Phosphorgehalten der Holzasche, die aktuell für eine verlässliche Verbesserung der Waldernährung zu gering sind.

Die Ausbringung erfolgt entweder mittels Verblasung durch einen speziell mit Gebläseturbinen ausgestatteten Unimog oder mittels Verstreuens durch einen mit gezielt steuerbaren Streukübeln ausgerüsteten Helikopter. Beide Techniken haben ihre Vor- und Nachteile, doch aufgrund der geringeren Kosten und des geringeren Energiebedarfs wird die terrestrische Ausbringung in Baden-Württemberg favorisiert. Dass dennoch ein großer Anteil von Flächen per Helikopter gekalkt wird, liegt vor allem an dem geringeren Planungsaufwand und an teils schwer erschließbaren Waldbeständen, die mittels terrestrischer Ausbringung nur unzulänglich gekalkt werden können.

### 5.4.3 Berücksichtigung von Naturschutzbelangen und Zertifikaten

Böden sind ein wesentlicher Bestandteil des Naturhaushalts und stellen zugleich Naturgüter dar, die sich nicht oder nur in sehr langen Zeiträumen erneuern. Deshalb müssen Böden und ihr Schutz auch im Kontext des Naturhaushaltsschutzes diskutiert werden. Gemäß Bundesnaturschutzgesetz (§ 1 Abs. 3 Nr. 2) soll der Bodenschutz die dauerhafte Vorhaltung des nutzungsfähigen Naturgutes Boden sicherstellen. Boden stellt damit auch ein naturschutzrechtliches Schutzgut dar. Für den Erhalt und die Stabilisierung der Waldökosysteme sind neben Natur- und Artenschutzaspekten Fragen des Bodenschutzes folglich gleichberechtigt

zu berücksichtigen. Bodenschutzbelange und Natur-/Artenschutzbelange sollten deswegen gemeinsam abgewogen und nicht gegeneinander diskutiert werden.

Für die Bodenfauna (v.a. Regenwürmer), die Mykorrhiza und das Bodenmikrobiom (v.a. Bakterien) ist eine Bodenschutzkalkung in der Intensität, wie sie aktuell praktiziert wird, in ihrer Gesamtheit für die meisten Arten förderlich und lebensraumerhaltend. Für Artenzahl und Deckungsgrad der Bodenvegetation wirkt eine Bodenschutzkalkung in vielen Fällen ebenfalls förderlich. Dies gilt allerdings nur für Arten, die nicht auf sehr saure oder nährstoffarme Böden angewiesen sind. Waren zu Beginn der Kompensationskalkungen Bedenken, dass säureliebende Arten flächendeckend verschwinden können, aufgrund der häufig pauschalen Ausweisung von Kalkungskulissen durchaus berechtigt, sind diese Bedenken mit dem aktuellen Kalkungskonzept in Baden-Württemberg jedoch weitgehend unbegründet. So sind natürlich saure Standorte wie Moore und saure Blockhalden von der Kalkung generell ausgenommen, sofern sie durch die fachlich zuständigen Behörden kartiert und als kalkungssensitiv ausgewiesen sind. Neben natürlich sauren Standorten gibt es eine Reihe weiterer Ausschlussstatbestände, wie das Vorkommen von geschützten kalkungssensitiven Arten, die Nähe zu Oberflächengewässern oder Wasserschutzgebiete. Die Kartengrundlagen zu den Ausschlussflächen werden in der Praxis jeweils zum Zeitpunkt der Kalkungsplanung aktualisiert. Grundlage bilden die in einer Handreichung „Bodenschutzkalkung von Wäldern in Baden-Württemberg; Berücksichtigung der Waldbiotope, FFH-Waldlebensraumtypen und Auerhuhnhabitate“ aus dem Jahr 2005 definierten Ausschlussstatbestände. Diese Handreichung wird laufend um neue Erkenntnisse, z.B. zu Artvorkommen oder Kalkungsempfindlichkeit, erweitert. Einschließlich der um die ausgewiesenen Flächen auszusparenden Pufferbereiche werden knapp 13 % der potentiell kalkungsbedürftigen Waldfläche Baden-Württembergs aus Schutzgründen von der Kalkung ausgeschlossen. Schwerpunkte liegen im Schwarzwald, den moorreichen Gebieten des Alpenvorlandes sowie den natürlich sauren Bereichen des Odenwalds und des Keuperberglandes.

Die von der Kalkung ausgenommenen Flächen bilden gleichzeitig einen „Regenerationsraum“, sollten säureliebende Arten von benachbarten Flächen infolge der Kalkung vorübergehend verdrängt werden. Die Bilanzierung des Kalkungsvollzuges der letzten zehn Jahre hat zudem sehr deutlich gezeigt, dass nicht alle Bereiche gekalkt werden, die im Zuge der Planung als kalkungsbedürftig ausgewiesen werden. Eine durch die Kalkung ausgelöste, flächendeckende Artenverschiebung der Flora und Fauna ist auch aus diesem Grund nicht zu erwarten. Vielmehr ist es ökologisch sogar sinnvoll, die Heterogenität von Standortseigenschaften zur Stabilisierung des Gesamtökosystems zu fördern, was durch eine standortangepasste Kalkung (bzw. das Unterlassen von Kalkungen) erreicht wird. Zum einen werden Waldflächen, die nachgewiesenermaßen durch die starke Versauerung eine Nivellierung ihrer Eigenschaften hin zu übermäßig sauren Standorten erfahren haben, durch die Kalkung regional differenziert und durch unvollständigen Flächenvollzug heterogen wieder regeneriert (regionaler Aspekt). Zum anderen wird insbesondere mit der terrestrischen, aber auch

der aviotechnischen Ausbringung keine flächenhomogene Zufuhr von Kalkmitteln erzielt, wodurch lokale Heterogenitäten erhalten oder gefördert werden (lokaler Aspekt).

Neben der Berücksichtigung von Natur-, Wasser- und weiteren Schutzgütern werden bei der Kalkung auch die Zertifizierungssysteme für Holz- und Waldwirtschaft beachtet. Von besonderer Bedeutung sind die Zertifikate von FSC und PEFC. Beide Systeme lassen Bodenschutzkalkungen zu, sofern ihre Notwendigkeit im Sinne der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung belegt werden kann und dabei keine Düngung im Sinne einer über das Standortpotential hinausgehenden Ertragssteigerung erzielt wird.

#### **5.4.4 Praktische Umsetzung des Kalkungsprogramms und Flächenvollzug**

Die praktische Umsetzung von Kalkungsmaßnahmen ist von der Flächenidentifikation bis zur tatsächlichen Kalkausbringung von unterschiedlichen Planungs-, Analyse- und Bewertungsphasen sowie Abstimmungen zwischen Waldbesitzenden, Planenden und Natur- und Gewässerschutzzuständigen geprägt. Nicht zuletzt müssen verwaltungs- und förderrechtliche Rahmenbedingungen geprüft und berücksichtigt werden. Trotz der Komplexität wird der Verfahrensablauf bei Bodenschutzkalkungen im Allgemeinen von den Beteiligten positiv bewertet. Als problematisch betrachtet werden die kurzen Zeiträume für Planung und Ausbringung, der hohe Arbeitsaufwand sowie der Personalmangel in den konzeptionellen, planenden und operativ durchführenden Stellen. Hier sind für eine erfolgreiche Fortführung des Kalkungsprogramms Nachbesserungen vorzunehmen.

Das Konzept der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung basiert auf einem flächentheoretischen Modell, welches auf den Erkenntnissen der Bodenzustandserhebung im Wald basiert. Demnach waren zu Beginn des Programms (2010) etwa 840.000 ha Waldfläche als potentiell kalkungsbedürftig klassifiziert. Da auf einem Teil der Flächen zur Regeneration des Basendefizits bis zu vier wiederholte Kalkungen im Abstand von etwa 10 Jahren notwendig sind, ist das Kalkungsprogramm auf eine Gesamtdauer von 40 Jahren angelegt. Im Mittel ergeben sich damit jährlich 21.000 ha potentiell zu kalkender Fläche, um die gesamten 840.000 ha innerhalb von 40 Jahren zu bearbeiten.

Seit 2010 wurden jährlich 12.000 bis 20.000 ha Waldfläche bezüglich ihrer Kalkungswürdigkeit bodenkundlich bewertet. Hierfür wurden jährlich im Mittel 400 Bodenproben (etwa eine Probe auf 20 bis 50 ha) chemisch analysiert und die modellhafte Bewertung der Kalkungsbedürftigkeit (Kalkungspotentialkarte) überprüft. Von den bodenkundlich bewerteten Flächen wurden jährlich im Mittel etwa 13.000 ha gekalkt, was knapp 65 % des Soll-Wertes aus dem Kabinettsbeschluss entspricht. Berücksichtigt werden muss dabei jedoch, dass dieser Soll-Wert aus der Kalkungspotentialkarte abgeleitet wurde. Er beinhaltet damit sowohl einen gewissen Teil zunächst als kalkungsbedürftig, aber nach Bodenanalyse als nicht kalkungswürdig eingestufte Flächen (im Landesmittel 25 %) sowie aus Natur- und anderen Schutzerwägungen von der Kalkung auszunehmende Flächen (im Landesmittel 13 %).

Die Zielgröße „gekalkte Fläche“ sollte in zukünftigen Zielvereinbarungen aufgrund der Erkenntnis, dass ein gewisser Flächenanteil keinen Kalkungsbedarf aufweist, dahingehend angepasst werden. Insbesondere in Bereichen mit geringerem Kalkungsbedarf (und deutlich höherem Bewertungsaufwand) oder mit hohen Ausschlussflächenanteilen sind größere Abweichungen von Zielerfüllungen fachlich begründet und nicht als mangelhafte Flächenleistung zu bewerten. Um hier zukünftig Abweichungen von Zielvereinbarungen zu reduzieren, sind grundlegende Änderungen in der Vorplanung notwendig (s. [Abschnitt 5.5](#)).

Neben den beschriebenen Gründen sind folgende weitere Punkte für den unter Soll liegenden Kalkungsvollzug ursächlich:

- Von der Kalkung auszunehmende Flächen haben, bei einer für die Kalkungsmaßnahme ungünstigen räumlichen Lage, nicht selten dazu geführt, dass auch angrenzende Bereiche mit Kalkungsbedarf nicht gekalkt wurden. Vor allem in Gebieten mit sehr vielen benachbarten Ausschlussflächen (z.B. im Schwarzwald) sind größere Bereiche, die aufgrund einer Dominanz von Ausschlussflächen gar nicht gekalkt werden, keine Seltenheit.
- Heterogene Waldbesitzstrukturen führen zu verwaltungstechnisch äußerst anspruchsvollen und bei knapper Personalbesetzung nicht zu bewerkstellenden Kalkungskulissen. Bis 2019 wurden Staatswald und andere Waldbesitzarten getrennt voneinander untersucht und bodenkundlich bewertet. Dies ist vollzugstechnisch sinnvoll, da im Staatswald die Bodenschutzkalkung als nachhaltiges Betriebsziel fest etabliert ist und an jeder Forstbehörde zunächst im Staatswald alle Erfahrungen im Verfahrensablauf gesammelt werden konnten, bevor andere Waldbesitzende im Zuständigkeitsbereich der jeweiligen Behörde beraten und beplant wurden. Bei der wissenschaftlichen Bewertung führte dies jedoch dazu, dass naturräumlich benachbarte (und deshalb oft ähnliche) Flächen nicht zusammen, sondern oftmals mit zeitlichem Versatz beprobt und analysiert wurden. Äußerst aufwändig ist die entkoppelte Kalkungsplanung benachbarter Waldbesitzarten auch für die Beteiligten der UFBn.
- Die Akzeptanz der Kalkungsmaßnahmen ist regional sehr unterschiedlich, je nachdem, ob mit der Bodenschutzkalkung bereits positive Erfahrungen gemacht wurden oder ob die Waldkalkung in diesen Regionen als neu einzuführendes Instrument des Bodenschutzes erst etabliert werden muss. Dabei können auch deutlich gestiegene Kosten für die Kalkung ein zunehmendes Hemmnis darstellen (vgl. [Abschnitt 5.4.5](#)).

Diese Aspekte müssen bei der Fortführung des Kalkungsprogramms und bei der Formulierung von Zielen von Landesforstverwaltung und Staatsforstbetrieb berücksichtigt werden.

### 5.4.5 Kostenentwicklung und Förderung

Innerhalb des Berichtszeitraums sind die hektarbezogenen Kosten deutlich angestiegen, wobei sich das Kostenniveau in den letzten fünf Jahren stabilisiert hat. Wesentliche Einflüsse auf die Kosten haben die Art des eingesetzten Kalkmittels (Dolomit im Mittel etwa 250 €/ha, Dolomit-Holzasche-Gemisch im Mittel etwa 420 €/ha; Kostenstand 2019), das Ausbringungsverfahren, die Beifuhrentfernung (Distanz zwischen Herstellungsort und Ausbringungsort von Kalkmitteln) sowie die Gegebenheiten der zu bearbeitenden Fläche wie Befahrbarkeit und Flächengröße.

Die höheren Kosten der Dolomit-Holzasche-Gemische lassen sich hauptsächlich auf eine größere Aufwandmenge von 4 t/ha (trocken) im Vergleich zu 3 t/ha (trocken) bei reinem Dolomit zurückführen. Das wirkt sich auch auf die Ausbringungs- und Transportkosten aus. Zum Teil trägt aber auch der höhere Materialpreis selbst dazu bei (höhere Herstellungskosten, aufwändigere Qualitätssicherung). Im Berichtszeitraum sind die Kosten im Mittel für Dolomit um ca. 57 % gestiegen, beim Dolomit-Holzasche-Gemisch um ca. 74 %.

Einen weiteren Kostenfaktor stellt die Wahl des Ausbringungsverfahrens dar, da die aviotechnische Ausbringung im Schnitt um 20 % höhere Kosten verursacht. Insbesondere die aviotechnische aber auch die terrestrische Ausbringung haben sich, vor allem aufgrund gesteigerter Treibstoffkosten, innerhalb des Berichtszeitraums verteuert.

Bodenschutzkalkungen werden in Baden-Württemberg gemäß Verwaltungsvorschrift Nachhaltige Waldwirtschaft Teil B gefördert. Im Privatwald < 30 ha werden 100 % der Nettokosten gefördert. Im Privatwald mit Flächen > 30 ha und im Körperschaftswald werden 90 % der Nettokosten übernommen. Die Mehrwertsteuer von 19 % ist generell nicht förderfähig. Das bedeutet, dass die Besitzenden von Privat- und Körperschaftswald 19 % bis 29 % der Kosten selber tragen müssen. Eigenanteile gelten, neben der hohen bürokratischen Hürde für die Förderabwicklung, als ein großes Hindernis für die Kalkung im Privat- und Körperschaftswald. Im Staatswald gilt ein Fördersatz von 45 %.

## 5.5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

### 5.5.1 Fortführung des Programms der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung

Nach wie vor sind weite Teile der Wälder Baden-Württembergs durch Säureeinträge geschädigt. Auf vielen Standorten nehmen die Bodenvorräte an essentiellen Nährstoffen weiterhin ab, da die im Boden gespeicherten Säuren basische Kationen mit dem Bodensickerwasser austragen. Gleichzeitig führen anhaltend hohe Stickstoffeinträge zu einer weiteren Bodenversauerung. Die bislang durchgeführten Bodenschutzkalkungen wirken positiv auf den Chemismus von Boden und Bodenwasser und damit auf die Vitalität, die Stressresistenz und das Wachstum der Waldbäume. Um eine Verschlechterung der Standortqualität zu verhindern und die Standorte in Richtung ihrer natürlichen (vorindustriellen) Ausstattung

zu entwickeln, muss das Programm der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung fortgeführt werden, auch weil ein Großteil der Flächen entweder noch nicht gekalkt wurde oder einer Kalkungswiederholung bedarf, um die erwünschten Effekte zu gewährleisten. Damit eine größere Effizienz und Wirksamkeit des Programms erreicht wird, ist in folgenden Punkten dringend nachzubessern, auf die in den anschließenden Abschnitten detaillierter eingegangen wird:

- Verbesserung der Planungsgrundlagen für die Bewertung der Kalkungsbedürftigkeit und weitere Forschungstätigkeit insbesondere zur Wirkung von Wiederholungskalkungen,
- Verbesserung des Verfahrensablaufs,
- Optimierung des Holzascheeinsatzes,
- Konsensfindung mit dem Naturschutz bzgl. der Kalkungsnotwendigkeit und der Abwägung von Bodenschutz- und Naturschutzzielen.

### **5.5.2 Verbesserung der Entscheidungsgrundlagen für die Bewertung der Kalkungsnotwendigkeit**

Die bisherige modellgestützte Einschätzung der Kalkungsnotwendigkeit über die „Kalkungspotentialkarte“ hat auf 75 % der im Evaluierungszeitraum bodenkundlich bewerteten Fläche den Kalkungsbedarf korrekt vorhergesagt. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass für ein Viertel der bewerteten Fläche die bodenkundliche Analytik entgegen der Einschätzung der Kalkungspotentialkarte keinen Kalkungsbedarf ergab. Eine Verbesserung der modellgestützten (Vor-)Einschätzung des Kalkungsbedarfs, mit welcher eine höhere Treffsicherheit der Einschätzung erzielt werden könnte, würde den Aufwand für die Bodenbeprobung und die Erstellung der bodenkundlichen Gutachten deutlich reduzieren. Aktuell werden deshalb die bislang verwendete Kalkungspotentialkarte überarbeitet und neue Regionalisierungsmodelle für den Säurezustand der Waldböden erstellt:

- Einbeziehung sämtlicher seit Erstellung der bisher genutzten Modelle (2010) neu erhobenen Bodendaten, insbesondere aus der bodenkundlichen Beprobung im Rahmen des Kalkungsprogramms und der bodenkundlichen Inventur bei der 3. Bundeswaldinventur,
- Einbeziehung weiterer neuer Grundlagendaten (u.a. die seit 2019 vollflächig vorliegende Bodenkarte 1:50.000 des Landesamtes für Geologie und Rohstoffe),
- Quantifizierung der (räumlich variablen) Schätzunsicherheit der Regionalisierungsmodelle.

Aufbauend auf den neuen Regionalisierungsmodellen und der damit räumlich differenziert bewertbaren Schätzunsicherheit soll das Konzept für die Bodenbeprobung verbessert werden:

- Fokussierung der Bodenbeprobung auf Areale, in denen die Schätzunsicherheit hoch ist,
- geringere Bodenbeprobung in Arealen, in denen die Schätzungenauigkeit gering ist und in der im zurückliegenden Zeitraum die Kalkungspotentialkarte eine hohe Treffsicherheit aufgewiesen hat,
- Anpassung der Beprobungstiefen auf die standardisierten Tiefenstufen der Bodenzustandserhebung im Wald, um eine bessere Verschneidung von modellgestützter Einschätzung (Kalkungspotentialkarte) und lokaler Bodenbeprobung zu gewährleisten,
- Erweiterung der unteren Probenahmetiefe auf 30-60 cm (bislang 30-40 cm), um den Anschluss des Wurzelraums an den ggf. besser basenversorgten Unterboden besser einschätzen zu können.
- Berücksichtigung der Stickstoffsättigung der Böden.
- engere Grenzwerte für Basensättigung (15 % statt 20 %) sowie von pH-Werten im Oberboden ( $< 4,2$ ) als Indikator für potentielle Al-Toxizität und daraus resultierenden Einschränkungen bei der Nährstoffversorgung und der Bodenfaunavitalität.

### 5.5.3 Weitere wissenschaftliche Studien zur Kalkungswirkung

Die Effekte der Bodenschutzkalkungen sind durch viele wissenschaftliche Studien belegt. In Baden-Württemberg liegen aus langfristig angelegten Versuchsflächen sowie Bodenmonitoringprogrammen wie der Bodenzustandserhebung und der an die Bundeswaldinventur gekoppelte Bodenuntersuchung wichtige Grundlagen zur wissenschaftlichen Begleitung der Bodenschutzkalkungen vor. Dabei sind essentielle Erkenntnisse gewonnen worden, die als Grundlage des aktuellen Konzepts der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung dienen. Insbesondere zur langfristigen Wirkung der Kalkung und der Regenerationsfähigkeit der Böden auch ohne Kalkung sind die Befunde bisher lückenhaft. Bedarf an weiteren Studien und dauerhaft angelegten Monitoringprogrammen besteht vor allem im Hinblick auf:

- das Potential der Regeneration von Böden durch angepasste Waldbewirtschaftung (u.a. standortsangepasste Holzernte und damit Nährstoffentzüge, Waldumbau in Richtung höherer Laubholzanteile),
- die langfristigen Wirkungen und Nebenwirkungen der Bodenschutzkalkung, insbesondere auch der Holzascheausbringung,
- die Wirkung von Wiederholungskalkungen, die bislang nur auf langfristig angelegten Versuchsflächen untersucht werden konnte, wo jedoch häufig deutlich höher dosierte Kalkgaben als in der Praxis üblich ausgebracht wurden,
- die langfristige Erholung ungekalkter Böden von der Bodenversauerung sowie
- die Veränderung der Versauerung und der Nährstoffausstattung der Böden infolge hoher Stickstoffeinträge.

### 5.5.4 Verbesserung des Verfahrensablaufs

Neben der Verbesserung der wissenschaftlichen Entscheidungsgrundlagen muss auch der Verfahrensablauf bei der Flächenbewertung angepasst werden. Die bislang praktizierte, getrennte Untersuchung und Bewertung benachbarter Flächen aufgrund unterschiedlicher Besitzarten schränkt die Effektivität der Flächenbewertung stark ein. Idealerweise müsste die Bodenfruchtbarkeit unabhängig von konkreten Kalkungsmaßnahmen im Rahmen eines Monitorings landesweit erfasst werden. Die bisherigen bodenkundlichen Inventuren (Bodenzustandserhebung, bodenkundliche Begleituntersuchungen bei der Bundeswaldinventur) sind hierfür räumlich nicht ausreichend dicht. Mit einer auf einem regelmäßigen Monitoring basierenden Bewertung der Kalkungsbedürftigkeit könnte diese von der konkreten Maßnahmenplanung zeitlich entkoppelt werden. Zusammenfassend sind folgende strukturelle Änderungen im Verfahren notwendig, um aktuelle Hemmnisse für den erfolgreichen Vollzug des Kalkungsprogramms auszuräumen:

- Besitzartübergreifende, vollflächige bodenkundliche Bewertung für definierte, in sich relativ homogene Naturräume,
- von der konkreten Kalkungsmaßnahme zeitlich entkoppelte Bodenbeprobung,
- ausreichender zeitlicher Vorlauf zwischen fachlicher Bewertung der Kalkungsbedürftigkeit und operativer Kalkungsmaßnahme,
- Information und Beratung der Waldbesitzenden nicht auf der Grundlage der Kalkungspotentialkarte (bisheriges Verfahren), sondern erst nach der örtlichen Prüfung der Kartenbewertung anhand chemischer Bodenanalysen,
- Sicherstellung der für die Kalkungsplanung und -beratung notwendigen Ressourcen an der FVA.

Neben diesen Aspekten, die vor allem die Effizienz und Flächenleistung bei den Planungsschritten verbessern würde, sollten folgenden Punkte bei der Förderung und der konkreten Durchführung von Kalkungsmaßnahmen berücksichtigt werden:

- vollumfängliche Übernahme der Kalkungskosten im Privatwald (wie dies z.B. in Sachsen geschieht),
- Vereinfachung der Antragstellung und Abwicklung der Förderung,
- verstärkte Beratung zum Einsatz von Gebläsetechnik; kritische Prüfung der Maßnahmenpläne bzgl. aviotechnischer Ausbringung.

### 5.5.5 Einsatz von Dolomit-Holzasche-Gemischen

Mit der Entwicklung und dem Einsatz von Dolomit-Holzasche-Gemischen ist ein positiver Beitrag zur Etablierung von echten Stoffkreisläufen gegeben. Nährstoffe, die aus dem Wald stammen, werden nach der energetischen Nutzung des Holzes wieder in den Wald zurückgebracht. Mit den Dolomit-Holzasche-Gemischen ist ein Produkt entwickelt worden, das die

bisher meist als „Abfallstoff“ definierten Aschen wieder als einen wertvollen und qualitäts-zertifizierten Rohstoff in den Stoffkreislauf der Wälder zurückführt.

Ein zusätzlicher positiver Effekt ist, dass Holzasche aufgrund ihrer carbonatischen Wirkung den Dolomitbedarf bei der Bodenschutzkalkung teilweise substituieren kann. Dies würde auch in kürzeren Beifuhrentfernungen (regionale Heizkraftwerke) sowie in geringeren Natureingriffen (Dolomitgewinnung im Tagebau) resultieren und somit einen regionalen Stoffkreislaufgedanken fördern.

Bisher sind positive Effekte auf den Ernährungszustand durch den Einsatz von Dolomit-Holzasche-Gemische aufgrund der geringen Nährstoffgehalte an Kalium und Phosphor und deren teils geringer Pflanzenverfügbarkeit nicht im erwünschten Maß eingetreten. Höhere Nährstoffgehalte sind bei Einhaltung der Schadstoffgrenzwerte aktuell noch nicht zu erzielen. Bei einer Entscheidung für Dolomit-Holzasche-Gemische muss außerdem bedacht werden, dass diese mit deutlich höheren Kosten als reiner Dolomit verbunden sind. Zur Verbesserung der Wirkung und der Kosten-Nutzen-Effizienz beim Einsatz von Holzaschen sollten folgende Aspekte im weiteren Verfahren optimiert werden:

- Erhöhung der Nährstoffgehalte in den Aschen durch technische Nachsteuerung der Verbrennungsprozesse,
- Verlegung des Ausbringungszeitraums von Holzasche an den Beginn der Vegetationsperiode, um die Pflanzenaufnahme des leichtlöslichen Kaliums zu erhöhen und dessen Austrag mit dem Bodensickerwasser zu verhindern,
- Erhöhung des Ascheanteils in den Dolomit-Holzasche-Mischungen,
- Optimierung des Herstellungsverfahrens mit dem Ziel der Kostenreduktion.

### **5.5.6 Abwägung von Boden- und Naturschutzinteressen**

Mit der „regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung“ liegt ein praktikables Konzept vor, welches dem gesetzlichen Auftrag zum Erhalt oder zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit (Bundesbodenschutzgesetz § 1 und § 2; Bundeswaldgesetz § 1 und § 8; Landeswaldgesetz § 1 und § 14) nachkommt. Gemäß Bundesnaturschutzgesetz sind Böden so zu erhalten, dass sie ihre Funktionen im Naturhaushalt erfüllen können (Bundesnaturschutzgesetz § 1 Abs. 3 Nr. 2). Waldkalkungen werden in Baden-Württemberg nur auf solchen Standorten durchgeführt, deren Bodenfruchtbarkeit durch übermäßige Versauerung verloren gegangen ist und deren natürlicher Nährstoffhaushalt stark durch anthropogene Säuredepositionen überprägt ist. Mit der Kalkung werden Prozesse angestoßen, die der Regeneration der Bodenfunktionen dienen. Neben der Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit müssen mögliche Beeinträchtigungen weiterer Bodenfunktionen, die auch dem Naturhaushaltsschutz dienen, berücksichtigt werden. Insbesondere muss eine Schädigung der Lebensgemeinschaft am betroffenen Standort sowie in nachgeschalteten Systemen wie dem Grund- und Oberflächenwasser soweit wie möglich vermieden werden.

Um dem Anspruch bzw. den Rechtsgrundlagen der unterschiedlichen Schutzgüter Boden, Natur und Arten sowie Wasser in der forstlichen Nutzung gerecht zu werden, sind diese

Schutzgüter im Vorfeld der Kalkungsplanung gegeneinander abzuwägen. Naturschutztatbestände werden sehr umfangreich bei der Planung und Durchführung der Bodenschutzkalkungen berücksichtigt. Als Grundlage hierfür wurde ein Leitfaden erstellt, der fortlaufend entsprechend neuer Erkenntnisse aktualisiert wird. Es existiert jedoch keine formelle Übereinkunft mit dem amtlichen Naturschutz zum naturschutzkonformen Verfahren bei Bodenschutzkalkungen. Das Fehlen einer verbindlichen Übereinkunft zwischen Boden- und Naturschutz hat in der Vergangenheit den Beratungsaufwand erhöht; die daraus resultierende projektartige Arbeitsweise war und ist sehr ressourcenintensiv. Um dies zu verbessern, sollte Folgendes angegangen werden:

- Aktualisierung der Handreichung „Bodenschutzkalkung von Wäldern in Baden-Württemberg; Berücksichtigung der Waldbiotope, FFH-Waldlebensraumtypen und Auerhuhnhabitats“ aus dem Jahr 2005,
- Abstimmung und gemeinsame Veröffentlichung der Handreichung mit dem amtlichen Naturschutz.

Aufbauend auf das Abstimmungspapier muss das technische Verfahren zur Berücksichtigung der Ausschlussflächen angepasst werden:

- Bei Mooren ist nicht nur der Moorkörper selbst (wie bisher), sondern deren gesamtes oberirdisches Einzugsgebiet von Kalkungen auszuschließen.
- Flächen, bei denen die Pufferkapazitäten durch eine einmalige Kalkung bereits überschritten sind, sollten generell von der Kalkung ausgenommen werden. Dies betrifft z.B. eine Vielzahl blocküberlagerter Hangbereiche, die bei der bisherigen Flächenbewertung noch als potentiell kalkungswürdig geführt werden.
- Bei sehr kleinräumigen Ausschlussgründen (wie z.B. Felsen auf basenarmen Ausgangsgestein) verursachen 100 m Puffer übermäßig große Ausschlussflächen. Der Puffer sollte hier auf 50 m reduziert werden.

## 6 Literatur

- Achat, D. L.; Deleuze, C.; Landmann, G.; Pousse, N.; Ranger, J. und Augusto, L. (2015)** Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – a meta-analysis; *Forest Ecology and Management*, 348, 124-141.
- Agerer, R. (2009)** Bedeutung der Ektomykorrhiza für Waldökosysteme, in: Deigele, C. (Ed.) *Rundgespräche der Kommission für Ökologie – Ökologische Rolle von Pilzen*, München, 23.03.2009, 111-121.
- Ahrends, B.; Klinck, U.; Klinck, C. und Weis, W. (2018a)** Kapitel 6: Herleitung flächiger Verwitterungsraten in: Ahrends, B.; Klinck, U.; Klinck, C. und Weis, W. (Eds.) *Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit; Abschlussbericht zum Projekt 'Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)'*, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 101, 113-141.
- Ahrends, B.; Vonderach, C.; Weis, W. und von Wilpert, K. (2018b)** Kapitel 11: Unsicherheitsanalysen zur Nährstoffbilanzierung auf Umweltmessnetzen in: Ahrends, B.; Vonderach, C.; Weis, W. und von Wilpert, K. (Eds.) *Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit; Abschlussbericht zum Projekt 'Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)'*, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 101, 242-264.
- Ahrens, M. (1995)** Einfluß der Waldkalkung auf die Moosflora und die Moosvegetation des Nordschwarzwalds; *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg*, 70, 455-496.
- Alewell, C. (2001)** Predicting reversibility of acidification: the European sulfur story; *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, 1271-1276.
- Amelung, W.; Blume, H.-P.; Fleige, H.; Horn, R.; Kandeler, E.; Kögel-Knabner, I.; Kretzschmar, R.; Stahr, K. und Wilke, B.-M. (2018)** *Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde*, Springer Spektrum, 750 S.
- Ammer, S. und Huber, C. (2007)** Die Regenwurmlebensgemeinschaft im Höglwaldexperiment 21 Jahre nach Kalkung; *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 178, 213-220.
- Ammer, S. und Makeschin, F. (1994)** Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Regenwurmfauna (Lumbricidae, Oligochaeta) und die Humusform in einem Fichtenaltbestand (Höglwaldexperiment); *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch*, 113, 70-85.
- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft (1993)** Genehmigung staatlicher Beihilfen gemäß Artikel 92 und 93 des EG-Vertrags; Vorhaben, gegen die von der Kommission keine Einwände erhoben werden, *Europäische Gemeinschaft (EG)*, C 335, 4 S.
- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft (2008)** Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006, *Europäische Union*, L 353/1, 1355 S.
- Andersson, S.; Valeur, I. und Nilsson, I. (1994)** Influence of lime on soil respiration, leaching of DOC, and C/S relationships in the mor humus of a haplic podsol; *Environment International*, 20, 81-88.
- Andreae, H. (2019)** Zur bundesweiten Waldkalkung gemäß AG Operative Bodenschutzkalkung, Korrespondenz mit: Mahlau, L.
- Andreae, H.; Gemballa, R. und Jacob, F. (2020)** Leitfaden zur Forstlichen Bodenschutzkalkung in Sachsen, Sachsenforst, Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft, Referat Standortserkundung, Bodenmonitoring, Labor, Heft 31, 99 S.
- Armbruster, M.; Köhler, H. und Feger, K.-H. (2000)** Chemische Zusammensetzung zweier quellnaher Waldbäche im Hochschwarzwald – Abflussabhängige Variabilität und Einfluss einer Bodenkalkung; *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 119, 249-262.

- Armbruster, M.; Mengistu, A. und Feger, K.-H. (2004)** Wasserqualität in zwei bewaldeten Einzugsgebieten mit unterschiedlicher Depositionsbelastung – Langfristige Veränderungen und Reaktion auf Kalkung; Forstliche Schriftenreihe Universität für Bodenkultur, Wien, Band 18, 118-142.
- Arnscheidt, J. (2001)** Versauerung und biologisches Versauerungsmonitoring in Erzgebirgsbächen, Dissertation, Technische Universität Dresden, 188 S.
- Aronsson, K. A. und Ekelund, N. G. A. (2004)** Biological effects of wood ash application to forest and aquatic ecosystems; *Journal of environmental quality*, 33, 1595-1605.
- Aronsson, K. A. und Ekelund, N. G. A. (2008)** Limnological effects on a first order stream after wood ash application to a boreal forest catchment in Bispgården, Sweden; *Forest Ecology and Management*, 255, 245-253.
- Arvidsson, H.; Vestin, T. und Lundkvist, H. (2002)** Effects of crushed wood ash application on ground vegetation in young Norway spruce stands; *Forest Ecology and Management*, 161, 75-87.
- Asche, N. (1998)** Bodenschutzkalkung in Nordrhein-Westfalen – Informationen für Waldbesitzer, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, 57 S.
- Asche, N. (2003)** Bodenschutzkalkung in Nordrhein-Westfalen, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 68 S.
- Asche, N. (2019)** Über die Bodenschutzkalkung in Nordrhein-Westfalen, Korrespondenz mit: Mahlau, L.
- Asche, N. und Halverscheid, U. (1997)** Wirkung einer 1958 durchgeführten Waldkalkung auf Bodenvegetation, Humusform und pH-Wert des Mineralbodens, Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW, 11 S.
- Atkinson, M. D. und Atkinson, E. (2002)** *Sambucus nigra* L.; *Journal of Ecology*, 90, 895-923.
- Augustin, S. und Malessa, V. (2003)** Kapitel VI-1.5: Gewässerversauerung in: Schröder, W.; Fränzle, O. und Müller, F. (Eds.) *Handbuch der Umweltwissenschaften: Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung*, 1-12.
- Augusto, L.; Bakker, M. R. und Meredieu, C. (2008)** Wood ash applications to temperate forest ecosystems – potential benefits and drawbacks; *Plant and Soil*, 306, 181-198.
- Averill, C. und Waring, B. (2018)** Nitrogen limitation of decomposition and decay: How can it occur?; *Global Change Biology*, 24, 1417-1427.
- Bååth, E. und Arnebrant, K. (1994)** Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils; *Soil Biology and Biochemistry*, 26, 995-1001.
- Bäckman, J. S. K.; Hermansson, A.; Tebbe, C. C. und Lindgren, P.-E. (2003)** Liming induces growth of a diverse flora of ammonia-oxidising bacteria in acid spruce forest soil as determined by SSCP and DGGE; *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 1337-1347.
- Badalucco, L.; Grego, S.; Dell'Orco, S. und Nannipieri, P. (1992)** Effect of liming on some chemical, biochemical, and microbiological properties of acid soils under spruce (*Picea abies* L.); *Biology and Fertility of Soils*, 14, 76-83.
- Balcar, V.; Kacálek, D.; Kunes, I. und Dusek, D. (2011)** Effect of soil liming on European beech (*Fagus sylvatica* L.) and sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) plantations; *Folia Forestalia Polonica. Series A. Forestry*, 53, 85-92.
- Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (2017)** Erläuterung zur Methode von YOUNG et al. zur Bestimmung der sauren bzw. alkalischen Reserve, Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), 1-2 S.
- Bauhus, J. und Bartsch, N. (1996)** Fine-root growth in beech (*Fagus sylvatica*) forest gaps; *Canadian Journal of Forest Research*, 26, 2153-2159.
- Baumann, M.; Dittrich, S.; Körner, M. und von Oheimb, G. (2019a)** Liming in spruce stands: What effect does the number of lime applications have on the herb layer?; *European Journal of Forest Research*, 1-13.

- Baumann, M.; Dittrich, S. und von Oheimb, G. (2019b)** Effects of periodic liming on the bryophyte layer in Norway spruce (*Picea abies*) stands in the Erzgebirge (Ore Mountains); *Herzogia*, 32, 269-287.
- Beattie, R. C. und Tyler-Jones, R. (1992)** The effects of low pH and aluminum on breeding success in the frog *Rana temporaria*; *Journal of Herpetology*, 26, 353-360.
- Beck, L. (1993)** Zur Bedeutung der Bodentiere für den Stoffkreislauf in Wäldern; *Biologie in unserer Zeit*, 23, 286-294.
- Beese, F. (1989a)** Kapitel 5.1: Schadensbegrenzung durch Bodenschutzmaßnahmen in: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (Ed.) *Mitteilungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK)*, 453-463.
- Beese, F. (1989b)** Wirkungen von Kalkungs- und Düngungsmassnahmen auf die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung – Ergebnisse neuerer, ökosystemarer Untersuchungen an Buchenbeständen im Solling; *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A* 49, 27-48.
- Benlloch-González, M.; Arquero, O.; Fournier, J. M.; Barranco, D. und Benlloch, M. (2008)** K<sup>+</sup> starvation inhibits water-stress-induced stomatal closure; *Journal of Plant Physiology*, 165, 623-630.
- Berg, B. (2000)** Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils; *Forest Ecology and Management*, 133, 13-22.
- Biber, P.; Huber, C.; Ankerst, D. und Weis, W. (2012)** Reaktion von Konkurrenzmodus und Zuwachs auf Kalkung und Beregnung, in: Nagel, J. (Ed.) *Jahrestagung / Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde, Ottenstein, Österreich, 21.-23.05.2012*, 41-52.
- Bihl, C. (2004)** Erschließung und Einsatz mineralischer Sekundärrohstoffe als Puffersubstanzen im Bodenschutz im Wald, *Dissertation, Universität Trier*, 256 S.
- Bittersohl, J.; Walther, W. und Meesenburg, H. (2014)** Gewässerversauerung durch Säuredeposition in Deutschland – Entwicklung und aktueller Stand; *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 58, 260-273.
- Bittersohl, J.; Walther, W. und Meesenburg, H. (2016)** Aktuelle Aspekte der Langzeitversauerung von oberirdischen Gewässern und Grundwasser in Deutschland; *Beiträge aus der NW-FVA*, 14, 23-27.
- Blaschke, H. (1980)** Zur Mykorrhizaforschung bei Waldbäumen; *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 99, 6-12.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2016)** Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 20. Dezember 2019 (BGBl. I S. 2934), Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), 45 S.
- Bobbink, R.; Braun, S.; Nordin, A.; Power, S.; Schütz, K.; Strengbom, J.; Weijters, M. und Tomassen, H. (2010)** Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships, in: Bobbink, R. und Hettelingh, J.-P. (Eds.) *Workshop on the Review and Revision of Empirical Critical Loads and Dose-response Relationships, Noordwijkerhout, The Netherlands, 23.-25.06.2010*, 190.
- Bobbink, R. und Roelofs, J. G. M. (1995)** Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: the empirical approach; *Water, Air, and Soil Pollution*, 85, 2413-2418.
- Bohne, H. (1991)** Der Einfluß künstlicher vertikaler Grobporen in einer verdichteten Bodenmatrix auf das Wachstum von Winterweizen II. Wachstum von Winterweizen auf einem primären Pseudogley; *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 154, 63-67.
- Boix-Fayos, C.; Calvo-Cases, A.; Imeson, A. C. und Soriano-Soto, M. D. (2001)** Influence of soil properties on the aggregation of some mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators; *CATENA*, 44, 47-67.
- Borg, H.; Ek, J. und Holm, K. (2001)** Influence of acidification and liming on the distribution of trace elements in surface waters; *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, 1757-1762.

- Børja, I. und Nilsen, P. (2009)** Long term effect of liming and fertilization on ectomycorrhizal colonization and tree growth in old Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands; *Plant and Soil*, 314, 109-119.
- Bradley, D. C. und Ormerod, S. J. (2002)** Long-term effects of catchment liming on invertebrates in upland streams; *Freshwater Biology*, 47, 161-171.
- Brahmer, G. (1994)** Effects of whole catchment liming and Mg addition on soil water and runoff at two forested watersheds in the Black Forest (Germany); *Forest Ecology and Management*, 68, 47-60.
- Braukmann, U. (2001)** Stream acidification in South Germany – chemical and biological assessment methods and trends; *Aquatic Ecology*, 35, 207-232.
- Braun, S.; Belyazid, S. und Flückiger, W. (2009)** Biomassennutzung und Nährstoffentzug-Aspekte einer nachhaltigen Waldnutzung; *Züricher Wald*, 1, 15-18.
- Braun, S.; Schindler, C.; Volz, R. und Flückiger, W. (2003)** Forest damages by the storm 'Lothar' in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition; *Water, Air, and Soil Pollution*, 142, 327-340.
- Bréda, N.; Granier, A. und Aussenac, G. (1995)** Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.); *Tree Physiology*, 15, 295-306.
- Bredemeier, M. (1987)** Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands, Universität Göttingen, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Band 33, 183 S.
- Brown, D. J. A. (1988)** The Loch Fleet and other catchment liming programs; *Water, Air, and Soil Pollution*, 41, 409-415.
- Brown, D. J. A.; Howells, G. D. und Stewart, B. R. (1988)** Loch fleet – a research watershed liming project; *Water, Air, and Soil Pollution*, 41, 25-41.
- Brunner, I.; Zimmermann, S.; Zingg, A. und Blaser, P. (2004)** Wood-ash recycling affects forest soil and tree fine-root chemistry and reverses soil acidification; *Plant and Soil*, 267, 61-71.
- Bruns, H. (1960)** The economic importance of birds in forests; *Bird Study*, 7, 193-208.
- Builtjes, P.; Hendriks, E.; Koenen, M.; Schaap, M.; Banzhaf, S.; Kerschbaumer, A.; Gauger, T.; Nagel, H.-D.; Scheuschner, T. und Schlutow, A. (2011)** Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland – Zusammenfassender Abschlussbericht, Umweltbundesamt, Texte, 38, 93 S.
- Buriánek, V.; Novotný, R.; Hellebrandová, K. und Šrámek, V. (2013)** Ground vegetation as an important factor in the biodiversity of forest ecosystems and its evaluation in regard to nitrogen deposition; *Journal of Forest Science*, 59, 238-252.
- Burke, M. K. und Raynal, D. J. (1998)** Liming influences growth and nutrient balances in sugar maple (*Acer saccharum*) seedlings on an acidic forest soil; *Environmental and Experimental Botany*, 39, 105-116.
- Chagnon, M.; Paré, D.; Hébert, C. und Camiré, C. (2001)** Effects of experimental liming on collembolan communities and soil microbial biomass in a southern Quebec sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.) stand; *Applied Soil Ecology*, 17, 81-90.
- Clair, T. A. und Hindar, A. (2005)** Liming for the mitigation of acid rain effects in freshwaters: a review of recent results; *Environmental Reviews*, 13, 91-128.
- Clark, K. L. und LaZerte, B. D. (1985)** A laboratory study of the effects of aluminum and pH on amphibian eggs and tadpoles; *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 1544-1551.
- Clayton, J. L.; Dannaway, E. S.; Menendez, R.; Rauch, H. W.; Renton, J. J.; Sherlock, S. M. und Zurbuch, P. E. (1998)** Application of limestone to restore fish communities in acidified streams; *North American Journal of Fisheries Management*, 18, 347-360.
- Clemensson-Lindell, A. und Persson, H. (1993)** Long-term effects of liming on the fine-root standing crop of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* in relation to chemical changes in the soil; *Scandinavian Journal of Forest Research*, 8, 384-394.

- Cools, N. und de Vos, B. (2016)** ICP Forest Manual on Methods and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests, Part X: Sampling and Analysis of Soil, Thünen Institute of Forest Ecosystems, 29 S.
- Court, M.; van der Heijden, G.; Didier, S.; Nys, C.; Richter, C.; Pousse, N.; Saint-André, L. und Legout, A. (2018)** Long-term effects of forest liming on mineral soil, organic layer and foliage chemistry: Insights from multiple beech experimental sites in Northern France; *Forest Ecology and Management*, 409, 872-889.
- Dalziel, T. R. K.; Wilson, E. J. und Proctor, M. V. (1994)** The effectiveness of catchment liming in restoring acid waters at Loch Fleet, Galloway, Scotland; *Forest Ecology and Management*, 68, 107-117.
- Dammann, I.; Evers, J.; Paar, U. und Eichhorn, J. (2013)** Ergebnisse der BZE II in Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt – Ernährung von Buche und Kiefer in Nordwestdeutschland; *AFZ-DerWald*, 14, 4-10.
- de Boer, W.; Hundscheid, M. P. J.; Schotman, J. M. T.; Troelstra, S. R. und Laanbroek, H. J. (1993)** In situ net N transformations in pine, fir, and oak stands of different ages on acid sandy soil, 3 years after liming; *Biology and Fertility of Soils*, 15, 120-126.
- de Witte, L. C.; Rosenstock, N. P.; van der Linde, S. und Braun, S. (2017)** Nitrogen deposition changes ectomycorrhizal communities in Swiss beech forests; *Science of the Total Environment*, 605, 1083-1096.
- Deacon, J. W. (2013)** *Fungal Biology*, John Wiley & Sons, 384 S.
- Derome, J. (2000)** Detoxification and amelioration of heavy-metal contaminated forest soils by means of liming and fertilisation; *Environmental Pollution*, 107, 79-88.
- Derome, J. und Saarsalmi, A. (1999)** The effect of liming and correction fertilisation on heavy metal and macronutrient concentrations in soil solution in heavy-metal polluted scots pine stands; *Environmental Pollution*, 104, 249-259.
- Devèvre, O.; Roquebert, M. F. und Garbaye, J. (1993)** Erste Resultate über den Effekt von Kalkung auf die Pilzpopulation (Saprophyten) im Ah-Horizont eines Fichtenwaldbodens in Frankreich (Vogesen); *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch*, 112, 101-107.
- Dierßen, K. (2001)** Distribution, Ecological Amplitude and Phytosociological Characterization of European Bryophytes, Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, 289 S.
- DLG (2020)** DLG-Qualitätssiegel für Produkte zur Bodenschutzkalkung im Wald – Prüfrichtlinien, Deutsche Landwirtschafts-Gemeinschaft (DLG), 21 S.
- Dolmen, D.; Skei, J. K. und Blakar, I. (2008)** Scandinavian amphibians: their aquatic habitat and tolerance; *Fauna Norvegica*, 26/27, 15-29.
- Driscoll, C. T.; Cirno, C. P.; Fahey, T. J.; Blette, V. L.; Bukaveckas, P. A.; Burns, D. A.; Gubala, C. P.; Leopold, D. J.; Newton, R. M. und Raynal, D. J. (1996)** The experimental watershed liming study: comparison of lake and watershed neutralization strategies; *Biogeochemistry*, 32, 143-174.
- Dulière, J.-F.; Carnol, M.; Dalem, S.; Remacle, J. und Malaisse, F. (1999)** Impact of dolomite lime on the ground vegetation and on potential net N transformations in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Lieb.) stands in the Belgian Ardenne; *Annals of Forest Science*, 56, 361-370.
- Dunger, W. (1983)** *Tiere im Boden*, Westarp Wissenschaften, 280 S.
- Edwards, C. A.; Reichle, D. E. und Crossley, D. A. (1973)** Kapitel 12: The role of soil invertebrates in turnover of organic matter and nutrients in: Reichle, D. E. (Ed.) *Analysis of Temperate Forest Ecosystems*, 1, 147-172.
- Edwards, C. A. und Thompson, A. R. (1973)** Kapitel 1: Pesticides and the soil fauna in: Gunther, F. A. und Gunther, J. D. (Eds.) *Residue Reviews*, 45, 1-79.
- Edwards, P. J. (1998)** *Sulfur Cycling, Retention, and Mobility in Soils: A Review*, United States Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station, General Technical Report, NE-250, 18 S.

- Egerton-Warburton, L. M.; Querejeta, J. I. und Allen, M. F. (2007)** Common mycorrhizal networks provide a potential pathway for the transfer of hydraulically lifted water between plants; *Journal of Experimental Botany*, 58, 1473-1483.
- Egli, S. und Brunner, I. (2002)** Mykorrhiza: Eine faszinierende Lebensgemeinschaft im Wald; *Merkblatt für die Praxis*, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), 35, 1-8.
- Ehrmann, O. (2020)** Rückmeldungen zum Evaluationsbericht zur Bodenschutzkalkung der FVA, Korrespondenz mit: Mahlau, L.
- Ehrmann, O. und Feger, K.-H. (2006)** Nutzen und Risiken von Waldkalkungen saurer Sandböden – Auswirkungen von Waldkalkungen auf Regenwürmer und Bodenstruktur; *AFZ-DerWald*, 19/2006, 1046-1049.
- Ehrmann, O. und Sommer, M. (2020)** Untersuchung der Versauerungswirkung auf Regenwürmer auf Acker- und Waldflächen bei Tauberbischofsheim, Korrespondenz mit: Hartmann, P.
- Eisenbeis, G.; Wartusch, T. und Rohe, W. (1992)** Ökophysiologische Untersuchungen zum Einfluss forstlicher Puffersubstanzen auf die Kahlrückige Waldameise *Formica polyctena* (FÖRST.) (Hymenoptera, Formicidae); *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz*, 21, 189-218.
- Eisenhauer, N. (2010)** The action of an animal ecosystem engineer: identification of the main mechanisms of earthworm impacts on soil microarthropods; *Pedobiologia*, 53, 343-352.
- Eisenhauer, N.; Partsch, S.; Parkinson, D. und Scheu, S. (2007)** Invasion of a deciduous forest by earthworms: Changes in soil chemistry, microflora, microarthropods and vegetation; *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 1099-1110.
- Ellenberg, H. (1963)** Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. In Kausaler, Dynamischer und Historischer Sicht, Verlag Eugen Ulmer, 946 S.
- Ellenberg, H.; Weber, H. E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W. und Paulißen, D. (1992)** Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, Verlag Erich Goltze KG, 130 S.
- Engel, M. (1995)** Die Fliegen und Mücken (Diptera) eines sauren Fichtenforsters in der Eifel und ihre Reaktionen auf Kalkungsmaßnahmen, Stapf, K. (Ed.), *Pollichia – Pfalzmuseum für Naturkunde (Pollichia-Museum)*, 283 S.
- Erich, M. S. und Ohno, T. (1992)** Phosphorus availability to corn from wood ash-amended soils; *Water, Air, and Soil Pollution*, 64, 475-485.
- Erland, S. und Söderström, B. (1990)** Effects of liming on ectomycorrhizal fungi infecting *Pinus sylvestris* L.; I. Mycorrhizal infection in limed humus in the laboratory and isolation of fungi from mycorrhizal roots; *New Phytologist*, 115, 675-682.
- Erland, S. und Taylor, A. F. S. (2002)** Kapitel 7: Diversity of ecto-mycorrhizal fungal communities in relation to the abiotic environment in: Erland, S. und Taylor, A. F. S. (Eds.) *Ecological Studies*, 157, 163-200.
- Ettl, R.; Weis, W. und Göttlein, A. (2010)** Laborversuch zur Bewertung von Organo-Asche-Presslingen und einem Kalk-Asche-Gemisch als mögliche Produkte für eine nährstoffliche Kreislaufwirtschaft in Wäldern; *Forstarchiv*, 81, 12-20.
- Evers, F.-H. (1984)** Zur Walderkrankung in Südwestdeutschland; *Landschaft und Stadt*, 16, 153-163.
- Evers, F.-H. und Hüttl, R. F. (1992)** Magnesium-, Calcium- und Kaliummangel bei Waldbäumen – Ursachen, Symptome, Behebung, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, *Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*, 42, 10 S.
- Ewald, J. (2000)** Ist Phosphormangel für die geringe Vitalität von Buchen (*Fagus sylvatica* L.) in den Bayerischen Alpen verantwortlich?; *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 119, 276-296.
- Fäth, J.; Mellert, K.; Blum, U. und Göttlein, A. (2019)** Citric acid extraction – an underestimated method in forest nutrition?; *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 182, 691-693.

- Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (2016)** Gewährleistung der Nachhaltigkeit der Nährstoffversorgung bei der Holz- und Biomassenutzung im Rheinland-Pfälzischen Wald, Zentralstelle der Forstverwaltung, Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF), Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, 79, 230 S.
- Feger, K.-H.; Lorenz, K.; Raspe, S. und Armbruster, M. (2000)** Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre, Forschungszentrum Karlsruhe (FZKA) – Projektträgerschaft Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS), Schlussbericht, 135 S.
- Ferlian, O.; Eisenhauer, N.; Aguirrebengoa, M.; Camara, M.; Ramirez-Rojas, I.; Santos, F.; Tanalgo, K. und Thakur, M. P. (2018)** Invasive earthworms erode soil biodiversity: a meta-analysis; *Journal of Animal Ecology*, 87, 162-172.
- Fischer, H.; Bens, O. und Hüttl, R. F. (2002)** Veränderung von Humusform, -vorrat und -verteilung im Zuge von Waldumbau-Maßnahmen im Nordostdeutschen Tiefland; *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 121, 322-334.
- Fleck, S. (2020)** Rückmeldungen zum Evaluationsbericht zur Bodenschutzkalkung der FVA, Korrespondenz mit: Puhlmann, H.
- Fleck, S.; Eickenscheidt, N.; Ahrends, B.; Evers, J.; Grüneberg, E.; Ziche, D.; Höhle, J.; Schmitz, A.; Weis, W.; Schmidt-Walter, P.; Andreae, H. und Wellbrock, N. (2019)** Kapitel 5: Nitrogen Status and Dynamics in German Forest Soils in: Wellbrock, N. und Bolte, A. (Eds.) *Status and Dynamics of Forests in Germany – Results of the National Forest Monitoring, Ecological Studies*, 123-166.
- Formánek, P. und Vranová, V. (2002)** A contribution to the effect of liming on forest soils: review of literature; *Journal of Forest Science*, 49, 182-190.
- Foster, N. W.; Hogan, G. D. und Morrison, I. K. (1988)** Growth of jack pine forest on an acid brunisol treated with lime; *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 19, 1393-1405.
- Frank, E. (1927)** Über Bodenazidität im Walde, Freiburger Druck- und Verlags-Gesellschaft H.M. Huth, 155 S.
- Frank, J. und Stuanes, A. O. (2003)** Short-term effects of liming and vitality fertilization on forest soil and nutrient leaching in a Scots pine ecosystem in Norway; *Forest Ecology and Management*, 176, 371-386.
- Fransman, B. und Nihlgård, B. (1995)** Water chemistry in forested catchments after topsoil treatment with liming agents in South Sweden; *Water, Air, and Soil Pollution*, 85, 895-900.
- Franz, H. (1959)** Das biologische Geschehen im Waldboden und seine Beeinflussung durch die Kalkdüngung; *Allgemeine Forstzeitung*, 70, 178-181.
- French, C. E.; McEwen, L. C.; Magruder, N. D.; Ingram, R. H. und Swift, R. W. (1956)** Nutrient requirements for growth and antler development in the white-tailed deer; *The Journal of Wildlife Management*, 20, 221-232.
- Frostegård, Å.; Bååth, E. und Tunlid, A. (1993)** Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty acid analysis; *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 723-730.
- Forest Stewardship Council Deutschland (2018)** Deutscher FSC®-Standard 3-0, Forest Stewardship Council® Deutschland – Verein für verantwortungsvolle Waldwirtschaft e.V. (FSC), 64 S.
- Furtini Neto, A. E.; de Resende, Á. V.; do Vale, F. R. und Silva, I. R. (1999)** Liming effects on growth of native woody species from brazilian savannah; *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 34, 829-837.
- Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (2005)** Bodenschutzkalkung von Wäldern in Baden-Württemberg – Berücksichtigung der Waldbiotope, FFH-Waldlebensraumtypen und Auerhuhnhabitate, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), 30 S.

- Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (2014)** Praxishilfe – Helikopter-Kalkungen mit erdfeuchten Materialien in Lebensstätten des Grünen Besenmooses (*Dicranum viride*, FFH-Art Anhang II), Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), 6 S.
- Gutachterausschuss Forstliche Analytik (2009)** Handbuch Forstliche Analytik, Gutachterausschuss Forstliche Analytik (GAFA), 568 S.
- Gebauer, G.; Hahn, G.; Rodenkirchen, H. und Zuleger, M. (1998)** Effects of acid irrigation and liming on nitrate reduction and nitrate content of *Picea abies* (L.) Karst. and *Oxalis acetosella* L.; Plant and Soil, 199, 59-70.
- Gee, A. S. (2001)** A strategic appraisal of options to ameliorate regional acidification; Water, Air, and Soil Pollution, 130, 1397-1402.
- Gehrmann, J. und Burggraf, M. (1990)** Kapitel 1.4: Untersuchungen zum Stoffaustrag aus Waldökosystemen durch Quellschüttung in Oberflächengewässern in: Gehrmann, J.; Bartels, U.; Burggraf, M.; Cousen, G.; Benecke, P.; Graefe, U. und Müller, P. (Eds.) Umweltkontrolle – Zwischenbericht über Untersuchungen an Waldmessstationen in den Jahren 1982-1988, Reihe C, Heft 48, 145-160.
- Gehrmann, J. und Müller, P. (1990)** Kapitel 2.4: Auswirkungen der Bestandeskalkung auf die Kraut- und Strauchschicht in einem bodensauren Buchenwald-Ökosystem in: Gehrmann, J.; Bartels, U.; Burggraf, M.; Cousen, G.; Benecke, P.; Graefe, U. und Müller, P. (Eds.) Umweltkontrolle am Waldökosystem – Zwischenbericht über Untersuchungen an Waldmessstationen in den Jahren 1982-1988, Forschung und Beratung - Wissenschaftliche Berichte über Land- und Ernährungswirtschaft in NRW, Reihe C, Heft 48, 261-281.
- Geibe, C. E.; Holmström, S. J. M.; van Hees, P. A. W. und Lundström, U. S. (2003)** Impact of lime and ash applications on soil solution chemistry of an acidified podzolic soil; Water, Air, and Soil Pollution: Focus, 3, 77-96.
- Gensior, A.; Kölling, C. und Mellert, K. H. (2003)** Die Nitratinventur in Bayern – Methodik und Ergebnisse; Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 49, 101-103.
- George, E. und Marschner, H. (1996)** Nutrient and water uptake by roots of forest trees; Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 159, 11-21.
- Greve, M. (2014)** Langfristige Auswirkungen der Waldkalkung auf Bodenzustand, Sickerwasser und Nadelspiegelwerte von drei Versuchsanlagen in Rheinland-Pfalz; Forstarchiv, 85, 35-46.
- Greve, M. (2015)** Langfristige Auswirkungen der Waldkalkung auf den Stoffhaushalt, Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, 73, 333 S.
- Greve, M. (2020)** Rückmeldungen zum Evaluationsbericht zur Bodenschutzkalkung der FVA, Korrespondenz mit: Mahlau, L.
- Greve, M.; Block, J.; Schröck, H.-W.; Schultze, J.; Werner, W. und Wies, K. (2016)** Nährstoffversorgung Rheinland-Pfälzischer Wälder, Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF), 76, 221 S.
- Grieve, I. C. (1990)** Seasonal, hydrological, and land management factors controlling dissolved organic carbon concentrations in the Loch Fleet catchments, southwest Scotland; Hydrological processes, 4, 231-239.
- Grønflaten, L. K.; Amundsen, L.; Frank, J. und Steinnes, E. (2005)** Influence of liming and vitality fertilization on trace element concentrations in Scots pine forest soil and plants; Forest Ecology and Management, 213, 261-272.
- Grüneberg, E.; von Wilpert, K.; Meesenburg, H.; Evers, J.; Ziche, D.; Andreae, H. und Wellbrock, N. (2017)** Was nützt die Waldkalkung?; AFZ-DerWald, 2/2017, 15-17.
- Grüner, J. (2020)** Einschätzungen über die Auswirkungen der Kalkung auf Pilze (vor allem Mykorrhiza), Korrespondenz mit: Mahlau, L.

- Guckland, A.; Ahrends, B.; Paar, U.; Dammann, I.; Evers, J.; Meiwes, K. J.; Schönfelder, E.; Ullrich, T.; Mindrup, M.; König, N. und Eichhorn, J. (2012) Predicting depth translocation of base cations after forest liming – results from long-term experiments; *European Journal of Forest Research*, 131, 1869-1887.
- Guckland, A.; Paar, U.; Dammann, I.; Evers, J.; Meiwes, K. J. und Mindrup, M. (2011) Einfluss der Kalkung auf die Bestandesernährung; *AFZ-DerWald*, 6/2011, 23-25.
- Gülpen, M. und Feger, K. H. (1998) Magnesium- und Calcium-Ernährung von Hochlagenfichten – Vergilbungszustand und Reaktion auf unterschiedliche Düngung; *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 161, 671-679.
- Gundersen, P.; Schmidt, I. K. und Raulund-Rasmussen, K. (2006) Leaching of nitrate from temperate forests – effects of air pollution and forest management; *Environmental Reviews*, 14, 1-57.
- Gunn, J.; Sein, R.; Keller, B. und Beckett, P. (2001) Liming of acid and metal contaminated catchments for the improvement of drainage water quality; *Water, Air and Soil Pollution*, 130, 1439-1444.
- Gunn, J. M.; Hamilton, J. G.; Booth, G. M.; Wren, C. D.; Beggs, G. L.; Rietveld, H. J. und Munro, J. R. (1990) Survival, growth, and reproduction of lake trout (*Salvelinus namaycush*) and yellow perch (*Perca flavescens*) after neutralization of an acidic lake near Sudbury Ontario; *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47, 446-453.
- Gussone, H. A. (1972) 3. Bericht über den Düngungsversuch Boitzenhagen; *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 143, 63-67.
- Hågvar, S. und Abrahamsen, G. (1980) Colonisation by Enchytraeidae, Collembola and Acari in sterile soil samples with adjusted pH levels; *Oikos*, 34, 245-258.
- Hågvar, S. und Amundsen, T. (1981) Effects of liming and artificial acid rain on the mite (Acari) fauna in coniferous forest; *Oikos*, 37, 7-20.
- Hahn, G. und Marschner, H. (1998a) Cation concentrations of short roots of Norway spruce as affected by acid irrigation and liming; *Plant and Soil*, 199, 23-27.
- Hahn, G. und Marschner, H. (1998b) Effect of acid irrigation and liming on root growth of Norway spruce; *Plant and Soil*, 199, 11-22.
- Haidacher, S. und Fachbach, G. (1991) Experimentelle Säuretoleranzanalysen von Laich und Larven heimischer Amphibien; *Salamandra*, 29, 108-118.
- Hakkila, P. (1989) Kapitel 8: Utilization of Residual Forest Biomass in: Hakkila, P. (Ed.) *Utilization of Residual Forest Biomass*, 352-477.
- Hall, I. R.; Zambonelli, A. und Wang, Y. (2005) The cultivation of mycorrhizal mushrooms – success and failure, in: Tan, Q. und Zhang, J. (Eds.) *Proceedings of the fifth international conference on mushroom biology and mushroom products*, Shanghai, 08.-12.04.2005, 45-60.
- Hallbäck, L. und Zhang, L.-Q. (1998) Effects of experimental acidification, nitrogen addition and liming on ground vegetation in a mature stand of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in SE Sweden; *Forest Ecology and Management*, 108, 201-213.
- Hanewinkel, M.; Cullmann, D. A.; Schelhaas, M.-J.; Nabuurs, G.-J. und Zimmermann, N. E. (2013) Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land; *Nature Climate Change*, 3, 203-207.
- Hartmann, G. und Butin, H. (2017) *Farbatlas Waldschäden – Diagnose von Baumkrankheiten*, Verlag Eugen Ulmer, 272 S.
- Hartmann, P.; Buberl, H.; Puhmann, H.; Schäffer, J.; Trefz-Malcher, G.; Zirlewagen, D. und von Wilpert, K. (2016) *Waldböden Südwestdeutschlands – Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen im Wald von 1989-1992 und 2006-2008*, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Verlag Kessel, 328 S.
- Hartmann, P.; Fischer, R. und Scheidler, M. (1989) Auswirkungen von Kalk-Magnesium-Düngungen auf die Bodenfauna oberfränkischer Fichtenforste, in: Schaefer, M. (Ed.) *17. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie*, Göttingen, 27.09-03.10.1987, 585-590.
- Hartmann, P. und von Wilpert, K. (2014) Fine-root distributions of Central European forest soils and their interaction with site and soil properties; *Canadian Journal of Forest Research*, 44, 71-81.

- Haynes, R. J. (1982)** Effects of liming on phosphate availability in acid soils; *Plant and Soil*, 68, 289-308.
- Haynes, R. J. und Naidu, R. (1998)** Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review; *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51, 123-137.
- He, X.-H.; Critchley, C. und Bledsoe, C. (2003)** Nitrogen transfer within and between plants through common mycorrhizal networks (CMNs); *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22, 531-567.
- Heckman, J. R.; Pavlis, G. C. und Anastasia, W. L. (2002)** Lime requirement for New Jersey blueberry-producing soils; *HortTechnology*, 12, 220-222.
- Heinken, T.; Schmidt, M.; Von Oheimb, G.; Kriebitzsch, W.-U. und Ellenberg, H. (2006)** Soil seed banks near rubbing trees indicate dispersal of plant species into forests by wild boar; *Basic and Applied Ecology*, 7, 31-44.
- Heinsdorf, D. (1992)** Wirkung von Magnesit-Düngemitteln im Vergleich zu sulfatischen und karbonatischen Magnesium-Düngemitteln zu Fichten- und Kiefernbeständen in Magnesium-Mangelgebieten der ehemaligen DDR, in: Glatzel, G.; Jandl, R.; Sieghardt, M. und Hager, H. (Eds.) *Magnesiummangel in Mitteleuropäischen Waldökosystemen*, Salzburg, 08.-09.04.1991, 132-141.
- Heisner, U.; von Wilpert, K. und Hildebrand, E. E. (2003)** Vergleich aktueller Messungen zum Aziditätsstatus südwestdeutscher Waldböden mit historischen Messungen von 1927; *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 174, 41-44.
- Helmisaari, H.-S. und Hallbäcken, L. (1999)** Fine-root biomass and necromass in limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands; *Forest Ecology and Management*, 119, 99-110.
- Hildebrand, E. E. (1989)** Ernährungskundliche Aspekte der Waldbodenstruktur; *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 59, 383-388.
- Hildebrand, E. E. (1990)** Die Bedeutung der Bodenstruktur für die Waldernährung, dargestellt am Beispiel des Kaliums; *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 109, 2-12.
- Hildebrand, E. E. (1996)** Warum müssen wir Waldböden kalken?; *Agrarforschung in Baden-Württemberg*, 26, 53-65.
- Hildebrand, E. E. und Schack-Kirchner, H. (1990)** Der Einfluss der Korngröße oberflächlich ausgebrachter Dolomite auf Lösungsverhalten und vertikale Wirkungstiefe; *Forst und Holz*, 45, 193-142.
- Hildebrand, E. E. und Schack-Kirchner, H. (2000)** Initial effects of lime and rock powder application on soil solution chemistry in a dystric cambisol – results of model experiments; *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56, 69-78.
- Hindar, A. (2005)** Whole-catchment application of dolomite to mitigate episodic acidification of streams induced by sea-salt deposition; *Science of the Total Environment*, 343, 35-49.
- Hindar, A.; Kroglund, F.; Lydersen, E.; Skiple, A. und Høgberget, R. (1996)** Liming of wetlands in the acidified Lake Røynelelandsvatn catchment in southern Norway: effects on stream water chemistry; *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, 985-993.
- Hindar, A.; Wright, R. F.; Nilsen, P.; Larssen, T. und Høgberget, R. (2003)** Effects on stream water chemistry and forest vitality after whole-catchment application of dolomite to a forest ecosystem in southern Norway; *Forest Ecology and Management*, 180, 509-525.
- Hjerpe, K.; Anderson, S.; Eriksson, H.; Lomander, A.; Samuelsson, H.; Stendhal, J. und Wallstedt, A. (2008)** Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring (Empfehlungen zur Entfernung von Fällungsrückständen und Ascherückführung), Skogsstyrelsen (Schwedisches Amt für Forstwirtschaft), 33 S.
- Höcke, C. E. (2003)** Fördern Kalkung und Stickstoff-Immissionen die Naturverjüngung von Buche im Baarschwarzwald?; *Freiburger Universitätsblätter*, 160, 159-167.
- Höcke, C. E. (2006)** Langfristige Veränderungen der Bodenvegetation und von Bodeneigenschaften durch Walddüngungen im Nordschwarzwald und auf der Baar, Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau, 128 S.

- Homan, C.; Baier, C.; McCay, T. und Lawrence, G. (2016)** Application of lime (CaCO<sub>3</sub>) to promote forest recovery from severe acidification increases potential for earthworm invasion; *Forest Ecology and Management*, 368, 39-44.
- Horn, R. und Taubner, H. (1989)** Effect of aggregation on potassium flux in a structured soil; *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 152, 99-104.
- Huber, A. (2019)** Antworten zu Fragen bezüglich der Bodenschutzkalkung in Baden-Württemberg, Korrespondenz mit: Mahlau, L.
- Huber, C.; Baier, R.; Göttlein, A. und Weis, W. (2006)** Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 and 2004 after liming an N-saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany; *Forest Ecology and Management*, 233, 11-20.
- Hudy, M.; Downey, D. M. und Bowman, D. W. (2000)** Successful restoration of an acidified native brook trout stream through mitigation with limestone sand; *North American Journal of Fisheries Management*, 20, 453-466.
- Huotari, N.; Tillman-Sutela, E.; Moilanen, M. und Laiho, R. (2015)** Recycling of ash – for the good of the environment?; *Forest Ecology and Management*, 348, 226-240.
- Hutson, B. R. (1978)** Influence of pH, temperature and salinity on the fecundity and longevity of four species of Collembola; *Pedobiologia*, 3, 163-179.
- Hüttl, R. F. und Hunter, I. (1992)** Nutrient management of forests under stress for improved health and increased productivity; *Fertilizer research*, 32, 71-82.
- Hüttl, R. F. und Zöttl, H. W. (1993)** Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests – reviewing results from former and recent trials; *Forest Ecology and Management*, 61, 325-338.
- Ibrahim, S. M.; Inoue, Y. und Shindo, H. (1998)** Role of active aluminum in the formation of water-stable macroaggregates; *Soil Science and Plant Nutrition*, 44, 685-689.
- Immer, A.; Schmidt, W.; Meiwes, K. J. und Beese, F. (1993)** Langzeitwirkungen von Kalkung und Düngung auf den chemischen Zustand im Oberboden, die Humusformen und die Bodenvegetation in einem Fichtenforst; *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch*, 112, 334-346.
- Ingerslev, M. und Hallbäck, L. (1999)** Above ground biomass and nutrient distribution in a limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies*) plantation – part II. Accumulation of biomass and nutrients; *Forest Ecology and Management*, 119, 21-38.
- Jacob, F. (2020)** Rückmeldungen zum Evaluationsbericht zur Bodenschutzkalkung der FVA, Korrespondenz mit: Mahlau, L.
- Jacobson, S. und Gustafsson, L. (2001)** Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand; *Basic and Applied Ecology*, 2, 233-241.
- Jaeger, G. und Eisenbeis, G. (1984)** pH-dependent absorption of solutions by the ventral tube of *Tomocerus flavescens* (Tullberg, 1871) (Insecta, Collembola); *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 21, 519-531.
- Jansen, E. und van Dobben, H. F. (1987)** Is decline of *Cantharellus cibarius* in the Netherlands due to air pollution?; *Ambio*, 16, 211-213.
- Jansone, L.; von Wilpert, K. und Hartmann, P. (2020)** Natural recovery and liming effects in acidified forest soils in SW Germany; *Soil Systems*, 4, 1-35.
- Janssen, A. (2014)** Waldkalkung in Baden-Württemberg – Sachstand; *FVA-einblick*, 1/2014, 3-6.
- Janssen, A.; Schäffer, J.; von Wilpert, K. und Reif, A. (2016)** Flächenbedeutung der Waldkalkung in Baden-Württemberg; *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 15, 5-15.
- Jenkins, A.; Waters, D. und Donald, A. (1991)** An assessment of terrestrial liming strategies in upland Wales; *Journal of Hydrology*, 124, 243-261.
- Jenni-Eiermann, S.; Almasi, B.; Müller, C.; Schmid, B.; Roulin, A. und Jenni, L. (2014)** Die Modulation der Stressantwort bei Vögeln und ihre Bedeutung für den Naturschutz; *Der Ornithologische Beobachter*, 111, 107-120.

- Jentschke, G.; Drexhage, M.; Fritz, H.-W.; Fritz, E.; Schella, B.; Lee, D.-H.; Gruber, F.; Heimann, J.; Kuhr, M.; Schmidt, J.; Schmidt, S.; Zimmermann, R. und Godbold, D. L. (2001) Does soil acidity reduce subsoil rooting in Norway spruce (*Picea abies*)?; *Plant and Soil*, 237, 91-108.
- Jobbágy, E. G. und Jackson, R. B. (2001) The distribution of soil nutrients with depth: Global patterns and the imprint of plants; *Biogeochemistry*, 53, 51-77.
- Johannessen, L. E. und Solhøy, T. (2001) Effects of experimentally increased calcium levels in the litter on terrestrial snail populations; *Pedobiologia*, 45, 234-242.
- Johnson, J.; Graf Pannatier, E.; Carnicelli, S.; Cecchini, G.; Clarke, N.; Cools, N.; Hansen, K.; Meesenburg, H.; Nieminen, T. M. und Pihl-Karlsson, G. (2018) The response of soil solution chemistry in European forests to decreasing acid deposition; *Global Change Biology*, 24, 3603-3619.
- Jonard, M.; André, F.; Giot, P.; Weissen, F.; van der Perre, R. und Ponette, Q. (2010) Thirteen-year monitoring of liming and PK fertilization effects on tree vitality in Norway spruce and European beech stands; *European Journal of Forest Research*, 129, 1203-1211.
- Jonard, M.; Fürst, A.; Verstraeten, A.; Thimonier, A.; Timmermann, V.; Potočić, N.; Waldner, P.; Benham, S.; Hansen, K.; Merilä, P.; Ponette, Q.; de la Cruz, A. C.; Roskams, P.; Nicolas, M.; Croisé, L.; Ingerslev, M.; Matteucci, G.; Decinti, B.; Bascietto, M. und Rautio, P. (2015) Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe; *Global Change Biology*, 21, 418-430.
- Josephson, D. C.; Robinson, J. M.; Chiotti, J.; Jirka, K. J. und Kraft, C. E. (2014) Chemical and biological recovery from acid deposition within the Honnedaga Lake watershed, New York, USA; *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 4391-4409.
- Kahl, J. S.; Fernandez, I. J.; Rustad, L. E. und Peckenham, J. (1996) Threshold application rates of wood ash to an acidic forest soil; *Journal of environmental quality*, 25, 220-227.
- Karlton, E.; Saarsalmi, A.; Ingerslev, M.; Mandre, M.; Andersson, S.; Gaitnieks, T.; Ozolinčius, R. und Varnagiryte-Kabasinskiene, I. (2008) Kapitel 4: Wood Ash Recycling – Possibilities And Risks in: Röser, D.; Asikainen, A.; Raulund-Rasmussen, K. und Stupak, I. (Eds.) *Sustainable Use of Forest Biomass for Energy*, 79-108.
- Kaupenjohann, M. (1992) Mehrjährige Erfahrungen mit der Magnesiumdüngung in Waldökosystemen des Fichtelgebirges, in: Glatzel, G.; Jandl, R.; Sieghardt, M. und Hager, H. (Eds.) *Magnesiummangel in Mitteleuropäischen Waldökosystemen*, Salzburg, 08.-09.04.1991, 122-131.
- Kaupenjohann, M. (1995) Wirkungen der Kalkung auf Bäume und Bodenvegetation; *AFZ-DerWald*, 17/1995, 942-945.
- Kaupenjohann, M.; Schneider, B.-U.; Hantschel, R.; Zech, W. und Horn, R. (1988) Sulfuric acid rain treatment of *Picea abies* (Karst. L.): Effects on nutrient solution, throughfall chemistry, and tree nutrition; *Zeitschrift fuer Pflanzenernaehrung und Bodenkunde*, 151, 123-126.
- Kauppi, P.; Kämäri, J.; Posch, M.; Kauppi, L. und Matzner, E. (1986) Acidification of forest soils: Model development and application for analyzing impacts of acidic deposition in Europe; *Ecological Modelling*, 33, 231-253.
- Keitel, M. (2014) Biologische und chemische Veränderungen nach Langzeitversauerung in der Großen Pyra (Erzgebirge); *Forstarchiv*, 85, 47-54.
- Kellner, O. und Weibull, H. (1998) Effects of wood ash on bryophytes and lichens in a Swedish pine forest; *Scandinavian Journal of Forest Research*, 13, 76-85.
- Khanna, P. K.; Raison, R. J. und Falkiner, R. A. (1994) Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils; *Forest Ecology and Management*, 66, 107-125.
- Kilian, W. (1992) Magnesiumausstattung österreichischer Waldböden und Fallbeispiele zur Düngung in Problemgebieten, in: Glatzel, G.; Jandl, R.; Sieghardt, M. und Hager, H. (Eds.) *Magnesiummangel in Mitteleuropäischen Waldökosystemen*, Salzburg, 08.-09.04.1991, 110-121.
- Kjøller, R. und Clemmensen, K. E. (2008) The impact of liming on ectomycorrhizal fungal communities in coniferous forests in Southern Sweden, Skogsstyrelsen (Schwedisches Amt für Forstwirtschaft), 52 S.

- Kjøller, R.; Cruz-Paredes, C. und Clemmensen, K. E. (2017)** Kapitel 14: Ectomycorrhizal Fungal Responses to Forest Liming and Wood Ash Addition: Review and Meta-analysis in: Lukac, M.; Grenni, P. und Gamboni, M. (Eds.) Soil Biological Communities and Ecosystem Resilience, 223-252.
- Koberg, H. (1966)** Düngung und Mykorrhiza. Ein Gefäßversuch mit Kiefern; Forstwissenschaftliches Centralblatt, 85, 371-379.
- Kohler, M.; Kunz, J.; Herrmann, J.; Hartmann, P.; Jansone, L.; Puhmann, H.; von Wilpert, K. und Bauhus, J. (2019)** The potential of liming to improve drought tolerance of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.); Frontiers in Plant Science, 10, 1-14.
- Kolk, A. G. (1994)** Mehrjährige Untersuchungen zur Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität in Waldböden zweier verschiedener Standorte unter dem Einfluß praxisüblicher Kompensationskalkungen, Dissertation, Universität Kaiserslautern, 131 S.
- Kölling, C. (2014)** Wirksames Medikament oder unbedenkliches Hausmittel? Nutzen, Risiken und Nebenwirkungen der Waldkalkung; FVA-einblick, 1/2014, 7-9.
- Kollotzek, D.; Böttcher-Thorn, B.; Glöckler, S.; Werner, G.; Kollotzek, C. und Stetter, R. (1998)** 6. Jahresbericht. Ergebnisse der Beprobung 1997, Grundwasserdatenbank Wasserversorgung, 6, 86 S.
- Kompa, T. und Weckesser, M. (2014)** Die Auswirkung von Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenvegetation am Beispiel von Flächen der Bodenzustandserhebung (BZE) in Sachsen; Forstarchiv, 85, 71-72.
- Kosonen, Z.; Schnyder, E.; Hiltbrunner, E.; Thimonier, A.; Schmitt, M.; Seitler, E. und Thöni, L. (2019)** Current atmospheric nitrogen deposition still exceeds critical loads for sensitive, semi-natural ecosystems in Switzerland; Atmospheric Environment, 211, 214-225.
- Kraft, M.; Reif, A.; Schreiner, M. und Aldinger, E. (2003)** Veränderungen der Bodenvegetation und der Humusaufgabe im Nordschwarzwald in den letzten 40 Jahren; Forstarchiv, 74, 3-15.
- Kreutzer, K. (1989)** Änderungen im Stickstoff-Haushalt der Wälder und die dadurch verursachten Auswirkungen auf die Qualität des Sickerwassers; Mitteilungen des Deutschen Verbundes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), 17, 121-132.
- Kreutzer, K. (1995)** Effects of forest liming on soil processes; Plant and Soil, 168, 447-470.
- Kreutzer, K.; Reiter, H.; Schierl, R. und Göttlein, A. (1989)** Effects of acid irrigation and liming in a Norway spruce stand (*Picea abies* [L.] Karst.); Water, Air, and Soil Pollution, 48, 111-125.
- Kreutzer, K. und Schierl, R. (1992)** Versuche mit dolomitischem Kalk im Höglwald, in: Glatzel, G.; Jandl, R.; Sieghardt, M. und Hager, H. (Eds.) Magnesiummangel in Mitteleuropäischen Waldökosystemen, Salzburg, 08.-09.04.1991, 171-186.
- Kreutzer, K. und Zelles, L. (1986)** Die Auswirkungen von saurer Beregnung und Kalkung auf die mikrobielle Aktivität im Boden; Forstwissenschaftliches Centralblatt, 105, 314-317.
- Krieger, D. J. (2001)** Economic value of forest ecosystem services: a review, The Wilderness Society, 30 S.
- Kubartová, A.; Ranger, J.; Berthelin, J. und Beguiristain, T. (2009)** Diversity and decomposing ability of saprophytic fungi from temperate forest litter; Microbial Ecology, 58, 98-107.
- Kunz, J.; Kohler, M. und Bauhus, J. (2018)** Kann über Bodenschutzkalkungen die Trockenheitstoleranz von Fichte und Buche verbessert werden?, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW), KLIMOPASS-Berichte, 40 S.
- Kupferschmid, A. D. und Brang, P. (2010)** Praxisrelevante Grundlagen: Zusammenspiel zwischen Wild und Wald; Wald und Wild – Grundlagen für die Praxis. Wissenschaftliche und methodische Grundlagen zum integralen Management von Reh, Gämse, Rothirsch und ihrem Lebensraum, Umwelt-Wissen, 1013, 9-39.

- Lang, F.; Krüger, J.; Amelung, W.; Willbold, S.; Frossard, E.; Bünemann, E. K.; Bauhus, J.; Nitschke, R.; Kandeler, E.; Marhan, S.; Schulz, S.; Bergkemper, F.; Schloter, M.; Luster, J.; Guggisberg, F.; Kaiser, K.; Mikutta, R.; Guggenberger, G.; Polle, A.; Pena, R.; Prietzel, J.; Rodionov, A.; Talkner, U.; Meesenburg, H.; von Wilpert, K.; Hölscher, A.; Dietrich, H.-P. und Chmara, I. (2017) Soil phosphorus supply controls P nutrition strategies of beech forest ecosystems in Central Europe; *Biogeochemistry*, 136, 5-29.
- Lanning, M.; Wang, L.; Scanlon, T. M.; Vadeboncoeur, M. A.; Adams, M. B.; Epstein, H. E. und Druckenbrod, D. (2019) Intensified vegetation water use under acid deposition; *Science Advances*, 5, 1-9.
- Larcher, W. (2001) *Ökophysiologie der Pflanzen – Leben, Leistung und Stressbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt*, Verlag Eugen Ulmer, 408 S.
- Laudelout, H. (1993) Chemical and microbiological effects of soil liming in a broad-leaved forest ecosystem; *Forest Ecology & Management*, 61, 247-261.
- Lawrence, G. B.; Burns, D. A. und Riva-Murray, K. (2016) A new look at liming as an approach to accelerate recovery from acidic deposition effects; *Science of the Total Environment*, 562, 35-46.
- Leitgeb, E. (1994) Reaktion der Bodenvegetation auf Düngung und Kalkung in einem Fichtenbestand; *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, 111, 229-241.
- Leube, F. (2000) Leitfaden Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen, Sächsisches Landesanstalt für Forsten, Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, 21, 33 S.
- Li, Z.; Wang, Y.; Liu, Y.; Guo, H.; Li, T.; Li, Z.-H. und Shi, G. (2014) Long-term effects of liming on health and growth of a Masson pine stand damaged by soil acidification in Chongqing, China; *PLOS ONE*, 9, 1-9.
- Lidskog, R. und Sundqvist, G. (2002) The role of science in environmental regimes: The case of LRTAP; *European Journal of International Relations*, 8, 77-101.
- Lilleskov, E. A.; Fahey, T. J. und Lovett, G. M. (2001) Ectomycorrhizal fungal aboveground community change over an atmospheric nitrogen deposition gradient; *Ecological Applications*, 11, 397-410.
- Lin, N.; Bartsch, N. und Vor, T. (2014) Long-term effects of gap creation and liming on understory vegetation with a focus on tree regeneration in a European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest; *Annals of Forest Research*, 57, 233-246.
- Lladó, S.; López-Mondéjar, R. und Baldrian, P. (2017) Forest soil bacteria: diversity, involvement in ecosystem processes, and response to global change; *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 81, 1-27.
- Lodenius, M.; Soltanpour-Gargari, A. und Tulisalo, E. (2002) Cadmium in forest mushrooms after application of wood ash; *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68, 211-216.
- Löfgren, S.; Cory, N.; Zetterberg, T.; Larsson, P.-E. und Kronnäs, V. (2009) The long-term effects of catchment liming and reduced sulphur deposition on forest soils and runoff chemistry in southwest Sweden; *Forest Ecology and Management*, 258, 567-578.
- Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz Saarland (2013) Konzept zur Bodenschutzkalkung des Staatsforstes im Saarland, Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz Saarland, 13 S.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2002) Amphibien und Gewässerversauerung 2002 – Untersuchung des Säurezustandes von Stillgewässern des Schwarzwaldes und des Odenwaldes mittels Bioindikatoren (Amphibien), Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), 23 S.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2010) Bericht zur Versauerung der Umwelt. Medienübergreifende Bewertung der Versauerung der letzten drei Dekaden in Baden-Württemberg, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), 99 S.
- Lüder, R. (2007) *Grundkurs Pilzbestimmung: eine Praxisanleitung für Anfänger und Fortgeschrittene*, Quelle & Meyer Verlag GmbH & Co., 470 S.

- Ludwig, B.; Rumpf, S.; Mindrup, M.; Meiwes, K. J. und Khanna, P. K. (2002)** Effects of lime and wood ash on soil-solution chemistry, soil chemistry and nutritional status of a pine stand in northern Germany; *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17, 225-237.
- Lundström, U. S.; Bain, D. C.; Taylor, A. F. S. und van Hees, P. A. W. (2003)** Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes: a review; *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 3, 5-28.
- MacNicol, R. D. und Beckett, P. H. T. (1985)** Critical tissue concentrations of potentially toxic elements; *Plant and Soil*, 85, 107-129.
- Magg, N.; Winter, M.-B.; Hoschek, M.; Michiels, H.-G. und Braunisch, V. (2016)** Artenförderung im Staatswald von Baden-Württemberg – Das Waldzielartenkonzept von ForstBW; *AFZ-DerWald*, 6/2016, 23-26.
- Mahmood, S.; Finlay, R. D.; Fransson, A.-M. und Wallander, H. (2003)** Effects of hardened wood ash on microbial activity, plant growth and nutrient uptake by ectomycorrhizal spruce seedlings; *FEMS Microbiology Ecology*, 43, 121-131.
- Makeschin, F. und Rodenkirchen, H. (1994)** Saure Beregnung und Kalkung: Auswirkungen auf Bodenbiologie und Bodenvegetation; *AFZ-DerWald*, 14, 759-764.
- Mant, R. C.; Jones, D. L.; Reynolds, B.; Ormerod, S. J. und Pullin, A. S. (2013)** A systematic review of the effectiveness of liming to mitigate impacts of river acidification on fish and macro-invertebrates; *Environmental Pollution*, 179, 285-293.
- Maraun, M.; Salamon, J.-A.; Schneider, K.; Schaefer, M. und Scheu, S. (2003)** Oribatid mite and collembolan diversity, density and community structure in a moder beech forest (*Fagus sylvatica*): Effects of mechanical perturbations; *Soil Biology & Biochemistry*, 35, 1387-1394.
- Maresca, A.; Krüger, O.; Herzel, H.; Adam, C.; Kalbe, U. und Astrup, T. F. (2019)** Influence of wood ash pre-treatment on leaching behaviour, liming and fertilising potential; *Waste Management*, 83, 113-122.
- Marinissen, J. C. Y. und van den Bosch, F. (1992)** Colonization of new habitats by earthworms; *Oecologia*, 91, 371-376.
- Marschner, H. (1992)** Bodenversauerung und Magnesiumernährung der Pflanzen, in: Glatzel, G.; Jandl, R.; Sieghardt, M. und Hager, H. (Eds.) *Magnesiummangel in Mitteleuropäischen Waldökosystemen*, Salzburg, 08.-09.04.1991, 1-15.
- Marschner, H. und Dell, B. (1994)** Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis; *Plant and Soil*, 159, 89-102.
- Matzner, E. (1985)** Auswirkungen von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling; *Allgemeine Forstzeitschrift*, 43, 1143-1147.
- Meesenburg, H.; Meiwes, K. J.; Wagner, M. und Prenzel, J. (2001)** Ecosystem effects after ameliorative liming of a catchment at the Harz mountains, Germany; *Plant Nutrition*, 92, 914-915.
- Meesenburg, H.; Riek, W.; Ahrends, B.; Eickenscheidt, N.; Grüneberg, E.; Evers, J.; Fortmann, H.; König, N.; Lauer, A.; Meiweis, K. J.; Nagel, H.-D.; Schimming, C.-G. und Wellbrock, N. (2019)** Kapitel 4: Soil Acidification in German Forest Soils in: Canadell, J. G.; Díaz, S.; Heldmaier, G.; Jackson, R. B.; Levia, D. F.; Schulze, E.-D.; Sommer, U. und Wardle, D. A. (Eds.) *Status and Dynamics of Forests in Germany – Results of the National Forest Monitoring*, 93-122.
- Meinelt, T.; Stüber, A.; Krüger, R. und Steinberg, C. (1996)** Wirkungen fischtoxischer Schadmetalle – Fischtoxizität von Aluminium; *Fische & Teichwirt*, 1, 5-8.
- Meining, S.; Puhlmann, H.; Hartmann, P.; Hallas, T.; Hoch, R.; Augustin, N.; Delb, H.; Burger, M.; Grüner, J.; Kautz, M.; Wonsack, D.; Wußler, J. und Adler, P. (2020)** Waldzustandsbericht 2020 für Baden-Württemberg, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Waldzustandsberichte, 55 S.
- Meining, S.; Puhlmann, H.; Hartmann, P.; Hoch, R.; Augustin, N.; Davis, A.; Delb, H.; John, R.; Grüner, J.; Seitz, G. und Wußler, J. (2018)** Waldzustandsbericht 2018 für Baden-Württemberg, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Waldzustandsberichte, 56 S.

- Meiwes, K. J. (1995)** Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils; *Water, Air, and Soil Pollution*, 85, 143-152.
- Meiwes, K. J. und Beese, F. (1988)** Ergebnisse der Untersuchung des Stoffhaushaltes eines Buchenwaldökosystems auf Kalkgestein: Untersuchung zum Haushalt der Schwermetalle und weiterer ausgewählter Elemente in einem Buchenwaldökosystem auf Kalkgestein, *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen*, Reihe B, 9, 142 S.
- Meiwes, K. J.; Khanna, P. K. und Ulrich, B. (1986)** Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems; *Forest Ecology and Management*, 15, 161-179.
- Menge, D. N. L. und Field, C. B. (2007)** Simulated global changes alter phosphorus demand in annual grassland; *Global Change Biology*, 13, 2582-2591.
- Mohamed, A.; Ranger, J.; Dambrine, E.; Bonneau, M.; Gelhaye, D. und Granier, A. (1993)** The effects of limestone and of limestone plus NPK fertilization on the soil and mass balance of a spruce stand (*Picea abies* (L.) Karst.) in the Vosges mountains; *Forest Ecology and Management*, 60, 291-310.
- Moilanen, M.; Fritze, H.; Nieminen, M.; Piirainen, S.; Issakainen, J. und Piispanen, J. (2006)** Does wood ash application increase heavy metal accumulation in forest berries and mushrooms?; *Forest Ecology and Management*, 226, 153-160.
- Moilanen, M.; Silfverberg, K. und Hokkanen, T. J. (2002)** Effects of wood-ash on the tree growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study; *Forest Ecology and Management*, 171, 321-338.
- Moore, J.-D. (2014)** Short-term effect of forest liming on eastern red-backed salamander (*Plethodon cinereus*); *Forest Ecology and Management*, 318, 270-273.
- Moore, J.-D.; Ouimet, R. und Duchesne, L. (2012)** Soil and sugar maple response 15 years after dolomitic lime application; *Forest Ecology and Management*, 281, 130-139.
- Moser, M. (1956)** Die Bedeutung der Mykorrhiza für Aufforstungen in Hochlagen; *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 75, 8-18.
- Mühlbachová, G. und Tlustoš, P. (2006)** Effects of liming on the microbial biomass and its activities in soils long-term contaminated by toxic elements; *Plant Soil and Environment*, 52, 345-352.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2001)** Handbuch zur Dienstanweisung über die Bodenschutzkalkung in den Wäldern Nordrhein-Westfalens, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MULNV), 5 S.
- Narendrula-Kotha, R. und Nkongolo, K. K. (2017)** Microbial response to soil liming of damaged ecosystems revealed by pyrosequencing and phospholipid fatty acid analyses; *PLOS ONE*, 12, 1-22.
- Navrátil, T.; Kurz, D.; Krám, P.; Hofmeister, J. und Hruška, J. (2007)** Acidification and recovery of soil at a heavily impacted forest catchment (Lysina, Czech Republic) – SAFE modeling and field results; *Ecological Modelling*, 205, 464-474.
- Neale, S. P.; Shah, Z. und Adams, W. A. (1997)** Changes in microbial biomass and nitrogen turnover in acidic organic soils following liming; *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 1463-1474.
- Nêmec, A. (1938)** Untersuchungen über den Einfluß der Phosphorsäuredüngung auf das Wachstum und auf die Ernährung der Fichte in Waldbaumschulen; *Bodenkunde und Pflanzenernährung*, 11, 93-128.
- Newton, R. M.; Burns, D. A.; Blette, V. L. und Driscoll, C. T. (1996)** Effect of whole catchment liming on the episodic acidification of two Adirondack streams; *Biogeochemistry*, 32, 299-322.
- Nieminen, M.; Piirainen, S. und Moilanen, M. (2005)** Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilizers: Field studies in Finnish forest soils; *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20, 146-153.
- Nilsen, P. (2001)** Fertilization experiments on forest mineral soils: a review of the Norwegian results; *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16, 541-554.

- Nilsson, S. I.; Andersson, S.; Valeur, I.; Persson, T.; Bergholm, J. und Wirén, A. (2001)** Influence of dolomite lime on leaching and storage of C, N and S in a Spodosol under Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.); *Forest Ecology and Management*, 146, 55-73.
- Nkongolo, K. K.; Michael, P.; Theriault, G.; Narendrula, R.; Castilloux, P.; Kalubi, K. N.; Beckett, P. und Spiers, G. A. (2016)** Assessing biological impacts of land reclamation in a mining region in Canada: Effects of dolomitic lime applications on forest ecosystems and microbial phospholipid fatty acid signatures; *Water, Air, and Soil Pollution*, 227, 1-13.
- Nkongolo, K. K.; Spiers, G. A.; Beckett, P.; Narendrula, R.; Theriault, G.; Tran, A. und Kalubi, K. N. (2013)** Long-term effects of liming on soil chemistry in stable and eroded upland areas in a mining region; *Water, Air, and Soil Pollution*, 224, 1-14.
- Norrström, A. C. und Jacks, G. (1993)** Soil liming as a measure to improve acid groundwater; *Environmental Technology*, 14, 125-134.
- Norrström, S. H.; Bylund, D.; Vestin, J. L. K. und Lundström, U. S. (2011)** Initial effects of wood ash application on the stream water chemistry in a boreal catchment in central Sweden; *Water, Air, and Soil Pollution*, 221, 123-136.
- Nowotny, I.; Dähne, J.; Klingelhöfer, D. und Rothe, G. (1998)** Effect of artificial soil acidification and liming on growth and nutrient status of mycorrhizal roots of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.); *Plant and Soil*, 199, 29-40.
- Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (2010)** Merkblatt Bodenschutzkalkungen in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA), 31 S.
- Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (2011)** Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA), 261 S.
- Obernberger, I. (1994)** Mengen, Charakteristik und Zusammensetzung von Aschen aus Biomasseheizwerken – Sekundärrohstoff Holzrasche: Nachhaltiges Wirtschaften im Zuge der Energiegewinnung aus Biomasse, in: Obernberger, I. (Ed.) *Sekundärrohstoff Holzrasche – Nachhaltiges Wirtschaften im Zuge der Energiegewinnung aus Biomasse*, Graz, 15.-16.09.1994, 7-30.
- Obernberger, I. (1997)** Aschen aus Biomassefeuerungen – Zusammensetzung und Verwertung; *Thermische Biomassenutzung – Technik und Realisierung*, 1319, 199-222.
- Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (2013)** OECD Guidelines for the Testing of Chemicals – Test No. 122: Determination of pH, Acidity and Alkalinity, OECD Publishing, 6 S.
- Ohno, T. (1992)** Neutralization of soil acidity and release of phosphorus and potassium by wood ash; *Journal of environmental quality*, 21, 433-438.
- Olsson, B. A. und Kellner, O. (2002)** Effects of soil acidification and liming on ground flora establishment after clear-felling of Norway spruce in Sweden; *Forest Ecology and Management*, 158, 127-139.
- Ormerod, S. J. und Durance, I. (2009)** Restoration and recovery from acidification in upland Welsh streams over 25 years; *Journal of Applied Ecology*, 46, 164-174.
- Övergaard, R.; Gemmel, P.; Welander, N. T. und Witzell, J. (2010)** Effects of liming on site properties and natural regeneration of European beech *Fagus sylvatica* in southern Sweden; *Ecological Bulletins*, 53, 175-184.
- Pabian, S. E. und Brittingham, M. C. (2007)** Terrestrial liming benefits birds in an acidified forest in the Northeast; *Ecological Applications*, 17, 2184-2194.
- Pabian, S. E.; Ermer, N. M.; Tzilkowski, W. M. und Brittingham, M. C. (2012a)** Effects of liming on forage availability and nutrient content in a forest impacted by acid rain; *PLOS ONE*, 7, 1-10.
- Pabian, S. E.; Rummel, S. M.; Sharpe, W. E. und Brittingham, M. C. (2012b)** Terrestrial liming as a restoration technique for acidified forest ecosystems; *International Journal of Forestry Research*, 2012, 1-10.

- Paoletti, E. und Bellani, L. (1990)** The in-vitro response of pollen germination and tube length to different types of acidity; *Environmental Pollution*, 67, 279-286.
- Papen, H. und Butterbach-Bahl, K. (1999)** A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany – 1. N<sub>2</sub>O emissions; *Journal of Geophysical Research*, 104, 18487-18503.
- Paradelo, R.; Virto, I. und Chenu, C. (2015)** Net effect of liming on soil organic carbon stocks: a review; *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 98-107.
- Pawlett, M.; Hopkins, D.; Moffett, B. und Harris, J. (2009)** The effect of earthworms and liming on soil microbial communities; *Biology and Fertility of Soils*, 45, 361-369.
- Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes Deutschland (2014)** PEFC-Standards für nachhaltige Waldbewirtschaftung, Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes (PEFC), 19 S.
- Perkiömäki, J.; Kiikkilä, O.; Moilanen, M.; Issakainen, J.; Tervahauta, A. und Fritze, H. (2003)** Cadmium-containing wood ash in a pine forest: effects on humus microflora and cadmium concentrations in mushrooms, berries, and needles; *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 2443-2451.
- Persson, H. und Ahlström, K. (1990)** The effects of forest liming on fertilization on fine-root growth; *Water, Air, and Soil Pollution*, 54, 365-375.
- Persson, T.; Lundkvist, H.; Wirén, A.; Hyvönen, R. und Wessén, B. (1989)** Effects of acidification and liming on carbon and nitrogen mineralization and soil organisms in mor humus; *Water, Air, and Soil Pollution*, 45, 77-96.
- Persson, T.; Wirén, A. und Andersson, S. (1990)** Effects of liming on carbon and nitrogen mineralization in coniferous forests; *Water, Air, and Soil Pollution*, 54, 351-364.
- Piirainen, S.; Domisch, T.; Moilanen, M. und Nieminen, M. (2013)** Long-term effects of ash fertilization on runoff water quality from drained peatland forests; *Forest Ecology and Management*, 287, 53-66.
- Pitman, R. M. (2006)** Wood ash use in forestry – a review of the environmental impacts; *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 79, 563-588.
- Potthoff, M.; Asche, N.; Stein, B.; Muhs, A. und Beese, F. (2008)** Earthworm communities in temperate beech wood forest soils affected by liming; *European Journal of Soil Biology*, 44, 247-254.
- Pretzsch, H. (1999)** *Waldwachstum im Wandel*; Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch, 118, 228-250.
- Pretzsch, H.; Schütze, G. und Uhl, E. (2013)** Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation; *Plant Biology*, 15, 483-495.
- Price, G. (2006)** *Australian soil fertility manual*, Fertilizer Industry Federation of Australia (FIFA), CSIRO Publishing, 168 S.
- Puhlmann, H.; Sohr, J.; Rinderer, M.; Prietzel, J.; Krüger, J. und Lang, F. (2020)** Wo der Phosphormangel droht; *AFZ-DerWald*, 2020, 20-23.
- Puhlmann, H.; von Wilpert, K.; Niederberger, J. und Marcq, B. (2007)** Forest hydrology – results of research in Germany and Russia; Part 1.2.3 Kleine Kinzig: forest liming to enhance the water quality in the catchment of a drinking-water reservoir, Deutsches IHP/HWRP-Nationalkomitee, IHP/HWRP-Berichte, 6, 23 S.
- Pynnönen, K. (1990)** Physiological responses to severe acid stress in four species of freshwater clams (Unionidae); *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 19, 471-478.
- Qin, J.; Hovmand, M. F.; Ekelund, F.; Rønn, R.; Christensen, S.; de Groot, G. A.; Mortensen, L. H.; Skov, S. und Krogh, P. H. (2017)** Wood ash application increases pH but does not harm the soil mesofauna; *Environmental Pollution*, 224, 581-589.
- Raghothama, K. G. (1999)** Phosphate acquisition; *Annual Review of Plant Biology*, 50, 665-693.

- Raspe, S. und Feger, K.-H. (1998)** Kapitel Bodenfestphase und behandlungsbedingte Veränderungen in: Raspe, S.; Feger, K.-H. und Zöttl, H. W. (Eds.) Ökosystemforschung im Schwarzwald: Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern, 203-222.
- Rat der Europäischen Gemeinschaften (1992)** Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, Rat der Europäischen Union (EU), 68 S.
- Reid, C. und Watmough, S. A. (2014)** Evaluating the effects of liming and wood-ash treatment on forest ecosystems through systematic meta-analysis; Canadian Journal of Forest Research, 44, 867-885.
- Reif, A.; Schulze, E. D.; Ewald, J. und Rothe, A. (2014)** Kalk im Wald – muss es sein?; FVA-einblick, 1/2014, 14-16.
- Reitsma, K. D.; Clay, D. E. und Carlson, C. G. (2011)** Kapitel 2: Soil Fertility in: Daneke, D. (Ed.) Alternative Practices for Agronomic Nutrient and Pest Management in South Dakota, 9-35.
- Rennenberg, H. (1999)** The significance of ectomycorrhizal fungi for sulfur nutrition of trees; Plant and Soil, 215, 115-122.
- Riedinger, R. (1994)** Boden- und Vegetationsveränderungen in den letzten 60 Jahren an ausgewählten Standorten im Staatswald Güglingen (Stromberg, Baden-Württemberg); Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg, 151, 250-279.
- Rineau, F.; Maurice, J.-P.; Nys, C.; Voiry, H. und Garbaye, J. (2010)** Forest liming durably impact the communities of ectomycorrhizas and fungal epigeous fruiting bodies; Annals of Forest Science, 67, 1-12.
- Ring, E.; Jacobson, S. und Nohrstedt, H.-Ö. (2006)** Soil-solution chemistry in a coniferous stand after adding wood ash and nitrogen; Canadian Journal of Forest Research, 36, 153-163.
- Rodenkirchen, H. (1995)** Nutrient pools and fluxes of the ground vegetation in coniferous forests due to fertilizing, liming and amelioration; Plant and Soil, 62, 383-390.
- Rogasik, J.; Kurtinec, P.; Panten, K.; Funder, U.; Rogasik, H.; Schroetter, S. und Schnug, E. (2005)** Kalkung und Bodenfruchtbarkeit; Landbauforschung Völkenrode, 286, 71-81.
- Rosseland, B. O. und Hindar, A. (1988)** Liming of lakes, rivers and catchments in Norway; Water, Air and Soil Pollution, 41, 165-188.
- Rost-Siebert, K. (1985)** Untersuchungen zur H- und Al-Ionen-Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies*, Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica*, L.) in Lösungskultur, Universität Göttingen, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, 12, 219 S.
- Rousk, J.; Bååth, E.; Brookes, P. C.; Lauber, C. L.; Lozupone, C.; Caporaso, J. G.; Knight, R. und Fierer, N. (2010)** Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil; The ISME journal, 4, 1-12.
- Rousk, J.; Demoling, L. A.; Bahr, A. und Bååth, E. (2008)** Examining the fungal and bacterial niche overlap using selective inhibitors in soil; FEMS Microbiology Ecology (Federation of European Microbiological Societies), 63, 350-358.
- Rout, G. R.; Samantary, S. und Das, P. (2001)** Aluminium toxicity in plants: a review; Agronomie, EDP Sciences, 21, 3-21.
- Roy, A. K.; Sharma, A. und Talukder, G. (1988)** Some aspects of aluminum toxicity in plants; The Botanical Review, 54, 145-178.
- Rubin, L. (2014)** Die Wirkung unterschiedlicher Basenträger auf Bodenstruktur und Bodenfunktion, Bachelorarbeit, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 48 S.
- Rumpf, S.; Ludwig, B. und Mindrup, M. (2001)** Effect of wood ash on soil chemistry of a pine stand in Northern Germany; Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 164, 569-575.

- Rumpf, S.; Schönefelder, E. und Ahrends, B. (2018)** Kapitel 3: Biometrische Schätzmodelle für Nährelementgehalte in Baumkompartimenten in: Rumpf, S.; Schönefelder, E. und Ahrends, B. (Eds.) Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit; Abschlussbericht zum Projekt 'Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)', Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 101, 33-73.
- Rundle, S. D.; Weatherley, N. S. und Ormerod, S. J. (1995)** The effects of catchment liming on the chemistry and biology of upland Welsh streams: testing model predictions; *Freshwater Biology*, 34, 165-175.
- Rusek, J. und Marshall, V. G. (2000)** Impacts of airborne pollutants on soil fauna; *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 395-423.
- Saarsalmi, A.; Tamminen, P.; Kukkola, M. und Levula, T. (2011)** Effects of liming on chemical properties of soil, needle nutrients and growth of Scots pine transplants; *Forest Ecology and Management*, 262, 278-285.
- Sartoris, F. J. (1992)** Ökophysiologische Untersuchungen zur Säuresensitivität der Bachflohkrebse *Gammarus pulex* (L.) und *Gammarus fossarum* (Koch), Dissertation, Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, 138 S.
- Schack-Kirchner, H. und Hildebrand, E. E. (1998)** Changes in soil structure and aeration due to liming and acid irrigation; *Plant and Soil*, 199, 167-176.
- Schäffer, J. (2002)** Meliorationswirkung und ökosystemare Risiken von Holzascheausbringung auf Waldböden Südwestdeutschlands; *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, 43, 39-52.
- Schäffer, J.; Buberl, H. G.; von Wilpert, K. und Morell, M. (2012)** Bodenschutzkalkungskonzept und Biomasse/Holzasche-Kreislauf – Strategie und operative Umsetzung; *AFZ-DerWald*, 10-11i/2012, 55-57.
- Schäffer, J.; Geißen, V.; Hoch, R. und von Wilpert, K. (2001)** Waldkalkung belebt Böden wieder; *AFZ-DerWald*, 21/2001, 1106-1109.
- Schäffer, J.; Niederberger, J. und von Wilpert, K. (2002)** Verwendung von Holzasche bei der Kalkung von Waldböden – Chancen und Risiken; *AFZ-DerWald*, 16/2002, 829-832.
- Schäffer, J. und Pfeiffer, M. (2007)** Diversität von Humusform und humusbesiedelnder Bodenfauna; *AFZ-DerWald*, 20/2007, 1073-1073.
- Schlüter, H. (1966)** Untersuchungen über die Auswirkung von Bestandskalkungen auf die Bodenvegetation in Fichtenforsten; *Die Kulturpflanze*, 14, 45-60.
- Schmidt, M. (1986)** Laborversuche über Auswirkungen staubförmiger Kalkdünger auf die Kahlrückige Waldameise, *Formica polyctena* Först. (Hym., Formicidae); *Anzeiger für Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz*, 59, 29-34.
- Schmidt, W. (2002)** Einfluss der Bodenschutzkalkungen auf die Waldvegetation; *Forstarchiv*, 73, 43-54.
- Schnug, E. und Haneklaus, S. (2002)** Landwirtschaftliche Produktionstechnik und Infiltration von Böden – Beitrag des ökologischen Landbaus zum vorbeugenden Hochwasserschutz; *Landbauforschung Völkenrode*, 52, 197-203.
- Schramek, J.; Gehrlein, U.; Geißendörfer, M.; Nitsch, H.; Pabst, H.; Seibert, O.; Spengler, B.; Steil, C.; Strobel-Unbehaun, T.; Weller, A.; Nöhring, K.; Wilhelm, S.; Wippel, B.; Rutz, C. und Peter, S. (2017)** Bewertung des Maßnahmen- und Entwicklungsplans Ländlicher Raum Baden-Württemberg 2014-2020 (MEPL III) – Bewertungsbericht 2017 (Bezugszeitraum 2014-2016), Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, 373 S.
- Schulze, E.-D. (1989)** Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest; *Science*, 244, 776-783.
- Schwarz, D.; Fäth, J. und Göttlein, A. (2015)** Entwicklung eines standardisierten Verfahrens zur Untersuchung der Metallionenfreisetzung von Geschossmaterialien in der Umwelt; *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 186, 175-187.

- Schweizerische Eidgenossenschaft (2017)** Optionen zur Kompensation der Versauerung von Waldböden und zur Verbesserung der Nährstoffsituation von Wäldern – Darstellung und Bewertung. Bericht des Bundesrates in Erfüllung des Postulats von Siebenthal (13.4201) 'Rückführung von Asche in den Wald als Sofortmassnahme gegen Bodenversauerung', 48 S.
- Seibt, G.; Knigge, W.; Reemtsma, J. B. und Ulrich, B. (1968)** Untersuchungen über den Einfluss verschiedener Düngungsmaßnahmen auf Ertragsleistung, Holzeigenschaften, nadelanalytische Merkmale und Bodenzustand des Fichtenbestandes im Düngungsversuch Oerrel, Lintzel; Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 139, 57-71.
- Seidl, R.; Spies, T. A.; Peterson, D. L.; Stephens, S. L. und Hicke, J. A. (2016)** Searching for resilience: addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services; Journal of Applied Ecology, 53, 120-129.
- Siepel, H.; Bobbink, R.; van de Riet, B. P.; van den Burg, A. B. und Jongejans, E. (2019)** Long-term effects of liming on soil physico-chemical properties and micro-arthropod communities in Scotch pine forest; Biology and Fertility of Soils, 55, 675-683.
- Simbrey, J. (1987)** Der Waldboden als Lebensraum – Belastung und Gefährdung; AFZ-DerWald, 6/1987, 113-115.
- Skeldon, M. A.; Vadeboncoeur, M. A.; Hamburg, S. P. und Blum, J. D. (2007)** Terrestrial gastropod responses to an ecosystem-level calcium manipulation in a northern hardwood forest; Canadian Journal of Zoology, 85, 994-1007.
- Smallidge, P. J.; Brach, A. R. und Mackun, I. R. (1993)** Effects of watershed liming on terrestrial ecosystem processes; Environmental Reviews, 1, 157-171.
- Smeets, E. M. und Faaij, A. P. (2007)** Bioenergy potentials from forestry in 2050; Climatic Change, 81, 353-390.
- Smith, F. H.; Beeson, K. C. und Price, W. E. (1956)** Chemical composition of herbage browsed by deer in two wildlife management areas; The Journal of Wildlife Management, 20, 359-367.
- Smith, S. E. und Read, D. J. (1996)** Mycorrhizal symbiosis, Elsevier, 605 S.
- Sommer, M.; Ehrmann, O.; Friedel, J. K.; Martin, K.; Vollmer, T. und Turian, G. (2002)** Böden als Lebensraum für Organismen – Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs, Institut für Bodenkunde und Standortslehre an der Universität Hohenheim, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 63, 163 S.
- Šrámek, V.; Novotný, R.; Fiala, P.; Neudertová-Hellebrandová, K.; Reininger, D.; Samek, T.; Čihák, T. und Fadrohnsová, V. (2016)** Waldkalkung in der Tschechischen Republik, Ministry of Agriculture of the Czech Republic, 71 S.
- Staelens, J.; de Schrijver, A.; Verheyen, K. und Verhoest, N. E. C. (2008)** Rainfall partitioning into throughfall, stemflow, and interception within a single beech (*Fagus sylvatica* L.) canopy: Influence of foliation, rain event characteristics, and meteorology; Hydrological processes, 22, 33-45.
- Steenari, B. M.; Lindqvist, O.; Marsic, N.; Karlsson, L. G. und Tomsic, A. (1998)** Long-term leaching of stabilized wood ash; Scandinavian Journal of Forest Research, 2, 3-16.
- Stetter, U. (2010)** Bodenschutzkalkung? Fraget die Bäume ...; LWF aktuell, 78/2010, 25-27.
- Stöven, K. und Schnug, E. (2005)** Kalkung und Bodenleben; Landbauforschung Völkenrode, 286, 113-120.
- Straatsma, G. und van Griensven, L. J. (1986)** Growth requirements of mycelial cultures of the mycorrhizal mushroom *Cantharellus cibarius* Fr.; Transactions of the British Mycological Society, 87, 135-141.
- Stupak, I.; Asikainen, A.; Jonsell, M.; Karlton, E.; Lunnan, A.; Mizaraité, D.; Pasanen, K.; Pärn, H.; Raulund-Rasmussen, K. und Röser, D. (2007)** Sustainable utilisation of forest biomass for energy – possibilities and problems: Policy, legislation, certification, and recommendations and guidelines in the Nordic, Baltic, and other European countries; Biomass and Bioenergy, 31, 666-684.
- Stutchbury, B. J.; Capuano, B. und Fraser, G. S. (2005)** Avian frugivory on a gap-specialist, the red elderberry (*Sambucus racemosa*); The Wilson Bulletin, 117, 336-340.

- Sucker, C.; Puhmann, H.; Zirlewagen, D.; von Wilpert, K. und Feger, K.-H. (2009) Bodenschutzkalkungen in Wäldern zur Verbesserung der Wasserqualität – Vergleichende Untersuchungen auf Einzugsgebietsebene; *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 53, 250-262.
- Sucker, C.; von Wilpert, K. und Puhmann, H. (2011) Acidification reversal in low mountain range streams of Germany; *Environmental Monitoring and Assessment*, 174, 65-89.
- Sverdrup, H. und de Vries, W. (1994) Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method; *Water, Air, and Soil Pollution*, 72, 143-162.
- Sverdrup, H. und Warfvinge, P. (1993) Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE; *Applied Geochemistry*, 8, 273-283.
- Talkner, U.; Meiwes, K. J.; Potočić, N.; Seletković, I.; Cools, N.; de Vos, B. und Rautio, P. (2015) Phosphorus nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.) is decreasing in Europe; *Annals of Forest Science*, 72, 919-928.
- Talkner, U.; Riek, W.; Dammann, I.; Kohler, M.; Göttlein, A.; Mellert, K. H. und Meiweis, K. J. (2019) Kapitel 9: Nutritional Status of Major Forest Tree Species in Germany, in: Canadell, J. G.; Díaz, S.; Heldmaier, G.; Jackson, R. B.; Levia, D. F.; Schulze, E.-D.; Sommer, U. und Wardle, D. A. (Eds.) *Status and Dynamics of Forests in Germany – Results of the National Forest Monitoring*, 237, 261-294.
- Talkner, U. und Zederer, D. P. (2020) Die Phosphorversorgung der Rotbuche; *AFZ-Der Wald*, 3/2020, 12-15.
- Taylor, A. F. S. und Finlay, R. D. (2003) Effects of liming and ash application on below ground ectomycorrhizal community structure in two Norway spruce forests; *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 3, 63-76.
- Thiffault, E.; Hannam, K. D.; Paré, D.; Titus, B. D.; Hazlett, P. W.; Maynard, D. G. und Brais, S. (2011) Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests – a review; *Environmental Reviews*, 19, 278-309.
- Thomas, F. M.; Krug, K.; Zoldan, J. und Schröck, H.-W. (2019) Long-term effects of liming on the species composition of the herb layer in temperate Central-European forests; *Forest Ecology and Management*, 437, 49-58.
- Thoms, C.; Buresch, M.; Mindrup, M.; Sennhenn-Reulen, H.; Talkner, U.; Eichhorn, J.; Greve, M.; Hannemann, J.; Hartmann, P.; Haßdenteufel, M.; Jansone, L.; Krüger, C.; Riek, W. und Russ, A. (2018) Abschlussbericht des vom BMEL geförderten Modellvorhabens zur Förderung von "Maßnahmen zur nachhaltigen Nährstoffversorgung und Gesunderhaltung von Wäldern", Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, 182 S.
- Thomson, B. D.; Grove, T. S.; Malajczuk, N. und Hardy, G. E. S. (1996) The effect of soil pH on the ability of ectomycorrhizal fungi to increase the growth of *Eucalyptus globulus* Labill.; *Plant and Soil*, 178, 209-214.
- Tisdall, J. M. und Oades, J. M. (1982) Organic matter and water-stable aggregates in soils; *Journal of Soil Science*, 33, 141-163.
- Traaen, T.; Frogner, T.; Hindar, A.; Kleiven, E.; Lande, A. und Wright, R. (1997) Whole-catchment liming at Tjønnstrond, Norway: an 11-year record; *Water, Air, and Soil Pollution*, 94, 163-180.
- Tschöpe, V. und Mayer, J. (2015) Einfluss der terrestrischen Bodenschutzkalkung auf das grüne Besenmoos; *Jahresberichte der FVA*, 1/2015, 22-23.
- Turnpenny, A. W. H.; Fleming, J. M. und Wood, R. (1995) The brown trout population at Loch Fleet eight years after liming; *Chemistry and Ecology*, 9, 179-191.
- Ulrich, B. (1981) Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand; *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 144, 289-305.
- Ulrich, B. (1985) Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung; *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 43, 159-187.
- Ulrich, B. (1986) Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten; *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 105, 421-435.

- Ulrich, B. und Matzner, E. (1986)** Anthropogenic and natural acidification in terrestrial ecosystems; Cellular and Molecular Life Sciences, 42, 344-350.
- Ulrich, B. und Meyer, H. (1987)** Chemischer Zustand der Waldböden Deutschlands zwischen 1920 und 1960, Ursachen und Tendenzen seiner Veränderung, Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben der Universität Göttingen, Reihe B, Vol. 6, 125 S.
- Ungerböck, E. (2010)** Probleme und Ansätze der Verbißschadensbewertung, Masterarbeit, Universität für Bodenkultur Wien, 76 S.
- van Breemen, N. (1990)** Deterioration of forest land as a result of atmospheric deposition in Europe: a review, in: Gessel, S. P.; Lacate, D. S.; Weetman, G. F. und Powers, R. F. (Eds.) 7th North American Forest Soils Conference: Sustained productivity of forest soils, Vancouver, Kanada, 24.-28.07.1988, 40-48.
- van der Perre, R.; Jonard, M.; André, F.; Nys, C.; Legout, A. und Ponette, Q. (2012)** Liming effect on radial growth depends on time since application and on climate in Norway spruce stands; Forest Ecology and Management, 281, 59-67.
- van Dobben, H. F.; Dirkse, G. M.; ter Braak, C. J. F. und Tamm, C. O. (1992)** Effects of acidification, liming and fertilization on the undergrowth of a pine forest stand in central Sweden, DLO Institute for Forestry and Nature Research Wageningen, RIN report, 92, 29 S.
- Vance, E. D. (1996)** Land application of wood-fired and combination boiler ashes: an overview; Journal of environmental quality, 25, 937-944.
- Vanguelova, E. I.; Hirano, Y.; Eldhuset, T. D.; Sas-Paszt, L.; Bakker, M. R.; Püttsepp, Ü.; Brunner, I.; Löhmus, K. und Godbold, D. (2007)** Tree fine root Ca/Al molar ratio – indicator of Al and acidity stress; Plant Biosystems, 141, 460-480.
- Vejre, H.; Ingerslev, M. und Raulund-Rasmussen, K. (2001)** Fertilization of Danish forests: a review of experiments; Scandinavian Journal of Forest Research, 16, 502-513.
- Vesterdal, L. und Raulund-Rasmussen, K. (1998)** Forest floor chemistry under seven tree species along a soil fertility gradient; Canadian Journal of Forest Research, 28, 1636-1647.
- Virtanen, R.; Johnston, A. E.; Crawley, M. J. und Edwards, G. (2000)** Bryophyte biomass and species richness on the Park Grass Experiment, Rothamsted, UK; Plant Ecology, 151, 129-141.
- Vitousek, P. M.; Porder, S.; Houlton, B. Z. und Chadwick, O. A. (2010)** Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions; Ecological Applications, 20, 5-15.
- von Wilpert, K. (2014)** Begründung, Technik und Wirkung der Bodenschutzkalkung; FVA-einblick, 1/2014, 10-13.
- von Wilpert, K.; Ahrends, B.; Weis, W.; Vonderach, C.; Puhlmann, H.; Köhler, D.; Sucker, C.; Kändler, G. und Nagel, J. (2018)** Kapitel 15: Standortangepasste Nutzungsintensitäten und forstliche Handlungsoptionen in: von Wilpert, K.; Ahrends, B.; Weis, W.; Vonderach, C.; Puhlmann, H.; Köhler, D.; Sucker, C.; Kändler, G. und Nagel, J. (Eds.) Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit; Abschlussbericht zum Projekt 'Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)', Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 101, 325-373.
- von Wilpert, K.; Bösch, B.; Bastian, P.; Zirlewagen, D.; Hepperle, F.; Holzmann, S.; Puhlmann, H.; Schäffer, J.; Kändler, G. und Sauter, U. H. (2011a)** Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 87, 155 S.
- von Wilpert, K.; Hartmann, P.; Puhlmann, H.; Gaertig, T. und Thren, M. (2020a)** Bedeutung von Bodenzustand und Bodenschutzkalkung für die Walderneuerung im Klimawandel, Teil 2: Stabilisierungswirkung von Bodenschutzkalkungen im Klimawandel; AFZ-Der Wald, 11/2020, 72-75.
- von Wilpert, K.; Hartmann, P.; Puhlmann, H.; Gaertig, T. und Thren, M. (2020b)** Bedeutung von Bodenzustand und Bodenschutzkalkung für die Walderneuerung im Klimawandel, Teil 3: Bodenschutzkalkung zur Stabilisierung des Waldes; AFZ-Der Wald, 12/2020, 25-27.

- von Wilpert, K.; Hartmann, P. und Schäffer, J. (2013)** Regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung, Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), 54, 38 S.
- von Wilpert, K.; Hartmann, P. und Schäffer, J. (2016)** Quality control in a wood ash re-cycling concept for forests; VGB PowerTech Journal, 4, 67-72.
- von Wilpert, K. und Hildebrand, E. E. (1997)** Kaliummangel in Wäldern durch selektive Kaliumverarmung von Aggregatoberflächen; Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 85, 449-452.
- von Wilpert, K.; Hildebrand, E. E. und Huth, T. (1993)** Ergebnisse des Praxis-Großdüngerversuches – Abschlussbericht über die Anfangsaufnahmen (1985/1986) und die Endaufnahmen (1989/1990), Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), 171, 133 S.
- von Wilpert, K. und Lukes, M. (2003)** Ecochemical effects of phonolite rock powder, dolomite and potassium sulfate in a spruce stand on an acidified glacial loam; Nutrient Cycling in Agroecosystems, 65, 115-127.
- von Wilpert, K.; Niederberger, J. und Puhmann, H. (2007)** Fallstudien zur Bewertung und Entwicklung forstbetrieblicher Optionen zur Sicherung der Wassergüte in bewaldeten Einzugsgebieten – Wirkung von Bodenschutzkalkungen auf die Wasserqualität, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 75, 65 S.
- von Wilpert, K.; Schäffer, J.; Holzmann, S.; Meining, S.; Zirlewagen, D. und Augustin, N. (2010)** Was Waldzustandserfassung und Forstliche Umweltüberwachung bewirkt haben – Ableitung eines langfristigen Kalkungsprogramms; AFZ-DerWald, 3/2010, 20-25.
- von Wilpert, K.; Zirlewagen, D.; Holzmann, S. und Schäffer, J. (2011b)** Bodendaten der BZE, Grundlage für eine langfristige Bodenschutzkalkungsstrategie; Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 88, 42-52.
- Wallner, K. (2019)** Orientierende Laborversuche zur Wirkung von Holzaschen bzw. Dolomit/Holzasche-Gemischen, Landesansalt für Bienenkunde, Universität Hohenheim, 4 S. (unveröffentlicht)
- Weatherley, N. S. (1988)** Liming to mitigate acidification in freshwater ecosystems: a review of the biological consequences; Water, Air, and Soil Pollution, 39, 421-437.
- Weber, J. (2004)** Kapitel 12: Zur Entwicklung der Pilzflora im Bannwald „Conventwald“ von 1974 bis 1996. Vergleichende Untersuchungen von Bestandesstruktur und Pilzgemeinschaften in: Bücking, W. (Ed.) Bannwald "Conventwald" – Monographie, Waldschutzgebiete Baden-Württemberg, 2, 99-110.
- Weis, W. und Ahrends, B. (2018)** Kapitel 9: Nutzungsfreie Stoffbilanzen für die Punkte der BZE II, in: Weis, W. und Ahrends, B. (Eds.) Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit; Abschlussbericht zum Projekt 'Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)', Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 101, 206-226.
- Weis, W.; Gruber, A.; Huber, C. und Göttlein, A. (2009)** Element concentrations and storage in the aboveground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Höglwald; European Journal of Forest Research, 128, 437-445.
- Weis, W. und Köhler, D. (2018)** Kapitel 13: Wirkung intensiver Biomasseernte auf den Kohlenstoffhaushalt im Wald in: Weis, W. und Köhler, D. (Eds.) Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit; Abschlussbericht zum Projekt 'Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)', Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 101, 284-310.
- Weis, W.; Schäff, T.; Köhler, D. und Kölling, C. (2018)** Kapitel 8: Stoffausträge mit dem Sickerwasser für die BZE II in: Weis, W.; Schäff, T.; Köhler, D. und Kölling, C. (Eds.) Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit; Abschlussbericht zum Projekt 'Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)', 101, 181-205.
- Weissen, F. und Jacqmain, M. (1978)** Calcium fertilizer, old spruce stands, litter modification in Belgium; Bulletin des Recherches Agronomiques de Gembloux, 13, 353-371.

- Wellbrock, N.; Bolte, A. und Flessa, H. (2016)** Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report, 43, 495 S.
- Wellenstein, G. (1990a)** Die Bedeutung der hügelbauenden Waldameisen für die Bienenzucht; Die Biene, 1/1990, 53-56.
- Wellenstein, G. (1990b)** Kritische Stellungnahme zur Waldkalkung aus der Sicht des Forstzoologen; Allgemeine Forstzeitschrift, 30-31/1990, 794-794.
- Westling, O. und Zetterberg, T. (2007)** Recovery of acidified streams in forests treated by total catchment liming; Water, Air, and Soil Pollution: Focus, 7, 347-356.
- Wheeler, K. A.; Hurdman, B. F. und Pitt, J. (1991)** Influence of pH on the growth of some toxigenic species of *Aspergillus*, *Penicillium* and *Fusarium*; International Journal of Food Microbiology, 12, 141-149.
- Wilhelmi, V. (1989)** Mikrobiologische Meßparameter als Belastungs- und Vitalitätsindikator des Bodens; AFZ-DerWald, 5/1989, 124-125.
- Williams, T. M.; Hollis, C. A. und Smith, B. R. (1996)** Forest soil and water chemistry following bark boiler bottom ash application; Journal of environmental quality, 25, 955-961.
- Winter, K. (1990a)** Auswirkungen der Waldkalkung auf oberirdisch lebende Insekten; Forst und Holz, 6, 148-151.
- Winter, K. (1990b)** Wie wirkt sich die Waldkalkung auf Tiere oberhalb des Bodens aus?; Allgemeine Forstzeitschrift, 30-31/1990, 795-796.
- www.fva-bw.de (2014)** <https://www.fva-bw.de/projekte/projekt/1301-waldzielartenkonzept-pflanzen-und-vegetationsmonitoring-in-waldschutzgebieten>, 08.02.2021.
- Young, J. R.; How, M. J.; Walker, A. P. und Worth, W. M. H. (1988)** Classification as corrosive or irritant to skin of preparations containing acidic or alkaline substances, without testing on animals; Toxicology in Vitro, 2, 19-26.
- Yun, D.-R. und Chai, J.-K. (2004)** The cultivate characteristics and the wood rotting ability and type of the *Kuehneromyces mutabilis*; Journal of Mushroom, 2, 192-199.
- Zang, C.; Hartl-Meier, C.; Dittmar, C.; Rothe, A. und Menzel, A. (2014)** Patterns of drought tolerance in major European temperate forest trees: climatic drivers and levels of variability; Global Change Biology, 20, 3767-3779.
- Zimmermann, S. und Frey, B. (2002)** Soil respiration and microbial properties in an acid forest soil: effects of wood ash; Soil Biology and Biochemistry, 34, 1727-1737.
- Zimmermann, S.; Hässig, J. und Landolt, W. (2010)** Literaturreview Holzasche – Wald. Nährstoffentzug durch Holzernte. Ascherückführung in den Wald. Abiotische und biotische Wirkungen, Eidgenössische Forschungsanstalt Wald, Schnee und Landschaft (WSL), 80 S.
- Zirlewagen, D. und von Wilpert, K. (2004)** Using model scenarios to predict and evaluate forest-management impacts on soil base saturation at landscape level; European Journal of Forest Research, 123, 269-282.
- Zirlewagen, D. und von Wilpert, K. (2010)** Upscaling of environmental information: support of land-use management decisions by spatio-temporal regionalization approaches; Environmental Management, 46, 878-93.
- Zöttl, H. W. (1990)** Ernährung und Düngung der Fichte; Forstwissenschaftliches Centralblatt, 109, 130-137.

