

Räumlich hoch aufgelöste Modellierung der Basensättigung
in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft
(Nordwestschweiz)

Von der Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover
zur Erlangung des Grades
Doktorin der Naturwissenschaften
Dr. rer. nat.
genehmigte Dissertation
von
Dipl.-Geogr. Kristin Fracek
geboren am 13. Januar 1984, in Hannover

2013

Referent: Prof. Dr. Thomas Mosimann

Korreferent: Prof. Dr. Gerald Kuhnt

Tag der Promotion: 24. April 2013

Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand am Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover, im Rahmen des Projektes MODELLIERUNG VON WALDBODENEIGENSCHAFTEN IM KANTON BASEL-LANDSCHAFT (Nordwestschweiz).

An dieser Stelle möchte ich mich ganz herzlich bei allen Personen bedanken, die mich bei der Erstellung dieser Arbeit begleitet und unterstützt haben.

Besonderer Dank gilt meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. Thomas Mosimann für die intensive fachliche Betreuung und die beständige Unterstützung während des gesamten Entstehungsprozesses dieser Arbeit. Bei Herrn Prof. Dr. Gerald Kuhnt möchte ich mich für die Übernahme des Korreferates bedanken.

Für die organisatorische Unterstützung bei der Geländearbeit und die Betreuung bei den Laborarbeiten danke ich den Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen im Amt für Umweltschutz und Energie des Kantons Basel-Landschaft (Schweiz), insbesondere Dr. Roland Bono, Daniel Schmutz und Iwan Fankhauser.

Ebenso möchte ich mich bei den Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen im Labor des Instituts für Bodenkunde der Leibniz Universität Hannover bedanken. Besonders bei Ulrike Pieper, Roger-Michael Klatt und dem ehemaligen Mitarbeiter Dr. Holger Ciglasch für die große Hilfsbereitschaft und die intensive Betreuung bei den Laborarbeiten.

Gedankt sei außerdem meinen Arbeitskollegen und Arbeitskolleginnen am Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie für die vielen interessanten Gespräche und die moralische Hilfestellung.

Ein ganz besonderer Dank gilt meiner Familie, insbesondere meinen Eltern Elisabeth und Hans Peter Fracek, meiner Schwester Annika Fracek sowie meinem Verlobten Mirco Fricke. Durch ihren Rückhalt und ihre grenzenlose Unterstützung haben sie entscheidend zum Entstehen dieser Arbeit beigetragen.

Des Weiteren möchte ich mich bei Brigitte Strübin für ihre Hilfsbereitschaft und große Gastfreundschaft während meiner Aufenthalte in der Schweiz bedanken. Für die durchgeführten Korrekturarbeiten danke ich Mirjam Reisner, Mareike Schutt und Roman Fricke ganz herzlich.

Kurzzusammenfassung

Als Folge der fortschreitenden Versauerung durch atmogene Säureeinträge und ökosysteminterne Säureproduktion nimmt die Basensättigung in den Waldböden ab. Durch Nährstoffmangel sind Waldökosysteme zunehmend gefährdet.

Vor diesem Hintergrund entwickelt die vorliegende Arbeit ein Modell zur räumlichen Vorhersage der Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft (Nordwestschweiz). Es dient dazu, Waldstandorte mit unzureichender Nährstoffversorgung zu identifizieren und bildet damit eine wichtige Informationsgrundlage für die waldbauliche Entwicklungsplanung.

Die Modellierung erfolgt auf Basis von 79 untersuchten Waldstandorten unter Einbezug bereits vorhandener Standort- und Flächeninformationen, die im Rahmen des Projektes MODELLIERUNG VON WALDBODENEIGENSCHAFTEN IM KANTON BASEL-LANDSCHAFT gewonnen worden sind.

Der Modellentwicklung vorausgegangen sind detaillierte Untersuchungen zur Ausprägung der Basensättigung an 110 Standorten und zu den vorherrschenden standortspezifischen Prozesszusammenhängen. Mit dem Wissen, dass sich sowohl anhand der Azidität als auch anhand der Entkalkungstiefe direkte Informationen zur Basensättigung gewinnen lassen, wird zusätzlich ein Prognosemodell zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches entwickelt. Flächendaten zur Azidität stehen aus dem angeführten Projekt bereits zur Verfügung.

Die verwendete Methodik der Modellentwicklung kombiniert empirisch-statistische Analysen mit Expertenwissen. Die Vorhersage erfolgt faktorenbasiert, durch die Verknüpfung der für das jeweilige Prognosemodell relevanten Prädiktoren in Form von Entscheidungsbäumen.

Das Prognosemodell zur Entkalkungstiefe wird auf Grundlage von 329 punktbezogenen Eingangsdaten unter Verwendung von acht Prädiktoren erstellt. Die Ergebniskarte liefert für 87 % der Waldfläche (rund 200 km²) nachvollziehbare, kleinräumig differenzierte Informationen.

In das Prognosemodell der Basensättigung gehen neben der Entkalkungstiefe und der Azidität auch der Gesteinstyp, der Waldbestand und ein Lageparameter als Prädiktoren ein. Die Vorhersage erfolgt tiefendifferenziert auf Basis von 97 (Oberboden) bzw. 65 (Unterboden) Punktdaten. Die Ergebniskarten zum Ober- bzw. Unterboden liefern räumlich hoch aufgelöste Informationen für 75 % bzw. 84 % der Waldfläche. Großflächig besteht aktuell keine Gefährdung durch Nährstoffmangel. Kleinräumig werden jedoch die baumartspezifischen Mindestanforderungen unterschritten und vereinzelt sogar ein für das Pflanzenwachstum generell kritischer Basensättigungswert unter 15 % erreicht. Dies betrifft insbesondere die Oberböden sehr stark versauerter (umgelagerter) Deckenschotter und Löss-/Decklehme unter Fichtenreinbestockung.

Einschränkungen in Bezug auf die Prognosemöglichkeit und -genauigkeit sind primär auf die Datengrundlagen zurückzuführen. Teilweise fehlen Informationen zur Decklehm-Verbreitung und naturbedingte Heterogenitäten führen zu Unschärfen in den Flächeninformationen der Azidität. Anhand der aufgestellten Entscheidungsbäume lässt sich die Basensättigung einzelner Standorte aber jederzeit direkt vor Ort einschätzen.

Neben der Identifikation unzureichend nährstoffversorgter Standorte anhand der gewonnenen Flächeninformationen zur Basensättigung besteht zukünftig zudem die Möglichkeit, die beiden entwickelten Prognosemodelle für die Beurteilung des Versauerungsrisikos zu verwenden.

Schlüsselworte: Digitale Bodenvorhersage, Wissensbasierte Modellierung, Entscheidungsbäume, Waldbodeneigenschaften, Bodenversauerung, Basensättigung, Entkalkungstiefe.

Abstract

The base saturation in forest soils is continuously decreasing due to progressive acidification caused by atmospheric acid deposition and the acid production within an ecosystem. Forest ecosystems are being jeopardized by an increasing lack of nutrients.

In this context the aim of this thesis is to design and test a model that can predict the spatial distribution of the base saturation in forest soils of the Canton Basel-Landschaft (Northwest Switzerland). The model can identify forest sites with an inadequate supply of nutrients and therefore provide important information for forest management plans.

The modeling approach is based on 79 forest sites, combined with available site and area information derived from the project MODELLIERUNG VON WALDBODENEIGENSCHAFTEN IM KANTON BASEL-LANDSCHAFT.

Preliminary studies were conducted on the base saturation of 110 study sites and on prevailing related local processes. Based on the knowledge that not only the acidity but also the depth of non-calcareous soil provides direct information on the base saturation, an additional model for predicting non-calcareous soil depths was developed. Area data on acidity had already been provided for by the project mentioned above.

The method used to develop the model combines empirical-statistical analysis with expert knowledge. The prediction is decision-based by linking relevant predictors for each model provided by classification trees.

The modeled prediction for non-calcareous soil depth utilized 329 data points and eight predictors. The resulting map provides comprehensible, locally differentiated information for 87 % of the forested area (about 200 km²).

The prediction model for base saturation utilized not only the non-calcareous soil depth and the acidity, also the predictors bedrock, forest type and a spatial position parameter. The prediction is depth-specific and based on 97 topsoil and 65 subsoil data points. The resulting maps show high-resolution spatial information for 75 % (topsoil) and 84 % (subsoil) of the forested area. At the moment there is no wide-spread risk of nutrient deficiency. However, locally the tree-specific minimal requirement for base saturation is being undermined and in single cases, even the generally critical value of below 15 % for plant growth is being reached. Especially the topsoils of highly acidic (redeposited) sheet gravel and loess/cover loams of pure spruce stocks are at risk.

The potential and accuracy of the predictions were limited primarily by the quality of the available data. In some cases there were no data on the spatial distribution of cover loams; and natural site-specific heterogeneities led to fuzzy area information on acidity. However, based on the classification trees, the base saturation of a local study site can be predicted directly on site at any time.

Beside the identification of forest sites with an inadequate nutrient supply (obtained by the base saturation prediction model), in the future, the both prediction models can be used to assess the risk of further acidification.

Keywords: Digital soil mapping, knowledge-based modeling, classification trees, forest soil properties, soil acidification, base saturation, non-calcareous soil depth.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	I
Kurzzusammenfassung	II
Abstract	III
Inhaltsverzeichnis	IV
Abbildungsverzeichnis	VI
Tabellenverzeichnis	VIII
Symbol- und Abkürzungsverzeichnis	IX
1 Einleitung: Die Gefährdung von Waldökosystemen durch Nährstoffmangel	1
2 Forschungsstand, Zielsetzung und Untersuchungsgebiet	3
2.1 Aktueller Forschungsstand	3
2.2 Hauptfragestellungen und Zielsetzung	8
2.3 Naturräumliche Charakterisierung des Kantons Basel-Landschaft	10
3 Methodisches Vorgehen und Datenmaterial	13
3.1 Konzept der Arbeit	13
3.2 Flächendaten	15
3.3 Eingangsdaten zur Entkalkungstiefe und zur Basensättigung	16
3.3.1 Vorhandene Daten in der Waldbodendatenbank	16
3.3.2 Untersuchung zusätzlicher Waldstandorte	16
3.3.2.1 Standortauswahl	17
3.3.2.2 Aufnahmemethodik	19
3.3.2.3 Laboranalysen	21
3.3.3 Standardisierung der Daten	23
3.4 Methodik der Modellentwicklung und Modellvalidierung	25
3.4.1 Theoretische Überlegungen	25
3.4.2 Wissensbasierte Entwicklung der Entscheidungsbäume	29
3.4.3 Klassifikation der Entkalkungstiefe und der Basensättigung	32
3.4.4 Validierung	35
3.5 Technische Umsetzung	36
4 Die Situation der Basensättigung in den versauerten Waldböden des Kantons Basel-Landschaft	37
4.1 Der Basensättigungsgrad von Böden mit pH-Werten über 5	37
4.2 Das Spektrum der Basensättigung in den versauerten Waldböden	37
4.3 Untersuchung standortspezifischer Ausprägungen der Basensättigung und Ermittlung von Prozesszusammenhängen	39
4.3.1 Der Einfluss der Gesteine und Deckschichten auf die Basensättigung	39
4.3.2 Darstellung typischer Verlaufsformen der Basensättigung im Tiefenprofil ausgewählter Waldstandorte	45

4.3.3	Der Einfluss der Azidität auf die Ausprägung der Basensättigung	51
4.3.3.1	Theoretischer Hintergrund: Pufferung und Pufferbereiche	51
4.3.3.2	Der Zusammenhang zwischen pH-Wert und Basensättigung in den untersuchten Waldböden	53
4.4	Fazit zur Situation der Basensättigung in den versauerten Waldböden und zu den ermittelten Prozesszusammenhängen	57
5	Räumlich hoch aufgelöste Modellierung der Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft	59
5.1	Entwicklung und Kalibrierung der Entscheidungsbäume	59
5.2	Validierung des Prognosemodells zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches	65
5.3	Ergebnisse der Modellierung: Die Karte zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches	67
5.3.1	Regionale Übersicht	67
5.3.2	Detailbetrachtung anhand eines Beispielgebietes im Tafeljura	69
5.4	Grenzen des Prognosemodells zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches	71
5.5	Fazit zum Prognosemodell der Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches im Hinblick auf die Modellierung der Basensättigung	73
6	Räumlich hoch aufgelöste Modellierung der Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft	74
6.1	Grundstruktur des Modells und Übersicht zu den verwendeten Prädiktoren	74
6.2	Die Prognosefähigkeit der einzelnen Prädiktoren	76
6.2.1	Azidität	76
6.2.2	Petrographische Gesteinstypen	77
6.2.3	Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches	80
6.2.4	Waldbestand	83
6.2.5	Lageparameter in der Bodenregion Lösshügelland	85
6.3	Standorteigenschaften mit ungenügender Aussagekraft für die Modellierung der Basensättigung	87
6.4	Vorstellung des Aufbaus der Entscheidungsbäume zur Vorhersage der Basensättigung	89
6.4.1	Prinzipieller Aufbau	89
6.4.2	Einbau und Verknüpfung der einzelnen Prädiktoren	91
6.5	Validierung des Prognosemodells zur Basensättigung	97
6.6	Ergebnisse der Modellierung: Die Karten zur Basensättigung	100
6.6.1	Regionale Übersicht	100
6.6.2	Detailbetrachtung anhand von Beispielgebieten	104
6.7	Grenzen des Prognosemodells zur Basensättigung	111
7	Ausblick	116
8	Zusammenfassung	118
9	Literaturverzeichnis	122
Anhang		131

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Übersicht zur naturräumlichen Gliederung des Kantons Basel-Landschaft in die drei Bodenregionen Lösshügelland, Jura (Tafel- und Faltenjura) und Talböden und ihren charakteristischen bodenbildenden Substraten.	12
Abb. 2	Konzeptioneller Aufbau und Ablauf der Arbeit.	14
Abb. 3	Übersicht zur räumlichen Lage der 79 untersuchten Raster-Standorte im Kanton Basel-Landschaft.	18
Abb. 4	Schema der Rasterbeprobung für die Bestimmung der Rastergröße und der notwendigen Mindestanzahl an Proben.	20
Abb. 5	Beispiel zur Ableitung von tiefenstufenbezogenen Profil-Informationen aus den horizontbezogenen Kennwerten eines Bodenprofils.	23
Abb. 6	Prinzip der Basensättigungs-Prognose auf Grundlage empirisch-statistischer Analysen in Kombination mit Expertenwissen am Beispiel eines vereinfachten Ausschnittes aus dem Entscheidungsbaum der Bodenregion Jura.	31
Abb. 7	Bodenökologische Klassifizierung der Basensättigung auf Basis der baumartspezifischen Mindestanforderungen an die Basenversorgung.	33
Abb. 8	Zusammenfassung von einzelnen Prognoseklassen bei der wissensbasierten Modellierung der Basensättigung.	34
Abb. 9	Summenkurven der Basensättigung von 187 Bodenproben mit pH-Werten (CaCl_2) < 5.	38
Abb. 10	Häufigkeitsverteilung der Basensättigung von 187 Bodenproben mit pH-Werten (CaCl_2) < 5.	39
Abb. 11	Basensättigung in den Böden verschiedener Substrate, ermittelt anhand von 90 Ober- und 97 Unterbodenproben mit pH-Werten (CaCl_2) < 5.	40
Abb. 12	Tiefengradient der Basensättigung von 81 versauerten Waldstandorten: Box-and-Whisker-Plots für verschiedene Tiefenstufen mit Angabe des Wertespektrums, des Medians sowie der 25 %- und 75 %-Quartile.	46
Abb. 13	Tiefenverlaufstypen der Basensättigung und deren Charakteristika, verändert nach KÖLLING (2010).	47
Abb. 14	Tiefenverlauf der Basensättigung in einem karbonatbeeinflussten Löss mit geringmächtiger Verlehmung des Tiefenverlauftyps 3.	49
Abb. 15	Situation der Basensättigung innerhalb der definierten Pufferbereiche.	53
Abb. 16	Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und der Basensättigung (n = 274), differenziert nach Ober- und Unterboden.	54
Abb. 17	Zusammenhang zwischen Humusgehalt und Basensättigung in Abhängigkeit vom pH-Wert (pH < 5) im Stichprobenkollektiv von Oberböden.	56
Abb. 18	Prinzip der Prognose der Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches mithilfe empirisch-statistischer Analysen am Beispiel eines vereinfachten Ausschnittes aus dem Entscheidungsbaum der Bodenregion Jura.	59
Abb. 19	Die Bedeutung der einzelnen Prädiktoren: Beispiele zum Einfluss der Prädiktoren Reliefformtyp, Höhenniveau und Reaktionsstufe auf die Häufigkeitsverteilung der Entkalkungstiefe-Klassen.	61
Abb. 20	Ausschnitt aus der Prognosekarte zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches im Gebiet zwischen Gelterkinden und Diepflingen (Tafeljura).	64
Abb. 21	Validierung des Prognosemodells zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches: Box-and-Whisker-Plots der gemessenen Werte von 56 Standorten, differenziert nach den Prognoseklassen.	65
Abb. 22	Flächenstatistik zur prognostizierten Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches in den drei Bodenregionen.	68

Abb. 23	Ausschnitt aus der Prognosekarte zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches im Gebiet zwischen Ramllinsburg, Itingen und Zunzgen (Tafeljura).	70
Abb. 24	Kalibrierungsgüte des Prognosemodells zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches: Vergleich der prognostizierten Klassen mit den Messwerten des Kalibrierungsdatensatzes.	72
Abb. 25	Grundstruktur des Basensättigungs-Modells, dargestellt anhand eines vereinfachten Ausschnittes aus dem Teilmodell des Oberbodens.	75
Abb. 26	Legende zur Ausprägung der Häufigkeitsverteilung einzelner Teilstichproben, die sich durch die Kombination der im Basensättigungs-Modell verwendeten Prädiktoren ergeben.	77
Abb. 27	Übersicht zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen) und Gesteinstyp innerhalb der drei Bodenregionen, getrennt nach Ober- und Unterboden.	78
Abb. 28	Übersicht zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen) und Entkalkungstiefe, getrennt nach Ober- und Unterboden.	81
Abb. 29	Übersicht zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen) und Waldbestand, getrennt nach Ober- und Unterboden.	84
Abb. 30	Einfluss des Waldbestandes auf die Häufigkeitsverteilung der Basensättigung im Oberboden in der pH-Klasse 3,5-4 auf den Gesteinstypen Löss-/Decklehm (Bodenregionen Lösshügelland und Jura) und Schotter (Bodenregion Lösshügelland) unter Berücksichtigung des bodenbildenden Substrates.	85
Abb. 31	Übersicht zur Situation der Basensättigung unter der Kombination des Prädiktors Azidität (pH-Stufen) mit dem Lageparameter in der Bodenregion Lösshügelland für den Gesteinstyp Löss-/Decklehm, getrennt nach Ober- und Unterboden.	86
Abb. 32	Modellkonzeption: Bausteine des Prognosemodells zur Basensättigung und Dokumentation der Prognosen in Form von Kreuztabellen.	90
Abb. 33	Ausschnitt aus dem Entscheidungsbaum der Bodenregion Jura (Tiefenstufe Oberboden) für die Gesteinstypen Kalk/Kalkmergel und Tonmergel.	93
Abb. 34	Ausschnitt aus dem Entscheidungsbaum der Bodenregion Lösshügelland (Tiefenstufe Oberboden) für den Gesteinstyp Löss-/Decklehm in den verschiedenen Teilregionen des Lösshügellandes und unter Berücksichtigung des Waldbestandes.	96
Abb. 35	Validierung des Prognosemodells zur Basensättigung: Gegenüberstellung der Messwerte von 19 Ober- und 15 Unterböden und der prognostizierten Klassen.	98
Abb. 36	Flächenstatistik zur prognostizierten Basensättigung in den drei Bodenregionen.	101
Abb. 37	Ausschnitt aus der Prognosekarte zur Basensättigung im Oberboden im nordwestlichen Teil des Kantons Basel-Landschaft.	105
Abb. 38	Ausschnitt aus der Prognosekarte zur Basensättigung im Unterboden im nordwestlichen Teil des Kantons Basel-Landschaft.	106
Abb. 39	Legende zu den Prognosekarten der Basensättigung (im Ober- und Unterboden).	107
Abb. 40	Ausschnitte aus den Prognosekarten zur Basensättigung (Ober- und Unterboden) im Gebiet des Laufener Beckens (Brislach).	109
Abb. 41	Ausschnitte aus den Prognosekarten zur Basensättigung (Ober- und Unterboden) im Gebiet östlich von Tecknau (Tafeljura).	110
Abb. 42	Vergleich der prognostizierten Klassen mit den Messwerten des Kalibrierungsdatensatzes zur Ermittlung der erreichten Annäherung des Prognosemodells an die räumliche Streuung der Basensättigung.	115

Tabellenverzeichnis

Tab. 1	Größe der Stichproben für die Modellierung der Entkalkungstiefe und der Basensättigung (getrennt nach Tiefenstufe).	35
Tab. 2	Kennwerte der Basensättigung von verschiedenen Substratgruppen.	41
Tab. 3	Übersicht zu den im Boden wirksamen Puffersystemen mit Angabe der dominanten Puffersubstanzen, der Haupt-pH-Bereiche, der bodenchemischen Schlüsselprozesse und der Richtwerte zur Basensättigung.	51
Tab. 4	Übersicht zu den für die Modellierung der Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches verwendeten acht Prädiktoren und ihrer jeweiligen Anwendung in den Entscheidungsbäumen der drei Bodenregionen.	60
Tab. 5	Übersicht zu den Gründen für die Ausweisung von Flächen ohne Prognose (zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches).	71
Tab. 6	Übersicht zu den für die Modellierung der Basensättigung verwendeten fünf Prädiktoren und ihrer jeweiligen Anwendung in den Entscheidungsbäumen der drei Bodenregionen.	74
Tab. 7	Kreuztabellen zur Häufigkeitsverteilung des Stichprobenkollektives für die Modellierung der Basensättigung in Abhängigkeit von der pH-Klasse, getrennt nach Ober- und Unterboden.	76
Tab. 8	Kreuztabelle zur Situation der Basensättigung im Oberboden unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufe) und Entkalkungstiefe für den Gesteinstyp Schotter im Lösshügelland.	82
Tab. 9	Übersicht zum Gesamtflächenanteil unterschiedlich stark basenverarmter Waldböden (Tiefenstufe Oberboden) im Kanton Basel-Landschaft.	103
Tab. 10	Übersicht zu den Gründen für Flächen ohne Prognosemöglichkeit der Basensättigung (Tiefenstufe Oberboden).	112

Symbol- und Abkürzungsverzeichnis

AAS	Atom-Absorptions-Spektrometer
Abb.	Abbildung
AKS	Arbeitskreis Standortkartierung
Al	Aluminium
BML	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
BZE	Bodenzustandserhebung
bzw.	beziehungsweise
Ca	Kalzium
CaCl ₂	Kalziumchlorid
ca.	circa
CART	classification and regression trees
cm	Zentimeter
d. h.	das heißt
Fe	Eisen
g	Gramm
ggf.	gegebenenfalls
GIS	Geographische Informationssysteme
H ⁺	Wasserstoffion
ha	Hektar
H ₂ O	Wasser
IBK	Institut für Bodenkunde
i. d. R.	in der Regel
ICP-OES	optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma
K	Kalium
KCl	Kaliumchlorid
KAK _{eff}	effektive Kationenaustauschkapazität
km	Kilometer
LFP	Landesforstpräsidium
LWF	langfristige Waldökosystem-Forschung
m	Meter
M	molare Masse
max	Maximum
min	Minimum
mm	Millimeter
Mg	Magnesium
n	Anzahl Fälle
Na	Natrium
NH ₄ Cl	Ammoniumchlorid
NN	Normalnull
OH ⁻	Hydroxidion
p	Irrtumswahrscheinlichkeit
r _s	Rangkorrelationskoeffizient von Spearman
s	Standardabweichung
Tab.	Tabelle
u. a.	unter anderem
usw.	und so weiter
VDCN	Vertikaldistanz von der Tiefenlinie
WBZI	Waldbodenzustandsinventur
\bar{x}	arithmetisches Mittel
\tilde{x}	Median
z. B.	zum Beispiel
z. T.	zum Teil
+	Wertigkeit eines Kations

1 Einleitung: Die Gefährdung von Waldökosystemen durch Nährstoffmangel

Das Katastrophenszenario eines großflächigen Waldsterbens, das in den frühen 1980er Jahren die öffentliche Umweltdiskussion in Deutschland und dem benachbarten Ausland beherrschte, ist ausgeblieben. Europaweit hat sich der Gesundheitszustand der Wälder deutlich weniger drastisch verschlechtert, als führende Forstwissenschaftler zum damaligen Zeitpunkt befürchtet hatten (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2009). So bescheinigt der aktuelle Waldzustandsbericht STATE OF EUROPE'S FORESTS 2011 den europäischen Wäldern einen stetigen Flächenzuwachs seit Anfang der 1990er Jahre um durchschnittlich 0,08 % im Jahr. Allerdings wird anhand der forstlichen Monitoring-Daten auch offenkundig, dass sich der Vitalitätszustand der Bäume auf rund einem Drittel der untersuchten Waldflächen im Zeitraum von 1998-2009 verschlechtert hat und in vielen Teilen Europas eine fortschreitende Versauerungsdynamik in den Waldböden vorherrscht. Die kritischen Belastungsgrenzen für versauernde und eutrophierende Schwefel- und Stickstoffeinträge werden weiterhin an zahlreichen Waldstandorten, insbesondere in Mitteleuropa, deutlich überschritten (FOREST EUROPE ET AL. 2011). Damit einhergehend steigt die Gefährdung der Waldökosysteme durch Nährstoffmangel, da die basisch wirkenden Kationen (Kalzium, Magnesium, Kalium, Natrium) verstärkt aus dem Boden ausgewaschen werden und der Waldvegetation als wichtige Nährstoffe verloren gehen. Parallel dazu wird infolge des Stickstoff-Überangebotes das Pflanzenwachstum angeregt, wodurch der Bedarf an den angeführten Nährstoffen zusätzlich ansteigt und die Nährstoffungleichgewichte verstärkt werden. Es kommt zu Ernährungsstörungen, einem reduzierten Stamm- und Wurzelwachstum sowie zu einer erhöhten Anfälligkeit der Bäume gegenüber Windwurf, Trockenstress und Schädlingen (FLÜCKIGER & BRAUN 2009a, 2009b).

Ein sensibler Indikator vorherrschender Nährstoffungleichgewichte im Boden und damit verbundener Gefahren für die Nährstoffversorgung der Waldvegetation ist der bodenchemische Kennwert der Basensättigung. Dieser beschreibt die Zusammensetzung des Kationenbelages der Bodenaustauscher durch Angabe des prozentualen Anteils der basisch wirkenden Kationen Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ und Na^+ an der Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}). Als kritische Untergrenze für die Funktionsfähigkeit und das Wurzelwachstum der Waldvegetation gilt ein Basensättigungswert von 15 %, da es unterhalb dieser Grenze zu einer erhöhten Mobilisierung toxisch wirkender Aluminium-Ionen (Al^{+++}) kommt (HANTL 1991). In Abhängigkeit von der Baumart bestehen für ein gutes und stabiles Wachstum jedoch teilweise weitaus höhere Mindestanforderungen an die Basensättigung des Bodens. So benötigen Nadelbäume wie die Gemeine Fichte, die Weiß-Tanne und die Waldkiefer z. B. eine Basensättigung von mindestens 30 %, während die kritische Grenze für Rotbuchen und Eichen bei 50 % liegt (PUHE & ULRICH 2001).

Aus der ersten Waldbodenzustandserhebung (BZE) in Deutschland geht hervor, dass mehr als 60 % der untersuchten karbonatfreien Waldstandorte eine kritische Basensättigung unter 15 % aufweisen (BML 2007). Auch die Untersuchungen der zweiten Waldbodenzustandserhebung deuten in Bezug auf die Basensättigung auf einen anhaltend „kritischen Zustand der Waldböden“ hin (HEINTZE & ANDREAE 2011, S. 37). Die starke Dynamik bei der Abnahme der Basensättigung wird anhand der Ergebnisse von Walddauerbeobachtungsflächen in der Nordwest-

schweiz und im Schweizer Mittelland deutlich. Die Basensättigung in den kalkfreien Bodenhorizonten der untersuchten Standorte hat innerhalb von nur neun Jahren (1996-2005) im Mittel um 5,3 % abgenommen, so dass dort aktuell 13 % der Waldböden eine kritische Basensättigung unter 15 % aufweisen (FLÜCKIGER & BRAUN 2009b).

Es besteht also „eine fortwährende Bedrohung der Funktionsfähigkeit der Waldökosysteme“ (JOHANN HEINRICH VON THÜNEN-INSTITUT 2010, S. 6). Drei Jahrzehnte intensiver Waldschadens- und Waldökosystemforschung haben dazu beigetragen, die wesentlichen Ursache-Wirkungs-Beziehungen im Stoffhaushalt der Wälder zu erschließen und detaillierte Kenntnisse über die Bedeutung der natürlichen und anthropogenen Einflussfaktoren auf den Waldzustand zu erlangen (z. B. VEERHOFF ET AL. 1996). Heute werden als Hauptursache für den sich zunehmend verschlechternden Nährstoffstatus die zu hohen Stickstoffdepositionen gesehen, die insbesondere in Kombination mit Witterungsextremen die Stabilität der Waldökosysteme gefährden (FLÜCKIGER & BRAUN 2009b).

Während einerseits dringender Handlungsbedarf in Bezug auf die Reduzierung von Stickstoffeinträgen besteht, ist es für die waldbauliche Entwicklungsplanung von grundlegender Bedeutung, über detaillierte Informationen zum aktuellen Nährstoffstatus der Wälder zu verfügen, um die Baumartenwahl und die Bewirtschaftungsweise entsprechend anpassen zu können. Ein wichtiges Ziel besteht daher darin, flächendifferenzierte Karten zur Basensättigung der Waldböden im Untersuchungsgebiet bereit zu stellen, um Waldstandorte mit unzureichender Nährstoffversorgung identifizieren und die diesbezügliche Gefährdung der übrigen Waldböden einschätzen zu können. Wegen der hohen Zeit- und Kostenintensität bodenkundlicher Felddaufnahmen erweist sich eine Detailkartierung häufig jedoch als nicht realisierbar, um vor dem Hintergrund der aktuellen Dynamik in absehbarer Zeit detaillierte Flächeninformationen zu erhalten. Deshalb sind modellgestützte Verfahren notwendig, die eine Regionalisierung der im Rahmen von Feldkartierungen erfassten punktbezogenen Daten ermöglichen. Die bisherigen Forschungsergebnisse zur digitalen Bodenvorhersage (Kapitel 2.1) belegen die „grundsätzliche Machbarkeit einer hochauflösenden Vorhersage von Bodeneigenschaften“ mithilfe von Prognosemodellen (MOSIMANN ET AL. 2011, S. 43). Modellgestützte Vorhersagen zu verschiedenen bodenchemischen Parametern (u. a. Basensättigung) sind beispielsweise für Teilräume im Südschwarzwald erzielt worden (ZIRLEWAGEN 2003a, 2003b). Für Untersuchungsgebiete in den USA und in Kanada wurden u. a. Prognosemodelle zur Entkalkungstiefe entwickelt (BELL ET AL. 1994; HOWELL ET AL. 2007; FLORINSKY ET AL. 2002) und in der Schweiz wurden beispielsweise für die Wälder des Kantons Basel-Landschaft bereits hoch aufgelöste Karten der Bodeneigenschaften Gründigkeit, Skelettgehalt, Vernässung und Azidität erstellt (MOSIMANN ET AL. 2011).

Aufbauend auf diesen Forschungsergebnissen wird in der vorliegenden Arbeit mithilfe eines wissensbasierten Modellansatzes ein Prognosemodell zur Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft entwickelt. Es dient der Identifikation von Waldstandorten mit unzureichender Nährstoffversorgung und bildet die Grundlage für die Beurteilung des Gefährdungspotenzials der übrigen Waldflächen.

2 Forschungsstand, Zielsetzung und Untersuchungsgebiet

2.1 Aktueller Forschungsstand

Auf regionaler, nationaler und internationaler Ebene sind seit den 1980er Jahren im Rahmen zahlreicher Fallstudien und forstlicher Inventuren (z. B. BZE in Deutschland, LWF in der Schweiz, WBZI in Österreich sowie BIOSOIL und ICP-FOREST als internationale Programme) eine Vielzahl an Waldböden untersucht und umfassende Daten zu ihren Eigenschaften gewonnen worden (z. B. RASTIN & ULRICH 1988; PRENZEL & SCHULTE-BISPING 1995; VEERHOFF ET AL. 1996; WALTHERT ET AL. 2004; BML 2007; EUROPÄISCHE KOMMISSION 2009; FLÜCKIGER & BRAUN 2009b; MOSIMANN 2011). Um diese Informationen für die waldbauliche Entwicklungsplanung in Wert zu setzen und raum- und zeitbezogene Konsequenzen sich ändernder Umweltbedingungen abschätzen zu können, bedarf es einer modellgestützten Regionalisierung dieser punktbezogenen Daten (ZIRLEWAGEN 2003a).

Methoden, die sich mit der räumlichen Modellierung umweltrelevanter Parameter befassen, werden unter den Fachbegriffen SPATIAL MODELING (JANSEN ET AL. 2002; MAJUMDAR ET AL. 2008), SPATIAL PREDICTION (MCKENZIE & RYAN 1999) und PREDICTIVE MODELING (HEWITT 1993) zusammengefasst. In Bezug auf explizit bodenkundliche Informationen werden zudem die Termini DIGITAL SOIL MAPPING (MCBRATNEY ET AL. 2003; BEHRENS & SCHOLTEN 2006) und PREDICTIVE SOIL MAPPING (SCULL ET AL. 2003) verwendet, die im deutschsprachigen Raum dem Begriff der DIGITALEN BODENVORHERSAGE (LESER 2011) gleichzusetzen sind.

Ziel digitaler (Boden-)Kartierungen ist es, einerseits „den Status quo einer in einer Stichprobe erfassten Grundgesamtheit auf die Fläche zu übertragen“ (ZIRLEWAGEN 2003a, S. 1) und andererseits weiterreichende flächenhafte Informationen auf der Grundlage kausalorientierter Zusammenhänge zwischen verschiedenen Standorteigenschaften zu gewinnen (LEXER ET AL. 1999). Um dies zu erreichen, kann auf vielfältige Methodik-Ansätze zurückgegriffen werden, die in den letzten zwanzig Jahren entwickelt worden sind (LAGACHERIE 2008). Einen detaillierten Überblick zu den angewandten Verfahren sowie zukünftigen Entwicklungen auf dem Forschungsfeld der digitalen Bodenvorhersage geben u. a. MCBRATNEY ET AL. (2003), SCULL ET AL. (2003), BEHRENS & SCHOLTEN (2006), LAGACHERIE ET AL. (2007) sowie HARTEMINK ET AL. (2008).

Häufig kommen bei der digitalen Bodenvorhersage geostatistische Methoden zum Einsatz, die auf Interpolationsverfahren wie dem KRIGING beruhen (z. B. MCBRATNEY ET AL. 1991; GOOVAERTS 1999; CASTRIGNANO ET AL. 2000; HEUVELINK & WEBSTER 2001). Es wird jedoch kritisiert, dass beim KRIGING vorherrschende Zusammenhänge zwischen Umweltdaten und Bodeneigenschaften nicht in ausreichendem Maße integriert werden können (SCULL ET AL. 2003). Um dies zu erreichen, muss das Untersuchungsgebiet zuvor „auf der Basis bodenkundlich relevanter, leicht zu erhebender Flächeninformationen“ untergliedert werden (SZIBALSKI 2001, S. 13). Jedoch lässt das „komplexe Beziehungsgeflecht zwischen Boden und Landschaft“ grundsätzlich nur „geringe lokale Autokorrelationen erwarten“ (ZIRLEWAGEN 2003b, S. 717). Um geostatistische Methoden anwenden zu können, bedarf es zudem einer hohen räumlichen

Dichte des zugrunde liegenden Datensatzes, welche aufgrund der hohen Kostenaufwendungen für feldbodenkundliche Kartierungen zumeist nicht gegeben ist (KHEIR ET AL. 2010).

Neben einer Vielzahl geostatistischer Ansätze (HENGL 2009) werden zudem Pedotransferfunktionen (z. B. OSENSTETTER ET AL. 2009) sowie faktorenbasierte Verfahren angewandt. Zu den faktorenbasierten Verfahren gehören Methoden der Regressionsstatistik sowie FUZZY-theroretische Näherungsverfahren (ZADEH 1965; MCBRATNEY & ODEH 1997; FRIEDRICH 2001) und Entscheidungsbäume (CLASSIFICATION AND REGRESSION TREES: BREIMAN ET AL. 1984). Faktorenbasierte Methoden bieten die Möglichkeit, qualitative Informationen in Form von Expertenwissen stärker zu integrieren, als dies bei rein geostatistischen Verfahren möglich ist (MCKENZY & RYAN 1999; WILLER ET AL. 2010).

Untersuchungen zur Regionalisierung von Bodeneigenschaften mithilfe von Regressionsmodellen sind z. B. von BELL ET AL. (1994), HOWELL ET AL. (2007) sowie FLORINSKY ET AL. (2002) durchgeführt worden. So konnte auf der Grundlage vielfältiger geomorphologischer Merkmale die Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches für kleinere Untersuchungsgebiete (< 1 km²) in den USA und in Kanada prognostiziert werden. Die zugrunde liegenden Stichproben umfassen rund 190 bis 260 Profildatensätze. Weitere Arbeiten zur digitalen Bodenvorhersage mit regressionsstatistischen Verfahren stammen u. a. von BRUBAKER ET AL. (1994), MCKENZIE & RYAN (1999), GESSLER ET AL. (2000) und ZIRLEWAGEN (2003a).

Untersuchungen zur räumlichen Modellierung bodenkundlicher Informationen mithilfe von Entscheidungsbäumen (CART-Methode) wurden u. a. von MERTENS ET AL. (2002) durchgeführt. So ist anhand von 110 Bodenprofilen und flächenhaft vorhandener Geländedaten eine Bodenartenkarte für ein Landwirtschaftsgebiet mit einer Ausdehnung von 10 km² erstellt worden. In anderen Arbeiten findet die CART-Methode Anwendung, um z. B. die räumliche Verbreitung von Bodentypen und Humusformen zu modellieren (ABEREGG ET AL. 2009) oder Prognosemodelle zum Wasserhaushalt (CIALELLA ET AL. 1997), zum Phosphorgehalt (MCKENZIE & RYAN 1999), zur Kationenaustauschkapazität (BISHOP & MCBRATNEY 2001) und zur Gründigkeit der Böden aufzustellen (EGLI ET AL. 2004, 2005; MOSIMANN ET AL. 2011).

Neben den bereits angeführten Verfahren der digitalen Bodenvorhersage kommen zudem kombinierte Verfahren verschiedener Modellansätze (z. B. ODEH ET AL. 1997; BISHOP & MCBRATNEY 2001) und automatisierte Modelle wie KÜNSTLICHE NEURONALE NETZE zum Einsatz (z. B. GEVREY ET AL. 2003). Automatisierte Methoden werden unter dem Begriff der DATA-MINING-Technologien zusammengefasst und haben den Vorteil, unter geringem Zeitaufwand Modellergebnisse liefern zu können (BEHRENS & SCHOLTEN 2007). Im Vergleich zur CART-Methode erweisen sich automatisierte Modelle jedoch, ebenso wie rein geostatistische Verfahren, als weniger robust gegenüber fehlenden Daten (MERTENS ET AL. 2002; WILLER ET AL. 2010). So haben CART-Modelle den Vorteil, dass aufgrund der übersichtlichen und durchschaubaren Modellstruktur ungenügende Stichproben direkt erkannt werden können und die Prognose dementsprechend korrigiert werden kann. Durch den Einbezug von Expertenwissen ist es darüber hinaus möglich, auch für Bereiche mit sehr geringem Stichprobenumfang hochauflösende Prognosen zu erzielen, sofern die Zusammenhänge empirisch bekannt sind. Untersuchungen zur Integration wissensbasierter Komponenten in das Modellierungsverfahren

stammen von SKIDMORE ET AL. (1991, 1996), COOK ET AL. (1996), FRIEDRICH (2001), BUI (2004), HOLLINGSWORTH ET AL. (2007) sowie MOSIMANN ET AL. (2011).

Es wird deutlich, dass eine Vielzahl unterschiedlicher Methodikansätze zur Verfügung stehen, um anhand eines punkbezogenen (Profil-)Datensatzes sowie vorliegender Standortinformationen flächendifferenzierte Bodeninformationen zu gewinnen. Trotz der vorherrschenden methodischen Unterschiede lassen die bisherigen Forschungsergebnisse erkennen, dass Reliefparameter bei der digitalen Bodenvorhersage von zentraler Bedeutung sind (FLORINSKY 2012). Insbesondere in topographisch stark gegliederten Waldlandschaften ist das Relief einer der primären Einflussfaktoren auf die Pedogenese und die Ausprägung der Bodeneigenschaften (ZIRLEWAGEN 2003a). Vor diesem Hintergrund entwickelten HERBST ET AL. (2012) für die Wälder des Kantons Basel-Landschaft (Nordwestschweiz) ein detailliertes Reliefgliederungsmodell, das im Rahmen der vorliegenden Arbeit als wichtige Grundlage dient.

Arbeiten, die sich explizit mit der Modellierung der Basensättigung befassen, gibt es nur wenige. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Ermittlung der Basensättigung einer aufwändigen labortechnischen Analyse bedarf. Im Vergleich zu anderen, messtechnisch leicht erfassbaren bodenchemischen Kennwerten, wie beispielsweise dem pH-Wert, stehen Daten zur Basensättigung damit selten in größerem Umfang zur Verfügung. Kenntnisse zur Azidität reichen jedoch nicht aus, um den Versauerungszustand der Böden im Hinblick auf die Nährstoffversorgung der Waldvegetation zu beurteilen, da die Austauschbelegung bei gleichem pH-Wert stark variieren kann (VEERHOFF ET AL. 1996). Flächenhaft vorliegende Informationen zur Azidität sind dennoch von großer Bedeutung für die Vorhersage der Basensättigung, weil die Löslichkeit der Bindungsformen basischer Kationen mit abnehmendem pH-Wert ansteigt und damit ein grundsätzlicher Zusammenhang zwischen der Azidität und der Basensättigung besteht. Dies macht es möglich, in einem gewissen Rahmen näherungsweise von dem pH-Wert auf die Basensättigung zu schließen (SCHULTZ 2000). Insbesondere im stark sauren Bereich, bei pH-Werten unter 5, ist die Beziehung zwischen dem pH-Wert und der Basensättigung jedoch nicht eng genug (AKS 2003), um die Basensättigung zuverlässig aus der Azidität ableiten zu können. In diesem pH-abhängigen Streubereich hängt die Basensättigung entscheidend von dem Tonmineralbestand und der organischen Substanz ab, da Tonminerale und Huminstoffe die bedeutsamsten Kationenaustauscher im Boden sind (Kapitel 4.3.3).

Untersuchungen zur Regionalisierung der Basensättigung stammen insbesondere von ZIRLEWAGEN (2003a, 2003b) bzw. ZIRLEWAGEN & VON WILPERT (2004). Mithilfe multipler Regressionsanalysen sind statistisch signifikante Schätzungen der Basensättigung und weiterer bodenchemischer Parameter (z. B. pH-Wert und Kohlenstoffvorrat) für eine rund 74 km² große Waldfläche im Südschwarzwald vorgenommen worden. Die Datengrundlage bilden 150 Bodenprofile sowie diverse morphometrische Geländeattribute, die mit einem Reliefgliederungsverfahren auf der Grundlage eines digitalen Höhenmodells abgeleitet worden sind. Als Prädiktoren (Vorhersagevariablen) gehen zudem Informationen zum Ausgangssubstrat, zur Bestandesstruktur und zu vorgenommenen Meliorationsmaßnahmen ins Modell ein. In einem weiteren Schritt werden Modellszenarien entwickelt, um den Einfluss von Baumarten und Waldkalkungen in raum-

zeitlicher Dimension zu analysieren. Darüber hinaus ist die entwickelte Regionalisierungsmethode auf ein Untersuchungsgebiet im nördlichen Schwarzwald (Raum Baden-Baden) übertragen worden, für welches lediglich rasterbasierte Bodeninventurdaten vorlagen. Weitere Anwendung findet die Methodik bei der Modellierung der Basensättigung für Waldgebiete in Sachsen und Sachsen-Anhalt (ZIRLEWAGEN ET AL. 2007; ZIRLEWAGEN 2009). Schwerpunkte dieser Arbeiten sind die Verwendung der regionalisierten bodenchemischen Daten zur Modellierung des Kronenzustandes bzw. der zeitlichen Veränderung der Basensättigung im Zeitraum von 1995 bis 2006. Insgesamt verdeutlichen die vorgenommenen Modellierungen, dass das Relief auch für die Regionalisierung bodenchemischer Bodeneigenschaften von großer Bedeutung ist und zudem insbesondere das bodenbildende Substrat sowie die Baumartenzusammensetzung die Ausprägung der Basensättigung beeinflussen.

Eine weitere Untersuchung zur räumlichen Modellierung der Basensättigung wurde von JANSEN ET AL. (2002) durchgeführt. In der niedersächsischen Harz-Region ist versucht worden, für eine Waldfläche von 700 km² eine Vorhersage diverser bodenchemischer Merkmale (Basensättigung, Kationenaustauschkapazität, Kohlenstoffgehalt usw.) auf der Grundlage von 406 Bodenprofilen zu erzielen. Mittels multipler Regressionsanalysen sind die Beziehungen zwischen den Zielgrößen und den in den klassischen Standortskarten der forstlichen Standortkartierung vorhandenen Daten untersucht worden. Dabei handelt es sich um Indizes (z. B. Nährstoffziffer), welche Informationen zum Wasserhaushalt, zum Relief, zum Nährstoffhaushalt sowie zum geologischen Ausgangsgestein enthalten. Als alternative Methodik ist zudem ein geostatistisches Verfahren (KRIGING) getestet worden. Eine Regionalisierung der bodenchemischen Daten konnte jedoch nicht erreicht werden. Die Ergebnisse zeigen, dass dies insbesondere auf die Verwendung von Indizes zurückzuführen ist, bei deren Generierung es offensichtlich zu einem Informationsverlust kommt (JANSEN ET AL. 2002).

Die bisherigen Forschungsergebnisse zeigen, dass für die Regionalisierung der Basensättigung insbesondere Reliefparameter sowie Informationen zum Bodensubstrat und zur Bestandesstruktur Verwendung finden. Darüber hinaus lassen sich anhand zahlreicher Fallstudien weitere boden-, vegetations- und klimabezogene Standortfaktoren identifizieren, die sich auf die Ausprägung der Basensättigung auswirken. Anhand der Untersuchungen von ZELLER (1970), HANTL (1991) und KOHLER ET AL. (1999) bzw. KOHLER (2001) wird beispielsweise die Bedeutung des Ausgangsgesteins und der Skelettfraktion für die Ausprägung der Basensättigung deutlich. Des Weiteren lassen sich Einflüsse durch Stauwasser sowie Zusammenhänge zur Entkalkungstiefe des Bodens feststellen (z. B. WALTHER ET AL. 2004, BLASER ET AL. 2008a; BLASER ET AL. 2008c). So kann es in Abhängigkeit vom Bodenwasserhaushalt zu einer aufwärts gerichteten Diffusion basischer Kationen aus tieferen Bodenbereichen kommen oder eine direkte Aufbasung durch Grundwasser erfolgen, das im Kontakt mit einem karbonathaltigen Untergrund steht. Liegt die Kalkgrenze im Wurzelraum, so werden dem Oberboden zudem über den Nährstoffkreislauf der Pflanzen basische Kationen zugeführt, die zu einer Erhöhung der Basensättigung führen können. Damit besitzen kalkhaltige Bereiche selbst für Bodenbereiche oberhalb der Kalkgrenze eine säurepuffernde Wirkung. Diese mitunter sehr stark versauerten Boden-

bereiche können bei gleichem pH-Wert eine vergleichsweise höhere Basensättigung aufweisen als in profillumfassend kalkfreien Bodenprofilen (WALTHERT ET AL. 2004).

Von TEUSCHER (1985), MATZNER (1988), HEITZ (1998) und VON WILPERT & BUBERL (1998) sind darüber hinaus Auswirkungen der Baumartenzusammensetzung erfasst worden und RANNEY ET AL. (1974) konnten einen Einfluss der Niederschlagsmenge und des Tonmineralbestandes auf den Basensättigungsgrad verzeichnen. Untersuchungen von NÄTSCHER (1987) verdeutlichen zudem die Bedeutung der organischen Substanz für die Ausprägung der Basensättigung in Waldböden und RASPE & GÖTTLEIN (2008) stellen den Einfluss der Nutzungsart dar.

Es wird deutlich, dass für die Modellierung der Basensättigung eine Vielzahl standortspezifischer Einflussfaktoren als mögliche Prädiktoren in Frage kommen. Dazu gehören neben diversen bodenbezogenen Faktoren (z. B. Azidität, Entkalkungstiefe und Bodenwasserhaushalt) standortspezifische Informationen zu den bodenbildenden Geoökofaktoren Relief, Gestein, Klima und Vegetation.

2.2 Hauptfragestellungen und Zielsetzung

Für die waldbauliche Entwicklungsplanung sind detaillierte, flächendifferenzierte Informationen zu den Eigenschaften der Waldböden von großer Bedeutung. Bodenkundliche Detailkartierungen größerer Waldgebiete sind jedoch aus Zeit- und Kostengründen zumeist nicht realisierbar, so dass verstärkt modellgestützte Verfahren zur Erstellung von Bodenkarten eingesetzt werden. Diese ermöglichen eine Übertragung der im Rahmen von Feldkartierungen erfassten punktbezogenen Standortinformationen auf die Fläche. Dazu werden kausalerorientierte Zusammenhänge zwischen bodenkundlich relevanten Flächeninformationen und der zu prognostizierenden Bodeneigenschaft ermittelt, um durch die Regionalisierung auch eine wirkungsbezogene Erklärung des räumlichen Verteilungsmusters zu erhalten.

Modellierte Flächendaten zu den Waldbodeneigenschaften Gründigkeit, Vernässung, Skelettgehalt und Azidität (im Ober- und Unterboden) liegen für das Untersuchungsgebiet bereits vor (MOSIMANN ET AL. 2011). Flächendifferenzierte Informationen zum Nährstoffstatus stehen zum aktuellen Zeitpunkt hingegen nicht zur Verfügung. Diese sind aber dringend erforderlich, da eine zunehmende Gefährdung von Waldökosystemen durch Nährstoffmangel besteht.

Hauptziel dieser Arbeit ist es daher, eine räumlich hoch aufgelöste Modellierung der Basensättigung vorzunehmen. Die Ergebnisse dienen dazu, Waldstandorte mit unzureichender Nährstoffversorgung zu identifizieren und eine Risikoabschätzung für die übrigen Waldflächen zu ermöglichen.

Als grundsätzlich problematisch erweist sich hierbei die stark eingeschränkte Anzahl an zur Verfügung stehenden Standortinformationen zur Basensättigung und die generell kleinräumige Heterogenität bodenchemischer Kennwerte. Dies macht es erforderlich, eine flächenbezogene Rasterbeprobung durchzuführen, um eine repräsentative Datengrundlage zu schaffen.

Anhand dieser Datenbasis sollen die für die Ausprägung der Basensättigung relevanten standortspezifischen Prozesszusammenhänge ermittelt werden. So lassen sich die für eine modellgestützte Vorhersage der Basensättigung potenziell geeigneten Standortfaktoren identifizieren. Eine Verwendung dieser Parameter als Prädiktoren setzt jedoch ihre Verfügbarkeit in Form von Flächendaten voraus.

Grundsätzlich lassen sich aus der Azidität und der Entkalkungstiefe direkte Informationen zur Ausprägung der Basensättigung ableiten, so dass diesen beiden Parametern generell eine hohe Eignung als Vorhersagevariablen zuzuschreiben ist. Flächendaten zur Azidität stehen bereits zur Verfügung. Hier gilt es zu überprüfen, in welchem Rahmen sich aus der vorherrschenden Beziehung zwischen dem pH-Wert und der Basensättigung Aussagen für die modellgestützte Vorhersage der Basensättigung ableiten lassen.

Für den Standortfaktor Entkalkungstiefe existieren bislang jedoch noch keine Flächendaten, weshalb die zusätzliche Entwicklung eines Prognosemodells zur flächendifferenzierten Vorhersage der Entkalkungstiefe erforderlich ist. Inwieweit sich die Ergebnisse dieses Prognosemodells für die räumliche Vorhersage der Basensättigung verwenden lassen, gilt es ebenfalls zu überprüfen.

Bei der Verknüpfung der identifizierten Prädiktoren im Rahmen der Modellentwicklung stellt sich

das Problem, dass das Stichprobenkollektiv der Basensättigung im Zuge der faktorenbasierten Differenzierung in Teilstichproben zerlegt wird, die häufig aufgrund ihrer geringen Größe keine statistisch-begründeten Vorhersagen zur Ausprägung der Basensättigung zulassen. Dies macht es unabdingbar, vorhandenes Expertenwissen in die Modellierung einzubeziehen, um über die Prognose unter der jeweiligen Prädiktorenkombination zu entscheiden. Inwieweit bzw. wie differenziert sich die Basensättigung durch diese faktorenbasierte und wissenschaftsgestützte Methodik für das Untersuchungsgebiet vorhersagen lässt, gilt es aufzuzeigen.

Zusammenfassend lassen sich für die vorliegende Arbeit vor dem Hintergrund der angeführten Problemstellungen und der daraus abgeleiteten Zielsetzungen folgende wesentliche Fragestellungen formulieren:

- Wie stellt sich die aktuelle Situation der Basensättigung in den versauerten Waldböden des Kantons Basel-Landschaft dar?
- Welche Prozesszusammenhänge bestehen zwischen der Ausprägung der Basensättigung und verschiedenen boden-, relief-, klima- und vegetationsbezogenen Standortfaktoren?
- Welche Bedeutung hat die Azidität für die Vorhersage der Basensättigung und welche Pedotransferfunktionen lassen sich aus der vorherrschenden Beziehung zwischen dem pH-Wert und der Basensättigung formulieren?
- Welche Standortfaktoren lassen sich anhand der vorliegenden Datengrundlage als Prädiktoren für die Entwicklung eines Prognosemodells zur Basensättigung verwenden?
- Welche Ergebnisse liefert das Prognosemodell zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches und inwieweit lassen sich diese für die modellgestützte Vorhersage der Basensättigung verwenden?
- Wie differenziert lässt sich die Basensättigung für das Untersuchungsgebiet prognostizieren und wo liegen die Grenzen eines solchen faktorenbasierten und wissenschaftsgestützten Modells?

2.3 Naturräumliche Charakterisierung des Kantons Basel-Landschaft

Der Kanton Basel-Landschaft befindet sich im Nordwesten der Schweiz und umfasst eine Fläche von etwa 518 km². Das Untersuchungsgebiet weist eine große naturräumliche Vielfalt auf, da in dieser Region drei geotektonisch differenzierte Landschaftstypen aufeinander treffen: Die Gebiete des Falten- und Tafeljura sowie der in Talebenen und Hügelländer gegliederte Rheingraben. Diese drei Naturräume zeichnen sich durch charakteristische Oberflächenformen, differenzierte Höhenlagen, gesteins- und substratspezifische Bodengesellschaften sowie Klima- und Vegetationsvariationen aus (MOSIMANN 1985).

Das Juragebirge ist aus Sedimentgesteinen des Mesozoikums aufgebaut. Am weitesten verbreitet sind Karbonatgesteine unterschiedlicher Härte, die in einer mehrfachen Wechselagerung mit weichen Mergel(ton)- und Tonmergelschichten auftreten. Untergeordnet wurden zudem Sandstein, Anhydrit und Steinsalz abgelagert (LABHART 2005).

Im südlichen Teil des Kantons befindet sich der Falten- bzw. Kettenjura. Dieser weist in diesem Bereich Höhenlagen von 500-1200 m auf und wird aus einer Vielzahl südwest-nordost verlaufender, auf- und abtauchender und teilweise zerbrochener Falten aufgebaut, die annähernd parallel zueinander liegende Ketten bilden. In nördlicher Richtung geht der Faltenjura in einer bis zu 5 km breiten Überschiebungszone in die Schichtstufenlandschaft des Tafeljura über. Die mesozoischen Gesteine des Tafeljura sind im Gegensatz zum Kettenjura nicht gefaltet, sondern während der Absenkung des Rheintalgrabens durch Bruchschollentektonik in tafelförmige Hochflächen zerlegt worden, die Höhenlagen bis etwa 700 m erreichen.

Flächenmäßig dominieren im Jura Böden in auf- und umgelagerten Deckschichten, da das anstehende Gestein in den Hangbereichen in der Regel von bis zu mehreren Meter mächtigen Gehängelehmen und Gehängeschutten überlagert ist. Die Bildung dieser Deckschichten erfolgte größtenteils unter periglazialen Bedingungen durch Solifluktion, hält aber beispielsweise in Steilhängen unterhalb von Felsstufen durch Massenabtrag bis heute an. Die Deckschichten weisen häufig einen schichtartigen Aufbau mit variierendem Skelettgehalt auf. Beim eingemengten Feinmaterial handelt es sich um unterschiedlich alte Verwitterungsrückstände von Kalksteinen sowie Mergeln und Tonmergeln (MOSIMANN 2011). Eine Bodenbildung im anstehenden Gestein ist somit auf Relieflagen beschränkt, wo keine Ab- und Umlagerung von Verwitterungsmaterial stattfindet (z. B. Kämme und Scheitelbereiche des Falten- und Tafeljura). Weite Teile der Tafeljuraplateaus sind darüber hinaus von Juranagelfluh bedeckt, die in ihrem Verbreitungsgebiet südlich der Ergolz eine Wechsellagerung von wenig verfestigtem Konglomerat (Kalkgerölle und vereinzelte kristalline Gerölle aus dem Schwarzwald) und sandig-schluffigen Mergelschichten aufweist. Des Weiteren treten kleinräumig bis zu zwei Meter mächtige Decklehme mit stark variierenden Skelettgehalten auf, bei denen es sich um Erosionsreste umgelagerter quartärer bis tertiärer Verwitterungslehme und risszeitliche Grundmoränen handelt. Ihre Entstehung ist sehr vielfältig, teilweise enthalten sie auch Flugsand oder Löss (MOSIMANN 2011).

Die Waldverbreitung im Jura ist stark an das Gestein und das Relief gebunden, so dass ein kleinräumiger Wechsel von Wald- und Freiflächen das Landschaftsbild prägt. Während die

tiefgründigeren Böden in den Tälern und schwach geneigten Unterhängen bevorzugt landwirtschaftlich genutzt werden, sind Gebiete harter, durchlässiger Karbonatgesteine zumeist waldbedeckt. Dies betrifft insbesondere die steilen Flanken der Tafelberge sowie die Steilhänge und Geländerippen im Faltenjura, wo sich überwiegend skelettreiche und flachgründige Böden mit geringem Wasserspeichervermögen ausgebildet haben (WALTHERT ET AL. 2004).

Als natürliche Waldgesellschaften treten in der submontanen Höhenstufe bei einer Jahresmitteltemperatur von 8-9 °C und einer Vegetationszeit von 200-220 Tagen Buchenwälder verschiedenster Ausprägung auf, während für die montane Höhenstufe (> 900 m NN, Jahresmitteltemperatur: 6-8 °C, Vegetationszeit: < 200 Tage/Jahr) Tannen-Buchenwälder charakteristisch sind. Der Waldanteil im Kanton Basel-Landschaft beträgt heute rund 42 % (entspricht ca. 200 km²). Insbesondere die Talböden, die vorrangig als Siedlungs-, Wirtschafts- und Verkehrsräume genutzt werden, sind jedoch zumeist waldfrei. So sind beispielsweise von den Eichen-Hagebuchenwäldern der kollinen Stufe, „die sich im Gebiet von der Oberrheinischen Tiefebene über Basel bis ins untere Birstal erstreckt“ haben, nur noch wenige Bestände erhalten (BURNAND & HASSPACHER 1999, S. 43).

Die Region des Rheingrabens wird aus tertiären Sedimenten aufgebaut, die großflächig von quartären Löss- und Schotterablagerungen überlagert worden sind. In den Talböden stehen verbreitet Niederterrassenschotter und auf den höher gelegenen Niveaus Deckenschotter an, deren skelettreiche und sandige Böden einer hohen Auswaschungsrate unterliegen und die deshalb als besonders versauerungsempfindlich einzustufen sind (WALTHERT ET AL. 2004).

Der aus den Alluvialebenen des Rheintals ausgewehrte Löss wurde im Hügelland der Grabenränder, in den Ausläufern des Sundgauer Hügellandes sowie bei Arisdorf/Giebenach in Form einer bis zu zehn Meter mächtigen Lössdecke abgelagert. Darüber hinaus befinden sich auch im Laufener Becken größtenteils umgelagerte Lössleinwehungen, die aber nur 1-2 Meter mächtig sind (MOSIMANN 1985; MOSIMANN 2011).

In der Regel sind die Lössböden infolge der langen Verwitterungszeit vollständig entkalkt und tiefgründig versauert. Je nach Entwicklungsstadium haben sich unterschiedlich stark vernässte Parabraunerden und Parabraunerde-Pseudogleye entwickelt. Lediglich im Sundgauer Lösshügelland steht der kalkhaltige Löss teilweise in etwa 50-100 cm Tiefe an, so dass die Versauerung weniger stark ausgeprägt ist. Hier schuf die Bodenerosion auf früher landwirtschaftlich genutzten Flächen ein kleinräumiges Muster gekappter Parabraunerden.

Entsprechend der naturräumlichen Vielfalt des Untersuchungsgebietes umfassen die Waldböden insbesondere in Abhängigkeit vom Gesteinsuntergrund und den vielfältigen Deckschichten in Bezug auf die Nährstoffsituation ein sehr weites Spektrum von profulumfassend kalkhaltigen bis hin zu tiefgründig versauerten, sehr basenarmen Standorten.

Abbildung 1 gibt eine Übersicht zur naturräumlichen Gliederung des Kantons Basel-Landschaft in die drei Bodenregionen Lösshügelland, Jura (Tafel- und Faltenjura) und Talböden mit ihren charakteristischen bodenbildenden Substraten.

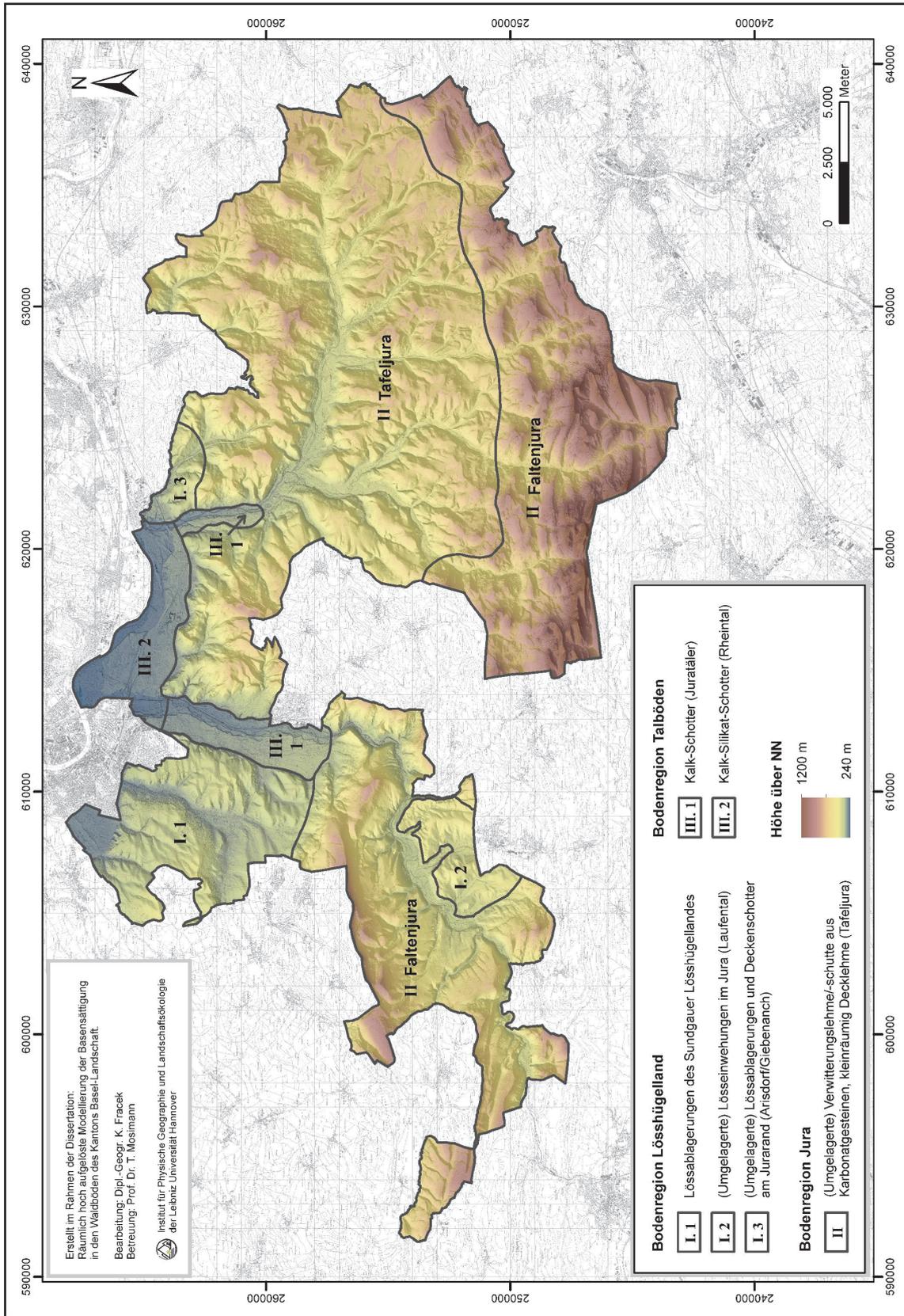


Abb. 1: Übersicht zur naturräumlichen Gliederung des Kantons Base-Landschaft in die drei Bodenregionen Lösshügelland, Jura (Tafel- und Faltenjura) und Talböden mit ihren charakteristischen bodenbildenden Substraten.

3 Methodisches Vorgehen und Datenmaterial

3.1 Konzept der Arbeit

Grundvoraussetzung für die Entwicklung von Prognosemodellen ist das Vorhandensein einer möglichst großen und repräsentativen Datengrundlage. Um dies zu erreichen, sind umfangreiche feldbodenkundliche Aufnahmen und Laboranalysen durchgeführt worden (Kapitel 3.3.2). Darüber hinaus ist bereits vorhandenes Datenmaterial gesichtet, selektiert und für die weitere Verwendung aufbereitet worden. Insbesondere die im Rahmen des Projektes MODELLIERUNG VON WALDBODENEIGENSCHAFTEN IM KANTON BASEL-LANDSCHAFT aufgebaute Waldbodendatenbank (MOSIMANN 2011) umfasst eine Vielzahl an Profildatensätzen, die für die vorliegende Arbeit verwendet werden konnten. Darüber hinaus sind innerhalb dieses Projektes diverse standortspezifische Flächeninformationen für das Untersuchungsgebiet generiert worden, die als Datengrundlagen ebenfalls in die vorliegende Arbeit integriert worden sind (Kapitel 3.2 und 3.3.1).

Das zusammengetragene Datenmaterial ist entsprechend seines Informationsgehaltes in Bezug auf die Entkalkungstiefe und auf die Basensättigung differenziert und in zwei voneinander unabhängige Datenbanken aufgenommen worden. Die Datenbank zur Entkalkungstiefe umfasst größtenteils Bodenprofil-Standorte, während für die Analyse der Basensättigung ein kombinierter Datensatz aus Profil- und Raster-Standorten vorliegt (Kapitel 3.3). Durch diese Kombination ist es möglich, einerseits die Basensättigung der Waldböden in ihrem Tiefenverlauf zu untersuchen und andererseits für definierte Bezugstiefen (Oberboden: 0-15 cm, Unterboden: 50 cm \pm 15 cm) eine Vorhersage der Basensättigung zu erzielen.

Von grundlegender Bedeutung für die Entwicklung eines Prognosemodells zur Basensättigung sind räumlich differenzierte Kenntnisse zur Azidität sowie zur Entkalkungstiefe, so dass in einem ersten Schritt ein Prognosemodell zur Entkalkungstiefe entwickelt wird. Die Umsetzung erfolgt mithilfe eines faktorenbasierten Verfahrens (CART-Methode), das empirisch-statistische Analysen mit Expertenwissen kombiniert. Anhand der zur Verfügung stehenden Standortinformationen werden die für das Modell relevanten Prädiktoren identifiziert und schrittweise in Form weit verzweigter Entscheidungsbäume kombiniert.

Parallel dazu werden anhand der empirischen Datengrundlage die Situation der Basensättigung in den versauerten Waldböden des Untersuchungsgebietes analysiert und standortspezifische Prozesszusammenhänge ermittelt. Vor dem Hintergrund dieser Untersuchungen werden die für das Basensättigungs-Modell relevanten Prädiktoren ermittelt. Die anschließende Modellentwicklung erfolgt wiederum mithilfe der CART-Methode. Aufgrund des geringen Stichprobenumfanges sind statistische Analysen jedoch nur sehr eingeschränkt möglich, so dass es sich beim Basensättigungs-Modell größtenteils um ein wissensbasiertes Prognosemodell handelt.

Eine schematische Übersicht zur konzeptionellen Vorgehensweise der Arbeit gibt Abbildung 2.

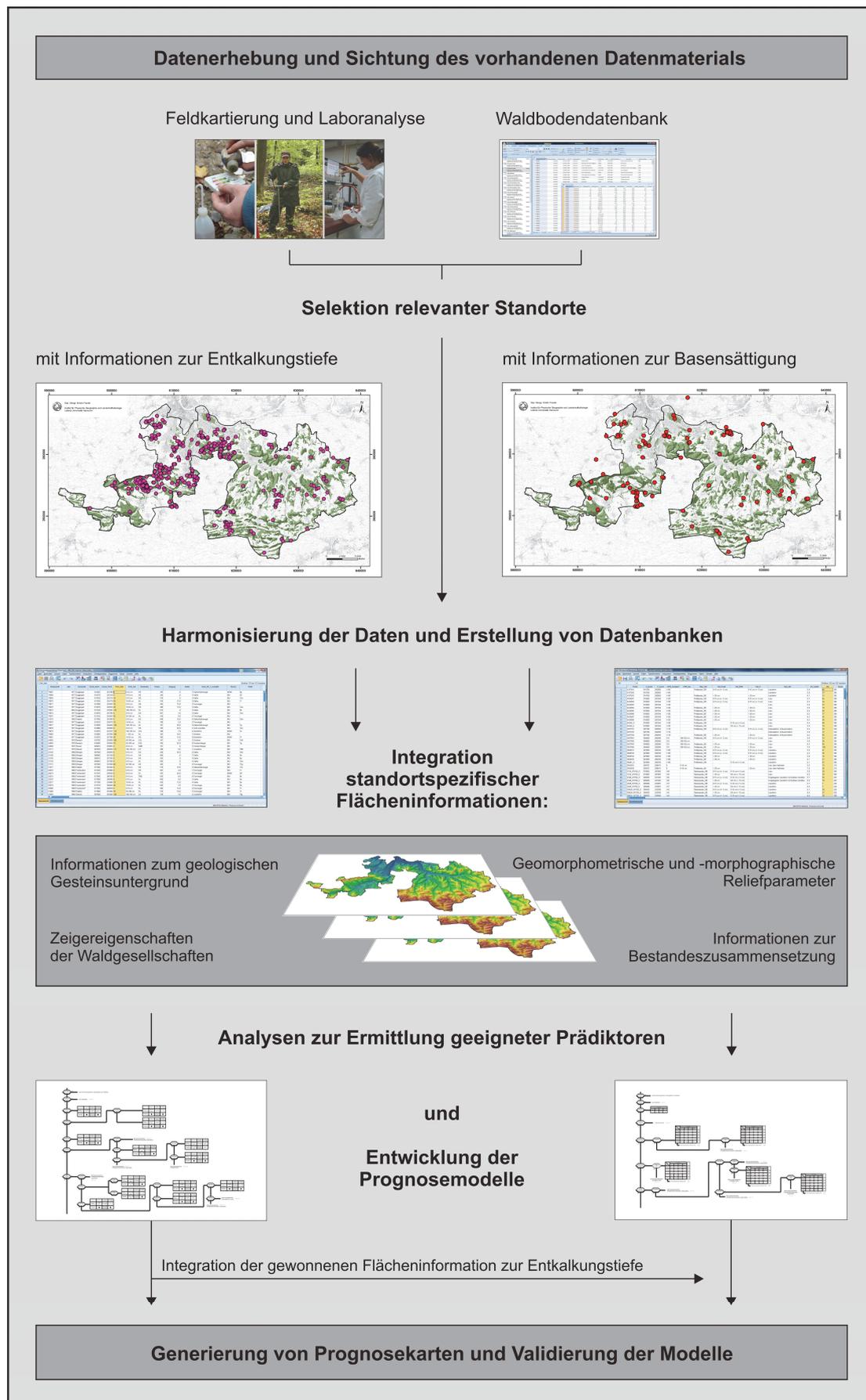


Abb. 2: Konzeptioneller Aufbau und Ablauf der Arbeit.

3.2 Flächendaten

Im Rahmen des Projektes MODELLIERUNG VON WALDBODENEIGENSCHAFTEN IM KANTON BASEL-LANDSCHAFT sind diverse digitale Flächeninformationen für das Untersuchungsgebiet generiert worden, die als Datengrundlagen zur Verfügung stehen:

- Flächendaten zu den für die Bodenbildung und die ökologischen Verhältnisse relevanten petrographischen Gesteinstypen (13 Klassen), abgeleitet aus den stratigraphischen Einheiten der geologischen Karten unter Einbezug mittels Bohrungen nachkartierter Decklehm-Areale auf den Tafeljura-Hochflächen (MOSIMANN ET AL. 2010).
- Vielfältige geomorphometrische Reliefparameter (Hangneigung, Höhenlage, Vertikal-distanz von der Tiefenlinie (VDCN) usw.) sowie eine auf die Bodenvorhersage ausge-richtete geomorphographische Reliefgliederung (HERBST ET AL. 2012) in Form neunzehn diskreter Reliefeinheiten (z. B. Steilhänge, Felsbänder, Muldentäler).
- Flächendaten zu den pflanzenökologischen Reaktions- und Feuchtestufen, welche die charakteristische Bodenreaktion bzw. Bodenfeuchtesituation eines Waldstandortes wiedergeben (5 Stufen). Abgeleitet aus den Zeigereigenschaften der pflanzensozio-logischen Waldgesellschaft nach BURNAND & HASSPACHER (1999).
- Flächendaten zu den Baumartenanteilen in den Wäldern.
- Modellierete Flächendaten zu den Waldbodeneigenschaften Azidität (Ober-/Unterboden), Skelettgehalt, Gründigkeit und Vernässung (MOSIMANN ET AL. 2011).

3.3 Eingangsdaten zur Entkalkungstiefe und zur Basensättigung

Die Eingangsdaten stammen zum Teil aus der Waldbodendatenbank und sind darüber hinaus im Rahmen umfangreicher Feldkartierungen und Laboranalysen erhoben worden. Zusätzlich ist vorhandenes Probenmaterial von bereits kartierten Bodenprofilen nachträglich im Labor untersucht worden.

3.3.1 Vorhandene Daten in der Waldbodendatenbank

Die im Rahmen des Projektes zur MODELLIERUNG VON WALDBODENEIGENSCHAFTEN IM KANTON BASEL-LANDSCHAFT aufgebaute Waldbodendatenbank enthält profil- und horizontbezogene Punktinformationen zu 442 feldbodenkundlich erfassten Waldstandorten im Kanton Basel-Landschaft und den angrenzenden Nachbargebieten (Stand: März 2010). Für einen Großteil dieser Waldstandorte liegen in der Datenbank bereits Informationen zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches vor. Diese Angaben sind überprüft und in Einzelfällen korrigiert worden. Darüber hinaus sind fehlende Informationen zur Entkalkungstiefe, soweit möglich, nachträglich ermittelt worden. Dies erfolgte auf Grundlage der vorhandenen Laboranalysen zum Karbonatgehalt des Feinbodens. Dabei wurden Bodenproben mit Karbonatgehalten $\leq 0,5\%$ als karbonatfrei eingestuft, um methodisch bedingte Messungenauigkeiten zu berücksichtigen. Für Standorte ohne Laboranalysen sind die Ergebnisse der Feldansprache (Salzsäuretest) verwendet worden. Der durch diese Vorgehensweise aus der Waldbodendatenbank gewonnene Datensatz für die Modellierung der Entkalkungstiefe umfasst insgesamt 319 Fälle.

Für einzelne Waldstandorte liegen in der Waldbodendatenbank zudem horizontbezogene Angaben zur Basensättigung vor. Die entsprechenden Datensätze sind auf Vollständigkeit und Plausibilität überprüft und für die weitergehende Verwendung selektiert worden. Der Stichprobenumfang beläuft sich auf 83 horizontbezogene Datensätze, die aus 24 Bodenprofilen stammen. Zumeist handelt es sich hierbei aber um karbonathaltige, vollständig basengesättigte Böden.

3.3.2 Untersuchung zusätzlicher Waldstandorte

Weil der bestehende Datensatz bei weitem nicht ausreichte, sind mithilfe einer flächenbezogenen Rasterbeprobung zusätzliche Waldstandorte untersucht worden. Die Feldaufnahmen wurden von April bis Juni 2008 im Rahmen der Diplomarbeit (FRACEK 2009), im April und Mai 2010 und im Juni/Juli 2011 durchgeführt.

Diese Untersuchung umfasste 79 Waldstandorte, deren Daten bei der Modellierung der Basensättigung verwendet werden. 26 dieser Standorte sind gleichzeitig Bestandteil des Stichprobenkollektives für das Entkalkungstiefe-Modell. Die Standortauswahl war jedoch primär auf die Modellierung der Basensättigung ausgerichtet.

3.3.2.1 Standortauswahl

Die Untersuchung zusätzlicher Waldstandorte erfolgte im Rahmen von drei aufeinanderfolgenden Untersuchungsserien, für die jeweils bestimmte Restriktionen formuliert worden sind. So wurde bei der ersten Feldaufnahme im Jahr 2008 ($n = 30$) primär das Ziel verfolgt, die Böden der flächenmäßig bedeutsamsten Gesteinstypen zu beproben und unterschiedliche Bestandeszusammensetzungen zu erfassen, um einen Überblick zur Situation der Basensättigung im Untersuchungsgebiet zu erhalten. Die anschließenden Auswertungen haben die Annahme bestätigt, dass grundsätzlich eine substratspezifische Basenausstattung vorherrscht und die Basensättigung in den stark versauerten Waldböden ($\text{pH}(\text{CaCl}_2) < 5$) bei gleichem pH-Wert stark variieren kann (Kapitel 4.3.3.2, Abb. 16). Darüber hinaus ließ sich anhand einzelner Fallbeispiele eine Modifikation der Basensättigung durch Fichtenreinbestände nachweisen.

Unter Berücksichtigung dieser ersten Befunde erfolgte die zweite Feldaufnahme im Jahr 2010 ($n = 33$) mit der Prämisse, insbesondere stark versauerte Standorte in verschiedenen Relief- und Höhenlagen zu kartieren, um das Stichprobenkollektiv im pH-abhängigen Streubereich der Basensättigung zu verdichten. Die Beprobung erfolgte zudem schwerpunktmäßig in Laubwaldbeständen, da diese im Untersuchungsgebiet flächenmäßig dominieren und der Zeitaufwand für eine Detailuntersuchung zum Einfluss der Nadelwaldbestockung sehr hoch ist.

Im Rahmen einer weiteren Feldaufnahme im Jahr 2011 ($n = 16$) erfolgte schließlich die Erhebung eines unabhängigen Datensatzes für die Validierung des Basensättigungs-Modells. Auch bei dieser Untersuchung wurden schwerpunktmäßig stark versauerte Waldstandorte beprobt, um insbesondere die Überprüfung des Prognosemodells im pH-abhängigen Streubereich der Basensättigung sicherzustellen.

Die Ermittlung der potenziellen Beprobungs-Standorte erfolgte im GIS, auf Basis der digital zur Verfügung stehenden Flächeninformationen zur pflanzensoziologischen Waldgesellschaft, zur Azidität, zu den Baumartenanteilen und den petrographischen Gesteinstypen sowie den geomorphometrischen und geomorphographischen Reliefparametern. In Form digitaler Karten wurden die für die jeweilige Untersuchungsserie relevanten Informationsebenen verschnitten, wodurch die Waldfläche in Raumeinheiten mit identischen Merkmalskombinationen unterteilt wurde. Entsprechend der aufgestellten Restriktionen (z. B. Beprobung stark versauerter Böden in verschiedenen Relief- und Höhenlagen) wurden aus diesen Raumeinheiten die potenziell geeigneten Waldareale für die jeweilige Untersuchungsserie selektiert. Um eine flächenhafte Rasterbeprobung vornehmen zu können, mussten die ausgewählten Waldareale ausreichend groß und homogen sein, was die Anzahl an potenziell geeigneten Flächen erneut verringerte. Die endgültige Standortauswahl erfolgte jedoch grundsätzlich erst bei der Feldbegehung, unter Berücksichtigung der tatsächlich vorherrschenden Standortbedingungen. So wurden beispielsweise anthropogen veränderte Standorte ausgeschlossen. Darüber hinaus wurde zur Sicherstellung der schwerpunktmäßigen Erfassung von stark versauerten Standorten der pH-Wert des Bodens vor Ort mittels HELLIGE-pH-Meter eingeschätzt.

Abbildung 3 gibt einen Überblick zur räumlichen Lage der zusätzlich untersuchten Waldstandorte im Untersuchungsgebiet.

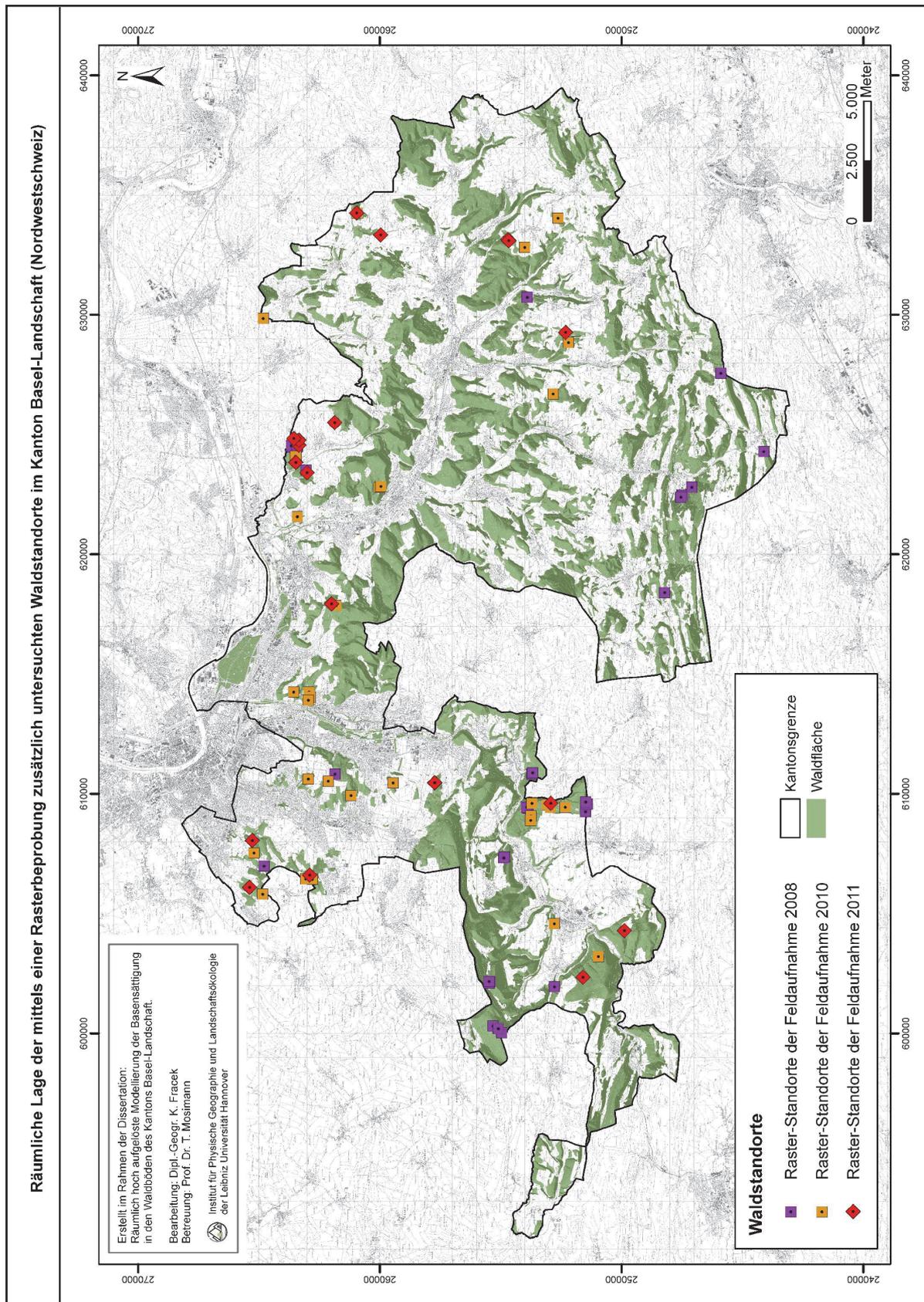


Abb. 3: Übersicht zur räumlichen Lage der 79 untersuchten Raster-Standorte im Kanton Basel-Landschaft.

3.3.2.2 Aufnahmemethodik

Eine flächenbezogene Rasterbeprobung sollte vor dem Hintergrund kleinräumiger Bodenheterogenitäten die Gewinnung einer repräsentativen Datengrundlage gewährleisten. Die Festlegung der Probenanzahl und der Rasterausdehnung erfolgte auf Grundlage einer Voruntersuchung zur Streuung der pH-Werte innerhalb homogen aufgebauter Waldareale.

Auf Grundlage der vorhandenen Informationen zu den Gesteinstypen und den Reliefparametern wurden bei der Feldbegehung fünf für das Untersuchungsgebiet typische Standorte ausgewählt (Löss- und Decklehme auf Hochflächen sowie Tonmergel und Kalk/Kalkmergel in mäßig geneigten Hängen, generell in Höhenlagen unter 700 m), die eine homogene Bestandesstruktur aufweisen. Die Untersuchungsraaster wiesen eine Größe von 40 x 40 m auf. Die Wahl dieser Rastergröße orientierte sich an der durchschnittlichen Ausdehnung der reinen Nadelwaldbestände, da diese die flächenmäßig kleinsten Waldareale mit homogener Bestandeszusammensetzung bildeten. Mit dem Ziel eine mögliche Beeinflussung der Basensättigung durch reine Nadelwaldbestockung erfassen zu können, wurde deshalb von einer größeren Rasterausdehnung abgesehen. Beim Positionieren des Rasters gilt ein Sicherheitsabstand von 10 Metern zum Rand des Bestandes oder wechselndem Ausgangssubstrat. Pro Raster wurden insgesamt 15 Proben mit dem Edelmann-Bohrstock aus dem Tiefenbereich von 0-15 cm entnommen und ihr pH-Wert (CaCl_2) im Labor bestimmt. Die Probenahme erfolgte gemäß dem in Abbildung 4 dargestellten Beprobungsschema, welches das Raster in fünf Teilflächen unterteilt, für die ein bestimmter Probenumfang festgesetzt ist. Dabei wurde nach dem Prinzip verfahren, dass innerhalb der kleinsten Teilfläche mindestens fünf Beprobungen stattfinden, um eine gesicherte Ermittlung von Mittelwert und Standardabweichung zu ermöglichen.

Anhand der berechneten pH-Mittelwerte und der Standardabweichungen innerhalb der verschiedenen Teilstichproben konnte die Probenanzahl ermittelt werden, die benötigt wird, um einen mit der Gesamtstichprobe vergleichbaren pH-Mittelwert zu erhalten (Anhang, A 1). Für die untersuchten Lösslehm-, Decklehm- und Kalk/Kalkmergel-Standorte liegt der Schwellenwert bei drei bis fünf Proben, während beim Tonmergel-Standort mindestens zehn Einstiche benötigt werden (FRACEK 2009). Aufgrund kleinräumig variierender Gesteinszusammensetzungen weisen Tonmergel-Standorte eine besonders hohe Bodenheterogenität auf.

Die Ermittlung der benötigten Flächenausdehnung des Beprobungsrasters erfolgte anhand der untersuchten Lösslehm-, Decklehm- und Kalk/Kalkmergel-Standorte, durch einen Vergleich des pH-Mittelwertes der Gesamtfläche (E) mit den Mittelwerten der verschiedenen Teilflächen (A bis D). Dazu wurden für die jeweilige Teilfläche zehn verschiedene Kombinationen aus jeweils fünf zufällig ausgewählten Proben gebildet. Die Ergebnisse zeigten, dass für die Lösslehm- und Decklehm-Standorte eine Beprobung der Teilfläche „C“ ausreichend ist, um bei einem Stichprobenumfang von fünf Proben repräsentative Ergebnisse zu erhalten, während für Kalk/Kalkmergel-Standorte bereits eine Beprobung der Teilfläche „A“ ausreichen würde, da sich die gemessenen pH-Werte als sehr homogen erwiesen. Die vorherrschenden Differenzen zwischen den Gesamt- und Teilflächen liegen dabei stets unter 0,1 pH-Einheiten. Die durchgeführten Voruntersuchungen ergaben eine notwendige Rasterausdehnung von 20 x 20 m mit

folgenden Stichprobengrößen: 5 Proben auf Löss/-lehm, Decklehm, Kalk/Kalkmergel, Schotter, Gehängeschutt sowie 10 Proben auf Tonmergel/Mergelton. In Einzelfällen wurde die festgelegte Probenanzahl vor Ort von 5 auf 10 Proben erhöht, falls die im Feld mittels HELLIGE-pH-Meter gemessenen pH-Werte sehr stark streuten.

Die Beprobung bei den anschließend durchgeführten Hauptuntersuchungen erfolgte ebenfalls mit dem Edelmann-Bohrstock. Im Ober- und Unterboden (s. u.) wurden an jedem ausgewählten Rasterpunkt etwa 200 g Probenmaterial entnommen. Bei hohem Skelettgehalt war keine Beprobung des Unterbodens möglich (z. B. im Schotter und Gehängeschutt). Der Oberboden-Bereich umfasst die obersten 15 cm des Mineralbodens. In dieser Tiefenstufe befinden sich in der Regel die stark humosen, feinwurzelreichen A-Horizonte. Die Bezugstiefe für den humusärmeren Unterboden beträgt 50 cm (± 15 cm). Dies entspricht im Allgemeinen dem feinwurzelärmeren, hauptsächlich durch die Grobwurzeln älterer Bäume erschlossenen Bereich des Hauptwurzelraumes. In Abhängigkeit vom Bodentyp befinden sich in dieser Tiefenstufe in der Regel die B- und feinmaterialreichen C-Horizonte.

In einem Standortformular wurden die folgenden Informationen erfasst: Beprobungstiefen, makroskopisch erkennbare Bodenmerkmale (z. B. Konkretionen, Humuseinschlüsse, Skelettgehalte usw.), Vorhandensein von Kalk (Salzsäuretest), Substrattyp, Humusform, Entkalkungstiefe (mittels mehrerer Tiefenbohrungen) sowie allgemeine Rahmeninformationen (z. B. zur Lage des Standortes und seiner aktuellen Bestandeszusammensetzung).

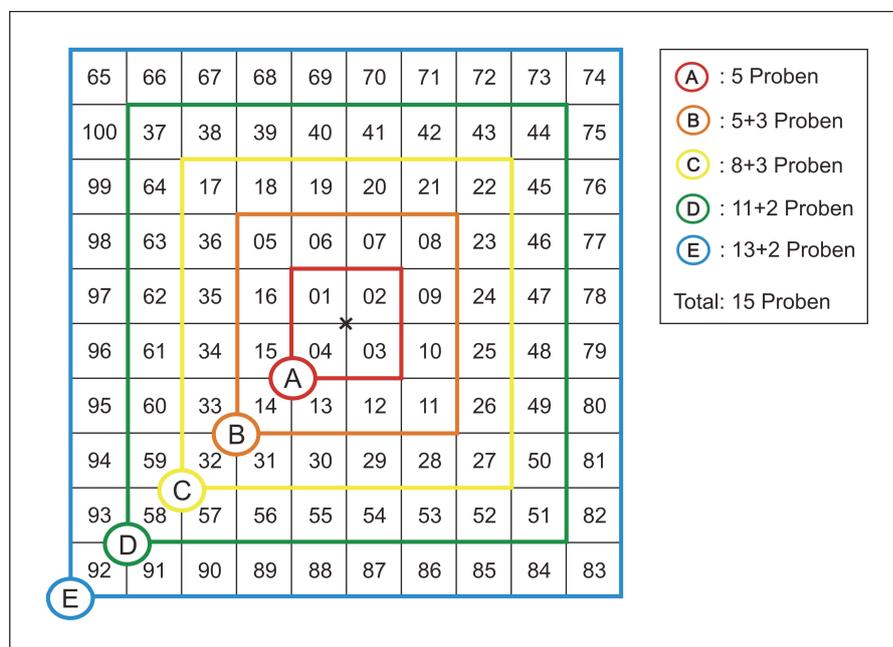


Abb. 4: Schema der Rasterbeprobung für die Bestimmung der Rastergröße und der notwendigen Mindestanzahl an Proben.

Die Ausdehnung des ganzen Rasters beträgt 40 x 40 m. Das Raster ist in fünf Teilflächen mit definiertem Stichprobenumfang unterteilt (Fläche A bis E). Die Probenahme erfolgt im Zentrum der einzelnen mit Zahlen markierten Flächen, die nach dem Zufallsprinzip ausgewählt worden sind. Zusätzlich wurde im Mittelpunkt der kleinsten Teilfläche (A) eine Probe genommen.

3.3.2.3 Laboranalysen

Probenzahl zur Bestimmung der Basensättigung

Die Ermittlung der benötigten Probenanzahl zur Gewinnung repräsentativer Mittelwerte der Basensättigung erfolgte mithilfe einer Voruntersuchung an 19 Raster-Standorten mit verschiedenen Ausgangsgesteinen.

In Abhängigkeit von der Streuung der pH-Werte wurden pro Standort 3-5 Proben analysiert. Für jeden Standort wurde die absolute maximale Abweichung der Basensättigung vom Mittelwert der Gesamtstichprobe eines Standorts bei unterschiedlicher Probenanzahl berechnet. Dabei fanden sämtliche Kombinationsmöglichkeiten Berücksichtigung. Die Ergebnisse dieser Voruntersuchung sind exemplarisch am Beispiel eines Decklehm-Standortes im Anhang hinterlegt (Anhang, A 2). Bei Festlegung der zu analysierenden Probenanzahl musste zwangsläufig ein Kompromiss zwischen dem Zeitaufwand für die Laboranalysen und der Genauigkeit der Ergebnisse gefunden werden. Eine maximale absolute Abweichung der Basensättigung vom arithmetischen Mittelwert von $\leq 10\%$ wurde als akzeptabel erachtet. Dies ergibt folgende Stichprobenzahlen (FRACEK 2009): 1 Probe auf Schotter, Kalk/Kalkmergel, Gehängeschutt; 2 Proben auf Löss- und Decklehm; 3 Proben auf Tonmergel.

Die Einhaltung einer geringeren maximalen absoluten Abweichung von beispielsweise 5% wäre mit einem stark erhöhten Zeitaufwand verbunden, da sich die Stichprobenanzahl beispielsweise bei Tonmergel von 3 auf 5 Proben erhöhen würde. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass die ermittelten maximalen Abweichungen bei der festgelegten Probenanzahl nur in Einzelfällen den Schwellenwert von 10% erreichten, in der Regel betragen sie weniger als 5% Basensättigung und lagen im Durchschnitt bei rund 3% Basensättigung.

Bestimmung der Basensättigung

Die Laboranalysen von 491 Bodenproben wurden im institutseigenen Labor sowie am INSTITUT FÜR BODENKUNDE DER LEIBNIZ UNIVERSITÄT HANNOVER durchgeführt. Die Analyse erfolgte schwerpunktmäßig mithilfe eines Schüttel-Verfahrens, unter Verwendung von Ammoniumchlorid (NH_4Cl) als austauschende Reagenz (GUTACHTERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK 2005: A3.2.1.7). Dafür wurden die ausgewählten Proben bei 105°C getrocknet, in der Reibschale zerkleinert und vom Grobboden befreit. Anders als in der Methodenbeschreibung wurden für die Gewinnung der Extraktionslösungen grundsätzlich nur $2,5\text{ g}$ Boden verwendet, um die Ionenkonzentrationen ohne aufwändige Verdünnungsvorgänge messtechnisch präzise bestimmen zu können.

Um die Genauigkeit der verwendeten Schüttel-Methode zu überprüfen, wurde ein ausgewähltes Stichprobenkollektiv von 45 Proben zusätzlich mittels eines standardmäßig angewandten Perkolations-Verfahrens (in Anlehnung an DIN EN ISO 11260:1997-05) analysiert (IBK 2008). Die ermittelte durchschnittliche absolute Abweichung liegt bei 2% Basensättigung, so dass für die Gewinnung eines möglichst großen Datensatzes die Verwendung der weniger zeitaufwändigen Schüttel-Methode gewählt worden ist. Die durchgeführte Überprüfung hat gezeigt, dass die

Messergebnisse ohne Einschränkungen auch für vergleichende Auswertungen mit anderen Untersuchungen verwendet werden können.

Die Messung der Elementkonzentrationen in den Extraktionslösungen erfolgte für Kalzium, Magnesium, Eisen, Mangan und Aluminium bei den Untersuchungen aus dem Jahr 2008 am Atom-Adsorptions-Spektrometer (AAS) und in den darauffolgenden Analysen durch optische Emissionsspektrometrie mittels induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES, VARIAN 725-ES). Die Konzentrationen von Kalium und Natrium sind hingegen wegen ermittelter Messungengenauigkeiten stets flammenphotometrisch (EPPENDORF) bestimmt worden.

Die Protonenkonzentration in den mittels Schüttel-Verfahren gewonnenen Extraktionslösungen wurde aus der Differenz der pH-Werte vor und nach der Extraktion berechnet. Dabei wurde berücksichtigt, dass die H^+ -Konzentration durch Hydrolyse-Reaktionen des Aluminiums verändert wird, so dass die Protonenkonzentration in Abhängigkeit von der Al-Konzentration korrigiert worden ist.

Die gemessenen Ionenkonzentrationen wurden unter Berücksichtigung der Wertigkeiten in Ionenäquivalente umgerechnet und anschließend die Basensättigung der einzelnen Proben rechnerisch ermittelt.

Um sicherzustellen, dass die Messergebnisse nicht durch die Verwendung unterschiedlicher Messgeräte (ICP und AAS) beeinflusst worden sind, wurde an 25 Proben eine Vergleichsmessung vorgenommen. Die ermittelte absolute Abweichung liegt im Maximum bei 6 % Basensättigung und beträgt durchschnittlich knapp 2 % (Anhang, A 3), so dass die Datensätze ohne Einschränkungen für die anschließenden Untersuchungen kombiniert werden konnten.

Bestimmung des pH-Wertes

Die Bestimmung der pH-Werte erfolgte elektrometrisch in 0,01 M $CaCl_2$ -Suspension sowie teilweise zusätzlich in reinem Wasserextrakt (nach DIN ISO 10390:2005-12). Alle nachfolgenden Angaben beziehen sich auf den in Salzlösung ($CaCl_2$) gemessenen potenziellen pH-Wert, bei dessen Messung auch ein Teil der austauschbar gebundenen Protonen und Kationsäuren erfasst wird (AKS 2003). Der in wässriger Lösung gemessene pH-Wert (H_2O) erlaubt hingegen keine Aussage über den Basensättigungsgrad des Austauschers (RASTIN & ULRICH 1988).

Bestimmung des Humusgehaltes

Durch trockene Verbrennung (nach DIN ISO 10694:1996-08) wurde der Humusgehalt von 73 Bodenproben mit dem Elementaranalysator (CNS-ANALYZER, ELEMENTAR VARIO EL III) im INSTITUT FÜR BODENKUNDE DER LEIBNIZ UNIVERSITÄT HANNOVER ermittelt.

3.3.3 Standardisierung der Daten

Rasterdaten

Für den Ober- und Unterboden jedes Raster-Standortes erfolgte die Berechnung der arithmetischen Mittelwerte der einzelnen Messergebnisse.

Profilstandorte

Da es sich bei den Datensätzen der Profil-Standorte um horizontbezogene Informationen handelt, weisen sie im Gegensatz zu den Raster-Standorten keine einheitlichen Beprobungstiefen auf. Um die Datensätze der Profil- und Raster-Standorte für die Modellierung der Basensättigung kombinieren zu können, mussten aus den horizontbezogenen Profil-Datensätzen tiefenstufenbezogene Datensätze mit einheitlichen Bezugstiefen gewonnen werden. Dazu wurden aus dem Probenkollektiv der Profil-Standorte einzelne Proben ausgewählt, die in Abhängigkeit von ihrer Beprobungstiefe den Oberboden bzw. Unterboden des Standortes repräsentieren. Profilproben, die eine maximale Beprobungstiefe von 20 cm aufweisen, wurden dem Oberboden zugeordnet, während solche, die aus dem Tiefenbereich von 50 cm (± 15 cm) stammen, den Unterboden repräsentieren. Entfallen mehrere Proben auf die definierten Tiefenbereiche, so wurden diese gemäß Abbildung 5 zusammengefasst und ihre bodenkundlichen Kennwerte entsprechend der zugehörigen Horizontmächtigkeiten gemittelt.

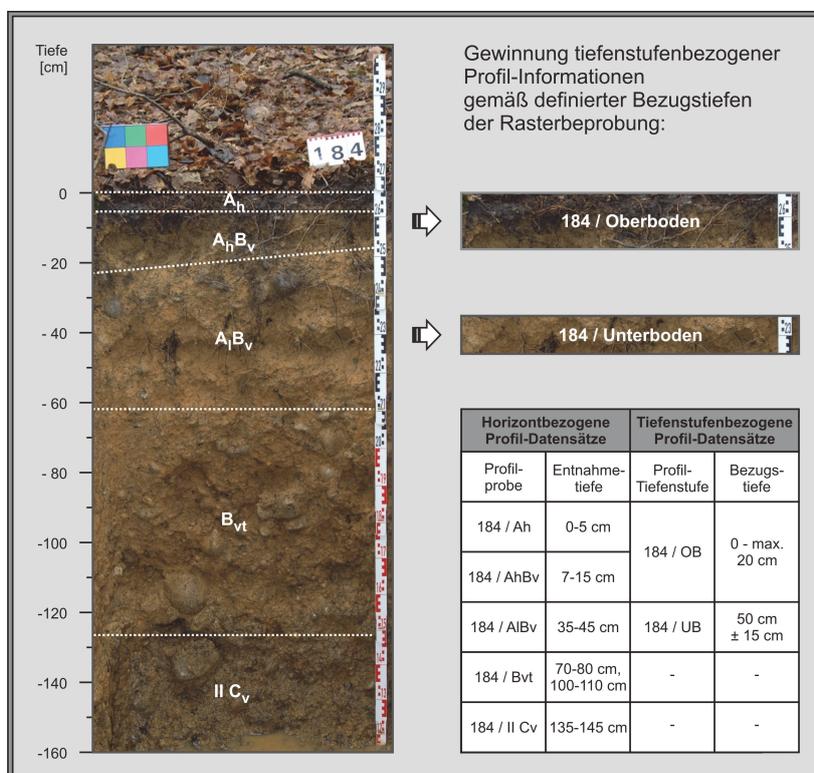


Abb. 5: Beispiel zur Ableitung von tiefenstufenbezogenen Profil-Informationen aus den horizontbezogenen Kennwerten eines Bodenprofils.

pH-Werte

Die Mittelwertbildung von pH-Werten erfolgte unter vorheriger Umrechnung in die Molkonzentration. Da es grundsätzlich nicht möglich ist, über den Neutralpunkt von pH 7 hinweg einen Mittelwert zu bilden (KÖLLE 2010), wurde, falls notwendig, derjenige pH-Wert, der näher am Neutralpunkt liegt, auf pH 7,0 gesetzt und mit der entsprechenden H^+ - oder OH^- -Konzentration gerechnet.

Gesamtstichprobe Basensättigung

Durch dieses Verfahren sind aus dem Stichprobenkollektiv der Bodenprofile 61 tiefenstufenbezogene Profil-Datensätze gewonnen worden, die ebenfalls in die Datenbank der Basensättigung aufgenommen worden sind. Insgesamt umfasst die Datenbank damit 404 Datensätze, deren Informationen von 51 Profil-Standorten und 79 Raster-Standorten stammen. Die verschiedenen Datensätze finden in Abhängigkeit von der jeweiligen Fragestellung Verwendung. Während beispielsweise für die Untersuchung des Tiefenverlaufes der Basensättigung ausschließlich die horizontbezogenen Profil-Datensätze verwendet werden, erfolgt die Modellierung der Basensättigung anhand der tiefenstufenbezogenen Raster- und Profil-Datensätze, da diese einheitliche Bezugstiefen aufweisen.

Entkalkungstiefe

Für die Entkalkungstiefe wurde eine unabhängige Datenbank aufgebaut, in die alle verfügbaren Profil- und Raster-Standorte aufgenommen worden sind, die Informationen zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches aufweisen. Insgesamt umfasst diese Datenbank 385 Fälle. Bei dem Großteil dieser Fälle handelt es sich um Profil-Standorte, deren Daten aus der Waldbodendatenbank stammen. Darüber hinaus sind insgesamt 66 Raster-Standorte aller verfügbaren Untersuchungen integriert worden.

3.4 Methodik der Modellentwicklung und Modellvalidierung

3.4.1 Theoretische Überlegungen

Das Wissen um die Bedeutung der verschiedenen Bodenbildungsfaktoren für die Ausprägung von Bodeneigenschaften ermöglicht es, kausalerorientierte Verknüpfungen zwischen einzelnen Standortinformationen und der zu prognostizierenden Bodeneigenschaft herzustellen. Dies entspricht im Ansatz dem von JENNY (1941) formulierten klassischen Modell der Bodenbildung, das von MCBRATNEY ET AL. (2003) zur quantitativen Beschreibung empirischer Messgrößen im Rahmen der digitalen Bodenvorhersage zum SCORPAN-Modell erweitert wurde: $S_a = f(S, C, O, R, P, A, N)$. Die zu prognostizierende Bodeneigenschaft (S_a) ist demnach das Ergebnis eines funktionalen Zusammenhanges zwischen anderen Bodeneigenschaften (S) und den Faktoren Klima (C), Organismen (O), Relief (R), Ausgangsgestein (P), Alter des Bodens (A) und räumliche Lage (N). Vor diesem theoretischen Hintergrund wird in der vorliegenden Arbeit ein faktorenbasierter Modellansatz verwendet, um aus der Verknüpfung bodenrelevanter Parameter quantitative Aussagen zur räumlichen Ausprägung der Basensättigung abzuleiten.

Grundlage dafür ist eine umfangreiche Datenbasis, bestehend aus Flächendaten zu vielfältigen bodenrelevanten Parametern und punktbezogenen Informationen zur Basensättigung. Mithilfe der in einem sachlogischen Zusammenhang mit der Zielgröße stehenden Flächendaten wird eine räumlich hoch aufgelöste Vorhersage der Basensättigung angestrebt. Das dabei angewandte Verfahren kombiniert empirisch-statistische Analysen mit Expertenwissen (MOSIMANN ET AL. 2011). Die Modellierung erfolgt also wissensbasiert. Die inhaltlichen Bestandteile der „Wissensbasis“ sind:

- bekannte, regel- bis gesetzmäßig auftretende Kausalbeziehungen zwischen Standortfaktoren und der zu prognostizierenden Bodeneigenschaft,
- fallbezogene, im Rahmen vergleichbarer Untersuchungen gewonnene Erkenntnisse,
- örtliches Erfahrungswissen aus umfangreichen bodenkundlichen Standortaufnahmen.

Diese „Wissensbasis“ ist neben der zur Verfügung stehenden „Datenbasis“ grundlegender Bestandteil der Modellierung. Die punktbezogene Datenbasis für die räumliche Vorhersage der Basensättigung bilden 100 Waldstandorte. Die Informationsdichte liegt somit bei einem Datensatz auf rund 2 km² Waldfläche. Die Datenpunkte sind jedoch nicht gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilt und die Größe des Stichprobenkollektives variiert zudem in Abhängigkeit von der betrachteten Tiefenstufe, so dass die Informationsdichte teilweise deutlich geringer ist. Nach aktuellem methodischen Kenntnisstand schließt diese geringe räumliche Datendichte eine Verwendung von rein geostatistischen und (halb)automatischen faktorenbasierten Verfahren aus. So zeigt beispielsweise die Untersuchung von JANSEN ET AL. (2002) zur Regionalisierung der Basensättigung und anderer bodenchemischer Parameter in der niedersächsischen Harz-Region, dass bei vergleichbarer Datendichte (406 Bodenprofile auf 700 km² Waldfläche) keine verwertbaren autokorrelativen Beziehungen zwischen den Datenpunkten bestehen. ZIRELWAGEN (2003a) gibt an, dass selbst eine vierfach so hohe Datendichte (150 Bodenprofile

auf 74 km² Fläche) nicht ausreicht, um geostatistische Verfahren zur Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in einer topographisch stark gegliederten Landschaft mit inhomogen verteilten Waldflächen sinnvoll einzusetzen.

Gegen Verfahren einer vollautomatisierten Modellierung (z. B. NEURONALE NETZE) sprechen unabhängig von der Datendichte grundsätzliche Ansprüche an die Nachvollziehbarkeit der Modellvorhersagen. Eine übersichtliche und durchschaubare Modellstruktur erscheint dafür zwingend erforderlich. Entscheidungsbäume sind diesbezüglich in besonderem Maße geeignet, da sie die der Prognose zugrunde liegenden Verknüpfungsregeln offen legen und die Ergebnisse damit nachvollziehbar bleiben. Teilautomatisierte Verfahren wie RANDOM FOREST weisen im Gegensatz zu vollautomatisierten Verfahren eine höhere Modell-Transparenz auf. Bei kleiner Datenbasis besteht jedoch die Gefahr, dass in der Stichprobe enthaltene Ausreißer nicht erkannt und dadurch auch bei ungenügend empirisch gesicherten Zusammenhängen Vorhersagen geliefert werden (HERBST & MOSIMANN 2010). Eine für einzelne Teilräume des Untersuchungsgebietes Basel-Landschaft durchgeführte Studie hat ergeben, dass RANDOM FOREST die „Grundtendenz der Verbreitung“ der Bodenmerkmale Gründigkeit und Skelettgehalt abbilden kann, jedoch auch „viele nicht erklärbare Kleinstrukturen“ liefert (MOSIMANN ET AL. 2011, S. 44). Die in der angeführten Studie verwendete Datenbasis umfasst knapp 300 punktbezogene Eingangsdaten. Bereits aus Sicht der Stichprobengröße erscheint die Verwendung solch eines halbautomatischen Verfahrens für die Modellierung der Basensättigung daher nur als eingeschränkt geeignet. Hinzu kommt, dass es sich bei den regionalisierten Bodenmerkmalen (Gründigkeit und Skelettgehalt) um „stabile“ Bodeneigenschaften handelt, die im Vergleich zur Basensättigung im Allgemeinen weniger variabel sind (FIEDLER 2001; FRIEDRICH 2001). Insbesondere bodenchemische Parameter weisen eine hohe kleinräumige Heterogenität auf (ZIRLEWAGEN 2003a). Dies wurde auch bei der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Rasterbeprobung offenkundig.

Vor dem Hintergrund einer vergleichsweise kleinen Stichprobengrundlage, einer hohen standörtlichen Variabilität der Zielgröße und grundsätzlichen Ansprüchen an die Nachvollziehbarkeit der Modellergebnisse wird von einer Verwendung (halb)automatischer sowie geostatistischer Modellierungsverfahren in der vorliegenden Arbeit abgesehen.

Um trotz kleiner Stichprobengrundlage eine räumlich hoch aufgelöste Vorhersage erzielen zu können, wird die Integration von vorhandenem bodenkundlichem Wissen empfohlen (WALTER ET AL. 2007). Diese Empfehlung gründet auf der Ansicht, dass es sich bei den konventionell erstellten Bodenkarten um „expertenbasierte Werke“ handelt (SCHMIDT 2009, S. 26), da sich auch die klassische Bodenkartierung auf eine Wissensbasis stützt, um von feldbodenkundlich erfassten Punktdaten zu Flächeninformationen zu gelangen. Vom Bodenkartierer werden ausgehend von punktbezogenen Untersuchungen, verbunden mit dem Anspruch einer ausreichenden Flächenrepräsentativität, Flächeninformationen abgeleitet. Die entsprechende Abgrenzung weitestgehend homogener Bodenareale stützt sich also auf punktbezogene Daten, „besteht jedoch nicht nur aus diesen, sondern unter Umständen auch aus topographischen und allfälligen weiteren zu beachtenden Informationen“ (LÜSCHER 2004, S. 10). Zur Erstellung von Boden-

karten wird demnach das Verständnis des Kartierers in Bezug auf den bestehenden funktionalen Zusammenhang zwischen den bodenrelevanten Faktoren (SCORPAN-Modell) genutzt. Dieses „Verständnis“ der Prozesszusammenhänge ist das Ergebnis praktischer Feldarbeit (Erfahrungswissen) und rein kognitiv erlernten Wissens (Ausbildung und Literaturrecherche). Die eigentliche Abgrenzung von Bodenarealen erfolgt dann vor dem Hintergrund der Kausalkette der Pedogenese (FRIEDRICH 2001): „Aus sicht- und messbaren Merkmalen können ablaufende oder abgelaufene Prozesse und wirkende oder wirksam gewesene Faktorenkonstellationen rekonstruiert werden“ (SCHROEDER 1992, S. 83). Dementsprechend sind bei identischen Faktorenkombinationen die gleichen Bodenmerkmale zu erwarten. Es kann also durch Analogieschlüsse ausgehend von den ermittelten punktbezogenen Bodenmerkmalen und den vorherrschenden Faktorenkonstellationen eine Flächeninformation abgeleitet werden. Dabei erstellt der Bodenkartierer „laufend (im Kopf) ein virtuelles Modell, bei dem die einander benachbarten Polygone in Beziehung, respektive zur Abgrenzung gebracht werden müssen. Der Nachvollzug des so erzielten Resultats durch Dritte muss grundsätzlich möglich sein, der Nachvollzug des Weges zu diesem Resultat wird allerdings in den meisten Fällen vom individuellen Vorgehen der jeweiligen Kartierfachperson geprägt sein“ (LÜSCHER 2004, S. 10). Die so entstandene Bodenkarte enthält neben dem dargestellten expliziten Wissen (Informationen zu den ausgewiesenen Bodenarealen) grundsätzlich auch implizites Wissen zu den bestehenden Prozesszusammenhängen im Boden-Landschaftsmodell (HUDSON 1992). „Der große Vorteil dieser Untersuchungsstrategie besteht darin, dass sie mit einem relativ geringen Probeaufwand auskommt“ (BRINKMANN 2002, S. 3).

Es lässt sich schlussfolgern, dass durch den Einbezug einer Wissensbasis auch bei relativ geringer Punktdatendichte, also kleiner Datenbasis, eine räumlich hoch aufgelöste Vorhersage von Bodenparametern erreicht werden kann. Darüber hinaus wird durch eine wissenschaftsgestützte Herangehensweise gewährleistet, dass die resultierende Bodenkarte auch eine „wirkungsbezogene Erklärung“ des räumlichen Verteilungsmusters liefern kann (ZIRLEWAGEN 2003a, S. 11).

Dass der Einbezug einer Wissensbasis für die Erstellung von Bodenkarten wertvoll ist, zeigen auch die zahlreichen Bestrebungen, vorhandenes Expertenwissen quantitativer und qualitativer Art formal (in Form von Algorithmen) zu erfassen, um es für die digitale Bodenvorhersage verfügbar zu machen (z. B. ZEIDLER 1999; ZHU ET AL. 2001; WALTER ET AL. 2007). Letztendlich wird hierbei angestrebt, die menschliche Entscheidungsfindung computertechnisch nachzuahmen (künstliche Intelligenz) und eine automatisierte Verarbeitung der Daten- und Wissensbasis zu erreichen.

Unabhängig von der verwendeten Methodik der Bodenkartierung ist grundsätzlich zu berücksichtigen, dass den gewonnenen Flächeninformationen eine räumlich-inhaltliche Unschärfe anhaftet, die vor allem aus der natürlichen kleinräumigen Bodenvariabilität resultiert. Weitere Unschärfen können beispielsweise durch Messfehler hervorgerufen sein oder sind durch die unterschiedliche Auflösung der als Regionalisierungsgrundlage eingesetzten Flächendaten bedingt. Generell sind räumlich-inhaltliche Unsicherheiten aber „fester Bestandteil empirischer Erhebungen“ (FRIEDRICH 2001, S. 22), da die reale Standortsituation nur bis zu einem gewissen Grad

reproduziert werden kann (SZIBALSKI 2001). Die in einer Bodenkarte ausgewiesenen Areale sind also trotz ihrer diskreten Form in gewisser Weise „unscharf“ und bei den dargestellten Informationen kann es sich grundsätzlich nur um eine Angabe der für diesen Raumausschnitt typischen, also wahrscheinlichsten, Merkmalsausprägung handeln. Diese Ansicht entspricht im Grundsatz der Theorie der unscharfen Mengen (ZADEH 1965; MCBRATNEY & ODEH 1997).

Um dieser Unschärfe Rechnung zu tragen, erfolgt die Prognose in wahrscheinlichkeitsbasierter Form (FRIEDRICH 2001). Es wird die für eine Standortsituation (Prädiktorenkombination) wahrscheinlichste (primäre) Ausprägung der Bodeneigenschaft vorhergesagt. In Abhängigkeit von der vorherrschenden Variabilität kann zusätzlich eine Angabe zur sekundären Ausprägung gemacht werden.

Die Grundlage dafür bilden empirisch-statistische Analysen. Bei ausreichend großer Teilstichprobe wird die gegebene Häufigkeitsverteilung als Wahrscheinlichkeitsverteilung interpretiert (ANIYA 1985). Dabei wird die häufigste Ausprägung der Bodeneigenschaft, also die Klasse des Häufigkeitsmaximums, unter der jeweiligen Prädiktorenkombination als ihre wahrscheinlichste (primäre) Ausprägung angesehen. Die übrigen, weniger häufig vertretenen Klassen stellen seltener vorkommende Ausprägungen dar. Bei einseitiger Häufigkeitsverteilung kann zudem eine sekundäre Ausprägung angegeben werden, womit der kleinräumigen Heterogenität der Bodeneigenschaften Rechnung getragen wird. Bevor jedoch aus der Häufigkeitsverteilung eine Prognose abgeleitet wird, werden die empirisch-statistischen Ergebnisse stets wissenschaftlich auf Plausibilität überprüft und über die Ungültigkeit von Ausreißern entschieden. Dies ist insbesondere bei kleinen Teilstichproben ($n < 10$) von grundlegender Bedeutung, da die Gefahr besteht, dass die Häufigkeitsverteilung durch überproportional vertretende Ausreißer verzerrt ist. Ist die Teilstichprobe grundsätzlich zu klein ($n \leq 4$), um eine statistisch-begründete Vorhersage ableiten zu können, so kann die fehlende datenbasierte Einstufung durch eine wissenschaftlich-basierte (empirisch-begründete) Vorhersage ersetzt werden. Dazu muss eine der folgenden Voraussetzungen erfüllt sein:

- Die ermittelten quantitativen Zusammenhänge spiegeln allgemein bekannte Kausalzusammenhänge zwischen den jeweiligen Standortfaktoren und der Bodeneigenschaft wider.
- Die ermittelten quantitativen Zusammenhänge werden durch andere Fallstudien bestätigt, deren Erkenntnisse unter vergleichbaren Rahmenbedingungen (Standortbedingungen und Bezugstiefe) gewonnen worden sind.

Außerdem besteht durch die wissenschaftlich-basierte Herangehensweise die Möglichkeit, nicht prognostizierbare Prädiktorenkonstellationen auszuweisen, falls das verfügbare Wissen nicht ausreicht, die Heterogenität zu groß ist oder die Informationen einzelner Prädiktoren ungenügend sind (fehlende Flächeninformationen).

Insgesamt gewinnt die „Wissensbasis“ mit abnehmender Stichprobengröße gegenüber der „Datenbasis“ zunehmend an Bedeutung.

3.4.2 Wissensbasierte Entwicklung der Entscheidungsbäume

Die Entwicklung der Prognosemodelle zur Basensättigung und zur Entkalkungstiefe basiert auf einer kombinierten Anwendung von empirisch-statistischen Analysen und Expertenwissen. Auf Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten- und Wissensbasis werden die für das jeweilige Modell relevanten Standortfaktoren als Prädiktoren identifiziert und schrittweise kombiniert, so dass weit verzweigte binäre Entscheidungsbäume entstehen (CLASSIFICATION AND REGRESSION TREES: BREIMAN ET AL. 1984). An den Endknoten dieser faktorenbasierten Modelle sind die für die jeweilige Prädiktorenkombination ausgewiesenen Prognosen hinterlegt. Die Ausweisung der Prognosen erfolgt auf Grundlage der unter der jeweiligen Prädiktorenkombination vorliegenden Teilstichprobe, unter Einbezug von Expertenwissen. Die Prognosen sind in Abhängigkeit von der vorliegenden Teilstichprobe entweder als statistisch-begründet oder als empirisch-begründet einzuordnen. Letzteres gilt, sofern wegen der geringen Stichprobengröße ($n \leq 4$) die verteilungstatistische Basis für die Ableitung einer Prognose fehlt.

Ist eine verteilungstatistische Basis vorhanden, so lässt sich zusätzlich eine Angabe zur Gewissheit der Prognose (Aussagesicherheit) machen. Dies erfolgt in qualitativer Form, auf Grundlage der als Wahrscheinlichkeitsverteilung interpretierten Häufigkeitsverteilung. Liegt z. B. die relative Häufigkeit in der Prognoseklasse im Bereich zwischen 50-70 %, so wird die Aussagesicherheit als „eingeschränkt“ eingestuft, während bei 70-90 % eine „hohe“ und bei > 90 % eine „sehr hohe“ Aussagesicherheit vorliegt. Im Gegensatz zum Entkalkungstiefe-Modell reichen die Teilstichproben beim Basensättigungs-Modell jedoch häufig nicht aus, um eine statistisch-begründete Prognose geben zu können. Aufgrund dessen wird dort grundsätzlich von einer Angabe zur Aussagesicherheit abgesehen.

Die Verfahrensweise zur wissensbasierten Modellentwicklung wurde im Rahmen des Projektes MODELLIERUNG VON WALDBODENEIGENSCHAFTEN IM KANTON BASEL-LANDSCHAFT entwickelt (MOSIMANN ET AL. 2010) und umfasst folgende inhaltliche Arbeitsschritte:

- Ermittlung von Zusammenhängen zwischen verschiedenen Standortfaktoren und der zu prognostizierenden Bodeneigenschaft auf Basis von empirisch-statistischen Analysen.
- Identifikation der für das jeweilige Prognosemodell relevanten Prädiktoren.
- Schrittweise Kombination der Prädiktoren zur Ermittlung einer hierarchischen Ordnung.
- Erstellung eines wissensbasierten Modellentwurfes und Kalibrierung der Entscheidungsbäume.
- Zuweisung der statistisch- bzw. empirisch-begründeten Prognosen für die verschiedenen Prädiktorenkombinationen, gegebenenfalls mit Angabe zur Aussagesicherheit.

Um den vielfältigen naturräumlichen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet gerecht zu werden, entstehen für den Jura, das Lösshügelland und die Bodenregion der Talböden individuelle Entscheidungsbäume der zu prognostizierenden Bodeneigenschaften. Zur besseren Übersicht-

lichkeit besitzen diese Entscheidungsbäume aber die gleiche Grundstruktur im Sinne einer einheitlichen hierarchischen Reihenfolge der Prädiktoren. Diese Reihenfolge leitet sich aus der grundsätzlichen Bedeutung der einzelnen Prädiktoren für die Vorhersage der jeweiligen Bodeneigenschaft ab. Im Falle des Basensättigungs-Modells werden darüber hinaus auch für die im Rahmen der Rasterbeprobung definierten Tiefenstufen (Ober- und Unterboden) individuelle Entscheidungsbäume erstellt. Durch diese tiefendifferenzierte Vorhersage wird dem zum Teil sehr stark ausgeprägten Tiefengradienten der Basensättigung Rechnung getragen. Bei undifferenzierter Betrachtung des gesamten Hauptwurzelaumes wären die Streuungen infolge der Mittelwertbildung hingegen viel zu groß, um die Nährstoffversorgung der Waldvegetation an einem Standort sinnvoll beurteilen zu können (Kapitel 4.3.2).

Die Grundstruktur der Prognosemodelle und die verwendeten Prädiktoren werden in den jeweiligen Teilkapiteln zum Entkalkungstiefe- bzw. Basensättigungs-Modell vorgestellt (Kapitel 5.1 und 6.1).

Abbildung 6 zeigt das Prinzip der Prognose-Zuweisung exemplarisch am Beispiel eines vereinfachten Ausschnittes aus dem Prognosemodell der Basensättigung (Bodenregion Jura, Tiefenstufe Oberboden). Es ist ersichtlich, dass die Prognose für Fichtenreinbestände unter der gegebenen Prädiktorenkombination nicht statistisch-begründet werden kann, da die vorliegende Teilstichprobe äußerst klein ist ($n = 1$). Auf Grundlage der zur Verfügung stehenden Wissensbasis lässt sich jedoch eine empirisch-begründete Vorhersage machen.

Während die Basensättigung der Böden innerhalb der pH-Klasse 3,5-4 unter Laub- und Mischwaldbeständen zumeist im Bereich von 15-30 % liegt, weist der vertretene Fichtenforst-Standort lediglich eine Basensättigung von 10 % auf (Klasse 5-15 %). Es ist bekannt, dass Nadelbäume insbesondere wegen ihrer erhöhten Interzeptionsrate grundsätzlich zu einer verstärkten Säurebelastung des Waldbodens beitragen (GEHRMANN ET AL. 1987), infolge dessen bei vergleichbarer Ausgangssituation mit einer geringeren Basensättigung zu rechnen ist. Dies wurde auch anhand von anderen Fallstudien bestätigt. So stellte beispielsweise TEUSCHER (1985) anhand von 75 Vergleichsflächenpaaren in den Wäldern des Schweizer Mittellandes fest, dass die Basensättigung in den Oberböden der Fichtenreinbestände um durchschnittlich 7 % geringer ist als unter Buchenbestockung. Auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit sind einzelne Fichtenreinbestände mit standörtlich entsprechenden Laubwaldbeständen in räumlicher Nähe verglichen worden. In den Oberböden stark saurer Löss- und Decklehme ($\text{pH in CaCl}_2 < 4$) ließ sich eine deutliche Modifikation der Basensättigung durch die Fichtenbestockung nachweisen. Durchschnittlich ist die Basensättigung im Falle einer Fichtenreinbestockung bei vergleichbaren pH-Werten um knapp 12 % erniedrigt (4 Vergleichsflächenpaare). Daher ist im vorliegenden Beispiel die prognostizierte Basensättigung für Fichtenforste geringer als die für Laub- und Mischwälder. Da jedoch lediglich ein Fall innerhalb dieser Prädiktorenkombination vorliegt und anhand der Datengrundlage ersichtlich ist, dass die Basensättigung anderer Fichtenforste bei ähnlicher Standortsituation bis zu 26 % beträgt, wird die Prognose um die nächst höhere Klasse erweitert (5-30 % Basensättigung).

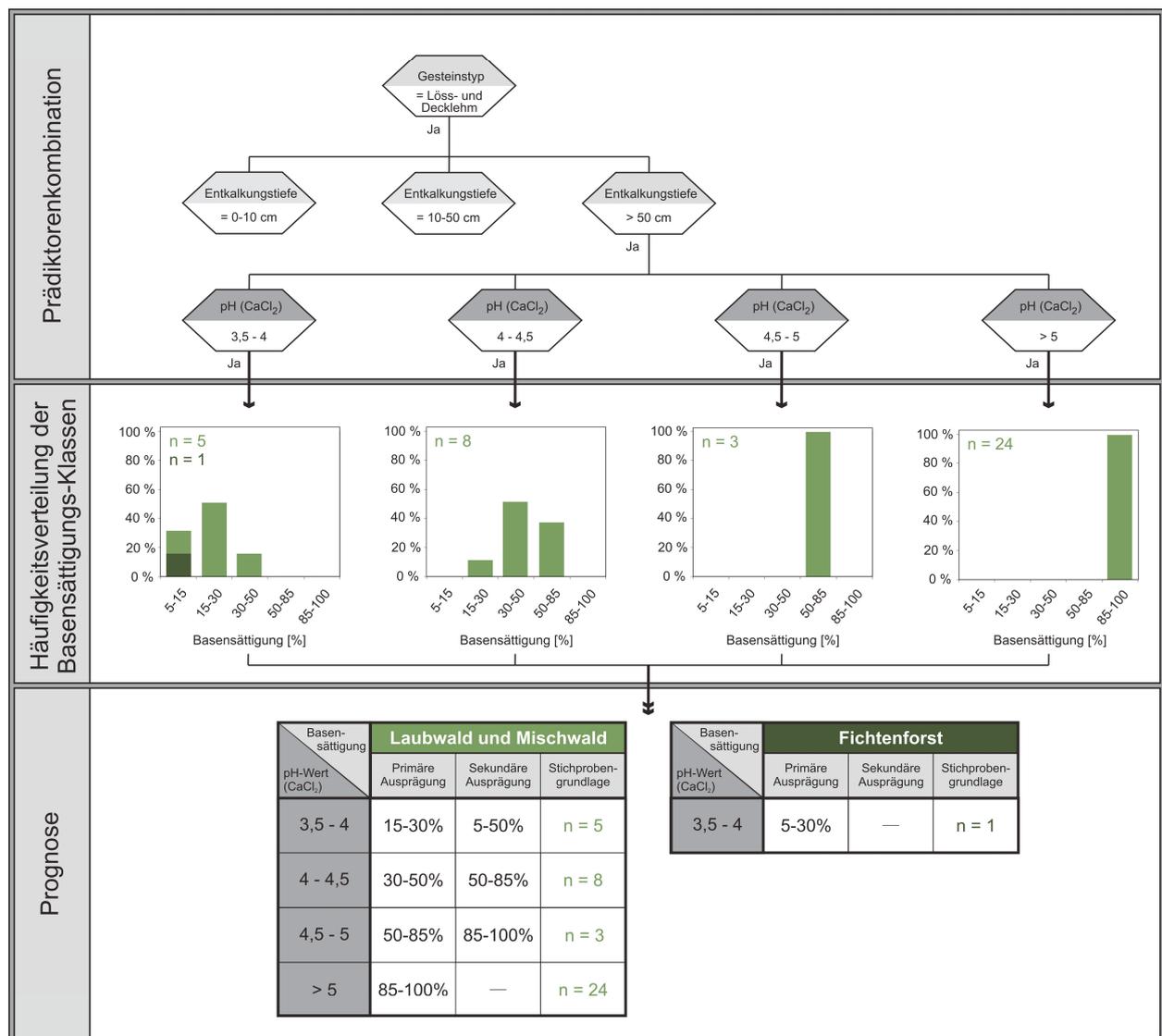


Abb. 6: Prinzip der Basensättigungs-Prognose auf Grundlage empirisch-statistischer Analysen in Kombination mit Expertenwissen am Beispiel eines vereinfachten Ausschnittes aus dem Entscheidungsbaum der Bodenregion Jura (Tiefenstufe Oberboden).

Die Prognose der Basensättigung für Fichtenreinbestände ist unter der gegebenen Prädiktorenkombination nicht statistisch begründet, da die vorliegende Teilstichprobe äußerst klein ist ($n = 1$). Die Vorhersage ist also nicht datenbasiert, sondern erfolgt auf Grundlage der zur Verfügung stehenden Wissensbasis (empirisch-begründet).

Es wird deutlich, dass durch die gewählte Methodik einer wissensbasierten Modellierung auch für Bereiche mit sehr geringem Stichprobenumfang Vorhersagen gemacht werden können, sofern das zur Verfügung stehende Wissen ausreicht, um eine empirisch-begründete Prognose zu geben. Außerdem erweist sich die Modellstruktur in Form von Entscheidungsbäumen als übersichtlich und durchschaubar, so dass Anwender die Möglichkeit haben, die einzelnen Prognosen anhand der zugrunde liegenden Prädiktorenkombination nachzuvollziehen. Zudem ist die Größe der jeweiligen Stichprobengrundlage hinterlegt, so dass deutlich wird, ob es sich um eine statistisch- oder empirisch-begründete Prognose handelt.

3.4.3 Klassifikation der Entkalkungstiefe und der Basensättigung

Entkalkungstiefe

Die Eingangsdaten für die Modellierung der Entkalkungstiefe weisen ein weites Wertespektrum von 0 cm bis über 150 cm auf. Besonders häufig vertreten sind sehr geringe Entkalkungstiefen von wenigen Zentimetern, da im Untersuchungsgebiet karbonatgeprägte Böden flächenmäßig dominieren. Um dies zu berücksichtigen, erfolgt die Klassifizierung der Entkalkungstiefe im unteren Wertespektrum in einem sehr kleinen Intervall von 0-10 cm. Die nächste Klassengrenze liegt bei 50 cm Tiefe. Diese Grenzziehung erfolgt im Hinblick auf die spätere Verwendung der Ergebnisse im Basensättigungs-Modell, wo dieser Grenzwert als Bezugstiefe des Unterbodens definiert ist. Das übrige Wertespektrum wird einheitlich durch 50 cm-Intervalle differenziert. Daraus ergeben sich für die Modellierung der Entkalkungstiefe folgende fünf Klassen: 0-10 cm, 10-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm und > 150 cm.

Befindet sich die Kalkgrenze in einer Tiefe von über 150 cm, so ist davon auszugehen, dass die bei freiem Karbonat in großer Menge verfügbaren Kalzium- und Magnesium-Kationen nur noch durch einzelne, sehr tief wurzelnde Bäume erschlossen werden können, da eine Durchwurzelungstiefe von über 150 cm in den untersuchten Bodenprofilen nicht oder nur durch wenige Einzelwurzeln erreicht wird. Deshalb findet im Prognosemodell keine weitergehende Differenzierung von Entkalkungstiefen > 150 cm statt.

Basensättigung

Die Klassifikation der Basensättigung erfolgte nach bodenökologischen Gesichtspunkten und orientiert sich an den baumartspezifischen Mindestanforderungen (PUHE & ULRICH 2001), um eine praktische Anwendbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten (Abb. 7).

Nadelbäume stellen mit einer Mindestanforderung von 30 % die geringsten Ansprüche an die Basensättigung des Bodens, während Laubbäume für ein stabiles Wachstum grundsätzlich höhere Basensättigungswerte im Bereich zwischen mindestens 50-90 % benötigen (PUHE & ULRICH 2001). Dabei erweist sich für die Modellierung der Basensättigung der Grenzwert von 50 % als besonders wichtig, da es sich dabei u. a. um die Mindestanforderung der in der Nordwestschweiz weitverbreiteten Rotbuche handelt. Im unteren Spektrum der Basensättigung ist die 15 %-Grenze aus bodenökologischer Sicht von großer Bedeutung, da diese als kritische Untergrenze für die Funktionsfähigkeit und das Wurzelwachstum der Waldvegetation generell gilt (HANTL 1991). Der tiefste Grenzwert bei der Klassifizierung der Basensättigung liegt bei 5 %. Dies entspricht dem „eisernen Bestand“ an austauschbar gebundenen basischen Kationen. Eine weitergehende Basenabnahme tritt in der Regel nicht ein, da durch die Silikatverwitterung und atmosphärische Einträge ständig basische Kationen nachgeliefert werden (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1997). Nur in Einzelfällen, bei vollständiger Erschöpfung des Silikatpuffers, kann die Basensättigung unter diesen Grenzwert fallen. Dies ist beispielsweise dann möglich, „wenn die puffernden Silikate nur noch in gröberen Kornfraktionen vorliegen“ (HILDEBRAND 1986, S. 73). Im vorliegenden Stichprobenkollektiv ist dies nicht der Fall.

Eine weitere Grenzziehung für die Klassifizierung der Basensättigung wurde bei 85 %-iger Basensättigung vorgenommen. Dies entspricht in etwa der Mindestanforderung von Edellaubhölzern (Bergulme, Winterlinde, Esche), die in der Nordwestschweiz jedoch nur sporadisch in den Wäldern vertreten sind. Diese Grenzziehung orientiert sich daher weniger an den baumart-spezifischen Mindestanforderungen, sondern resultiert aus den Untersuchungen zur Bedeutung der Azidität für die Vorhersage der Basensättigung (Kapitel 4.3.3). So beträgt die Basensättigung im untersuchten Probenkollektiv bei pH-Werten $\geq 5,0$ generell mindestens 85 %. Diese Tatsache ist für die Modellentwicklung sehr bedeutsam, so dass die vorgenommene Grenzziehung vorrangig aus methodischen Gesichtspunkten erfolgt ist.

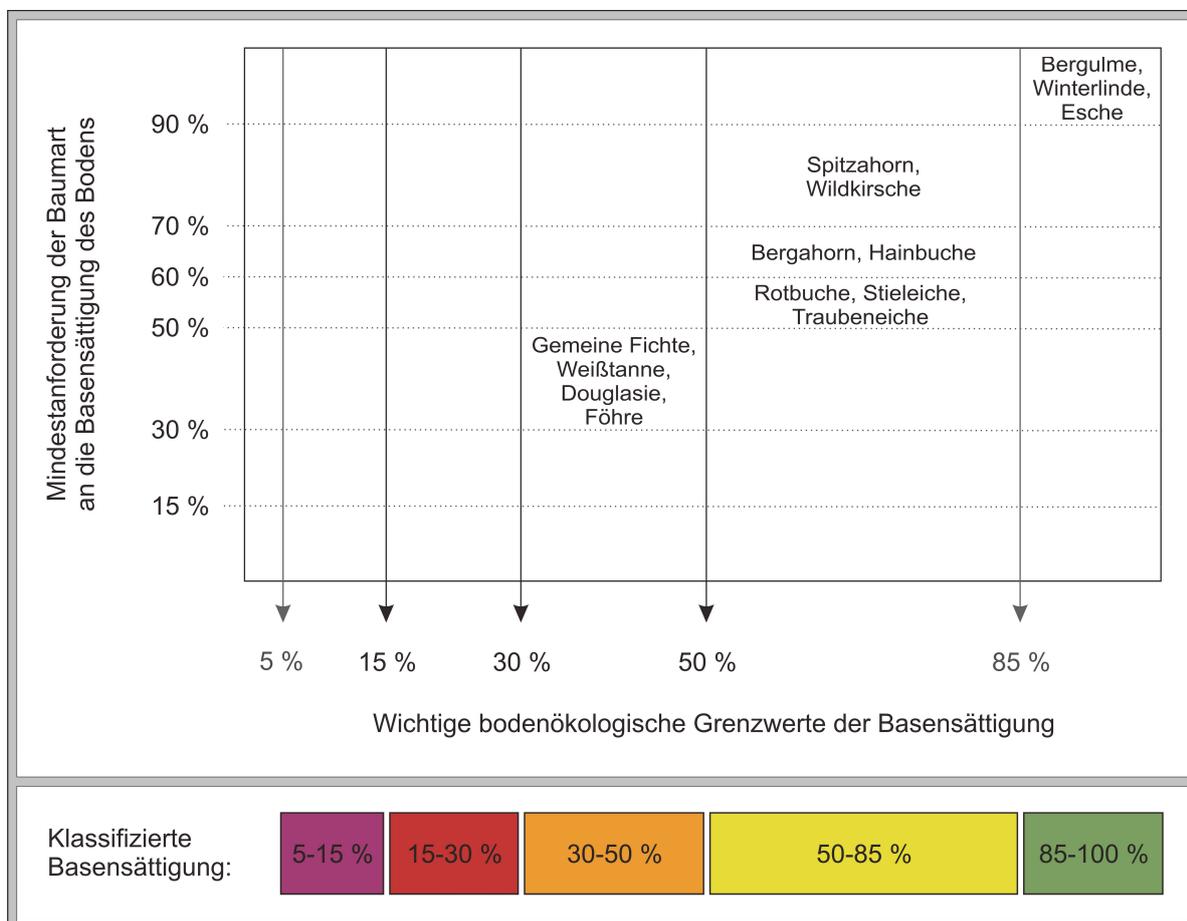


Abb. 7: Bodenökologische Klassifizierung der Basensättigung auf Basis der baumartspezifischen Mindestanforderungen an die Basenversorgung.

Zusammenfassung von Prognoseklassen

Die Vorhersage der Basensättigung und der Entkalkungstiefe erfolgt auf Grundlage der vorgenommenen Klassifizierungen. Ist die naturbedingte Heterogenität der Bodeneigenschaften bei einzelnen Standortbedingungen jedoch zu groß, um eine Einzelklasse als Prognose ausweisen zu können, so besteht die Möglichkeit einer individuellen Zusammenfassung von Prognoseklassen. Dies ist grundsätzlich nur bei einer wissensbasierten Modellierung möglich und erweist sich als äußerst praxisrelevant. Einerseits wird die Ausweisung nicht prognostizierbarer Flächen reduziert, andererseits bleiben die gewonnenen Informationen zur Ausprägung der Bodeneigenschaften soweit wie möglich erhalten. Abbildung 8 gibt eine Übersicht zu allen im Basensättigungs-Modell verwendeten Prognoseklassen. Im Bedarfsfall werden hier bis zu drei Klassen bei der Prognose zusammengefasst, um den Informationsverlust so gering wie möglich zu halten. So ist es zwar bei einer prognostizierten Basensättigung von z. B. 30-100 % nicht möglich, die Nährstoffsituation der einzelnen Laubbäume exakt beurteilen zu können, die Information, dass die Mindestanforderung von Nadelbäumen erfüllt ist, bleibt jedoch erhalten.

Beim Entkalkungstiefe-Modell werden teilweise die Tiefenstufen 0-10 cm und 10-50 cm zu einer Prognoseklasse zusammengefasst, was insbesondere auf gesteinspezifische Heterogenitäten zurückzuführen ist (z. B. kleinräumig variierende Kalkgehalte der Tonmergel). Darüber hinaus erfolgt in Einzelfällen eine Zusammenfassung der Prognoseklassen 100-150 cm und > 150 cm.

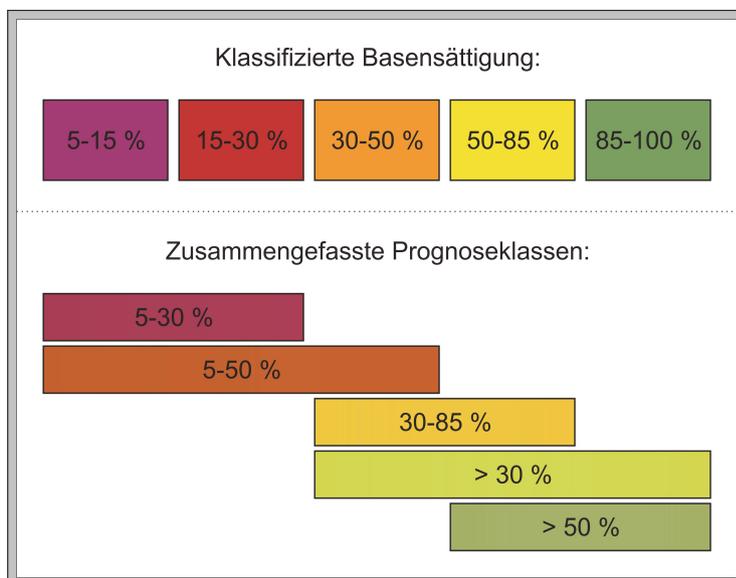


Abb. 8: Zusammenfassung von einzelnen Prognoseklassen bei der wissensbasierten Modellierung der Basensättigung. Ist die Heterogenität unter bestimmten Standortbedingungen zu groß, um eine Einzelklassen auszuweisen zu können, so besteht die Möglichkeit einer individuellen Zusammenfassung von Prognoseklassen. Damit wird die Ausweisung nicht prognostizierbarer Flächen reduziert und der Informationsverlust so gering wie möglich gehalten.

3.4.4 Validierung

Die Validierung der entwickelten Prognosemodelle erfolgt anhand von unabhängigen Datensätzen, die nach Erstellung der Datenbanken separiert worden sind.

Für die Validierung des Basensättigungs-Modells stehen insgesamt 22 Standorte zur Verfügung, die größtenteils im Rahmen der beschriebenen Feldaufnahmen (Jahr 2011) untersucht worden sind. Einige dieser Standorte ($n = 8$) stammen hingegen aus anderen Untersuchungen (SCHUTT 2009). Für diese liegen keine Labormessungen zur Basensättigung vor. Die Feinerde dieser Standorte ist aber bis an die Bodenoberfläche kalkhaltig, so dass von einer 100 %-igen Basensättigung ausgegangen wird.

Die 22 Standorte stammen in der Mehrzahl (zu etwa zwei Drittel) aus dem Jura und darüber hinaus aus den verschiedenen Teilregionen des Lösshügellandes. In Einzelfällen liegen für die Standorte ausschließlich Informationen zur Basensättigung im Oberboden vor, da bei sehr hohem Skelettgehalt keine Beprobung des Unterbodens möglich war. Darüber hinaus wird das Stichprobenkollektiv dadurch gemindert, dass einzelne Standorte im Teilmodell des Ober- oder Unterbodens auf Areale ohne Prognosemöglichkeit entfallen (Kapitel 6.7). Dementsprechend reduziert sich der Datensatz für die Validierung des Basensättigungs-Modells auf 19 Ober- und 15 Unterböden.

Der Validierungs-Datensatz des Entkalkungstiefe-Modells umfasst 56 Fälle. Ein Teil dieser Stichprobe ($n = 15$) stammt von den zuvor beschriebenen Feldaufnahmen. Darüber hinaus wurden 41 Datensätze integriert, die im Rahmen der Diplomarbeit (FRACEK 2009) mit der gleichen Aufnahmemethodik aber unter anderer Fragestellung untersucht worden sind.

Die 56 Standorte stammen größtenteils aus der Modellregion Jura (49 Standorte) sowie in einem geringeren Umfang aus einem Teilgebiet des Lösshügellandes (Sundgauer Lösshügelland). Die Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches ist auf der Grundlage der Feldansprache (Salzsäuretest) ermittelt worden. Dabei wurden für jeden Standort in der Regel 5-10 Bohrungen mit dem Bohrstock vorgenommen und die mittlere Entkalkungstiefe bestimmt. Bei großen Entkalkungstiefen von mehr als etwa 60 cm reichen dagegen ein bis drei Einstiche aus.

Tabelle 1 gibt einen Überblick zu den für die Modellentwicklung und die Modellvalidierung zur Verfügung stehenden Stichprobenumfängen.

Modellierte Bodeneigenschaft		Modellentwicklung	Modellvalidierung	Gesamt
Entkalkungstiefe		329	56	385
Basensättigung	im Oberboden	97	19	116
	im Unterboden	65	15	80

Tab. 1: Größe der Stichproben für die Modellierung der Entkalkungstiefe und der Basensättigung (getrennt nach Tiefenstufe).

3.5 Technische Umsetzung

Die statistischen Analysen für die Entwicklung, die Kalibrierung und die Validierung der Prognosemodelle wurden mithilfe des Statistikprogramms SPSS durchgeführt.

Die technische Umsetzung der Prognosemodelle erfolgte skriptbasiert über die Kopplung von ARCGIS 9.3 und MS ACCESS 2007 auf der Basis von PERSONAL-GEODATABASES. Die verwendete Methodik ist im Rahmen des Projektes zur MODELLIERUNG VON WALDBODENEIGENSCHAFTEN IM KANTON BASEL-LANDSCHAFT entwickelt worden (MOSIMANN ET AL. 2010) und umfasst folgende Hauptarbeitsschritte:

- Importieren aller Informationsebenen der für das Prognosemodell relevanten Prädiktoren in ARCGIS.
- Reklassifizieren der Prädiktoren-Layer entsprechend der in den Entscheidungsbäumen definierten Schwellenwerte.
- Umwandlung der reklassifizierten Prädiktoren-Layer in Rasterdateien (INTEGER, Zellgröße 2 x 2 m) und Zusammenführung zu einer Gesamtdatei (COMBINE GRIDS).
- Hinzufügen einer neuen Spalte in der Attributtabelle der Gesamtdatei, um den verschiedenen Merkmalskombinationen später die in den Entscheidungsbäumen hinterlegten Prognosen zuweisen zu können.
- Export dieser Attributtabelle in eine PERSONAL-GEODATABASE, um den Raumbezug zu den Geoobjekten der Rasterdatei vorübergehend zu unterbrechen.
- Erstellen einer Tabellen-Kopie (nur Struktur) unter MS ACCESS, um nach dem Skriptlauf eine Plausibilitätsprüfung der automatisch generierten Ergebnisse durchzuführen.
- Befehlszeilengestützte Umsetzung (VBA-SCRIPTING) der entwickelten Entscheidungsbäume unter ARCGIS auf Grundlage der in der PERSONAL-GEODATABASE vorhandenen Tabellen. Dabei wird jeder Merkmalskombination eine Position in den Entscheidungsbäumen zugeordnet.
- Durchführung von Prüfroutinen, um Merkmalskombinationen mit redundanten oder fehlenden Positionsangaben zu erkennen und das Skript gegebenenfalls anzupassen.
- Über Tabellenverknüpfungen werden die im Entscheidungsbaum hinterlegten Prognosen an die originale Attributtabelle des COMBINE-Grids geknüpft, um wieder einen räumlichen Bezug zu den Geoobjekten herzustellen.
- Vektorisierung der im Rasterformat vorliegenden Ergebnisse.
- Eliminierung von Splitterflächen (< 625 m²) mithilfe mehrerer Generalisierungs-Schritte.
- Kartographische Aufbereitung der Prognosekarten.

4 Die Situation der Basensättigung in den versauerten Waldböden des Kantons Basel-Landschaft

4.1 Der Basensättigungsgrad von Böden mit pH-Werten über 5

Flächenmäßig dominieren im Untersuchungsgebiet karbonatgeprägte Böden, bei denen bis nahe an die Bodenoberfläche entweder freies Karbonat im Feinboden oder Kalkskelett im Grob- boden vorhanden ist. In Abhängigkeit von der Löslichkeit des Karbonates weisen diese Böden in der Regel profilumfassend potenzielle pH-Werte über 5 auf und sind höchstens oberflächen- nah, etwa im Bereich der obersten 5 cm, etwas stärker versauert. Karbonatgeprägte Böden haben sich insbesondere auf anstehenden Kalken, Mergeln und Tonmergeln sowie in skelett- reichen Gehängelehmen und Gehängeschuttdecken entwickelt (Gesamtflächenanteil von etwa 90 %).

Liegt freies Karbonat vor, so sind die Böden generell (annähernd) vollständig basengesättigt (95-100 %) und die pH-Werte liegen zumeist, insbesondere bei hohen Karbonatgehalten von über 10 %, im Neutralbereich (um pH 7). Befinden sich hingegen nur wenige, sehr grobe Kalk- steine im Boden oder sind einzelne Horizonte bereits vollkommen karbonatfrei, so kann die Bodenreaktion unter den Neutralpunkt fallen. Sofern aber der Grenzwert von pH 5 nicht deutlich unterschritten wird, sind die Böden mit 85-100 % stets sehr hoch bis vollständig basengesättigt (Kapitel 4.3.3.2: Abb. 16).

4.2 Das Spektrum der Basensättigung in den versauerten Waldböden

Stärker und tiefgründiger versauerte Böden haben sich insbesondere auf Löss und Decklehm sowie in den Decken- und Niederterrassenschottern entwickelt. Die tiefsten pH-Werte dieser Böden liegen im Oberboden bei 3,5 und erreichen im Unterboden pH 3,7. Darüber hinaus treten kleinräumig auch versauerte Gehängelehme auf, sofern sie keine beigemengten Kalksteine enthalten, aus denen Kalk nachgelöst wird. Insgesamt sind gut 5 % der Waldböden im Unter- suchungsgebiet bis in über 50 cm Tiefe deutlich versauert ($\text{pH in CaCl}_2 < 5$). Diese Abschätz- ung resultiert aus den Ergebnissen der flächenhaft modellierten Azidität (Karten einsehbar un- ter: www.geo.bl.ch). Der Begriff der Versauerung bezieht sich dabei ausschließlich auf die Bodenreaktion, da die Basensättigung trotz tiefem pH-Wert sehr hoch sein kann. Sie variiert im untersuchten Stichprobenkollektiv versauerter Böden zwischen 5 % und 99 % und liegt zumeist deutlich unterhalb der 85 %-Grenze (Abb. 9).

Das dargestellte Stichprobenkollektiv umfasst insgesamt 187 Messwerte aus verschiedenen Tiefenbereichen von 81 versauerten Waldstandorten. Um den Einfluss der Vegetation auf die Austauschbelegung zu berücksichtigen, werden Ober- und Unterboden getrennt voneinander betrachtet. Dabei werden alle Messwerte, die aus einer Tiefe von 0-20 cm stammen, dem Ober- boden zugeordnet (WALTHERT ET AL. 2004).

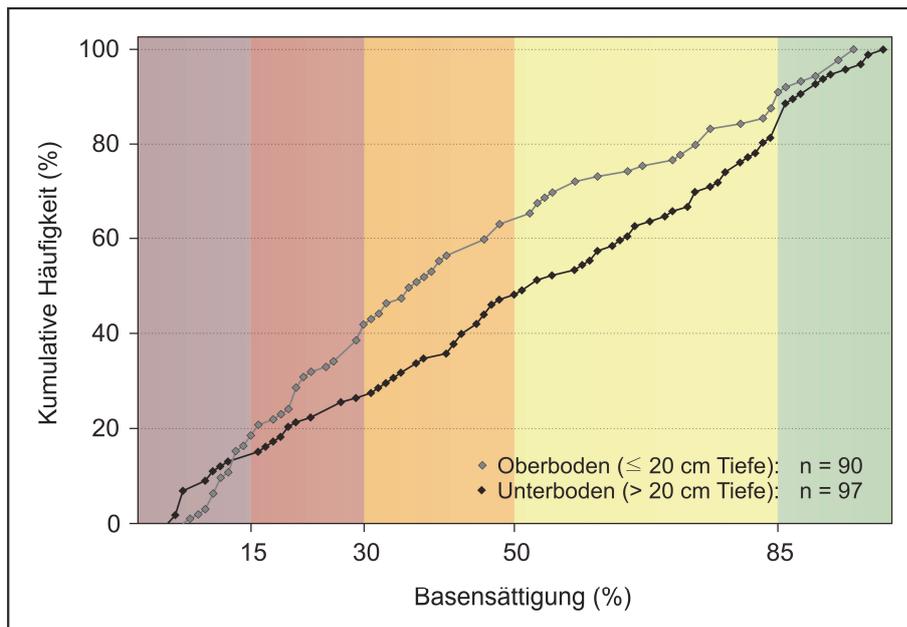


Abb. 9: Summenkurven der Basensättigung von 187 Bodenproben mit pH-Werten (CaCl_2) < 5 .

Die Proben stammen aus verschiedenen Tiefenbereichen von 81 versauerten Waldstandorten. Die Farbgebung im Bildhintergrund gibt die definierten Grenzwerte der Basensättigung gemäß Abb. 7 wieder.

Anhand der Summenkurven der Basensättigungswerte wird deutlich, dass in den versauerten Böden lediglich 15-20 % des gesamten Stichprobenkollektives eine sehr hohe Basensättigung über 85 % aufweisen, und bei einem genauso großen Teil der Stichprobe kritische Basensättigungswerte unter 15 % vorliegen. Zudem ist ersichtlich, dass im dazwischen liegenden Wertespektrum die Summenkurve des Oberbodens deutlich oberhalb der Unterboden-Kurve verläuft, so dass die Basensättigungs-Grenzwerte für Nadelbäume (30 %) und Rotbuchen (50 %) im Oberboden vergleichsweise häufiger unterschritten werden als im Unterboden. So weisen beispielsweise lediglich 37 % der Oberbodenproben eine Basensättigung über 50 % auf, während dieser Grenzwert im Unterboden von rund der Hälfte aller Proben erreicht wird. Dementsprechend sind die höchsten Basensättigungs-Klassen von 50-85 % sowie 85-100 % im Unterboden häufiger vertreten als im Oberboden (Abb. 10). Vor dem Hintergrund eines in vertikaler Richtung verlaufenden Versauerungsprozesses erscheint diese im Durchschnitt vergleichsweise tiefere Basensättigung des Oberbodens grundsätzlich plausibel. Die Prozesszusammenhänge, welche die Ausprägung der Basensättigung bestimmen, sind jedoch wesentlich komplexer, so dass sich für die Situation der Basensättigung standortspezifische Variationen ergeben. Dies lässt sich insbesondere auf die Ausgangssubstrate zurückführen, da die primäre Basenausstattung eines Bodens grundsätzlich von seiner mineralogischen Zusammensetzung abhängig ist (FIEDLER 2001) und die Bodeneigenschaften, die die Nährstoffsituation an einem Standort beeinflussen, ebenfalls substratspezifische Abhängigkeiten aufweisen.

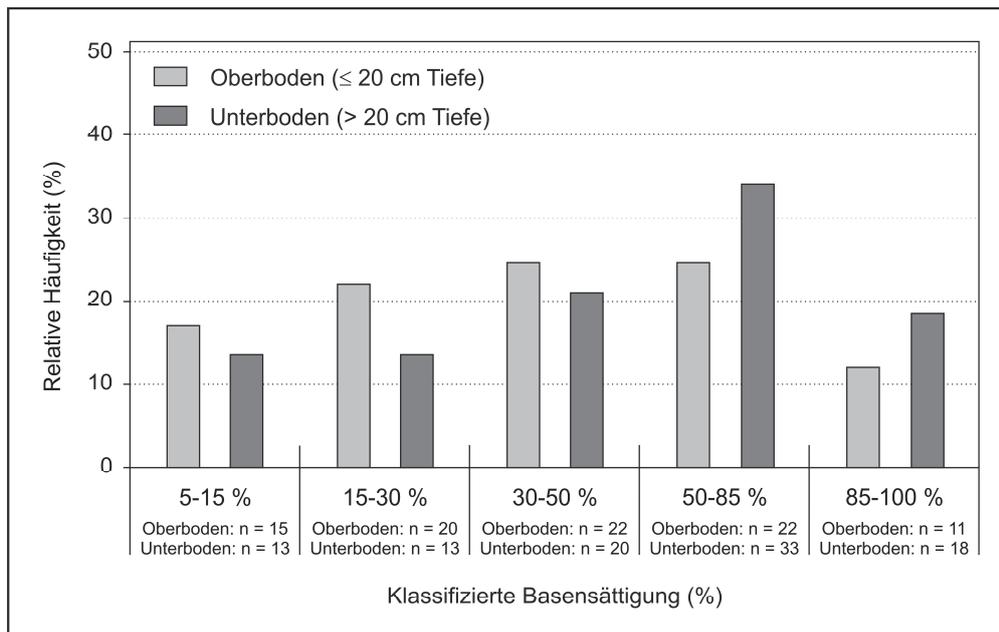


Abb. 10: Häufigkeitsverteilung der Basensättigung von 187 Bodenproben mit pH-Werten (CaCl_2) < 5.

Die Proben stammen aus verschiedenen Tiefenbereichen von 81 versauerten Waldstandorten. Die Ordinate des Diagramms endet bei 50 %.

4.3 Untersuchung standortspezifischer Ausprägungen der Basensättigung und Ermittlung von Prozesszusammenhängen

4.3.1 Der Einfluss der Gesteine und Deckschichten auf die Basensättigung

In Abhängigkeit vom vorliegenden Ausgangssubstrat ergeben sich für die Situation der Basensättigung in den versauerten Waldböden deutliche Unterschiede. Einen Überblick dazu gibt Abbildung 11. Anhand der ermittelten Lage- und Streuungsparameter kommen die vorherrschenden substratspezifischen Basenausstattungen der Böden zum Ausdruck. Es fällt auf, dass im vorliegenden Stichprobenkollektiv versauerter Böden (pH in $\text{CaCl}_2 < 5$) auch einzelne Substrate vertreten sind, die nicht typischerweise durch eine ausgeprägte Versauerung gekennzeichnet sind. So liegt der pH-Wert in Gehängeschuttdecken wegen des hohen Anteils an Kalksteinen in der Regel im Neutralbereich. In Einzelfällen kann jedoch eine starke Versauerung im Oberboden vorkommen (bis pH 4). In diesen Fällen liegt die Basensättigung zwischen 80-95 % (Abb. 11). Die Eigenschaften der in Muldentälern und Talböden auftretenden Kolluvial-/Schwemmlehme sind aufgrund ihrer vielfältigen Zusammensetzung äußerst heterogen. Infolge der vorherrschenden Reliefbedingungen ist jedoch grundsätzlich mit hohen Stoffeinträgen zu rechnen. Zudem enthalten die kolluvialen Ablagerungen fast immer kalkhaltige Gerölle, wodurch sich in der Regel ein hoher pH-Wert einstellt. Fällt der pH-Wert in Einzelfällen dennoch unter 5, so führt die erhöhte Nährstoffzufuhr zumindest zu einer sehr hohen Basensättigung (85-95 %).

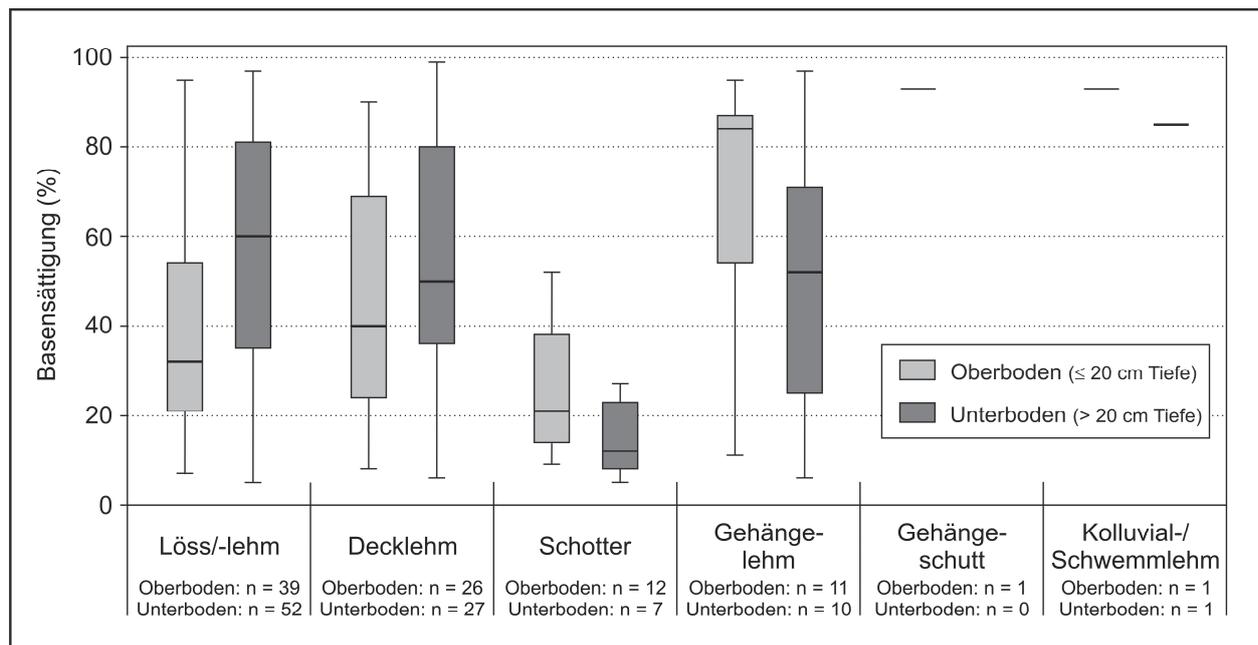


Abb. 11: Basensättigung in den Böden verschiedener Substrate, ermittelt anhand von 90 Ober- und 97 Unterbodenproben mit pH-Werten (CaCl_2) < 5.

Die Proben stammen von 81 versauerten Waldstandorten. Die Box-and-Whisker-Plots der Teilstichproben zeigen das jeweilige Wertespektrum, den Median sowie die 25 %- und 75 %-Quartile.

Schotter

In den älteren und jüngeren Deckenschottern (Günz- und Mindel-Kaltzeit) und den würmzeitlichen Schottern der Rhein-Niederterrasse haben sich außerordentlich stark und tiefgründig versauerte Böden entwickelt, die sich durch insgesamt sehr niedrige Basensättigungswerte auszeichnen. Im untersuchten Stichprobenkollektiv dieser Schotter-Standorte wird im Maximum lediglich eine Basensättigung von 52 % im Ober- und 27 % im Unterboden erreicht. Bei einem Viertel der Ober- und bei der Hälfte der Unterböden liegt die Basensättigung sogar unterhalb des kritischen Schwellenwertes von 15 % (Abb. 11).

Die im Mittel vergleichsweise höhere Basensättigung der Oberböden lässt sich auf die Nährstofffreisetzung aus der Streu zurückführen. Da es zu einer ständigen Nährstoffnachlieferung bei der Mineralisierung der organischen Substanz kommt, ist die Basenausstattung in stark humosen Oberböden im Allgemeinen höher als in humusärmeren Bodenbereichen. Außerdem besitzt die organische Substanz ein hohes selektives Bindungsvermögen für Kalzium-Ionen (BML 2007; WALTHER ET AL. 2004). Grundsätzlich unterliegen die Schotter-Standorte aufgrund ihrer Korngrößenzusammensetzung jedoch einer erhöhten Auswaschungsrate, so dass der Humuseffekt nicht sehr stark ausgeprägt ist. Darüber hinaus ist das Nachlieferungsvermögen von basischen Kationen aus der Gesteinsverwitterung als gering einzustufen, da die kalkhaltigen Gerölle der Rhein-Niederterrassenschotter in den oberen Bodenbereichen bereits vollständig verwittert sind. Durch eine weitergehende substratspezifische Aufschlüsselung der untersuch-

ten Schotter-Standorte (Tab. 2) wird deutlich, dass die Basenverarmung bei den Böden auf Deckenschotter (III, 1) noch stärker ausgeprägt ist als in den Niederterrassenschottern (III, 2). So liegen die Median-Werte bei der Teilstichprobe der Deckenschotter sowohl im Ober- als auch im Unterboden unterhalb von 15 % Basensättigung, während dieser Grenzwert in der Vergleichsstichprobe der Rhein-Niederterrassenschotter zumeist überschritten wird (Tab. 2). Zurückzuführen ist dies insbesondere auf die längere Verwitterungszeit der Deckenschotter. Außerdem befinden sich die Deckenschotter grundsätzlich auf einem höheren Niveau, in rund 100-500 m über der heutigen Talsohle – dem Ablagerungsgebiet der Niederterrassenschotter (WALTHERT ET AL. 2004). Dementsprechend erhöht ist auch die Niederschlagsmenge im Gebiet der Deckenschotter. Infolge der längeren Verwitterungszeit und der erhöhten Niederschlagsmenge sind die Deckenschotter bis weit über 150 cm Tiefe vollkommen kalkfrei, während die Niederterrassenschotter in rund 50-100 cm Tiefe an den unverwitterten Kalk-Silikat-Schotter grenzen. Es zeigt sich, dass diese Nährstoffreserven teilweise von den Wurzeln der Waldvegetation erschlossen werden können: „Die Wurzelndichte steigt (...) im Kontaktbereich zum beginnenden Kalkgehalt auffallend an“ (MOSIMANN ET AL. 2009, S. 114).

Teilstichproben der Substratgruppen	Oberboden						Unterboden					
	Kennwerte der Basensättigung (%)						Kennwerte der Basensättigung (%)					
	n	min	max	\bar{x}	s	\bar{x}	n	min	max	x	s	\bar{x}
Gruppe I - VI / Untergruppe (1-5)												
Gesamte Teilstichprobe	90	7	95	43	27	37	97	5	99	52	29	53
I Löss/Lösslehm (gesamt)	39	7	95	38	24	32	52	5	97	56	27	60
(1) Umgelagerter Löss/-lehm mit kristallinen Geröllen	16	10	80	30	20	23	12	6	91	53	32	68
(2) Löss/-lehm über Kalk/Kalkmergel	2	13	48	-	-	-	3	20	94	63	39	76
(3) Gekappter Löss/-lehm	2	53	85	-	-	-	2	65	82	-	-	-
(4) Löss/-lehm (übrige)	19	7	95	43	24	37	35	5	97	56	25	53
II Decklehm (gesamt)	26	8	90	45	26	40	27	6	99	54	29	50
(1) Sehr mächtiger, schluffreicher Decklehm	1	-	-	8	-	-	3	33	68	50	18	48
(2) Decklehm über Tonmergel	3	40	55	45	9	40	5	78	99	86	9	83
(3) Decklehm aus Rissmoräne über tertiärem Mergel	1	-	-	86	-	-	2	38	74	-	-	-
(4) Decklehm über Kalk/Kalkmergel	2	74	90	-	-	-	0	-	-	-	-	-
(5) Decklehm (übrige)	19	10	84	40	24	35	17	6	92	46	29	45
III Schotter (gesamt)	12	9	52	26	16	21	7	5	27	15	9	12
(1) Deckenschotter	7	9	52	21	15	14	3	5	20	10	8	6
(2) Schotter der Rhein-Niederterrasse	5	16	52	34	15	30	4	10	27	18	8	18
IV Gehängelehm (gesamt)	11	11	95	68	29	84	10	6	97	49	32	52
(1) Gehängelehm über Kalk/Kalkmergel	2	85	95	-	-	-	0	-	-	-	-	-
(2) Gehängelehm über Tonmergel	6	36	93	76	21	85	0	-	-	-	-	-
(3) Gehängelehm über Juranagelfluh/Schluffmergel	1	-	-	74	-	-	1	-	-	46	-	-
(4) Gehängelehm über Buntsandstein	1	-	-	30	-	-	5	21	86	55	26	58
(5) Umgel. Gehängelehm (mit Löss & Deckenschotter)	1	-	-	11	-	-	4	6	97	43	45	35
V Gehängeschutt	1	-	-	93	-	-	0	-	-	-	-	-
VI Kolluvial-/Schwemmlehm	1	-	-	93	-	-	1	-	-	85	-	-

Tab. 2: Kennwerte der Basensättigung von verschiedenen Substratgruppen.

Das gesamte Stichprobenkollektiv umfasst 90 Ober- und 97 Unterbodenproben mit pH-Werten (CaCl_2) < 5.

Lösse/Lösslehme und Decklehme

Im Vergleich zu den untersuchten Schotter-Standorten sind die versauerten Lösse/Lösslehme und Decklehme durch eine deutlich höhere mittlere Basensättigung gekennzeichnet. So liegen die Mediane der Basensättigung in diesen beiden Stichprobenkollektiven stets über 30 %. Im Unterboden wird in der Hälfte aller Fälle sogar eine Basensättigung von mindestens 50 % erreicht (Abb. 11). Die im Vergleich zu den Schotter-Standorten durchschnittlich höhere Basensättigung der Lösse/Lösslehme und Decklehme lässt sich insbesondere auf die höheren Gehalte an Tonmineralen zurückführen und mit einer vergleichsweise reduzierten Nährstoffauswaschung begründen. Während die Böden der Schotter-Standorte sehr hohe Skelettanteile (bis zu 80 %) aufweisen und im Feinboden die Sandfraktion dominiert (bis zu 75 %), sind die Lösse/Lösslehme und Decklehme durch zumeist niedrige Skelettgehalte sowie hohe Schluff- und Ton-Anteile gekennzeichnet. Dabei sind die Lösse/Lösslehme zum Teil etwas schluffreicher als die Decklehme, in denen mitunter auch tonige Lehme vorkommen. Insbesondere in den mächtigen Lösslehm kommt es im Zuge der Bodenentwicklung zu einer tiefreichenden Tonverlagerung, die im Unterboden zu einer Erhöhung der Tongehalte um 10-20 % führt (MOSIMANN 2011). Infolge dessen tritt Haftnässe auf, es kommt zu einer gehemmten Sickerung und zur Ausbildung von Stauwasserhorizonten. Befinden sich im Untergrund zudem schon an sich wasserstauende Gesteine (z. B. Keupertonmergel) oder werden die Böden durch zusätzliches Hangzugwasser beeinflusst, so kann die Vernässung bereits oberflächennah ab einer Tiefe von 15 cm bis 30 cm einsetzen (MOSIMANN 2011). Die Nährstoffauswaschung mit dem Sickerwasser ist daher im Vergleich zu den Böden auf Schotter deutlich reduziert. Darüber hinaus weisen Lösse/Lösslehme und Decklehme einen hohen Gehalt an sekundären Tonmineralen auf, die im Zuge der Verwitterungsprozesse gebildet worden sind, während Sande vorwiegend primäre Minerale wie Quarz enthalten (SCHROEDER 1992). Das Vorhandensein von Tonmineralen ist für den Nährstoffhaushalt von großer Bedeutung, da Tonminerale neben den Huminstoffen zu den bedeutendsten Kationenaustauschern im Boden gehören. Durch ihren negativen Ladungsüberschuss besitzen sie die Fähigkeit, Kationen zu adsorbieren, so dass die als Ca-, Mg-, K- und Na-Ionen vorliegenden Nährstoffe pflanzenverfügbar gehalten und gleichzeitig vor der Auswaschung geschützt werden (Kapitel 4.3.3).

Neben den im Mittel relativ hohen Basensättigungswerten kennzeichnen weite Wertespektren und große Interquartilspannen die Teilstichproben der Lösse/Lösslehme und Decklehme (Abb. 11). Innerhalb der untersuchten Substratgruppen herrschen demnach zum Teil starke Heterogenitäten vor. Neben dem Humusgehalt und dem Grad der Vernässung beeinflussen vor allem die Tiefe der Kalkgrenze, die Eigenschaften des im Untergrund anstehenden Festgesteins sowie der Skelettgehalt und der Waldbestand den Grad der Basensättigung in diesen Böden.

Bei der Substratgruppe der Lösse/Lösslehme (I) lassen sich beispielsweise die Proben von drei Standorten abgrenzen, die im Wurzelraum eine Kalkgrenze aufweisen (Tab. 2). An einem dieser Standorte trifft die Lösslehm-Deckschicht in etwa 95 cm Tiefe auf den im Untergrund anstehenden, bereits stark verwitterten Kalkstein (I, 2: „Löss/-lehm über Kalk/Kalkmergel“), während bei den beiden anderen Standorten kalkhaltiger Löss in einer Tiefe von 110 cm bzw.

130 cm ansteht (I, 3: „Gekappter Löss/-lehm“). Die natürlich entstandenen Parabraunerden (I, 3) stammen aus dem Gebiet des Sundgauer Lösshügellandes und sind „in der Zeit der landwirtschaftlichen Nutzung auf heutigen Waldflächen“ durch Bodenerosion gekappt worden (MOSIMANN 2011, S. 49). Die Basensättigung dieser durch Kalk beeinflussten Löss/Lösslehme (I, 2 und I, 3) ist insbesondere im Unterboden im Vergleich zum übrigen Stichprobenkollektiv der Löss/Lösslehme (I, 1 und I, 4) im Mittel leicht erhöht. Mit zunehmender Nähe zur Kalkgrenze kommt es zu einem deutlichen Anstieg der Basensättigung.

Neben den karbonatbeeinflussten Lössen/Lösslehmern lassen sich die „umgelagerten Löss/Lösslehme mit kristallinen Geröllen“ (I, 1) als Untergruppe abgrenzen (Tab. 2). Diese enthalten in einem variierenden Umfang beigemengte Deckenschotter oder andere kristalline Gerölle. Die Oberböden sind in der Regel skelettarm (< 5 %), während im Unterboden, im Übergang zum anstehenden Schotter, Skelettgehalte von bis zu 40 % auftreten. Grundsätzlich ist wegen des Skeletts insbesondere im Unterboden mit einer vergleichsweise erhöhten Nährstoffauswaschung zu rechnen. Da die mittleren Skelettgehalte jedoch lediglich bei 2 % im Ober- und 5 % im Unterboden liegen, kommt dieser Einfluss im untersuchten Stichprobenkollektiv nicht zum Tragen. Es wird aber deutlich, dass die mittlere Basensättigung im Oberboden dieser Teilstichprobe (Median von 23 %) unter dem Durchschnitt der gesamten Substratgruppe liegt (Median von 32 %). Dies lässt sich auf den hohen Anteil (rund 20 %) an Proben zurückführen, die von Waldstandorten mit Fichtenmonokulturen stammen. Die mittlere Basensättigung dieser Proben (n = 3) beträgt lediglich 16 %, während bei den Proben aus Laub- und Mischwaldbeständen (n = 13) der Mittelwert bei 34 % liegt. Wegen der hohen Interzeptionsrate immergrüner Nadelbäume sind Waldböden unter reiner Fichtenbestockung grundsätzlich einem erhöhten Versauerungsdruck ausgesetzt (VEERHOFF ET AL. 1996; REHFUESS 1990). Außerdem ist die Nährstoffnachlieferung aus der Streu wegen der basenarmen und schwer zersetzbaren Fichtennadeln deutlich gehemmt und die flachwurzelnenden Bäume sind nicht in der Lage, Nährstoffreserven in tieferen Bodenbereichen zu erschließen (HEITZ 1998).

Decklehme sind im Vergleich zu den Lössen/Lösslehmern in der Regel deutlich geringmächtiger und grenzen unterhalb von rund einem Meter Tiefe an kalkhaltige Mergel, Tonmergel oder Kalke/Kalkmergel. Darüber hinaus weisen Decklehme häufig Kalkgerölle (1-5 %) auf, so dass sie im Allgemeinen weniger stark und weniger tiefgründig versauert sind als Löss/Lösslehme (MOSIMANN 2011). Die untersuchten Decklehm-Proben, in denen die pH-Werte unter 5,0 liegen, enthalten keinerlei Kalkskelett.

Die große Heterogenität der Basensättigung in den versauerten Decklehmern (Abb. 11) ist insbesondere auf die variierende Mächtigkeit der Deckschichten, ihre Zusammensetzung und den anstehenden Festgesteinsuntergrund zurückzuführen. Handelt es sich um äußerst mächtige, tiefgründig karbonatfreie und schluffreiche Decklehme (II, 1: „Sehr mächtiger, schluffreicher Decklehm“, Tab. 2), so entspricht die Situation der Basensättigung jener der tiefgründig entkalkten Löss/Lösslehme (I, 4). Ist der versauerte Bodenbereich innerhalb der Decklehmauflage hingegen äußerst geringmächtig, so ist die Basensättigung im nur leicht versauerten Oberboden grundsätzlich hoch (II, 4: „Decklehm über Kalk/Kalkmergel“).

Bei den übrigen Decklehmern, die typischerweise bis rund 50-100 cm Tiefe versauert sind

(pH < 5), zeigt sich eine starke Beeinflussung durch die Eigenschaften des Gesteinsuntergrundes. Steht ein stark wasserstauendes Gestein (z. B. Keupertonmergel) an, so ist die Basensättigung insbesondere im Unterboden ausgesprochen hoch. Die Nährstoffauswaschung ist gehemmt, und es kann zudem zu einem Nährstoffzuschuss durch die Aufstauung von seitlich zufließendem Wasser kommen. Darüber hinaus können basische Kationen durch aufwärts gerichtete Diffusion oder mit dem kapillaren Wasseraufstieg aus dem kalkhaltigen Untergrund in höher gelegene Bodenbereiche verlagert werden (WALTHER ET AL. 2004). Daher liegen bei der Untergruppe „Decklehm über Tonmergel“ (II, 2) im Unterboden ausschließlich hohe Basensättigungswerte (arithmetisches Mittel von 83 % mit einer Standardabweichung von 9 %) vor (Tab. 2). Ist die wasserstauende Wirkung des Gesteinsuntergrundes hingegen schwächer ausgeprägt und die Nährstoffauswaschung durch höhere Steingehalte tendenziell begünstigt, so treten im Unterboden auch relativ niedrige Basensättigungswerte unter 50 % auf, wie es anhand der Teilstichprobe „Decklehm aus Rissmoräne über tertiärem Mergel“ (II, 3) ersichtlich ist (Tab. 2).

Versauerte Gehängelehme

Stark versauerte Gehängelehme, deren pH-Werte deutlich unter 5,0 liegen, treten nur selten auf, da Gehängelehme in der Regel entweder freies Karbonat im Feinboden oder beigemengte Kalksteine enthalten, aus denen Kalk nachgelöst wird (MOSIMANN 2011). Im untersuchten Stichprobenkollektiv (pH < 5) weisen lediglich zwei Proben in sehr geringem Umfang Kalkskelett auf, das jedoch bereits fast vollständig verwittert ist.

Im Regelfall bleibt eine allfällige Versauerung in skelettarmen Gehängelehmen auf den Oberboden beschränkt, da spätestens unterhalb von rund 30-50 cm Tiefe kalkhaltige Schichten auftreten oder es zum Übergang in den anstehenden Festgesteinsuntergrund (Kalke, Mergel und Tonmergel) kommt. Dementsprechend ist die Versauerung generell nur schwach ausgeprägt, und die Basensättigung liegt dabei zumeist bei 85-95 % (Tab. 2, Untergruppen IV, 1 und IV, 2). Lediglich an einzelnen Standorten kommt es beispielsweise durch die Vermischung mit Löss und Deckenschotter zu einer stärkeren und tiefer reichenden Versauerung und dem Auftreten geringerer Basensättigungswerte (Tab. 2, Untergruppen IV, 3-5).

Zusammenfassende Bemerkung zum Einfluss der Substrate

Insgesamt wird deutlich, dass die Situation der Basensättigung in den versauerten Waldböden in grundlegender Weise vom vorliegenden Ausgangssubstrat abhängig ist. So weisen die untersuchten Schotter-Standorte (Decken- und Niederterrassenschotter) generell eine sehr niedrige Basensättigung auf (i. d. R. < 50 % im Ober- und < 30 % im Unterboden), da die Nährstofffreisetzung aus der Verwitterung der quarzreichen Gerölle sehr gering ist und die Böden infolge ihrer hohen Skelett- und Sandanteile stark durchwaschen werden. Im Vergleich dazu ist die mittlere Basensättigung in den skelettärmeren, tonreicheren Böden aus Löss/-lehm, Decklehm und Gehängelehm deutlich erhöht (Mediane liegen im Oberboden bei > 30 %, im Unterboden

bei $\geq 50\%$), da die Auswaschungsraten tendenziell geringer sind, und die vorwiegend in der Tonfraktion vorliegenden sekundären Minerale (Tonminerale) den Nährstoffhaushalt durch ihre Eigenschaft als Kationenaustauscher positiv beeinflussen (SCHROEDER 1992).

Gleichzeitig herrscht in den Böden der versauerten Löss/Lösslehme, Decklehme und Gehängelehme hinsichtlich der Basensättigung eine große Variabilität vor. Bei den Gehängelehmen ist die verzeichnete Variabilität allerdings auf verschiedene Einzelstandorte zurückzuführen, deren Proben im Stichprobenkollektiv enthalten sind. Im Regelfall weisen Gehängelehme wegen des vorherrschenden Karbonateinflusses lediglich eine schwache, oberflächennahe Versauerung auf und sind zumeist sehr hoch basengesättigt ($> 85\%$ Basensättigung).

Bei den versauerten Lössen/Lösslehmen und Decklehmen ist das Spektrum der Basensättigung hingegen deutlich größer. Hierbei lassen sich grundsätzliche Abhängigkeiten von der Ausprägung der Deckschichten bzw. Lockergesteine feststellen (z. B. Mächtigkeit und Zusammensetzung) sowie eine Beeinflussung durch kalkhaltige Schichten, wasserstauende Horizonte und das unterhalb der Deckschicht anstehende Festgestein erkennen. Darüber hinaus wird die Ausprägung der Basensättigung vom Humusgehalt und dem Waldbestand beeinflusst.

4.3.2 Darstellung typischer Verlaufsformen der Basensättigung im Tiefenprofil ausgewählter Waldstandorte

Durch bodeninterne Säureproduktion (z. B. bei der Nährstoffaufnahme durch die Pflanzenwurzeln), externe Säureinträge (z. B. durch den Niederschlag) und die Auswaschung basisch wirkender Kationen mit dem Sickerwasser kommt es unter humiden Klimabedingungen natürlicherweise zu einer allmählichen Versauerung der Waldböden (ASK 2003). Infolge anthropogener Beeinflussungen (z. B. durch Schadstoffemissionen und intensive Waldbewirtschaftung) wird dieser natürliche Prozess jedoch deutlich verstärkt und beschleunigt (VEERHOFF ET AL. 1996). Unabhängig von den Ursachen sind der Eintrag und die Produktion von Protonen im humosen, stark durchwurzelten Oberboden grundsätzlich höher als in tieferen Bodenbereichen (SCHROEDER 1992). Darüber hinaus schreitet auch die Nährstoffauswaschung in vertikaler Richtung fort, so dass im Allgemeinen mit einem Anstieg der Basensättigung mit zunehmender Bodentiefe zu rechnen ist.

Abbildung 12 zeigt den verallgemeinerten Tiefengradienten der Basensättigung unter Berücksichtigung aller 187 Bodenproben versauerter Standorte (mit pH-Werten < 5). Die sehr hohe Variabilität innerhalb der einzelnen Tiefenstufen ist vor allem auf die verschiedenen Substrate zurückzuführen. Dennoch zeigt sich ein ausgeprägter allgemeiner Tiefengradient. So ist bis in eine Tiefe von 40 cm eine stetige Abnahme der Basensättigung festzustellen, während es im tieferen Unterboden zu einem graduellen Anstieg kommt. Im Bereich von 20-40 cm Tiefe treten im Mittel die niedrigsten Basensättigungen auf (zumeist $< 50\%$). Anhand dieses Tiefengradienten innerhalb des oberen Hauptwurzelraumes kommt der Einfluss der organischen Substanz zum Ausdruck. Es kommt zu einer ständigen Nährstoffnachlieferung aus der Streuzersetzung (WALTHER ET AL. 2004). Außerdem besitzt die organische Substanz ein hohes selektives Bin-

dungsvermögen für Kalzium-Ionen (BML 2007). Mit abnehmendem Humusgehalt nimmt daher auch die Basensättigung stetig ab. Unterhalb von 40 cm Tiefe steigt die Basensättigung entsprechend des mit der Tiefe abnehmenden Versauerungsgrades kontinuierlich an.

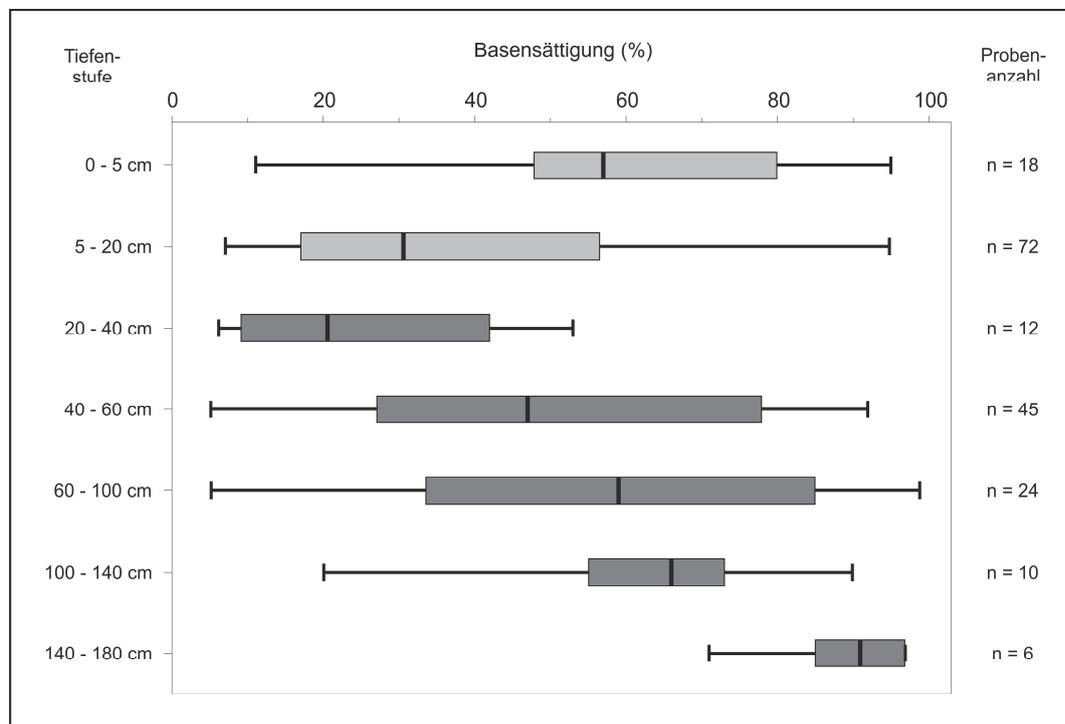


Abb. 12: Tiefengradient der Basensättigung von 81 versauerten Waldstandorten: Box-and-Whisker-Plots für verschiedene Tiefenstufen mit Angabe des Wertespektrums, des Medians sowie der 25 %- und 75 %-Quartile.

Das Stichprobenkollektiv umfasst 187 Bodenproben mit pH-Werten (CaCl_2) < 5. Die Zuordnung zu den Tiefenstufen erfolgt auf Grundlage der Beprobungstiefen. Die Farbgebung entspricht den Angaben in der Abb. 11.

Anhand der hohen Variabilität innerhalb der einzelnen Tiefenstufen wird jedoch deutlich, dass die Ausprägung des Tiefengradienten sehr unterschiedlich sein kann. Für die einzelnen Standorte gelten daher spezifische Tiefenverlaufsformen. Diese Verlaufsformen lassen sich jedoch zu mehreren Typen zusammenfassen, die bestimmte Charakteristika aufweisen (KÖLLING ET AL. 1996; KÖLLING 2010). Die auswertbaren 42 Standorte lassen sich grundsätzlich in zwei Gruppen aufteilen. Die erste Gruppe (n = 17), bei der es sich insbesondere um Gehängeschutte handelt, weist im gesamten Tiefenprofil pH-Werte $\geq 5,0$ auf und ist (annähernd) vollständig basengesättigt. Sie wird deshalb nicht weitergehend untersucht. Die zweite Gruppe (n = 25) umfasst unterschiedlich stark versauerte Böden, die in mindestens einem untersuchten Tiefenbereich pH-Werte unter 5,0 aufweisen. Die Tiefenverlaufsformen der Basensättigung von diesen Standorten lassen sich zu vier verschiedenen Typen gruppieren. Abbildung 13 gibt einen Überblick zu den definierten Tiefenverlaufstypen und ihren charakteristischen Eigenschaften und zeigt die Tiefenverläufe der Basensättigung am Beispiel ausgewählter Waldstandorte.

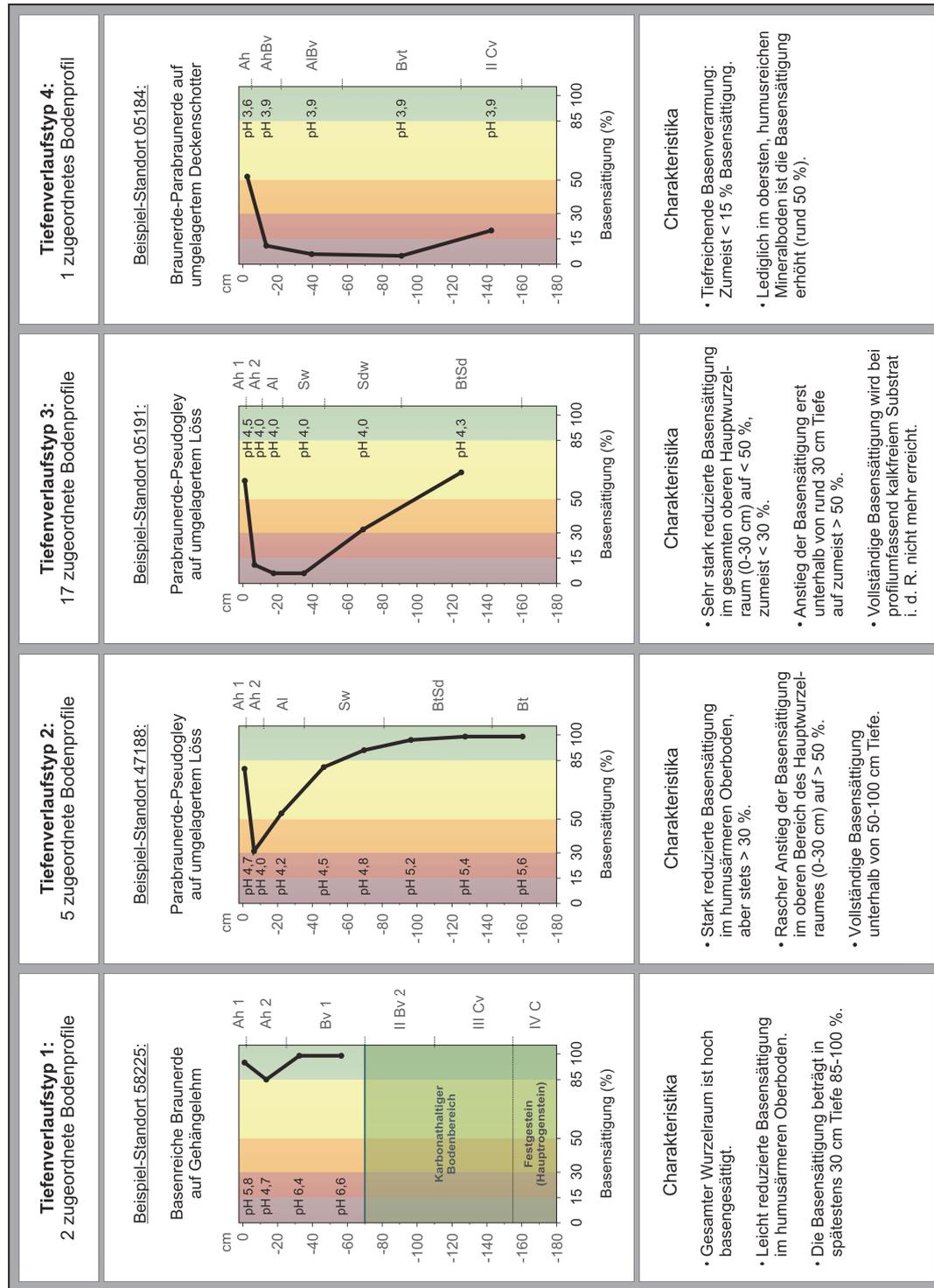


Abb. 13: Tiefenverlaufstypen der Basensättigung und deren Charakteristika, verändert nach KÖLLING (2010). Die Typisierung erfolgte anhand von 25 versauerten Bodenprofilen, deren Bodenreaktion in mindestens einer der untersuchten Tiefenstufe unterhalb von pH (CaCl₂) 5,0 liegt. Dargestellt sind die Tiefenverläufe der Basensättigung von ausgewählten Bodenprofilen unter Angabe der pH-Werte und Horizontbezeichnungen. Die Farbgebung im Hintergrund der Kurven gibt die definierten Grenzwerte der Basensättigung gemäß Abb. 7 wieder.

Beim **Tiefenverlaufstyp 1** ist die Basensättigung ausschließlich im humusärmeren Bereich des Oberbodens geringfügig reduziert und steigt noch innerhalb des oberen Hauptwurzelraumes (0-30 cm Tiefe) auf 85-100 % an (Abb. 13). Die beiden Standorte, die diese Tiefenverlaufsform aufweisen (Standorte 58225 und 56234: MOSIMANN ET AL. 2009), enthalten bereits in 20-30 cm vereinzelt Kalksteine, aus denen in geringem Umfang Kalk nachgelöst wird, so dass die Oberböden nur leicht versauert (pH-Wert-Minimum von 4,7) und hoch basengesättigt sind. Freies Karbonat tritt erst ab rund 60-70 cm Tiefe auf. Die Erschließung dieser karbonathaltigen Bodenbereiche durch das Wurzelwerk ist ausgesprochen gut, so dass die im Unterboden aufgenommenen Kalzium-Ionen über den Nährstoffkreislauf der Pflanzen in den oberen Bodenbereich gelangen und die Basensättigung dort auf > 90 % anheben.

Beim **Tiefenverlaufstyp 2** ist die Reduzierung der Basensättigung innerhalb des Oberbodens stärker ausgeprägt. Unterhalb der obersten, sehr stark humosen Ah-Horizonte (etwa 0-5 cm) kommt es zu einer markanten Abnahme der Basensättigung (< 50 %). Die Mächtigkeit dieses basenverarmten Bodenbereiches umfasst aber höchstens 30 cm (Abb. 13). Bereits unterhalb von rund 50-100 cm Tiefe sind die Böden schließlich vollständig basengesättigt. Teilweise befindet sich in diesem Tiefenbereich eine Kalkgrenze (z. B. an Standorten mit geringmächtiger Deckschicht über anstehendem Kalkstein oder Tonmergel). Der dargestellte Beispielstandort (47188: MOSIMANN ET AL. 2006) zeigt jedoch, dass dies nicht immer der Fall ist. Der Boden ist bis in eine Tiefe von über zwei Metern vollständig kalkfrei und die Basensättigung erreicht im tieferen Unterboden dennoch annähernd 100 %. Die Nährstoffauswaschung ist durch die Stauwasserbeeinflussung ab rund 35 cm Tiefe offensichtlich stark gehemmt, so dass sich die Basenverarmung auf den oberen Hauptwurzelraum (0-30 cm) beschränkt. Neben unterschiedlich stark pseudovergleyten Standorten auf Löss/-lehm und Decklehm umfasst der Tiefenverlaufstyp 2 auch Parabraunerde-Braunerden und Braunerden, die unterhalb von rund 50-120 cm Tiefe an einen karbonathaltigen Bodenbereich bzw. Gesteinsuntergrund grenzen.

Ein Großteil der untersuchten Profilstandorte lässt sich dem **Tiefenverlaufstyp 3** zuordnen. Dieser zeichnet sich durch eine sehr stark reduzierte Basensättigung im oberen Hauptwurzelraum (0-30 cm) aus (Abb. 13). In knapp der Hälfte aller 17 Standorte wird die 15 %-Grenze unterschritten. Ein Anstieg der Basensättigung erfolgt zumeist erst deutlich unterhalb von 30 cm Tiefe. Hier wird in der Regel mindestens eine 50 %-ige Basensättigung erreicht. Anhand des Beispiel-Standortes (05191: MOSIMANN ET AL. 2006) zeigt sich erneut eine ausgeprägte Stauwasserbeeinflussung. So steigt die Basensättigung im Hauptwurzelraum ab rund 30 cm Tiefe von < 15 % (Sw-Horizont) auf über 30 % (Sdw-Horizont) an, während der pH-Wert konstant bei 4,0 liegt. Die Nährstoffauswaschung wird durch die zunehmende wasserstauende Wirkung des Bodens deutlich herabgesetzt.

Bei profulumfassend karbonatfreiem Substrat wird eine vollständige Basensättigung im tieferen Unterboden in der Regel nicht mehr erreicht. Liegt jedoch eine Kalkgrenze im Profilaufschluss, so steigt die Basensättigung spätestens im karbonathaltigen Bodenbereich (in 55-110 cm Tiefe) sprunghaft an. Dies ist insbesondere bei den Kalk-Silikat-Schottern der Fall, während bei karbonatbeeinflussten Lössen/Lösslehmen, die weniger stark durchwaschen werden, bereits oberhalb der Kalkgrenze ein Basensättigungs-Anstieg zu verzeichnen ist (Abb. 14).

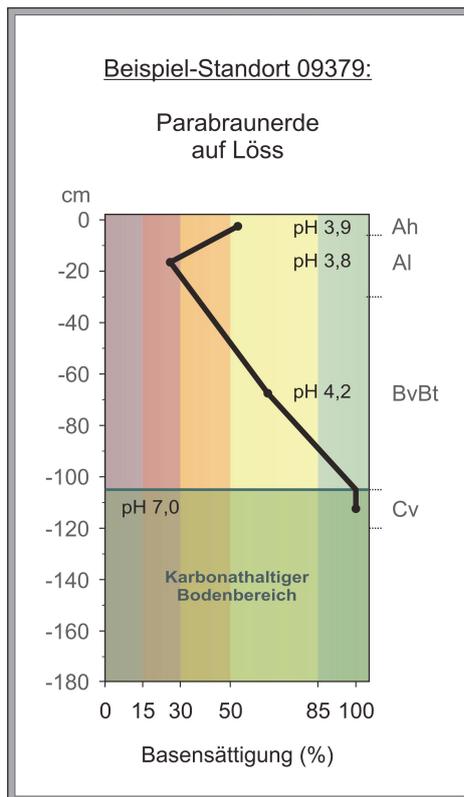


Abb. 14: Tiefenverlauf der Basensättigung in einem karbonatbeeinflussten Löss mit geringmächtiger Verlehmung des Tiefenverlauftyps 3.

Mit zunehmender Nähe zur Kalkgrenze steigt die Basensättigung kontinuierlich an. Innerhalb des oberen Hauptwurzelsraumes ist die Basenverarmung jedoch ebenso stark ausgeprägt wie bei den profilumfassend kalkfreien Standorten.

Insgesamt zeigt sich, dass die Basenverarmung im Tiefenverlaufstyp 3 deutlich stärker ausgeprägt ist als im Tiefenverlaufstyp 2 (Abb. 13), obwohl die Standorte häufig in Bezug auf das Ausgangssubstrat und ihre pedogenetische Entwicklung (Bodentyp) vergleichbar sind. Regional differenzierte Niederschlagsverhältnisse sowie ein unterschiedliches Alter der Substrate (z. B. riss- und würmzeitliche Löss) lassen sich hierfür als Gründe identifizieren.

Der Beispiel-Standort des **Tiefenverlaufstyps 4** (Standort 05184: MOSIMANN ET AL. 2006) hat sich auf umgelagertem Deckenschotter entwickelt und gehört zu den am stärksten versauerten und basenverarmten Standorten im Untersuchungsgebiet. Wegen der hohen Durchlässigkeit (Sandanteile > 40 % und Skelettgehalte von bis zu 70 %) ist der Versauerungsprozess an diesem Standort außerordentlich weit fortgeschritten. Die pH-Werte befinden sich profilumfassend unter pH 4 und die Basensättigung liegt zumeist deutlich unterhalb von 15 %. Lediglich im obersten, stark humosen Bodenbereich (Ah-Horizont) wird durch die Nährstoffnachlieferung bei der Streuzersetzung ein erhöhter Basensättigungsgrad erreicht (Abb. 13).

Für die Nährstoffversorgung der Waldvegetation ist die Tiefenverlaufsform der Basensättigung von entscheidender Bedeutung. Ist der Boden tiefreichend basenverarmt (Typ 4), so reicht die Nährstoffversorgung für die meisten Pflanzenarten nicht aus und es können Mangelerscheinungen und Säuretoxizität auftreten (KÖLLING 2010; ULRICH ET AL. 1984).

Steigt die Basensättigung hingegen im unteren Hauptwurzelbereich (in rund 30-60 cm Tiefe) deutlich an (Typ 3), so können zumindest ältere, tiefwurzelnde Bäume ihren Nährstoffbedarf decken. Bei flachwurzelnden krautigen Pflanzen und jungen Waldbäumen besteht jedoch die Gefahr von Nährstoffmangel und einer Schädigung der Wurzeln infolge der erhöhten Säurekonzentration. Die Nährstoffversorgung dieser Pflanzen hängt sehr stark von der Basenpumpwirkung der tiefer wurzelnden Bäume ab. Mit der Streu gelangen die im tieferen Bodenbereich erschlossenen Basenvorräte als Teil des Auflagehumus an die Bodenoberfläche, wo sie schließlich auch für die flachwurzelnde Waldvegetation erreichbar sind (KÖLLING 2010).

Ist die Basensättigung bereits im Bereich des oberen Hauptwurzelraumes (0-30 cm) erhöht (Typ 2 und Typ 1), so ist es im Allgemeinen auch für jüngere Bäume und tiefwurzelnde Pflanzen der Krautschicht möglich, die Nährstoffe direkt zu nutzen.

Die Gefahr von Nährstoffmangel ist daher beim Tiefenverlaufstyp 1, wo der gesamte Wurzelraum hoch basengesättigt ist, grundsätzlich geringer als bei den anderen drei Typen. Allerdings ist das Nährelementangebot bei annähernd vollständiger Basensättigung in der Regel sehr unausgewogen, da insbesondere Kalzium- und Magnesium-Ionen am Austausch dominieren (STAHR ET AL. 2008). Dies lässt sich anhand des vorliegenden Datenmaterials bestätigen. So beträgt der Anteil von Kalzium und Magnesium in den vollständig basengesättigten Bodenproben (Basensättigung 99-100 %) stets 95-99 %, wobei Kalzium mit einer Sättigung von zumeist > 80 % dominiert (n = 20). Dies ist auch dann der Fall, wenn die Böden vollkommen kalkfrei sind. Aufgrund dieser unausgewogenen Ionenverhältnisse kann die Ernährung mit Spurenelementen (Eisen und Mangan) sowie Kalium und Phosphor in vollständig basengesättigten Böden ungenügend sein (KÖLLING 2010).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Basensättigung in den versauerten Waldböden grundsätzlich einer Tiefenfunktion unterliegt, die an den in vertikaler Richtung verlaufenden Versauerungsprozess gekoppelt ist und von einer Vielfalt verschiedener Standortfaktoren wie zum Beispiel dem Substrat, der Auswaschungsrate und dem Humusgehalt beeinflusst wird.

4.3.3 Der Einfluss der Azidität auf die Ausprägung der Basensättigung

4.3.3.1 Theoretischer Hintergrund: Pufferung und Pufferbereiche

Grundsätzlich besteht zwischen dem pH-Wert und der Basensättigung des Bodens ein Zusammenhang, da die Bodenlösung in einem dynamischen Gleichgewicht mit der Bodenfestphase steht (SCHROEDER 1992). Bei einer Säurebelastung sind Böden in der Lage durch Pufferreaktionen zwischen der Bodenlösung und der Bodenfestphase Protonen zu neutralisieren und so einer pH-Wert-Abnahme entgegenzuwirken. Diese Pufferung ist zumeist mit einer Freisetzung der zuvor adsorbierten basisch wirkenden Kationen verbunden (SCHWERTMANN ET AL. 1987). Dementsprechend lässt sich im Allgemeinen eine Reduktion der Basensättigung mit zunehmender Azidität verzeichnen. Die wichtigsten Puffersubstanzen sind mineralische und organische Austauscher (Tonminerale und Huminstoffe), Karbonate, Silikate und Oxide/Hydroxide (SÜSSER 1987). Von ULRICH (1981) ist ein international anerkanntes System zur Differenzierung der verschiedenen Puffersysteme aufgestellt worden. Tabelle 3 gibt eine Übersicht zu den definierten Pufferbereichen, den bodenchemischen Prozessen und den Richtwerten zur Basensättigung.

Pufferbereich	Dominante Puffersubstanz	pH-Bereich	Bodenchemische Schlüsselprozesse	Richtwert zur Basensättigung
Karbonat-Pufferbereich	Karbonate	6,2 - 8,3	Entkalkung	100 %
Silikat-Pufferbereich	Silikate	5,0 - 6,2	Freisetzung von Gitterkationen und Tonmineralneubildung	80-100 %
Austauscher-Pufferbereich	Kationaustauscher: Tonminerale und Huminstoffe	4,2 - 5,0	Verlust austauschbarer Nährstoffkationen, Protonierung variabler Ladung und Abnahme der KAK_{eff}	> 15 %
Aluminium-Pufferbereich	Al-Verbindungen	3,8 - 4,2	Verlust austauschbarer Nährstoffkationen, Abbau von Zwischenschicht-Aluminium und Tonmineralzerstörung	< 15 %
Aluminium/Eisen-Pufferbereich	Al/Fe-Verbindungen	3,2 - 3,8	Verdrängung adsorbierter Al-Ionen durch Fe-Ionen und Protonen	< 15 %
Eisen-Pufferbereich	Fe-Verbindungen	< 3,2	Verdrängung adsorbierter Al-Ionen durch Fe-Ionen und Protonen	< 15 %

Tab. 3: Übersicht zu den im Boden wirksamen Puffersystemen mit Angabe der dominanten Puffersubstanzen, der Haupt-pH-Bereiche, der bodenchemischen Schlüsselprozesse und der Richtwerte zur Basensättigung (verändert nach ULRICH ET AL. 1984; EBERL 1998; WALTHER ET AL. 2004).

Im Karbonat-Pufferbereich erfolgt die Säurepufferung durch die Auflösung des vorhandenen Kalziumkarbonates. Der pH-Wert liegt in der Regel im Neutralbereich und die Böden sind vollständig basengesättigt (ULRICH ET AL. 1984; VEERHOFF ET AL. 1996).

Ist der Boden entkalkt, so erfolgt die Säurepufferung hauptsächlich durch Silikatverwitterung. Aus den Silikatgittern werden durch Hydrolyse Kationen herausgelöst und durch Protonen ersetzt (STAHR ET AL. 2008). Es kommt zur Bildung von sekundären Tonmineralen. Freigesetzte Aluminium- und Eisenverbindungen sind in diesem pH-Bereich fast vollständig unlöslich, so

dass die Basensättigung sehr hoch bleibt ($> 80\%$ nach EBERL 1998). Für den Nährstoffkreislauf ist die Silikatverwitterung als „nachschaufende Kraft“ von großer Bedeutung (MATZNER 1988).

Bei pH-Werten unter 5 kommt es zum Übergang in den Austauscher-Pufferbereich. Hier werden die Protonen vor allem durch die Freisetzung von Aluminium-Ionen aus Tonmineralen und Hydroxiden gepuffert (SÜSSER 1987). Ein Teil der freigesetzten Al-Ionen wird als Zwischenschicht-Al in den Tonmineralen eingelagert, was zu einer Abnahme der KAK_{eff} führt (VEERHOFF ET AL. 1996; URICH et al. 1984). Die noch zur Verfügung stehenden Austauscherplätze werden zunehmend von Al^{+++} -Ionen belegt. Neben der dargestellten Pufferung durch die Freisetzung von Al-Ionen erfolgt eine direkte Protonenpufferung an den Austauschern mit variabler Ladung (Tonminerale und Huminstoffe). Hierbei kann ein zusätzliches Proton angelagert werden ohne basische Kationen auszutauschen (VEERHOFF ET AL. 1996). Die Austauscherbelegung ist deshalb stark vom Tonmineralbestand und den vorhandenen Huminstoffen abhängig. Insgesamt kann es im Austauscher-Pufferbereich „in relativ kurzen Zeitspannen zu beschleunigten Basenverlusten (...) kommen“ (LFP SACHSEN 2004, S. 29). Die Basensättigung variiert daher über ein weites Spektrum, unterschreitet aber den kritischen Grenzwert von 15 % in der Regel nicht.

Im Aluminium-Pufferbereich findet die Säurepufferung weiterhin primär durch die Freisetzung von Al-Ionen aus Tonmineralen statt. Außerdem wird das Zwischenschicht-Aluminium abgebaut (Tonmineralzerstörung). Die Austauscher sind im Extremfall bis zu 95 % mit Al-Ionen belegt (MEIWES ET AL. 1984) und die Konzentration von Al^{+++} -Ionen in der Bodenlösung erreicht häufig ein toxisches Maß (ULRICH ET AL. 1984). Mit abnehmendem pH-Wert werden schließlich auch Eisen-Oxide/Hydroxide gelöst (Übergang zum Eisen-Pufferbereich). Das adsorbierte Aluminium wird zunehmend durch Fe-Ionen und Protonen vom Austauscher verdrängt (PRENZEL & SCHULTE-BISPING 1991). Die Basensättigung bleibt dabei in der Regel auf einem sehr niedrigen Niveau von $< 15\%$ konstant (EBERL 1998).

Generell sind die einzelnen Pufferreaktionen nicht strikt auf die angegebenen pH-Bereiche begrenzt, sondern können auch gleichzeitig wirksam sein (VEERHOFF ET AL. 1996). Besonders die Übergänge vom Austauscher- in den Al- und Al/Fe-Pufferbereich sind fließend (FEGER 1996). Die Basensättigung kann hier deutlich von den angegebenen Richtwerten abweichen (GULDER & KÖBEL 1993; WALTHER ET AL. 2004). Welche Ausprägung die Basensättigung im Einzelfall bei pH-Werten unter 5 annimmt, hängt nicht allein von der Zusammensetzung der Bodenlösung ab, sondern wird entscheidend von den Austauschmechanismen bestimmt. Diese sind allerdings sehr komplex, da die einzelnen Ionen eine unterschiedliche Eintauschstärke und Haftfestigkeit aufweisen ($Al^{+++} > Ca^{++} > Mg^{++} > K^+ \approx H^+ > Na^+$), eine Selektivität der Austauscher für bestimmte Ionen besteht und zumeist bereits adsorbierte Ionen beim Austausch bevorzugt werden (Hysterese-Effekt) (SCHROEDER 1992; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002; STAHR ET AL. 2008). Somit sind die Anteile der am Austauscher adsorbierten Ionen zueinander nicht mit den Verhältnissen in der Bodenlösung identisch („Gleichgewichtsverschiebung“) (SCHROEDER 1992). In diesem Fall können bei gleichem pH-Wert sehr unterschiedliche Basensättigungswerte auftreten (LFP SACHSEN 2004). Aufgrund der komplexen Austauschmechanismen ist es nicht möglich „allgemein gültige Austauschgleichungen aufzustellen, mit deren Hilfe (die) Ionen-Verteilung vorhergesagt werden kann“ (SCHROEDER 1992, S. 72).

4.3.3.2 Der Zusammenhang zwischen pH-Wert und Basensättigung in den untersuchten Waldböden

Der Boden durchläuft also bei abnehmendem pH-Wert verschiedene Pufferbereiche, in deren Abfolge es insgesamt zu einer Reduktion der Basensättigung kommt. Das Ausmaß der Basenverarmung ist jedoch innerhalb der verschiedenen Pufferbereiche sehr unterschiedlich. Dies zeigt die Übersicht für die Waldböden im Kanton Basel-Landschaft (Abb. 15). Dargestellt sind die gleitenden Mittelwerte der Basensättigung über eine pH-Wertspanne von 0,2 mit einem Überlappungsbereich von 0,1 pH-Einheiten sowie die dazugehörigen Standardabweichungen. Es ist erkennbar, dass sich die Basensättigung zwar insgesamt mit abnehmendem pH-Wert reduziert, das Ausmaß dieser Reduktion jedoch innerhalb der verschiedenen Pufferbereiche sehr unterschiedlich ist. Während im Karbonat- und Silikat-Pufferbereich einheitlich hohe Basensättigungen vorliegen, unterliegt die Basensättigung unterhalb von pH 5 einer starken Abnahme. Diese Abnahme ist jedoch nicht an die definierten Pufferbereichs-Grenzen gebunden, sondern erfolgt bereits innerhalb der einzelnen Pufferbereiche. Dabei treten hohe Streuungen von bis zu $\pm 19\%$ Basensättigung auf. Begründet liegt die vorherrschende Diskrepanz zwischen dem pH-Wert und der Basensättigung in der Tatsache, dass die Kationenbelegung der Austauschere „kein lineares Abbild der gelösten Kationen in der Bodenlösung“ ist (WALTHERT ET AL. 2004, S. 142), da die Austauschprozesse durch vielfältige Faktoren beeinflusst werden (SCHROEDER 1992). Insbesondere im Austauscher-Pufferbereich, wo die Austauschprozesse hinsichtlich des Kationenbelages an Bedeutung gewinnen, tritt der Einfluss des pH-Wertes daher zurück. Bei gleichem pH-Wert können hier sehr unterschiedliche Basensättigungswerte auftreten.

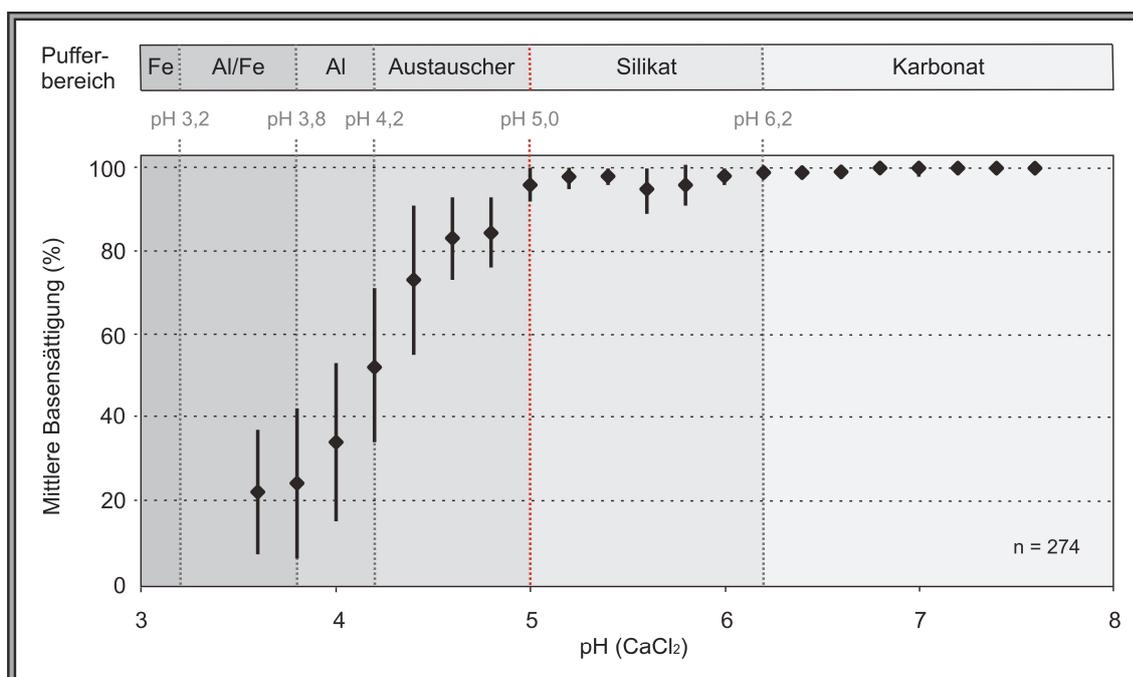


Abb. 15: Situation der Basensättigung innerhalb der definierten Pufferbereiche.

Dargestellt sind die gleitenden Mittelwerte der Basensättigung über eine pH-Wertspanne von 0,2 mit einem Überlappungsbereich von 0,1 pH-Einheiten sowie die dazugehörigen Standardabweichungen.

Abbildung 16 zeigt dies anhand der Einzelmesswerte der untersuchten Proben. Um den Einfluss der Vegetation auf die Austauscherbelegung zu berücksichtigen, werden Ober- und Unterboden getrennt betrachtet. Der allgemeine Trend einer abnehmenden Basensättigung mit zunehmender Azidität ist weiterhin erkennbar. Außerdem lassen sich pH-Grenzwerte für bestimmte Basensättigungsbereiche festlegen. Oberhalb von pH 4,7 bzw. pH 4,8 beträgt die Basensättigung stets 85-100 %, während unterhalb des pH-Wertes von etwa 4 die Basensättigung generell bei ≤ 60 % liegt. Dabei treten im Ober- und Unterboden geringfügige Abweichungen auf.

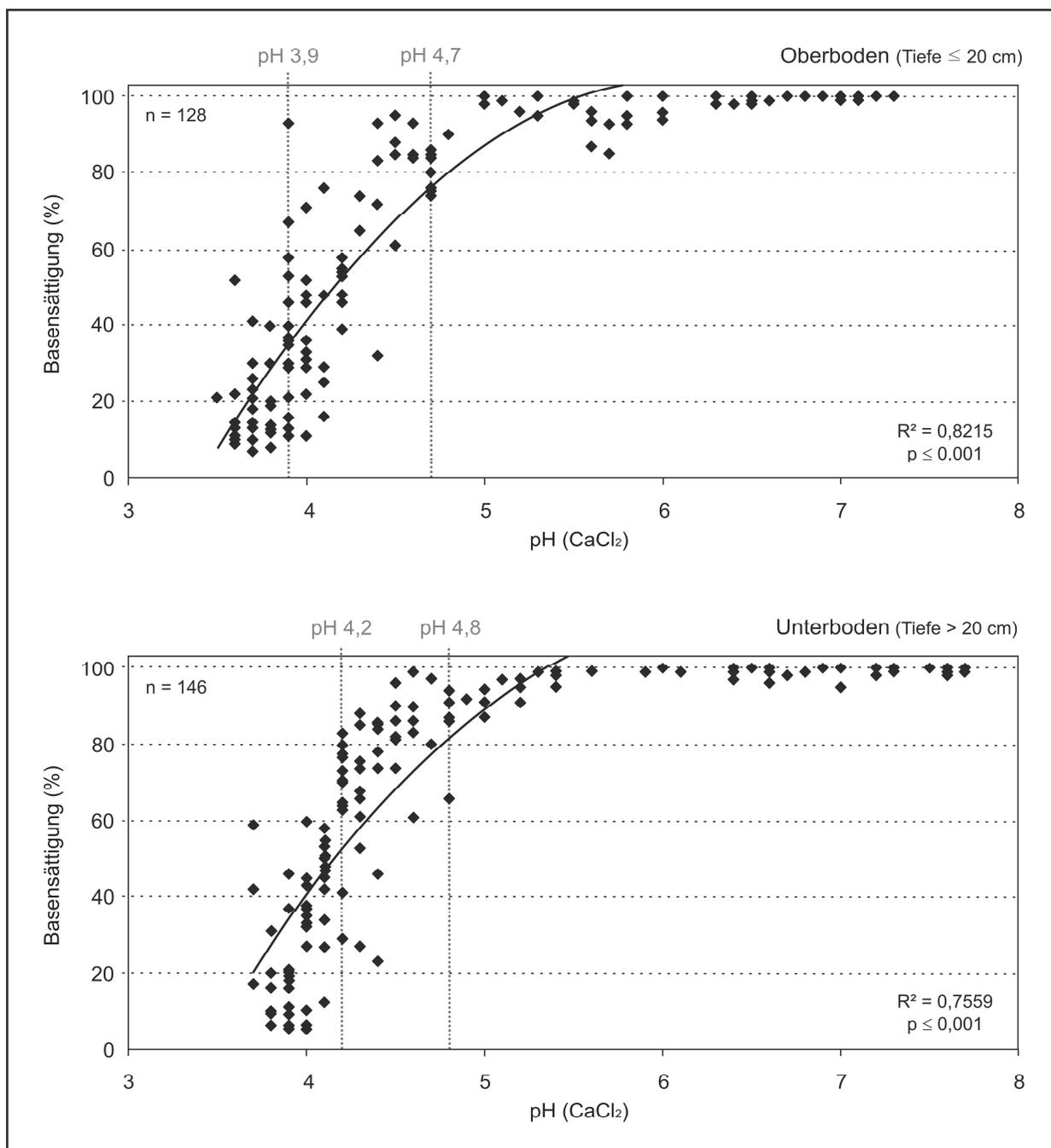


Abb. 16: Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und der Basensättigung ($n = 274$), differenziert nach Ober- und Unterboden.

Die eingetragenen pH-Grenzwerte differenzieren Bereiche mit spezifischen Basensättigungswerten.

Im dazwischen liegenden pH-Wert-Bereich (pH ~4 bis pH ~4,8), der in etwa dem Austauscher-Pufferbereich entspricht, streut die Basensättigung jedoch über einen Wertebereich von 11 % bis 99 %. Bei exakt gleichem pH-Wert treten Differenzen von bis zu 80 % Basensättigung auf. Diese Ergebnisse sind mit anderen Untersuchungen vergleichbar und entsprechen beispielsweise annähernd dem gesamtschweizerischen Befund von WALTHERT ET AL. (2004).

Aus der dargestellten Beziehung zwischen dem pH-Wert und der Basensättigung lässt sich folgern, dass im Karbonat- und Silikat-Pufferbereich (pH > 5) direkt vom pH-Wert auf die Basensättigung geschlossen werden kann. In der Bodenlösung herrscht durch die Auflösung des Kalziumkarbonates ein Überangebot an basischen Kationen vor, und die bei der Silikatverwitterung freigesetzten Aluminium- und Eisenverbindungen können aufgrund ihrer Unlöslichkeit nicht an den Austauschprozessen teilnehmen, so dass die Austauscher stets sehr hoch bis vollständig basengesättigt sind. Im Bereich des Austauscher- bzw. im Übergang zum Al/Fe-Pufferbereich reicht der pH-Wert zur Charakterisierung des Versauerungszustandes jedoch nicht aus (EBERL 1998). Es zeigt sich zwar eine Tendenz der Reduktion der Basensättigung mit abnehmendem pH-Wert, doch treten bei gleichem pH-Wert teilweise sehr unterschiedliche Basensättigungswerte auf. Die Austauscherbelegung wird hier sehr viel stärker von den Austauschmechanismen bestimmt, da kein Überangebot an basischen Kationen vorliegt und die freigesetzten Al^{+++} -Ionen zunehmend um die Austauscherplätze konkurrieren. Der Kationenbelag hängt damit entscheidend von den Eigenschaften der einzelnen Kationen (Eintauschstärke und Haftfestigkeit) und den Eigenschaften der Austauscher (z. B. Selektivität) ab. Diese sind jedoch sehr vielfältig und es treten darüber hinaus „Austausch-Anomalien“ (z. B. Hysterese-Effekt) auf (SCHROEDER 1992), so dass die Basensättigung stark variieren kann.

Die wichtigsten Kationenaustauscher sind Tonminerale und Huminstoffe, wobei das Sorptionsvermögen der organischen Austauscher größer ist als das der anorganischen (ZELLER 1970). Untersuchungen haben ergeben, dass aufgrund des selektiven Bindungsvermögens der organischen Substanz für Kalzium eine sehr enge Beziehung zwischen dem Humusgehalt und der Basensättigung besteht (HEITZ 1998). So geht beispielsweise aus den Ergebnissen der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) hervor, dass die Abnahme des pH-Wertes in humusreichen Horizonten weniger rasch zur Reduktion der Basensättigung führt als in humusarmen: „Im humosen Oberboden ist der Median der Basensättigung im pH-Bereich zwischen 3,5 und 5,0 (pH in KCl) gegenüber humusfreien Proben deutlich in Richtung höherer Sättigungsgrade verschoben“ (BML 2007, S. 58). Auch im vorliegenden Datenkollektiv lässt sich in diesem pH-abhängigen Streubereich der Basensättigung ein Zusammenhang zwischen dem Humusgehalt und der Basensättigung ermitteln (Abb. 17). Neben dem tendenziellen Anstieg der Basensättigung mit zunehmendem pH-Wert ist ersichtlich, dass die Basensättigung von extrem humosen Bodenproben (Humusgehalt 15-30 %) stets über 50 % liegt, während bei geringerem Humusgehalt (2-5 % bzw. 5-10 %) auch kritische Basensättigungswerte auftreten. Mit ansteigendem pH-Wert werden die Differenzen geringer. Es zeigt sich also, dass die Basensättigung bei exakt gleichem pH-Wert stark vom Humusgehalt beeinflusst sein kann, da die organische Substanz ein hohes selektives Bindungsvermögen für Kalzium besitzt. Insbesondere bei sehr tiefen pH-Werten (pH ≤ 4) ist dieser Einfluss stark ausgeprägt. Es bedarf jedoch großer

Humusgehalts-Differenzen, um diese Beeinflussung erfassen zu können. So lässt sich zwischen den Probenkollektiven mäßig und stark humoser Proben kein deutlicher Unterschied feststellen. In der Modellierung der Basensättigung lässt sich der ermittelte Zusammenhang nicht berücksichtigen, da aktuell keine Flächeninformationen zum Humusgehalt der Waldböden vorhanden sind. Im Rahmen der Waldbodenkartierung wird der Humusgehalt aber standardmäßig erfasst, so dass die Möglichkeit besteht, zukünftig ein Modell zum Humusgehalt zu entwickeln und diesen Prädiktor gegebenenfalls nachträglich ins Basensättigungs-Modell zu integrieren. Unterböden sind in der Regel deutlich humusärmer, so dass die organische Substanz mit zunehmender Bodentiefe an Bedeutung verliert und der Einfluss der anorganischen Austauschere zunimmt. Die bedeutsamsten anorganischen Austauscher sind Tonminerale. Sie kommen im Wesentlichen in der Tonfraktion vor, haben eine hohe spezifische Oberfläche und sind deshalb in der Lage Kationen zu adsorbieren. Die Verluste an Nährstoffkationen sind daher in tonreichen Böden im Allgemeinen geringer als in tonarmen. Für die Nährstoffsituation der Böden sind aber nicht primär die Anteile, sondern vor allem die Austauschereigenschaften der Tonminerale entscheidend, da diese stark variieren können (SCHROEDER 1992; STAHR ET AL. 2008).

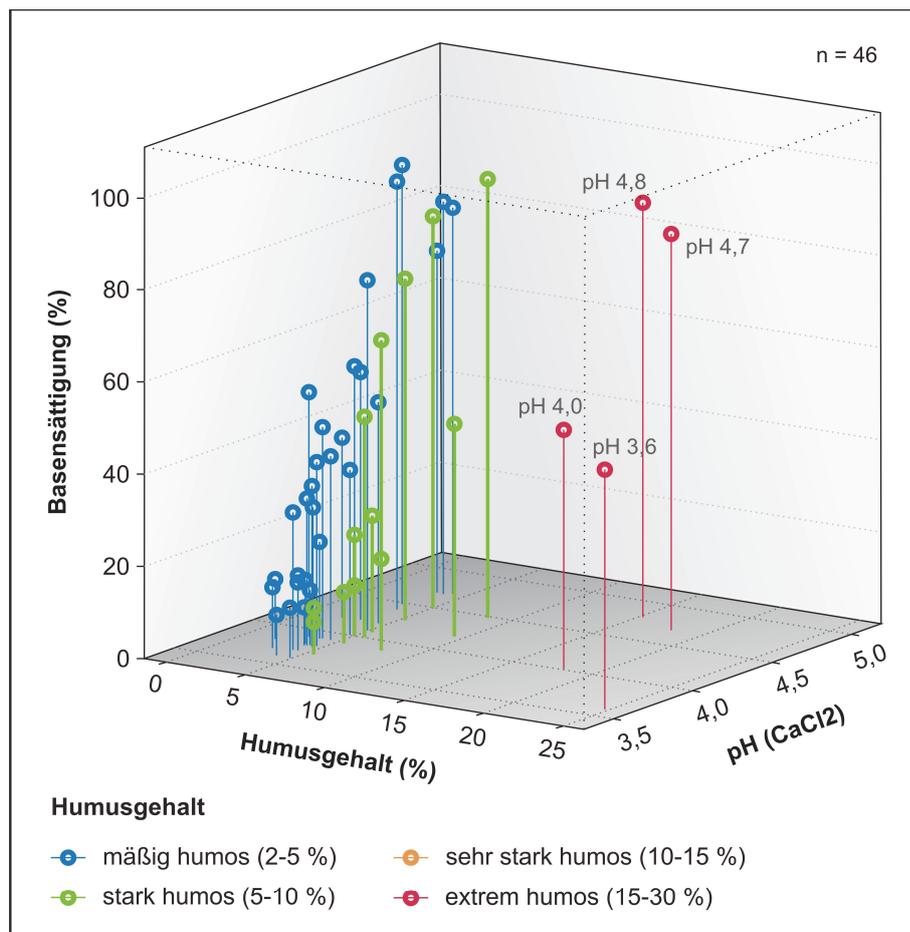


Abb. 17: Zusammenhang zwischen Humusgehalt und Basensättigung in Abhängigkeit vom pH-Wert ($pH < 5$) im Stichprobenkollektiv von 46 Oberböden. Zur besseren Übersichtlichkeit ist der Humusgehalt gemäß bodenkundlicher Kartieranleitung (AD-HOC-AG BODEN 2005) klassifiziert.

4.4 Fazit zur Situation der Basensättigung in den versauerten Waldböden und zu den ermittelten Prozesszusammenhängen

Aus den vorangegangenen Untersuchungen wird ersichtlich, dass die Situation der Basensättigung Ausdruck des im Boden ablaufenden Versauerungsprozesses ist und sowohl in Bezug auf die Fläche als auch in Abhängigkeit von der Tiefe variiert. Die Ausprägung der Basensättigung wird durch ein komplexes Wirkungsgefüge vielfältiger boden-, klima-, vegetations- und reliefbezogener Einflussfaktoren modifiziert. Um eine räumlich hoch aufgelöste, tiefendifferenzierte Vorhersage der Basensättigung zu erzielen, ist demnach die Berücksichtigung vieler verschiedener Standortfaktoren notwendig.

Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen zur Situation der Basensättigung sind diverse Standortfaktoren identifiziert worden, denen eine hohe potenzielle Eignung als Prädiktoren zuzuschreiben ist.

Diesbezüglich kommt der Azidität eine große Bedeutung zu, da sich anhand des pH-Wertes in einem gewissen Rahmen direkt auf die Basensättigung schließen lässt. So liegt die Basensättigung bei pH-Werten über ~ 5 stets bei 85-100 % und nimmt mit zunehmender Azidität graduell ab. Dabei kommt es jedoch zu großen Streuungen. Bei exakt gleichem pH-Wert treten Differenzen von bis zu 80 % Basensättigung auf. Dies betrifft besonders den pH-Bereich zwischen $\text{pH} \sim 4$ bis $\text{pH} \sim 5$. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit den theoretischen Grundlagen zu den im Boden wirksamen Puffersystemen. Demnach können im Austausch- bzw. im Übergang zum Al/Fe-Pufferbereich bei gleichem pH-Wert sehr unterschiedliche Basensättigungswerte auftreten, da es in Abhängigkeit von den vorherrschenden Austauschmechanismen zu einer Gleichgewichtsverschiebung zwischen der Bodenlösung und der Bodenfestphase kommen kann. Für die Verwendung des pH-Wertes in der Modellierung der Basensättigung bedeutet dies, dass die durch die Azidität gelieferte Differenzierung der Basensättigung bei pH-Werten < 5 nicht ausreichend genau ist. Für den im vorliegenden Stichprobenkollektiv vertretenen pH-Bereich von $\text{pH} 3,5-5$ ist daher der Einbezug weiterer Prädiktoren nötig, um die Vorhersage der Basensättigung zu präzisieren.

Die standortbezogene Untersuchung der versauerten Waldböden ($\text{pH} < 5$) hat gezeigt, dass dem Standortfaktor des bodenbildenden Ausgangsgesteins (Substrat) dabei eine Schlüsselrolle zukommt. Durch seine mineralogische Zusammensetzung bestimmt das Substrat die primäre Basenausstattung des Bodens und wirkt sich darüber hinaus maßgeblich auf die für den Nährstoffhaushalt relevanten Bodeneigenschaften (z. B. Wasserdurchlässigkeit) aus. Innerhalb der verschiedenen Substratgruppen und an diversen Einzelstandorten ließ sich darüber hinaus eine Beeinflussung der Basensättigung durch kalkhaltige Schichten, wasserstauende Horizonte bzw. Gesteinsuntergründe, aufstockende Fichten und den Humusgehalt verzeichnen. Für die Modellierung der Basensättigung erscheint es daher zielführend, neben der Azidität und dem Gesteinstyp insbesondere die Standortfaktoren Entkalkungstiefe, Bodenwasserhaushalt und Waldbestand im Hinblick auf ihre Eignung als Prädiktoren zu überprüfen. Der Humusgehalt kann bei der Modellierung hingegen nicht berücksichtigt werden, da aktuell diesbezüglich keine Flächeninformationen zur Verfügung stehen. Indirekt findet dieser Standortfaktor jedoch dadurch Be-

rücksichtigung, dass die Modellierung der Basensättigung für den humosen Oberboden und den im Allgemeinen sehr humusarmen Unterboden getrennt voneinander erfolgt.

Eine eindeutige Beeinflussung der Basensättigung durch klima- und reliefbezogene Standortfaktoren ließ sich bei der substratspezifischen Untersuchung der versauerten Waldböden nicht ermitteln. Dies bedeutet aber nicht, dass diese Standortfaktoren generell keinen Einfluss auf die Ausprägung der Basensättigung ausüben. Vielmehr kommt darin die Komplexität des vorherrschenden Wirkungsgefüges zum Ausdruck. Der Einfluss der verschiedenen Standortfaktoren ist unterschiedlich stark und infolgedessen werden einzelne Prozesszusammenhänge durch die Wirkungsweise anderer Faktoren überprägt. So lässt sich beispielsweise die Stärke der Nährstoffauswaschung nicht allein auf die Niederschlagsmenge zurückführen, da sie generell auch sehr eng an die vorherrschenden Bodeneigenschaften (z. B. Korngrößenzusammensetzung und Skelettgehalt) gekoppelt ist. Der Einfluss des Reliefs tritt zudem grundsätzlich gegenüber den anderen Standortfaktoren zurück, da sich die typischerweise zur Versauerung neigenden Substrate in Teilräumen mit relativ geringer Reliefenergie befinden. So treten Decklehme in flächenmäßig bedeutsamer Form ausschließlich auf den Tafeljura-Hochflächen auf und mächtige Löss- und Schotterablagerungen beschränken sich auf die Gebiete der flachwelligen Lösshügelländer und Talebenen.

Im Hinblick auf die Modellierung lässt sich schlussfolgern, dass für die räumliche Vorhersage der Basensättigung speziell die angeführten boden- und vegetationsbezogenen Standortfaktoren als Prädiktoren geeignet erscheinen. Generell gilt es aber bei der Modellentwicklung alle potenziell geeigneten Parameter zu berücksichtigen, da infolge der vielfältigen Prozesszusammenhänge die Bedeutung einzelner Standortfaktoren unter Umständen erst durch die Kombination mit anderen Prädiktoren ersichtlich wird.

Da bislang für das Untersuchungsgebiet keine flächendeckenden Informationen zur Entkalkungstiefe der Waldböden vorliegen, diesem Standortfaktor aber eine hohe potenzielle Eignung als Prädiktor für die Modellierung der Basensättigung zugeschrieben wird, erfolgt in einem ersten Schritt die Entwicklung eines Prognosemodells zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches. Es dient neben den vorhandenen Flächendaten als Grundlage für die Modellierung der Basensättigung.

5 Räumlich hoch aufgelöste Modellierung der Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft

Das folgende Kapitel entspricht weitgehend der Veröffentlichung von FRACEK & MOSIMANN (2012).

5.1 Entwicklung und Kalibrierung der Entscheidungsbäume

Die Entwicklung des Prognosemodells zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches erfolgt nach der im Kapitel 3.4 beschriebenen Methodik. Als Eingangsdaten stehen 329 punktbezogene Datensätze und die im Kapitel 3.2 vorgestellten Flächendaten zur Verfügung.

Um die für das Prognosemodell relevanten Prädiktoren zu ermitteln, werden alle mit der zu prognostizierenden Bodeneigenschaft in einem sachlogischen Zusammenhang stehenden Standortinformationen im Hinblick auf ihre Einflussstärke untersucht und entsprechend ihrer Bedeutung als Prädiktoren in Form weit verzweigter Entscheidungsbäume kombiniert.

Die Ausweisung der Prognoseklassen erfolgt wissenschaftsgestützt auf Grundlage der an den einzelnen Endknoten der Entscheidungsbäume vorliegenden Häufigkeitsverteilung, die sich unter der jeweiligen Prädiktorenkombination ergibt. Abbildung 18 zeigt dieses Prinzip anhand eines vereinfachten Ausschnittes aus dem Entscheidungsbaum der Bodenregion Jura.

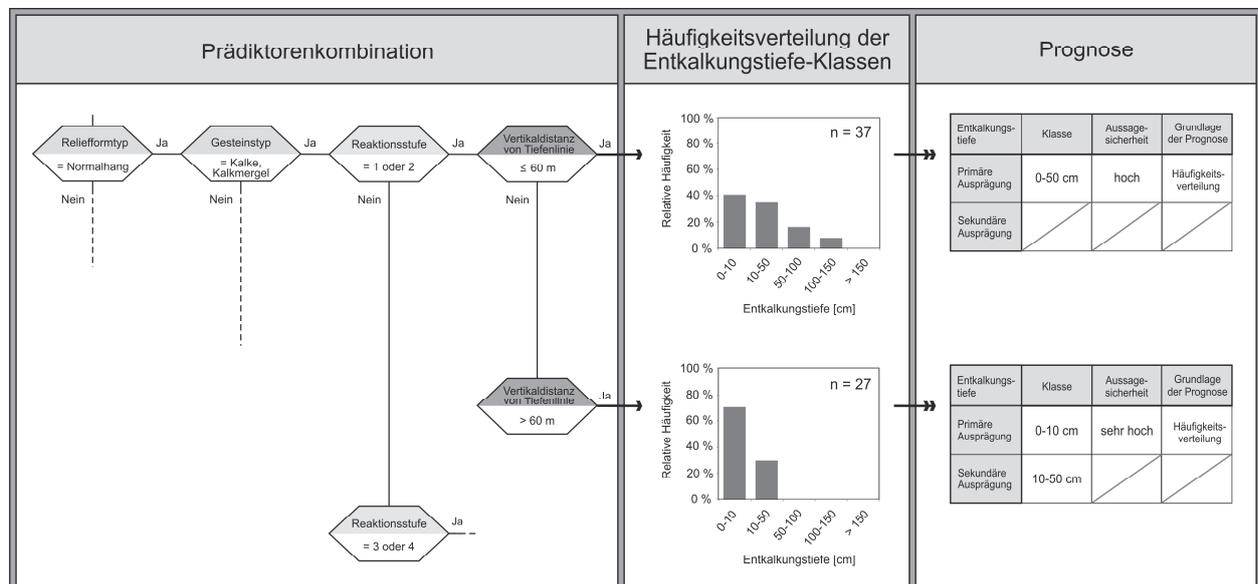


Abb. 18: Prinzip der Prognose der Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches mithilfe empirisch-statistischer Analysen am Beispiel eines vereinfachten Ausschnittes aus dem Entscheidungsbaum der Bodenregion Jura.

Die Prognose erfolgt wissenschaftsgestützt auf Grundlage der ermittelten Häufigkeitsverteilungen für die verschiedenen Prädiktorenkombinationen. Dabei wird die Klasse des Häufigkeitsmaximums als die wahrscheinlichste Ausprägung der Bodeneigenschaft angesehen. Die vorliegenden Teilstichproben ermöglichen eine statistisch-begründete Prognose mit Angaben zur Aussage-sicherheit. Der kalkfreie Bodenbereich ist im Unterhang (VDCN \leq 60 m) häufig mächtiger, weil es dort durch hangabwärts gerichtete Umlagerungsprozesse verstärkt zur Ablagerung des transportierten entkalkten Verwitterungsmaterials kommt. Allerdings müssen die Entkalkungstiefe-Klassen 0-10 cm und 10-50 cm zusammengefasst werden, um eine Aussage zu erzielen.

Entsprechend der Unterschiede bei den geologischen Ausgangsgesteinen und dem Relief-formengefüge haben die identifizierten Prädiktoren in den drei Bodenregionen Jura, Lösshügelland und Talböden zum Teil unterschiedliche Bedeutung. Zur besseren Übersichtlichkeit besitzen aber alle drei Entscheidungsbäume die gleiche Grundstruktur im Sinne einer einheitlichen hierarchischen Reihenfolge der Prädiktoren. Diese Reihenfolge leitet sich aus der grundsätzlichen Bedeutung der einzelnen Prädiktoren für die Vorhersage der Entkalkungstiefe ab. Dabei steht die Reliefgliederung generell an erster Stelle, da die Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches in der Regel durch das geomorphologische Prozessgeschehen modifiziert ist. Da auch der Waldtyp Schuttwald indirekt Ausdruck einer bestimmten Reliefsituation (Steilhanglage) ist und sehr starke Zusammenhänge zur Entkalkungstiefe aufweist, tritt dieser an die zweite Stelle in der hierarchischen Reihenfolge der Prädiktoren. Die gesteinspezifischen Unterschiede werden in der Regel erst innerhalb der definierten Reliefformtypen deutlich, so dass der Gesteinstyp als Prädiktor der Reliefgliederung in den Entscheidungsbäumen nachgeordnet ist. Dies gilt selbst dann, wenn für einzelne Gesteinstypen keine reliefbedingte Modifikation der Entkalkungstiefe festgestellt werden kann (z. B. Gesteinstyp Tonmergel), um die allgemeine Modellstruktur einheitlich und übersichtlich zu halten.

Im Gegensatz zum Jura und zum Lösshügelland stützt sich die Prognose in den Talböden aufgrund des homogenen Reliefs primär auf den Gesteinstyp sowie auf die räumliche Differenzierung zwischen dem Rheintal und den Juratälern. Tabelle 4 gibt einen Überblick zu den in der jeweiligen Bodenregion verwendeten Prädiktoren und ihrer hierarchischen Ordnung. Nachfolgend wird die Bedeutung der wichtigsten Prädiktoren anhand ihres Einflusses auf die Häufigkeitsverteilungen des Stichprobenkollektives aufgezeigt und das Ergebnis ihres Zusammenwirkens am Beispiel eines Teilgebietes demonstriert.

Prädiktor	Bodenregion		
	Jura	Lösshügelland	Talböden
Morphographische Reliefformtypen	X	X	
Waldtyp Schuttwald	X		
Petrographische Gesteinstypen	X	X	X
Pflanzenökologische Feuchtestufen	X		
Pflanzenökologische Reaktionsstufen	X	X	
Positionsparameter Vertikaldistanz von Tiefenlinie	X		
Reliefparameter Hangneigung	X		
Höheniveau		X	

Tab. 4: Übersicht zu den für die Modellierung der Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches verwendeten acht Prädiktoren und ihrer jeweiligen Anwendung in den Entscheidungsbäumen der drei Bodenregionen.

Die Prädiktoren sind im Modell entsprechend der hier dargestellten Reihenfolge hierarchisch geordnet.

Morphographische Reliefformtypen

Durch die morphographische Reliefgliederung werden in der Bodenregion Jura und im Lösshügelland Reliefeinheiten mit spezifischen pedogeomorphologischen Prozessbedingungen abgegrenzt. Aufgrund des kleinräumig differenzierten Georeliefs erweist sich die Reliefgliederung insbesondere im Jura als sehr bedeutsamer Prädiktor. Einzelne Reliefeinheiten weisen hohe Häufigkeiten bestimmter Tiefenklassen der Entkalkung auf:

- Sehr geringe Entkalkungstiefen von 0-10 cm treten verstärkt in Steilhängen (Abb. 19: Häufigkeitsmaximum dieser Klasse liegt bei 88,9 %) sowie auf Felsbändern (100 %) und Hangrücken (63,5 %) auf.
- Im Lösshügelland ergeben sich für die Reliefeinheit der Plateaus relativ einheitliche Entkalkungstiefen von > 100 cm (an über 60 % der Standorte).

Andere Reliefeinheiten weisen hingegen große Heterogenitäten auf. Dies gilt insbesondere für:

- Normalhänge, bei denen das Häufigkeitsmaximum in einer Tiefenklasse der Entkalkung lediglich 48,3 % erreicht.
- Tiefenbereiche, bei denen die Entkalkungstiefen zwischen 0 cm und > 150 cm schwanken und das Häufigkeitsmaximum in einer Klasse bei nur 37,5 % liegt.

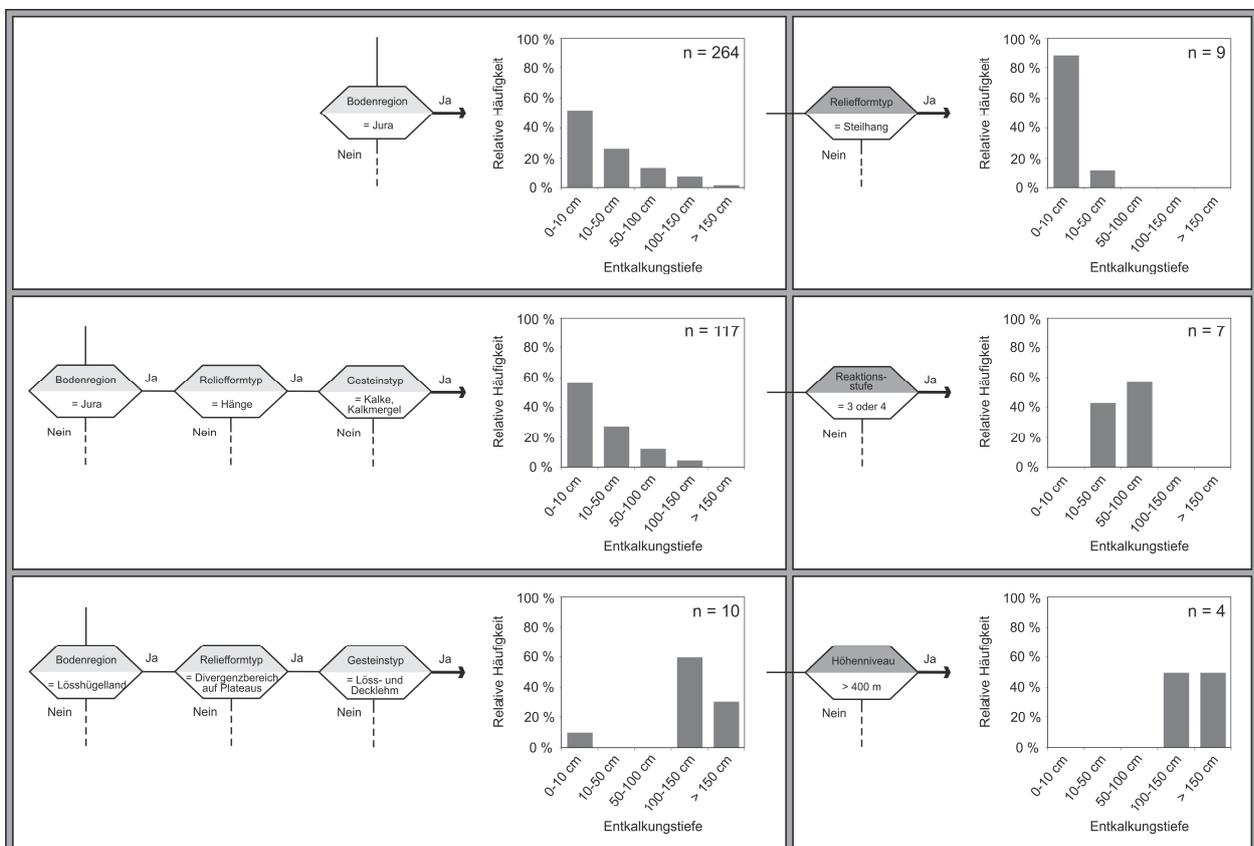


Abb. 19: Die Bedeutung der einzelnen Prädiktoren: Beispiele zum Einfluss der Prädiktoren Reliefformtyp, Höhenniveau und Reaktionsstufe auf die Häufigkeitsverteilung der Entkalkungstiefe-Klassen.

Petrographische Gesteinstypen

Anhand der Gesteinstypen kommen die für die Bodenentwicklung entscheidenden Unterschiede in der Gesteinszusammensetzung zum Ausdruck. Obwohl die Bodeneigenschaften vielfach durch das geomorphologische Prozessgeschehen modifiziert sind, lassen sich bereits unabhängig vom Relief gesteinspezifische Ausprägungen der Entkalkungstiefe feststellen:

- Lösslehme sind in der Regel bis in Tiefen über 100 cm entkalkt (Häufigkeitsmaximum von 69,2 %).
- In Gehängeschutten beträgt die Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches zumeist höchstens 10 cm (Häufigkeitsmaximum von 75,7 %).

Für den Großteil der Gesteinstypen erweist sich aber eine Kombination mit dem Prädiktor des Reliefformtyps als zwingend. Dies ist insbesondere für die im Jura flächenmäßig dominanten Gesteinstypen der Kalke und Kalkmergel der Fall, da ihr Verlehmungsgrad und Skelettgehalt primär vom geomorphologischen Prozessgeschehen abhängig ist. So treten zum Beispiel skelettreiche Rendzinen mit sehr geringer Entkalkungstiefe insbesondere in konvex geformten Hangbereichen auf (keine Werte > 10 cm), während sich innerhalb der Normalhänge auch tiefreichend entkalkte Gehängelehme entwickelt haben. Lediglich für einzelne Gesteinstypen, wie beispielsweise die Tonmergel, erfolgt die Prognose gänzlich unabhängig vom Relief, da in den weicheren Gesteinen keine ausgeprägt konvexen Formen entstehen und die Hänge ausgeglichener sind.

Pflanzenökologische Reaktionsstufe

Die pflanzenökologische Reaktionsstufe ist aus den Zeigereigenschaften der pflanzensoziologischen Waldgesellschaft (BURNAND & HASSPACHER 1999) abgeleitet und beschreibt die charakteristische Bodenreaktion. Besonders im Jura ist die Reaktionsstufe als Prädiktor von Bedeutung, um die großflächig verbreiteten Deckschichten in ihrer Entkalkungstiefe zu differenzieren:

- Innerhalb des Gesteinstyps der Kalke und Kalkmergel zeigt eine leicht basische bis basische Reaktion (Stufe 1 und 2) skelettreiche Verwitterungslehme mit einer geringen Entkalkungstiefe von zumeist 0-10 cm an (Häufigkeitsmaximum von 60 %).
- Eine mittlere bis leicht saure Bodenreaktion (Stufe 3 und 4) weist hingegen auf feinmaterialreiche Gehängelehme sowie Decklehme mit einer Entkalkungstiefe von 50-100 cm hin (Abb. 19: Häufigkeitsmaximum dieser Klasse von 57,1 %).

Vertikaldistanz von der Tiefenlinie

Die Vertikaldistanz von der Tiefenlinie (VDCN) gibt Auskunft über die räumliche Lage von Standorten innerhalb eines Hanges. In Abhängigkeit von der jeweiligen Hangposition wirken sich die hangabwärts gerichteten Umlagerungsprozesse unterschiedlich auf die Standorte aus.

Während im Oberhang erosive Prozesse dominieren, kommt es im Unterhang verstärkt zur Deposition des erodierten Verwitterungsmaterials. Dementsprechend nimmt beim Gesteinstyp Kalk/Kalkmergel der Anteil des verlehnten Feinbodens und damit auch die Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches im Verlauf vom Ober- zum Unterhang tendenziell zu. Innerhalb der Jura-Hänge lassen sich so mithilfe der Vertikaldistanz von der Tiefenlinie (Schwellenwert: 60 m) differenzierte Prognosen der Entkalkungstiefe erzielen. Dabei erfolgt eine Kombination dieses Prädiktors mit der Reliefgliederung, dem Gesteinstyp und der Reaktionsstufe. Es zeigt sich deutlich, dass im definierten Oberhangbereich ($VDCN > 60$ m) zumeist sehr geringe Entkalkungstiefen von 0-10 cm vorherrschen (Häufigkeitsmaximum von 70,4 %), während im Unterhang Entkalkungstiefen bis 50 cm dominieren (Abb. 18).

Höhenniveau von Lössablagerungen

Die Höhenlage besitzt eine Indikatorfunktion zur Differenzierung verschiedener Ablagerungsniveaus. Im Lösshügelland lassen sich so die unterschiedlich alten und dementsprechend unterschiedlich stark entkalkten Löss/Lösslehme differenzieren. Es zeigt sich, dass mit zunehmendem Höhenniveau entsprechend ihres Alters auch die Entkalkungstiefe der Löss zunimmt. So herrschen in Höhenniveaus zwischen 350-400 m NN zumeist Entkalkungstiefen von 100-150 cm vor (Häufigkeitsmaximum von 75 %), während mit zunehmender Höhe gleichermaßen Entkalkungstiefen > 150 cm auftreten (Abb. 19). Des Weiteren können anhand der Höhenlage die durch Erosion stark gekappten Lössböden des Sundgauer Lösshügellandes weitgehend eingegrenzt werden (Höhenlage ≤ 350 m NN).

Das Zusammenwirken der Prädiktoren am Beispiel eines Teilgebietes im Tafeljura

Der Einfluss der einzelnen Prädiktoren auf die räumliche Differenzierung der Prognosewerte zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches lässt sich anhand des Kartenausschnittes aus dem Gebiet zwischen Gelterkinden und Diepflingen (Tafeljura) veranschaulichen (Abb. 20).

Innerhalb der von Umlagerungsprozessen unbeeinflussten Scheitel- und Plateaulagen ist die Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches in der Regel sehr gering (0-10 cm), da sich die Böden im anstehenden Kalkstein entwickelt haben. Lediglich in Bereichen mit abweichendem Gesteinsuntergrund treten auch größere Entkalkungstiefen von bis zu 50 cm auf. Dies ist beispielsweise auf dem Plateau im Gebiet Berg der Fall. Dort stehen Tonmergel an, deren Entkalkungstiefe aufgrund ihres variierenden Karbonatgehaltes und wegen geringfügigen Resten von Riss-Grundmoräne und Decklehmen im Regelfall zwischen 0 cm und 50 cm liegt.

In den Hangbereichen führen Deckschichten zu einem kleinräumig differenzierten Verteilungsmuster der Prognosewerte. Mithilfe der Hangneigung (Schwellenwert: 32°) lassen sich dort sehr stark geneigte Hangbereiche identifizieren, die grundsätzlich von skelettreichen Gehängegeschutten bedeckt und damit bis nahe an die Oberfläche kalkhaltig sind (z. B. Flurbezeichnung Rebholde).

Eine weitergehende Differenzierung der Hänge erfolgt durch die Abgrenzung konvex geformter

Hangbereiche (z. B. nördlich der Flurbezeichnung Bettenberg). Darüber hinaus lassen sich die relativ einheitlich geformten Normalhänge mithilfe der Vertikaldistanz von der Tiefenlinie (Schwellenwert: 60 m) in einen Ober- und Unterhang differenzieren. Dies zeigt sich innerhalb des Kartenausschnittes beispielsweise anhand des in östliche Richtung geneigten Hanges unterhalb des Hangrückens der Thürnerflue. Innerhalb dieses Hanges nehmen der Anteil des verlehmtten Feinbodens und damit auch die Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches aufgrund der Umlagerungsprozesse vom Ober- zum Unterhang zu.

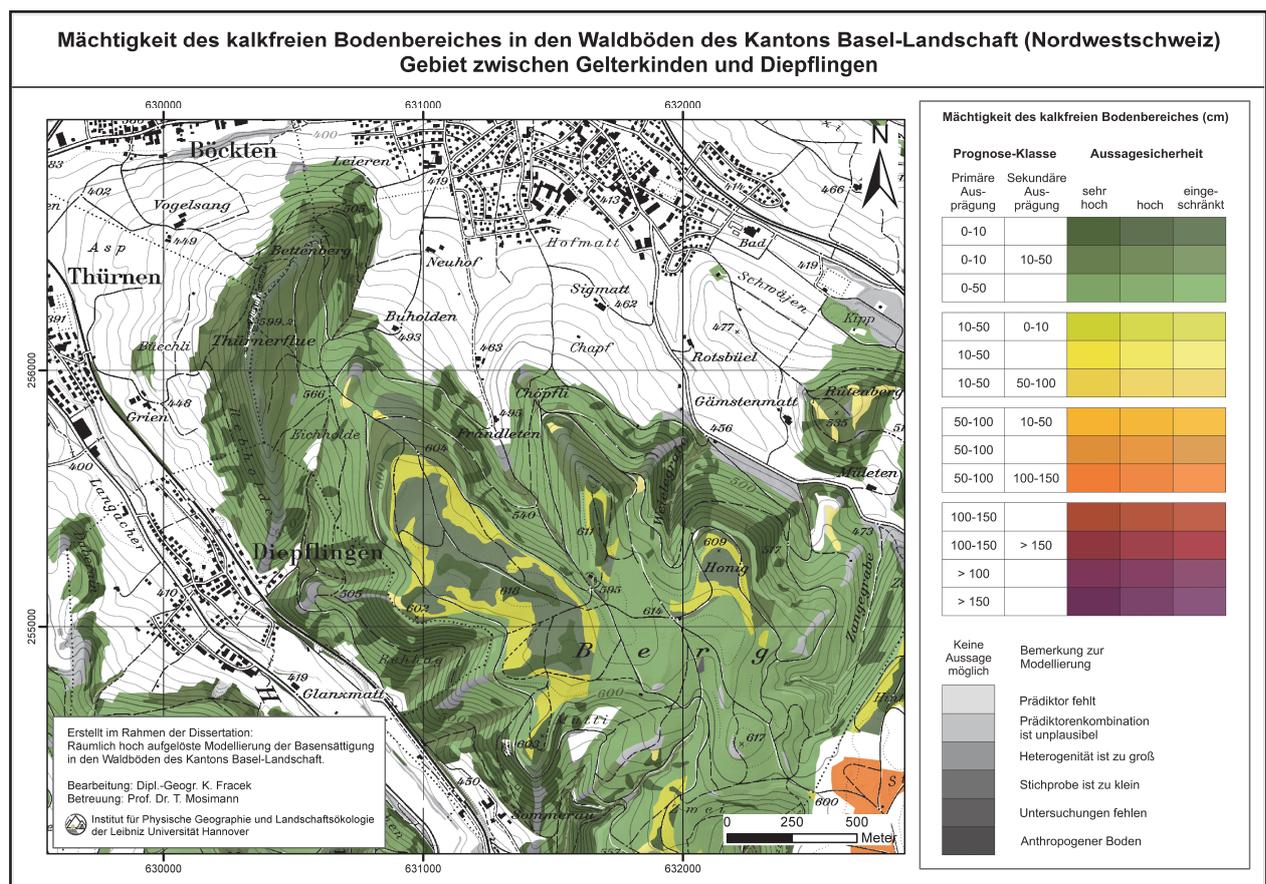


Abb. 20: Ausschnitt aus der Prognosekarte im Gebiet zwischen Gelterkinden und Diepflingen (Tafeljura).

5.2 Validierung des Prognosemodells zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches

Die Validierung des Prognosemodells erfolgt anhand eines unabhängigen Datensatzes von 56 Standorten (Kapitel 3.4.4). Diese stammen größtenteils aus dem westlichen Faltenjura sowie vereinzelt aus dem Tafeljura und dem Sundgauer Lösshügelland. Das Stichprobenkollektiv ist nicht normalverteilt, sondern weist eine Dominanz geringer Entkalkungstiefen zwischen 0 cm und 50 cm auf. Entkalkungstiefen zwischen 50 cm und 100 cm sind hingegen kaum vertreten. Dafür gibt es zwei Gründe: Entkalkungstiefen von 50-100 cm kommen im Untersuchungsgebiet insgesamt nur selten vor und die Region Faltenjura ist im Stichprobenkollektiv überrepräsentiert.

Zwischen den gemessenen Werten des Validierungsdatensatzes und den Mittelwerten der prognostizierten Klassen herrscht eine starke Korrelation vor (Rangkorrelations-Koeffizient nach Spearman: $r_s = 0,715$ mit $p \leq 0,001$). Zum Vergleich sind die gemessenen Werte in Form von Box-and-Whisker-Plots für die einzelnen Prognoseklassen dargestellt (Abb. 21).

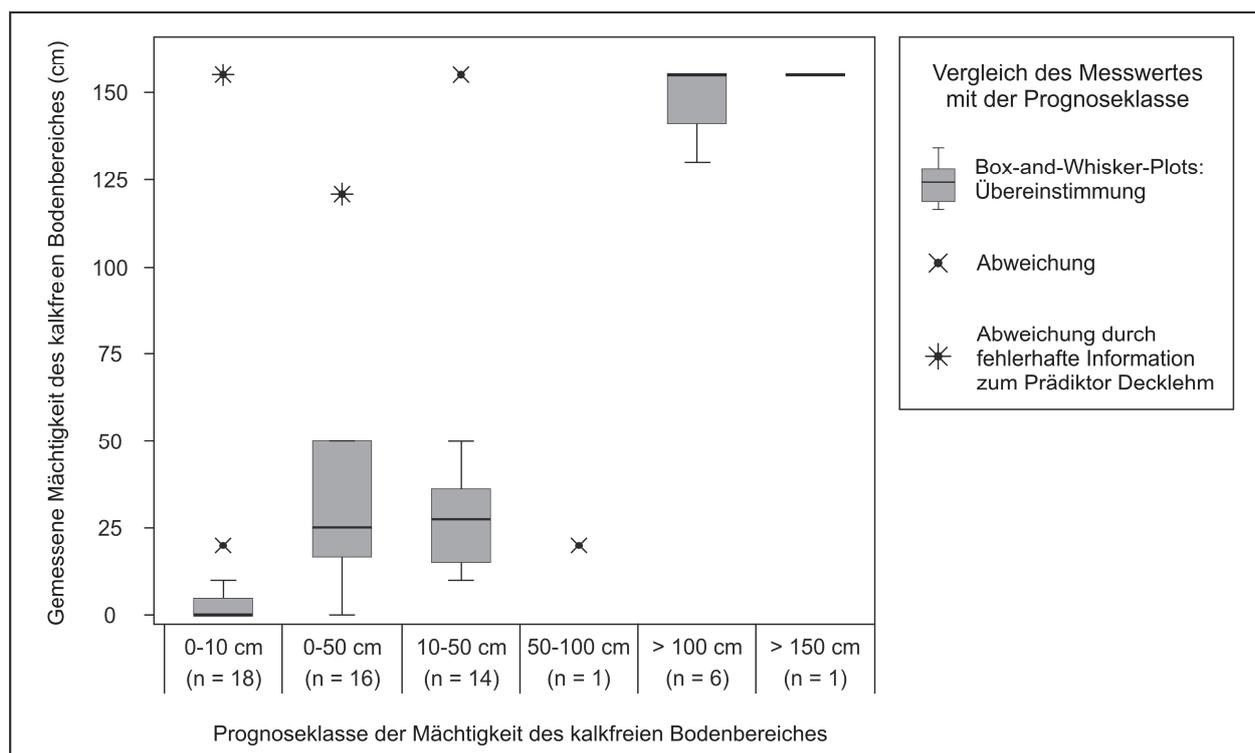


Abb. 21: Validierung des Prognosemodells zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches: Box-and-Whisker-Plots der gemessenen Werte von 56 Standorten, differenziert nach den Prognoseklassen. Entkalkungstiefen > 150 cm wird der Wert 155 cm zugewiesen. Werte von 50-100 cm Entkalkungstiefe sind im Validierungsdatensatz nur mit einem Fall vertreten, weil diese Entkalkungstiefen im Kanton Basel-Landschaft nur selten vorkommen.

Insgesamt entfallen 91 % der gemessenen Werte ($n = 51$) auf die prognostizierten Klassen, wobei zumeist bereits die primäre Prognoseklasse dem gemessenen Wert entspricht. Im prog-

nostizierten Wertebereich unter 50 cm (Prognoseklassen 0-10 cm, 0-50 cm und 10-50 cm) treten jedoch vereinzelt starke Abweichungen in Form einer Unterschätzung der Entkalkungstiefen auf. Grund dafür ist das vereinzelte Vorkommen sehr tief entkalkter Decklehme, die nicht kartiert sind und damit im Prädiktorendatensatz fehlen. Die starken Abweichungen von der prognostizierten Entkalkungstiefe sind also zumeist auf Diskrepanzen zwischen der Gesteinsinformation der geologischen Karten und dem tatsächlich bodenbildenden Ausgangsgestein zurückzuführen.

Auch die fehlerhafte Prognose für den Standort mit einer prognostizierten Entkalkungstiefe von 50-100 cm lässt sich auf die Datengrundlage zurückführen. Hier liegt die Unschärfe jedoch nicht im Gesteinstyp sondern in den Informationen zur pflanzensoziologischen Waldgesellschaft. So befindet sich dieser Standort im Grenzbereich zwischen den Arealen unterschiedlicher Waldgesellschaften, die eine schwach saure bzw. alkalische Bodenreaktion beschreiben. Aufgrund seiner räumlichen Lage im Randbereich des Areals einer schwach sauren Reaktionsstufe, ist eine für Decklehme typische Entkalkungstiefe von 50-100 cm prognostiziert worden. Bei diesem Standort handelt es sich jedoch um eine Fels-Rendzina, die nur einen sehr geringmächtigen Decklehmrest aufweist und aufgrund dessen eine für das angrenzende Areal mit alkalischer Reaktionsstufe typische Entkalkungstiefe von 10-50 cm hat.

Das Validierungsergebnis macht deutlich, dass das Modell sowohl im Wertebereich geringer (≤ 50 cm) als auch sehr hoher (> 100 cm) Entkalkungstiefen eine hohe Qualität aufweist und auftretende Abweichungen zumeist auf die Datengrundlagen zurückzuführen sind. Eine Beurteilung der Qualität für den prognostizierten Wertebereich mittlerer Entkalkungstiefen (50-100 cm) ist jedoch wegen der sehr geringen Stichprobenzahl nicht möglich.

5.3 Ergebnisse der Modellierung: Die Karte zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches

Die Prognosekarte für das gesamte Untersuchungsgebiet kann unter <http://www.phygeo.uni-hannover.de/karten.html> eingesehen werden. Der folgende Text gibt eine regionale Übersicht zur Karte und stellt die Ergebnisse anhand eines Beispielgebietes detailliert dar.

5.3.1 Regionale Übersicht

Die Bodenregionen Jura, Lösshügelland und Talböden zeichnen sich durch eine charakteristische Oberflächengestalt und das Vorkommen prägender Gesteinstypen aus. Dementsprechend differenziert sind die Mächtigkeiten des kalkfreien Bodenbereiches.

Die größten Entkalkungstiefen treten im Lösshügelland auf, dessen tertiäre Sedimente großflächig von quartären Schottern und Lössen überdeckt sind. Bildet Löss das Ausgangssubstrat, so sind die Böden im Allgemeinen mindestens bis in 100 cm Tiefe, teilweise bis weit über 150 cm Tiefe entkalkt. Dabei ist die Entkalkungstiefe aufgrund der langen Verwitterungszeit auf den ältesten, höchst gelegenen Ablagerungsniveaus am größten (> 200 cm). Dies trifft mehrheitlich auch auf Bereiche zu, welche die geologische Karte als Schotter ausweist, da die Schotterniveaus im Lösshügelland in der Regel lössbedeckt sind.

Ausschließlich im Grenzbereich zum Elsass treten aufgrund der vergleichsweise geringeren Niederschlagsmengen unter 750 mm/Jahr auch weniger tief entkalkte Lössen (50-100 cm) auf. Allerdings stößt hier die Prognose an Grenzen, da die Böden durch starke Erosion überprägt worden sind. So hat die Bodenerosion auf früher landwirtschaftlich genutzten Flächen ein kleinräumiges Muster unterschiedlich tief entkalkter Lössböden geschaffen, für die aufgrund der großen Heterogenität keine Prognose möglich ist. Verstärkt treten diese durch Erosion gekappten Lössböden auf den tieferen Niveaus (≤ 350 m NN) auf.

Im Gegensatz zum Lösshügelland dominieren im Jura geringe Entkalkungstiefen unter 50 cm (Abb. 22). Hat sich der Boden direkt im anstehenden Kalkgestein entwickelt, wie es insbesondere für Teile der Plateaus und Scheitelbereiche des Jura typisch ist, so liegt die Kalkgrenze zumeist bereits in 0-10 cm Tiefe. Im Vergleich dazu variiert die Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches in den Hangbereichen des Jura aufgrund der weitverbreiteten Deckschichten stärker. Während die Böden im Gehängeschutt zumeist bis nahe an die Oberfläche kalkhaltig sind (0-10 cm), weisen Gehängelehme in Abhängigkeit von ihrem Skelettgehalt und Verlehmungsgrad teilweise Entkalkungstiefen bis zu 100 cm auf. Dabei gibt es entsprechend ihres heterogenen Aufbaus große Spannweiten. Allgemein lässt sich aber festhalten, dass die Deckschichten in Steilhängen (> 32°) aufgrund ihres Skelettreichtums nur oberflächennah entkalkt sind (0-10 cm) und bei vergleichbaren Reliefverhältnissen der Anteil des verlehmtten Feinbodens und damit auch die Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches vom Ober- zum Unterhang zunimmt.

Kalkfreie Bodenbereiche bis in über 50 cm Tiefe lassen sich im Jura außerdem auf den Tafel-

jura-Hochflächen im Bereich der inselartig verbreiteten Decklehme finden. Ebenso wie bei den Lösslehmen im Lösshügelland liegt die Kalkgrenze der Decklehme in der Regel in einer Tiefe unterhalb von 50 cm. Die Entkalkungstiefe reicht jedoch zumeist nicht bis in Tiefen über 150 cm, da sich spätestens ab dieser Tiefe der kalkhaltige Untergrund bemerkbar macht.

Die Bodenregion der Talböden ist im Gebiet des Rheintales durch Kalk-Silikat-Schotter und in den Juratälern durch reine Kalkschotter gekennzeichnet. Dementsprechend dominieren in den Juratälern sehr geringe Entkalkungstiefen von 0-10 cm, während im nördlich gelegenen Rheintal die Kalkgrenze zumeist in Tiefenbereichen von 50-100 cm liegt.

Die Abbildung 22 gibt einen flächenbezogenen Überblick zur prognostizierten Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches (Prognoseklassen primärer Ausprägung) innerhalb der drei Bodenregionen. Waldflächen ohne Prognose sind ausgeklammert – sie werden im Kapitel 5.4 ausführlich behandelt.

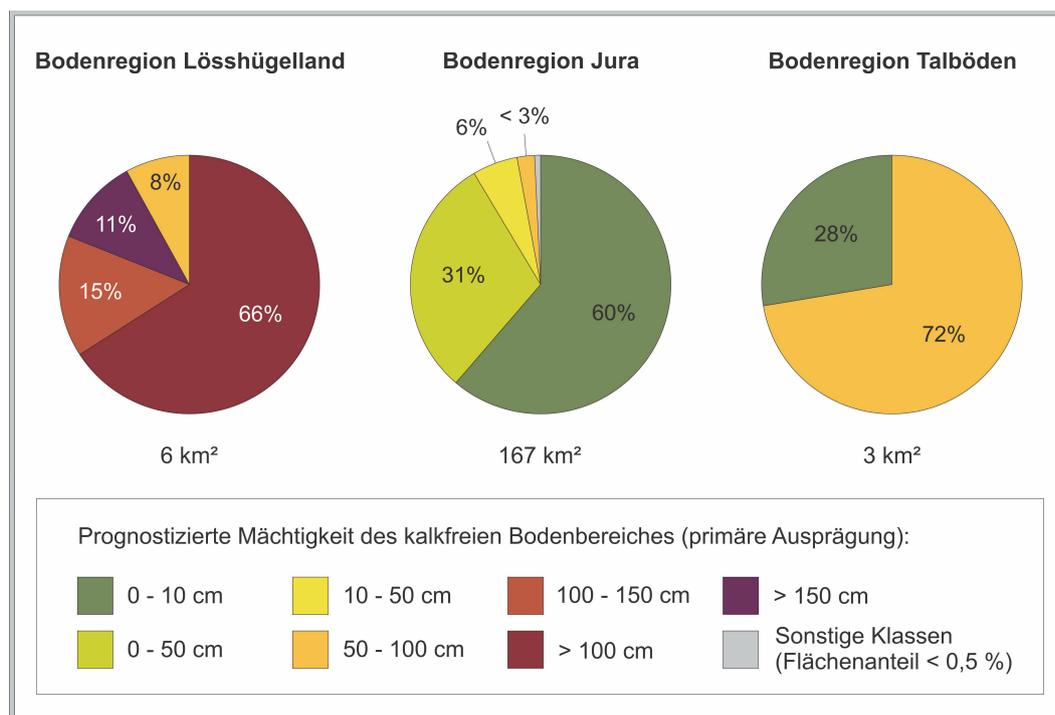


Abb. 22: Flächenstatistik zur prognostizierten Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches in den drei Bodenregionen.

Dargestellt sind die flächenbezogenen, prozentualen Anteile der primären Prognoseklassen an der prognostizierbaren Waldfläche innerhalb der jeweiligen Bodenregion. Prognoseklassen mit einem Flächenanteil unter 0,5 % werden als „sonstige Klassen“ zusammengefasst.

5.3.2 Detailbetrachtung anhand eines Beispielgebietes im Tafeljura

Der Kartenausschnitt aus dem Gebiet zwischen Ramlinsburg, Itingen und Zunzgen veranschaulicht das typische Verteilungsmuster der Prognosewerte im Tafeljura (Abb. 23). Insgesamt zeigt sich in den Hangbereichen eine Dominanz geringer Entkalkungstiefen unter 50 cm, während insbesondere auf den Tafeljura-Hochflächen kleinräumig auch tiefer entkalkte Böden auftreten. Dabei handelt es sich um die inselartig verbreiteten Decklehme, die mehrheitlich bis in 50-100 cm und maximal bis in 150 cm Tiefe entkalkt sind. Treten keine Decklehme auf, so sind auch die Böden auf den Plateaus lediglich bis in eine Tiefe von 50 cm entkalkt. Dies ist beispielsweise im nördlichen Plateaubereich der Zunzgerhard der Fall. Hier haben sich die Böden auf kalkhaltiger Juranagelfluh entwickelt, die auf den Tafeljuraplateaus südlich der Ergolz weit verbreitet ist. Die untersuchten Standorte weisen eine Wechsellagerung aus wenig verfestigtem Konglomerat und Mergel auf und sind maximal bis in Tiefen von 50 cm entkalkt.

Im Gegensatz zu den Plateaus zeigen die Tafeljurahänge aufgrund ihrer Reliefenergie und ihrer heterogenen Oberflächenstruktur ein kleinräumig stärker differenziertes Verteilungsmuster der Prognosewerte. Während großflächig Entkalkungstiefen bis zu 50 cm dominieren, treten in einzelnen Reliefstufen ausschließlich sehr geringe Entkalkungstiefen von 0-10 cm auf. Dies trifft zum Beispiel auf die konvex geformten Hangbereiche zu, auf denen sich infolge fehlender Überdeckung oder durch Abtragsprozesse ausschließlich flachgründige Rendzinen entwickeln konnten (z. B. Flurname Winterholde). Auch innerhalb der Steilhänge sind die Böden nur oberflächennah entkalkt, da hier skelettreiche Gehängeschuttdecken entstanden sind (z. B. östlich von Landschachen).

Die Entkalkungstiefe in weniger stark geneigten (Neigung $\leq 32^\circ$), einheitlich geformten Hängen wird maßgeblich vom Ausgangsgestein bestimmt. Haben sich die Böden zum Beispiel auf Tonmergeln entwickelt, so beträgt die prognostizierte Entkalkungstiefe grundsätzlich 0-50 cm (z. B. Hangbereich östlich von Ramlinsburg). Eine stärker differenzierte Prognose ist aufgrund des heterogenen Gesteinsaufbaus nicht möglich.

Stehen im Untergrund hingegen Kalke an, so haben sich in der Regel unterschiedlich stark entkalkte Gehängelehme ausgebildet, deren Entkalkungstiefe in Abhängigkeit von ihrer Hangposition variiert. So dominieren infolge der hangabwärts gerichteten Umlagerungsprozesse im Oberhang sehr geringe Entkalkungstiefen (0-10 cm), während im Unterhang eine höhere Heterogenität vorherrscht und häufiger auch Entkalkungstiefen bis maximal 50 cm vorkommen (z. B. westlich geneigter Hang bei Buechholden). Wegen des kleinräumigen Wechsels muss aber eine Gesamtklasse von 0-50 cm gebildet werden.

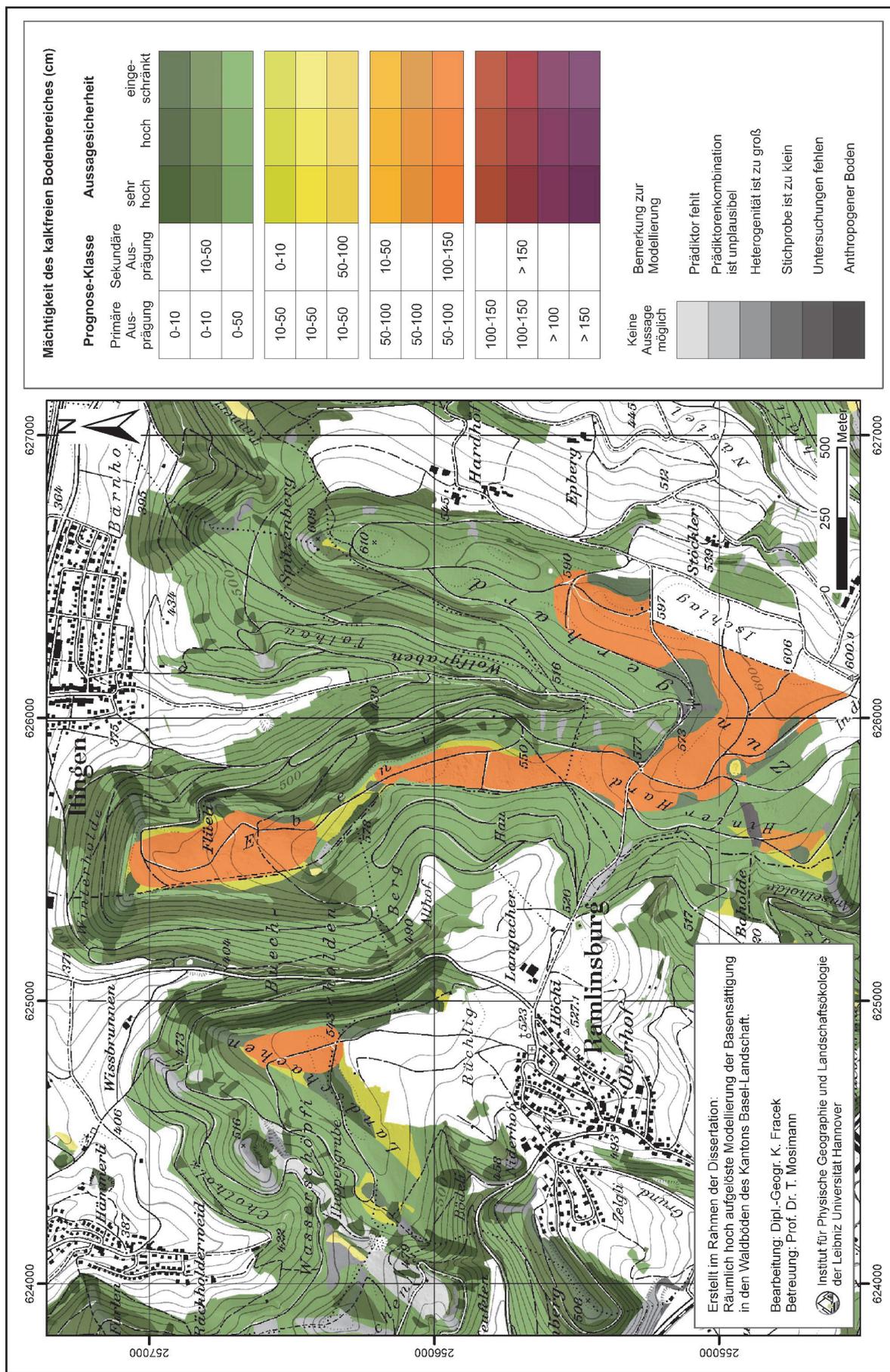


Abb. 23: Ausschnitt aus der Karte zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches im Gebiet zwischen Raminsburg, Itingen und Zunzgen (Tafeljura).

5.4 Grenzen des Prognosemodells zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches

Eine direkte Begrenzung erfährt das Modell dort, wo die Ausprägung der Bodeneigenschaft nicht prognostiziert werden kann. Dies trifft insgesamt auf rund 13 % der Waldfläche im Untersuchungsgebiet zu. Die Gründe für die Ausweisung von Flächen ohne Prognose sind vielfältig, wobei technische Aspekte überwiegen (Tab. 5). Fehlende oder unplausible Prädiktoren/-kombinationen stellen den Hauptgrund dar. Beispielsweise fehlen für einige Flächen die Informationen zur pflanzensoziologischen Waldgesellschaft. In anderen Gebieten weicht das bodenbildende Ausgangsgestein teilweise völlig von den Informationen der geologischen Karten ab, da die Deckschichten (Löss- und Decklehm, Gehängelehm und Gehängeschutt) nicht vollständig kartiert sind (MOSIMANN ET AL. 2011). Der Informationsgehalt einzelner Prädiktoren ist dementsprechend eingeschränkt. Aus inhaltlicher Sicht überwiegen gesteinspezifische Heterogenitäten. So kann zum Beispiel für den Gesteinstyp Mergel und Sandstein grundsätzlich keine Prognose zur Entkalkungstiefe gegeben werden, da innerhalb der stratigraphischen Einheit des Keuper auch kalkfreie oder nahezu kalkfreie Gesteine vorkommen. Im Lösshügelland besteht zudem in einzelnen Gebieten eine kleinräumige Variabilität der Entkalkungstiefe infolge der Kappung der Lössböden durch Bodenerosion.

Gründe für Flächen ohne Prognose		Prädiktorensituation ohne Prognosemöglichkeit mit größtem Flächenanteil
Inhaltliche Gründe	Heterogenität ist zu groß (5,37 %)	Gesteinstyp Mergel und Sandstein
	Anthropogener Boden (0,05 %)	Gesteinstyp Anthropogene Aufschüttung
Technische Gründe	Prädiktorenkombination ist unplausibel (5,11 %)	Schotterablagerungen in Jurahängen
	Prädiktor fehlt (1,31 %)	Information zur Waldgesellschaft
	Stichprobe ist zu klein (0,82 %)	Schotterablagerungen in Tiefenbereichen
	Untersuchungen fehlen (0,06 %)	Muldenbereiche auf Plateaus

Tab. 5: Übersicht zu den Gründen für die Ausweisung von Flächen ohne Prognose. Die Prozentangaben geben die Anteile an der gesamten Waldfläche wieder.

Neben dieser eingeschränkten Prognosemöglichkeit unterliegt das Modell zudem einer Begrenzung in Bezug auf die Genauigkeit der Prognose. Wie präzise das Prognosemodell an das Untersuchungsgebiet angepasst ist, wird anhand der Abbildung 24 deutlich. Insgesamt werden rund 85 % der im Kalibrierungsdatensatz enthaltenen Fälle ($n = 227$) in den Entscheidungsbäumen korrekt abgebildet, wobei in über 66 % der Fälle bereits eine Übereinstimmung in der primären Prognoseklasse vorliegt.

Die höchste Kalibrierungsgüte erreicht das Modell im Bereich sehr großer Entkalkungstiefen von über 100 cm (Prognoseklassen 100-150 cm, > 100 cm und > 150 cm). Dort entfallen zwischen 88 % und 100 % der Messwerte auf die prognostizierten Wertebereiche. Eine vergleichbare Situation herrscht bei sehr geringen Entkalkungstiefen von 0-10 cm vor. Dort liegt in knapp 85 % der Fälle eine Übereinstimmung vor, wobei die primäre Prognoseklasse den weitaus

größten Anteil (83 %) einnimmt. Im mittleren Wertebereich zwischen 10 cm und 100 cm weist das Modell die geringste Kalibrierungsgüte auf. Hier wird im schlechtesten Fall nur eine Übereinstimmung von 75 % erreicht (Prognoseklasse 50-100 cm).

Neben einer insgesamt hohen Annäherung an den Kalibrierungsdatensatz zeigt sich aber auch, dass in einzelnen Prognoseklassen häufig erst eine Übereinstimmung in der sekundären Prognoseklasse vorliegt. So sind z. B. bei der Prognoseklasse 10-50 cm, bei einer korrekten Abbildung von insgesamt 76 % der Stichprobe, rund 35 % auf die Übereinstimmung in der sekundären Prognoseklasse zurückzuführen. Und bei der Prognoseklasse 50-100 cm liegt der Anteil der Übereinstimmung mit 30 % von insgesamt 75 % in der sekundären Prognoseklasse. Begründet liegt dies in der kleinräumlichen Variabilität der Gehängelehme, deren Entkalkungstiefe aufgrund ihres heterogenen Aufbaus eine hohe Spannweite aufweist (Abb. 18). So ist die Genauigkeit der Prognose trotz großer Stichprobenumfänge innerhalb dieser Prognoseklassen eingeschränkt.

Die prinzipiellen Einschränkungen der Prognosemöglichkeit und -genauigkeit sind primär auf die Datengrundlagen (eingeschränkter Informationsgehalt der Prädiktoren) sowie auf die zum Teil große räumliche Heterogenität der Bodeneigenschaften (kleinräumige Variabilitäten innerhalb eines Gesteinstyps) zurückzuführen. Eine Optimierung der Prognose lässt sich dementsprechend nur durch die Verbesserung der Grunddaten erreichen.

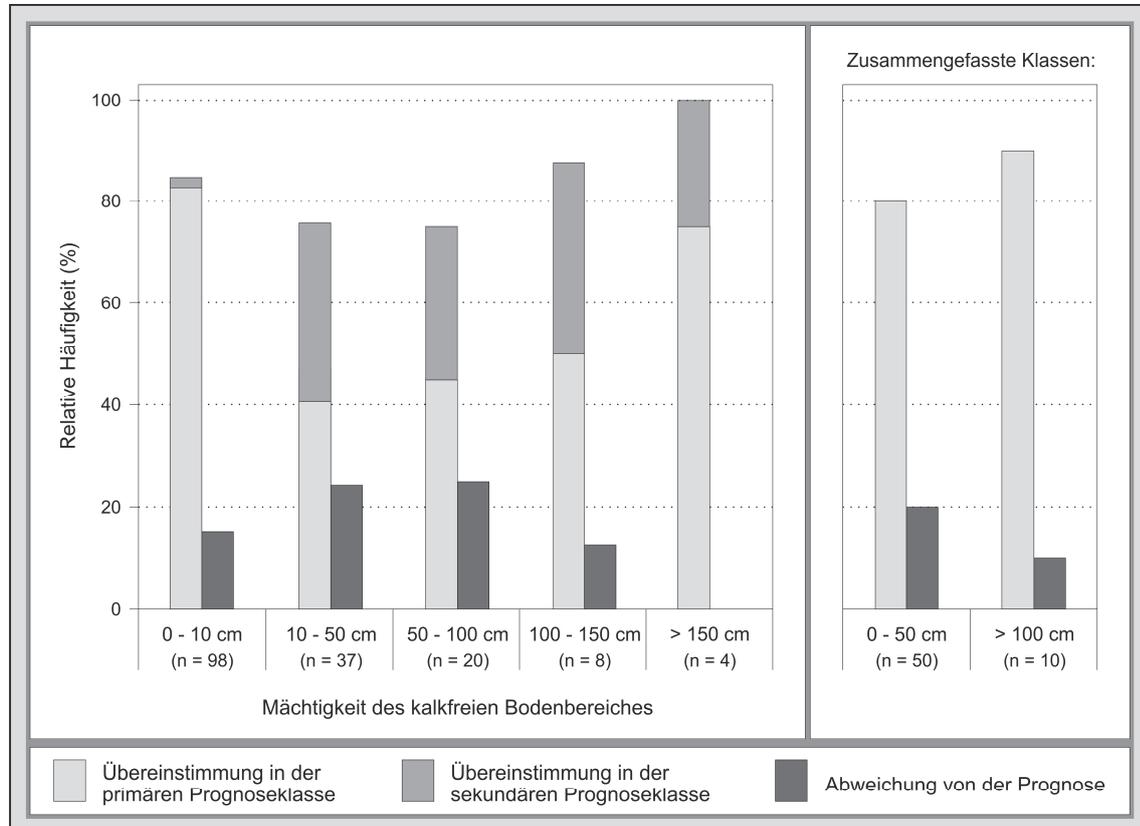


Abb. 24: Kalibrierungsgüte des Prognosemodells zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches: Vergleich der prognostizierten Klassen mit den Messwerten des Kalibrierungsdatensatzes. Fälle, die auf Flächen ohne Prognose entfallen, sind ausgeschlossen.

5.5 Fazit zum Prognosemodell der Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches im Hinblick auf die Modellierung der Basensättigung

Auf der Grundlage von acht Prädiktoren ist ein Prognosemodell zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft (Nordwestschweiz) entwickelt worden. Die Reliefgliederung und die Gesteinstypen erwiesen sich hierbei als bedeutendste Prädiktoren – insbesondere, um die im Jura weitverbreiteten Deckschichten bezüglich ihrer Entkalkungstiefe zu differenzieren.

Die Ergebniskarte der Modellierung liefert für 87 % der Waldfläche nachvollziehbare, kleinräumig differenzierte Informationen zur Ausprägung der Entkalkungstiefe. Das räumliche Verteilungsmuster der Prognosen spiegelt deutlich die unterschiedliche naturräumliche Ausstattung in den einzelnen Bodenregionen wider. Während beispielsweise die Böden im Lösshügelland in der Regel bis in Tiefen über 100 cm entkalkt sind, dominieren im Jura geringe Entkalkungstiefen von unter 50 cm. Kalkfreie Bodenbereiche von über 50 cm Mächtigkeit treten dort lediglich kleinräumig, insbesondere im Bereich der inselartig verbreiteten Decklehme auf den Tafeljura-Hochflächen auf.

Die Überprüfung der Modellergebnisse hat gezeigt, dass das Modell insgesamt eine hohe Kalibrierungsgüte aufweist und verlässliche Ergebnisse liefert. Rund 13 % der Waldfläche bleibt jedoch ohne Prognose. Dies ist hauptsächlich auf fehlende oder unplausible Prädiktoren/-kombinationen zurückzuführen. Durch eine Verbesserung der Grunddaten ließe sich die Prognose entsprechend optimieren.

Die gewonnenen Flächeninformationen zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches dienen als wichtige Grundlage für die Modellierung der Basensättigung. Dabei können folgende Zusammenhänge zwischen der Entkalkungstiefe und der Basensättigung hergestellt werden:

- Entkalkungstiefe 0-10 cm: Der **Ober- und Unterboden** ist vollständig basengesättigt, da die Feinerde in den definierten Tiefenstufen kalkhaltig ist.
- Entkalkungstiefe 10-50 cm: Der **Oberboden** ist sehr hoch bis vollständig basengesättigt (Kapitel 6.2.3), da die oberflächennahen Nährstoffreserven von der Waldvegetation in der Regel leicht erschlossen werden können (Basenpumpwirkung der Vegetation).
- Entkalkungstiefe 10-50 cm: Der **Unterboden** ist vollständig basengesättigt, da die Feinerde kalkhaltig ist.
- Entkalkungstiefen 50-100 cm und 100-150 cm: Unter vergleichbaren Standortbedingungen lässt sich im Allgemeinen mit zunehmender Tiefe der Kalkgrenze eine Abnahme der Basensättigung im **Ober- und Unterboden** erwarten (Kapitel 6.2.3).
- Entkalkungstiefen > 150 cm: Diese sind **nährstoffhaushaltlich nicht relevant**, da die Nährstoffreserven von der Waldvegetation in der Regel nicht mehr erschlossen werden können. Auch eine Beeinflussung des Ober- oder Unterbodens durch den kapillaren Aufstieg von basenreichem Bodenwasser ist unter den vorherrschenden humiden Klimaverhältnissen nicht zu erwarten.

6 Räumlich hoch aufgelöste Modellierung der Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft

6.1 Grundstruktur des Modells und Übersicht zu den verwendeten Prädiktoren

Die Entwicklung des Prognosemodells zur Basensättigung erfolgt nach der im Kapitel 3.4 vorgestellten Methodik. Für die drei Bodenregionen (Lösshügelland, Jura und Talböden) und die definierten Tiefenstufen (Ober- und Unterboden) entstehen individuelle Entscheidungsbäume. Ihre Entwicklung und Kalibrierung erfolgt wissenschaftsbasiert auf einer Stichprobengrundlage von 97 (Oberboden) bzw. 65 (Unterboden) punktbezogenen Datensätzen (Kapitel 3.4).

Auf Basis der zur Verfügung stehenden Daten- und Wissensbasis sind mithilfe umfangreicher empirisch-statistischer Analysen die für das Basensättigungs-Modell relevanten Prädiktoren ermittelt worden. Auf ihre jeweilige Prognosefähigkeit wird im Kapitel 6.2 näher eingegangen.

Tabelle 6 gibt eine Übersicht zu den im Basensättigungs-Modell verwendeten fünf Prädiktoren. Die Prädiktoren sind in der Abfragehierarchie nach ihrer grundsätzlichen Bedeutung für die Vorhersage der Basensättigung geordnet. Im Einzelnen kommt ihnen jedoch nicht in allen Entscheidungsbäumen die gleiche Bedeutung zu. So wird beispielsweise die Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches ausschließlich in den Entscheidungsbäumen der Bodenregionen Jura und Talböden verwendet. Der Prädiktor Azidität ist hingegen für das gesamte Prognosemodell von Bedeutung, da die Ausprägung der Basensättigung bei $\text{pH} > 5$ stets einheitlich hoch ist und die Basensättigung mit zunehmender Azidität insgesamt einer graduellen Abnahme unterliegt (Kapitel 4.3.3). Aufgrund dessen finden alle anderen Prädiktoren ausschließlich im pH-Bereich 3,5-5 Anwendung und werden stets mit dem Prädiktor Azidität (pH-Stufen 3,5-4 / 4-4,5 / 4,5-5) kombiniert. Aus Gründen der Übersichtlichkeit erfolgt die Ausweisung der pH-Klassen jedoch erst an den Endknoten der Entscheidungsbäume. Die einheitliche Prognose für $\text{pH} > 5$ tritt damit im Modell redundant auf (Kapitel 6.4). Neben der Azidität findet auch der Gesteinstyp in allen Entscheidungsbäumen als Prädiktor Anwendung, da dieser die substratspezifische Basenausstattung der versauerten Böden widerspiegelt (Kapitel 6.2.2). Abbildung 25 zeigt den prinzipiellen Aufbau des Basensättigungs-Modells anhand eines vereinfachten Ausschnittes.

Prädiktor	Bodenregion		
	Jura	Lösshügelland	Talböden
Azidität	X	X	X
Petrographische Gesteinstypen	X	X	X
Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches	X		X
Lageparameter (Lösshügelland)		X	
Waldbestand: Fichtenforst	X	X	

Tab. 6: Übersicht zu den für die Modellierung der Basensättigung verwendeten fünf Prädiktoren und ihrer jeweiligen Anwendung in den Entscheidungsbäumen der drei Bodenregionen.

Die Grundstruktur der Entscheidungsbäume orientiert sich an der hier dargestellten Reihenfolge. Allerdings erfolgt die Ausweisung der pH-Klassen aus Gründen der Übersichtlichkeit erst an den Endknoten der Entscheidungsbäume. Der Prädiktor Waldbestand findet ausschließlich im Teilmodell des Oberbodens Anwendung.

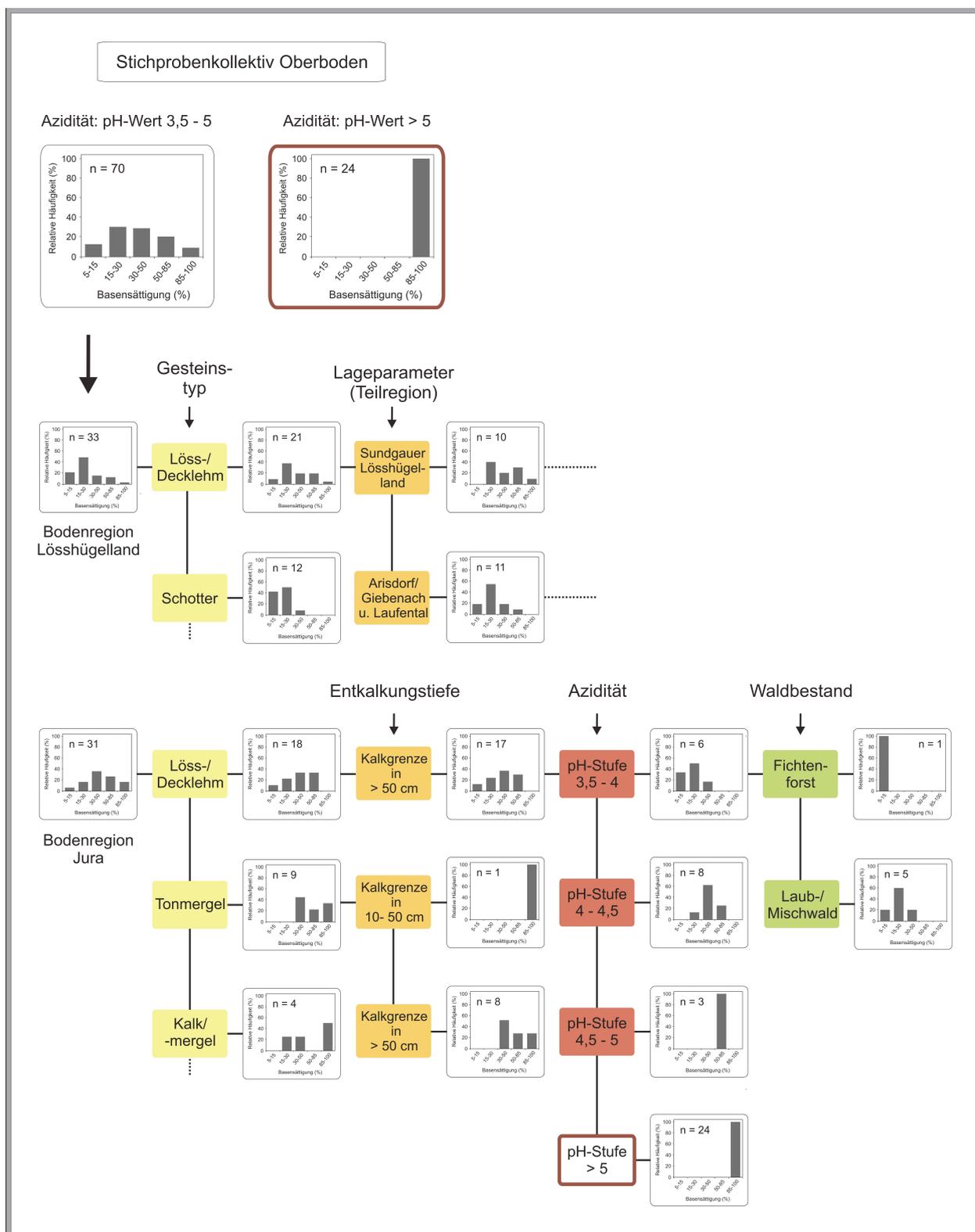


Abb. 25: Grundstruktur des Basensättigungs-Modells, dargestellt anhand eines vereinfachten Ausschnittes aus dem Teilmodell des Oberbodens.

Die Diagramme zeigen die Häufigkeitsverteilung der Basensättigungs-Klassen für die jeweilige Teilstichprobe. Die Prädiktoren Gesteinstyp, Lageparameter (Lösshügelland) bzw. Entkalkungstiefe (Jura und Talböden) und Waldbestand finden ausschließlich für den pH-Bereich zwischen pH 3,5-5 Anwendung und werden stets mit dem Prädiktor Azidität (pH-Stufen) kombiniert. Die einheitliche Prognose für pH > 5 tritt im Modell redundant auf. Im Teilmodell des Unterbodens entfällt der Prädiktor Waldbestand.

6.2 Die Prognosefähigkeit der einzelnen Prädiktoren

6.2.1 Azidität

Wie im Fazit zur Situation der Basensättigung (Kapitel 4.4) dargestellt, lässt sich anhand des pH-Wertes in einem gewissen Rahmen direkt auf die Basensättigung schließen. Der Prädiktor Azidität zeichnet sich somit durch eine insgesamt sehr hohe Prognosefähigkeit aus.

Tabelle 7 zeigt, dass die Basensättigung bei pH-Werten über 5 wie erwartet sowohl im Stichprobenkollektiv des Ober- als auch des Unterbodens stets bei 85-100 % liegt. Unterhalb dieses Schwellenwertes zeigt die Differenzierung nach den pH-Stufen (pH 3,5-4 / pH 4-4,5 / pH 4,5-5) eine graduelle Abnahme der Basensättigung. Wegen der dabei auftretenden Streuungen erweist sich eine alleinige Differenzierung nach der Azidität jedoch nicht als ausreichend genau. Für den im Stichprobenkollektiv vertretenen pH-Bereich zwischen pH 3,5-5 ist somit der Einbezug weiterer Prädiktoren nötig, um die Vorhersage der Basensättigung zu präzisieren.

Oberboden							Unterboden						
pH-Klasse	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt	pH-Klasse	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt
	5-15	15-30	30-50	50-85	85-100			5-15	15-30	30-50	50-85	85-100	
3,5 - 4	9 25,7%	16 45,7%	8 22,9%	1 2,9%	1 2,9%	35 100%	3,5 - 4	7 63,6%	3 27,3%	1 9,1%			11 100%
4 - 4,5		5 19,2%	12 46,2%	9 34,6%		26 100%	4 - 4,5	2 8,0%	3 12,0%	9 36,0%	10 40,0%	1 4,0%	25 100%
4,5 - 5				4 44,4%	5 55,6%	9 100%	4,5 - 5				6 60,0%	4 40,0%	10 100%
≥ 5					25 100,0%	25 100%	≥ 5					18 100,0%	18 100%
Gesamt	9 9,5%	21 22,1%	20 21,1%	14 14,7%	31 32,6%	95 100%	Gesamt	9 14,1%	6 9,4%	10 15,6%	16 25,0%	23 35,9%	64 100%

Tab. 7: Kreuztabellen zur Häufigkeitsverteilung des Stichprobenkollektives für die Modellierung der Basensättigung in Abhängigkeit von der pH-Klasse, getrennt nach Ober- und Unterboden.

Angegeben ist neben der absoluten Häufigkeit unter der jeweiligen Merkmalskombination die zeilenbezogene relative Häufigkeit.

6.2.2 Petrographische Gesteinstypen

Die substratdifferenzierte Untersuchung zur Situation der Basensättigung in den versauerten Waldböden des Kantons Basel-Landschaft hat gezeigt, dass typischerweise die Böden auf Löss/-lehm, Decklehm und Schotter tiefgründig versauert sind und darüber hinaus vereinzelt versauerte Gehängelehme auftreten. Innerhalb dieser Substrate zeigt sich die stärkste und tiefreichendste Basenverarmung in den durch eine hohe Auswaschungsrate gekennzeichneten älteren Schottern (jüngerer und älterer Deckenschotter) der hohen Ablagerungsniveaus (Kapitel 4.3). Um eine flächendifferenzierte Vorhersage der Basensättigung zu erreichen, ist es also von grundlegender Bedeutung, die ermittelte substratspezifische Basenausstattung auf die Modellenebene zu übertragen. Dies erfolgt mithilfe der Flächendaten zum petrographischen Gesteinstyp in Kombination mit einer grundsätzlichen Differenzierung nach der Bodenregion.

Abbildung 27 gibt eine Übersicht zur Situation der Basensättigung in Abhängigkeit von der pH-Stufe und dem Gesteinstyp. In komprimierter Form werden die Ausprägungen der Häufigkeitsverteilungen unter den verschiedenen Merkmalskombinationen wiedergegeben. Markiert sind die jeweils am häufigsten vertretenen Basensättigungs-Klassen bzw. die Ausprägungen vorkommender Einzelfälle gemäß Abbildung 26. Die dazugehörigen Grunddaten mit den quantitativen Angaben zu den Häufigkeitsverteilungen sind im Anhang hinterlegt (Anhang, A 4).

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass zwischen der Gesteinsinformation der geologischen Karten und dem bodenbildenden Ausgangsgestein teilweise starke Diskrepanzen bestehen, da die Deckschichten nicht vollständig kartiert sind (MOSIMANN ET AL. 2011). Vorhandene Deckschichten können daher durch die Polygoninformationen des Prädiktors Gesteinstyp nicht vollständig wiedergegeben werden. In der vorliegenden Stichprobe betrifft dies insbesondere die Gesteinstypen Kalk-/mergel und Tonmergel. Hier liegen versauerte Deckschichten (karbonatfreie Gehängelehme, Decklehm-Reste, Lössschleier) über dem Festgestein.

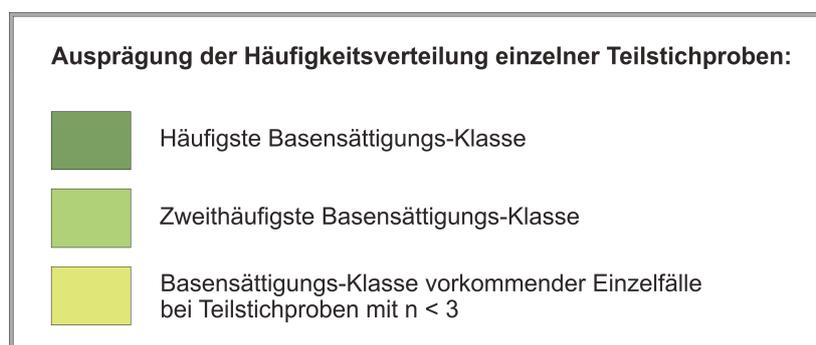


Abb. 26: Legende zur Ausprägung der Häufigkeitsverteilung einzelner Teilstichproben, die sich durch die Kombination der im Basensättigungs-Modell verwendeten Prädiktoren ergeben.

Die farblichen Markierungen spiegeln die Häufigkeitsverteilung unter der jeweiligen Merkmalskombination wider. Die am häufigsten vertretenen Basensättigungs-Klassen werden ausschließlich bei Teilstichproben mit mindestens drei Fällen ausgewiesen. Dabei entfällt die Angabe der zweithäufigsten Klasse, falls diese lediglich einen einzigen Fall repräsentiert.



Abb. 27: Übersicht zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen) und Gesteinstyp innerhalb der drei Bodenregionen, getrennt nach Ober- und Unterboden.

Die farblichen Markierungen spiegeln die zeilenbezogene Häufigkeitsverteilung unter der gegebenen Prädiktorenkombination gemäß Abb. 26 wider. Angegeben sind zudem die Häufigkeitsverteilungen für die einzelnen Gesteinstypen.

Da die Basensättigung in den versauerten Deckschichten durch den Gesteinsuntergrund beeinflusst wird (Kapitel 4.3), lassen sich trotz der zuvor angesprochenen Diskrepanzen deutliche Unterschiede in der Basenausstattung der petrographischen Gesteinstypen erkennen (Abb. 27). So zeigt sich zum Beispiel in der Bodenregion Jura, dass die versauerten Deckschichten über Tonmergel bei gleicher pH-Stufe tendenziell höher basengesättigt sind als die Böden der Vergleichsstichproben. Es handelt sich zumeist um Gehängelehme und sehr geringmächtige Decklehmreste, die in der Regel in gut 50-60 cm Tiefe auf den wasserstauenden Tonmergel treffen. Auf dem Gesteinstyp Löss-/Decklehm (Jura) ist die Versauerung hingegen deutlich tieferreichender. Die Decklehme (z. T. mit Komponenten umgelagerter Lösslehme) grenzen typischerweise erst unterhalb von rund einem Meter Tiefe an den anstehenden Festgesteinsuntergrund, so dass sie deutlich stärker und tiefgründiger basenverarmt sind. Die Basenausstattung der versauerten Deckschichten auf Kalk/Kalkmergel nimmt eine Zwischenstellung zwischen den mitunter stark basenverarmten Böden auf Löss-/Decklehm (Jura) und den tendenziell höher basengesättigten Deckschichten auf dem Gesteinsuntergrund Tonmergel ein.

Ebenso wie im Jura sind auch die Löss-/Decklehme im Lösshügelland tiefgründig und in Abhängigkeit von der pH-Stufe zum Teil stark basenverarmt. Die zu erwartenden Unterschiede zum Gesteinstyp Schotter sind jedoch relativ schwach ausgeprägt, da die Schotter im Lösshügelland häufig Deckschichten aus umgelagertem Lösslehm aufweisen, die durch den Prädiktor Gesteinstyp nicht wiedergegeben werden. Die gesteinspezifischen Unterschiede sind daher im Lösshügelland grundsätzlich nivelliert. Dennoch zeigt sich, dass die Basensättigung in den Böden des Gesteinstyps Schotter bei vergleichbarer pH-Stufe stets im unteren Wertespektrum der Löss-/Decklehme liegt. Diese Tendenz erscheint vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Substratzusammensetzung plausibel, da die in der Teilstichprobe enthaltenen „reinen“ Schotterböden einer stärkeren Nährstoffauswaschung unterliegen. Bei substratdifferenzierter Betrachtung bestätigt sich, dass bei den „reinen“ Schottern innerhalb der pH-Klasse 3,5-4 im Oberboden häufiger kritische Basensättigungen auftreten als in den aufgelagerten Lösslehm, die eine Dominanz in der Basensättigungs-Klasse 15-30 % aufweisen (Anhang, A 5). Eine Übertragung dieser Ergebnisse auf die Modellebene ist mithilfe des Gesteinstyps jedoch nicht möglich. Grundsätzlich dominieren auf dem Gesteinstyp Schotter im Lösshügelland aber aufgelagerte Lösslehme, so dass „reine“ Schotterböden flächenmäßig von untergeordneter Bedeutung sind. Im Unterboden, wo es auch in den aufgelagerten Lösslehm zum Übergang in den „reinen“ Schotter kommt, ist die Stichprobe wegen der erschwerten Probenahme ungenügend groß, um detaillierte Aussagen zur Basenausstattung machen zu können. Es deutet sich aber an, dass die Unterböden wegen der hohen Auswaschungsrate generell stark basenverarmt sind.

Bei den Schottern in der Bodenregion Talböden handelt es sich um Rhein-Niederterrassenschotter, die im Vergleich zu den älteren Schottern der hohen Ablagerungsniveaus (Schotter im Lösshügelland) im Oberboden weniger stark basenverarmt sind. Dies lässt sich insbesondere darauf zurückführen, dass in rund 50-100 cm Tiefe der unverwitterte Kalk-Silikat-Schotter ansteht, dessen Nährstoffreserven von der Waldvegetation erschlossen werden können (Basenpumpwirkung). Auf die Basensättigung im versauerten Unterboden wirkt sich dieser kalkhaltige Bodenbereich aufgrund der hohen Durchlässigkeit jedoch nicht modifizierend aus.

6.2.3 Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches

Wie im Kapitel 5.5 dargestellt, wirkt sich die Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches direkt auf die Ausprägung der Basensättigung im Ober- und Unterboden aus. Ist der kalkfreie Bodenbereich weniger als 50 cm mächtig, so sind die Böden generell höchstens oberflächennah versauert und dabei in der Regel sehr hoch basengesättigt, da die Nährstoffreserven durch das Wurzelwerk der Waldvegetation leicht erschlossen werden können. Mit größer werdender Entkalkungstiefe ist die Nährstofferschließung zunehmend eingeschränkt, so dass mit einer tendenziellen Abnahme der Basensättigung im versauerten Bodenbereich zu rechnen ist. Neben der Basenpumpwirkung der Waldvegetation spielt dabei der Bodenwasserhaushalt eine entscheidende Rolle, da es in Phasen der Wassersättigung zu einer aufwärts gerichteten Diffusion basischer Kationen kommen kann oder eine direkte Aufbasung durch nährstoffreiches Bodenwasser stattfindet (WALTHER ET AL. 2004). Aufgrund dessen lässt sich innerhalb der einzelnen pH-Stufen, insbesondere zwischen den Entkalkungstiefe-Klassen 50-100 cm und > 100 cm bzw. > 150 cm, ein markanter Unterschied der Basensättigung erwarten.

Abbildung 28 gibt eine Übersicht zur Situation der Basensättigung in Abhängigkeit von der pH-Stufe und der Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches. Die dazugehörigen Grunddaten mit den quantitativen Angaben zu den Häufigkeitsverteilungen sind im Anhang hinterlegt (Anhang, A 6). Es bestätigt sich, dass die Basensättigung in den versauerten Oberböden bei geringen Entkalkungstiefen von 10-50 cm generell sehr hoch ist (85-100 %). Mit zunehmender Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches kommt es innerhalb der jeweiligen pH-Klassen sowohl im Ober- als auch im Unterboden zu einer Abnahme der Basensättigung. So liegt beispielsweise in der pH-Klasse 3,5-4 das Häufigkeitsmaximum bei Entkalkungstiefen von 50-100 cm stets in einer höheren Basensättigungs-Klasse als bei tiefer liegender Kalkgrenze (Entkalkungstiefen von 100-150 cm, > 100 cm und > 150 cm). In der pH-Stufe 4-4,5 sind die Unterschiede weniger markant ausgeprägt, tendenziell treten aber auch hier bei hoch liegender Kalkgrenze (50-100 cm) vergleichsweise häufiger höhere Basensättigungen auf als bei sehr großen Entkalkungstiefen (> 100 cm bzw. > 150 cm). In der pH-Stufe 4,5-5 lässt sich anhand der vorkommenden Einzelfälle eine Nivellierung auf einem einheitlich hohen Niveau von über 50 % Basensättigung erkennen (Abb. 28).

Um zu überprüfen, in wieweit sich die Entkalkungstiefe auf die Situation der Basensättigung bei den verschiedenen Gesteinstypen auswirkt, wird der Prädiktor Entkalkungstiefe mit dem Gesteinstyp kombiniert. In der Bodenregion Lösshügelland bleibt ein Vergleich der Basensättigung bei unterschiedlicher Entkalkungstiefe im Oberboden auf den Gesteinstyp Schotter beschränkt. In der pH-Klasse 3,5-4 gibt es einen Fall mit hochliegender Kalkgrenze (50-100 cm) und mehrere Fälle mit einer Entkalkungstiefe von > 150 cm (n = 10). Im Fall der hoch liegenden Kalkgrenze ist die Basensättigung mit 30-50 % deutlich höher als in der Vergleichsstichprobe, in der gleichermaßen Werte von 5-15 % und 15-30 % auftreten (Tab. 8). Bei nähergehender Betrachtung zeigt sich allerdings, dass der Unterschied nicht sehr stark ausgeprägt ist, da die Basensättigung bei hoch liegender Kalkgrenze (50-100 cm) mit 30 % genau auf die Klassengrenze entfällt. Dennoch bleibt die Tendenz höherer Basensättigung bei hoch liegender Kalkgrenze er-

halten. Da es sich aber um einen Einzelfall handelt und weitergehende Untersuchungen zeigen, dass das Auftreten kritischer Basensättigungswerte bei Entkalkungstiefen von > 150 cm zum Teil auf den Waldbestand zurückzuführen ist (Kapitel 6.2.4), erscheint dieses Ergebnis nicht ausreichend gesichert, um es für die räumliche Vorhersage der Basensättigung zu verwenden.

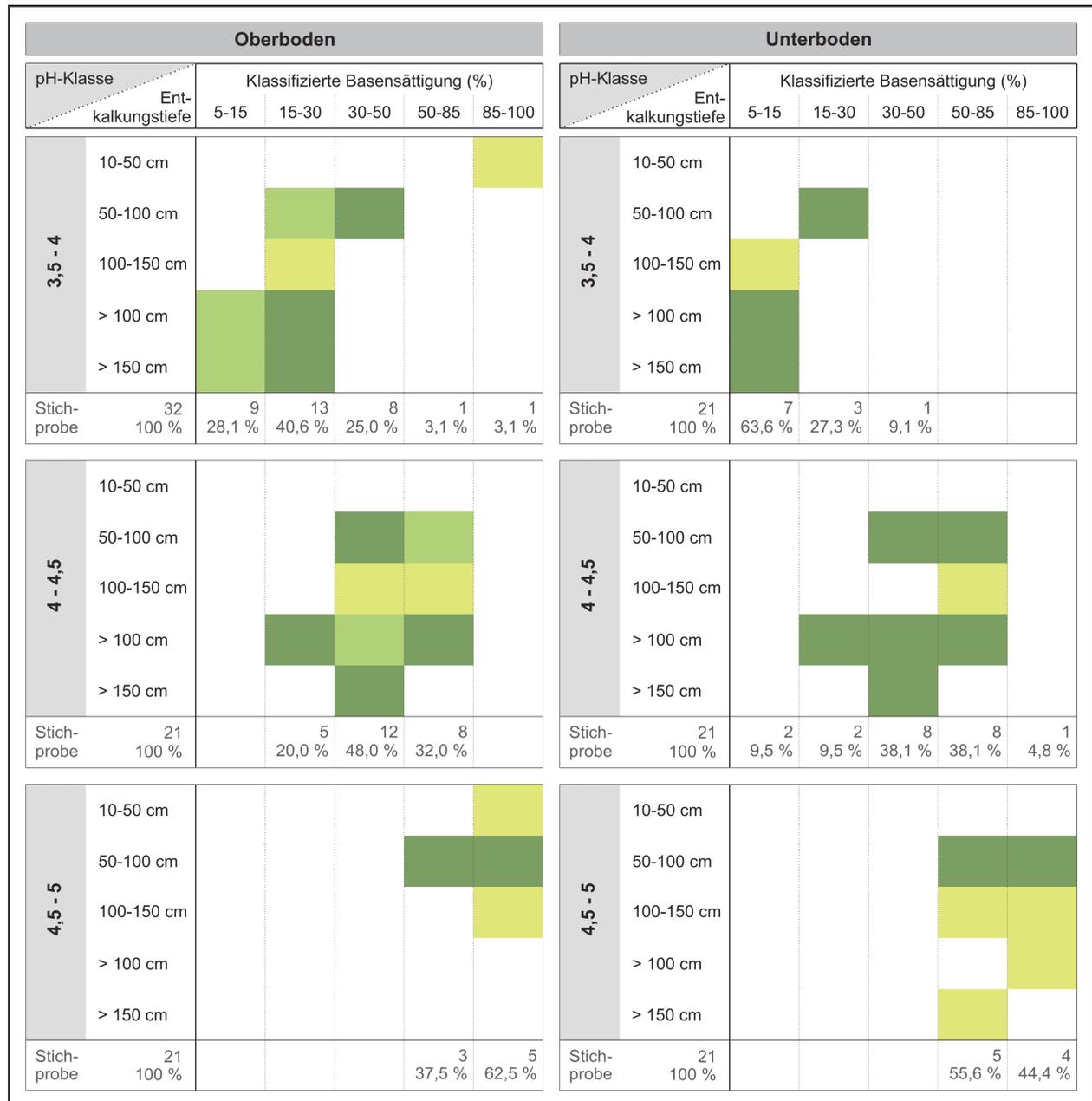


Abb. 28: Übersicht zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen) und Entkalkungstiefe, getrennt nach Ober- und Unterboden. Die farblichen Markierungen spiegeln die zeilenbezogene Häufigkeitsverteilung unter der gegebenen Prädiktorenkombination gemäß Abb. 26 wider. Angegeben sind zudem die Häufigkeitsverteilungen ohne Differenzierung nach der Entkalkungstiefe.

Gesteinstyp Schotter (Bodenregion Lösshügelland)		Oberboden						
		pH-Klasse Entkalkungstiefe	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt
			5-15	15-30	30-50	50-85	85-100	
3,5 - 4	50-100 cm			1			1 100 %	
	> 150 cm	5 50,0 %	5 50,0 %				10 100 %	
4-4,5	> 150 cm		1 100 %				1 100 %	
Gesamt		5 45,5 %	6 54,5 %	1 9,1 %			12 100 %	

Tab. 8: Kreuztabelle zur Situation der Basensättigung im Oberboden unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufe) und Entkalkungstiefe für den Gesteinstyp Schotter im Lösshügelland.

Angegeben ist neben der absoluten Häufigkeit unter der jeweiligen Merkmalskombination die zeilenbezogene relative Häufigkeit. Farbliche Markierungen werden im Text erläutert.

Im Unterboden bleibt ein Vergleich in der Bodenregion Lösshügelland auf den Gesteinstyp Löss-/Decklehm in der pH-Klasse 4,5-5 beschränkt. Eine Beeinflussung durch die Entkalkungstiefe lässt sich jedoch nicht verzeichnen. Die Basensättigung schwankt im Stichprobenkollektiv ($n = 3$) trotz unterschiedlicher Entkalkungstiefe bei vergleichbarem pH-Wert (pH 4,5 - 4,6) nur minimal zwischen 81 % - 86 %. Dieses Ergebnis erscheint plausibel, da es bei Lössen im Laufe der Bodenentwicklung nach tiefgründiger Entkalkung typischerweise zur Ausbildung von Stauwasserhorizonten kommt, die eine Basenverarmung ebenso hemmen können wie kalkhaltige Bodenbereiche.

Auch in den Bodenregionen Jura und Talböden lässt sich bei Entkalkungstiefen von über 50 cm kein ausgeprägter Einfluss auf die Basensättigung verzeichnen. So weisen die Kalk-Silikat-Schotter der Talböden stets einheitliche Entkalkungstiefen von 50-100 cm auf. Im Jura sind Vergleiche dadurch eingeschränkt, dass große Entkalkungstiefen von > 100 cm oder > 150 cm nur sehr vereinzelt auftreten (Anhang, A 7).

Der Einfluss der Entkalkungstiefe auf die Basensättigung im Wertespektrum über 50 cm (Abb. 28) wird durch Differenzierung in die drei Bodenregionen und die Gesteinstypen erfasst. In den Bodenregionen Jura und Talböden dominieren bei pH-Werten unter pH 5 Entkalkungstiefen von 50-100 cm, während im Lösshügelland zumeist Entkalkungstiefen von > 100 cm bzw. > 150 cm vorherrschen, bei denen die Basensättigung häufig tiefer liegt.

6.2.4 Waldbestand

Der Waldbestand beeinflusst sowohl die Säurebelastung als auch die Nachlieferung von basischen Kationen im Rahmen der Streuzersetzung. Im Vergleich zu Laub- und Mischwäldern sind die Böden in reinen Nadelwaldbeständen wegen der größeren Interzeptionsrate (großer Blattflächenindex und ganzjährige Belaubung) einem erhöhten Versauerungsdruck ausgesetzt (VEERHOFF ET AL. 1996). Außerdem ist Nadelstreu generell schwerer zersetzbar als Laubstreu, so dass der Abbau der organischen Ausgangssubstanz gehemmt ist, die Nährstoffe im Auflagehumus festgelegt werden und vermehrt organische Säuren entstehen. Besonders stark ausgeprägt ist dieser Prozess in reinen Fichtenbeständen, da die Fichtenstreu durch Gerbstoffe und Wachse stark imprägniert und generell sehr basenarm ist. Unter reiner Fichtenbestockung kann es daher zu einer markanten pH-Depression bis in Tiefen von über 50 cm kommen (REHFUESS 1990). Im Unterboden sind die Auswirkungen jedoch deutlich abgeschwächt (MOSIMANN 2011). Im Jahr 2008 wurde dieser Effekt an 40 Waldstandorten im Kanton Basel-Landschaft untersucht (SCHUTT 2009). Es zeigte sich, dass das Ausmaß der zusätzlichen Versauerung durch Fichtenreinbestände von der Dichte und dem Alter des Bestandes abhängt und entscheidend vom Niveau der natürlichen Versauerung bestimmt wird. So sind in schwach bis mäßig sauren Oberböden des Untersuchungsgebietes je nach Gestein und Substrat pH-Wert-Erniedrigungen von 0,5 bis 1,0 pH-Einheiten festgestellt worden, während die zusätzliche Versauerung in stark sauren Böden ($\text{pH} < 5$) maximal 0,5 pH-Einheiten erreicht (MOSIMANN 2011). Für eine fortschreitende Erniedrigung des pH-Wertes ist aufgrund seiner negativen logarithmischen Skalierung ein immer größerer Protoneninput notwendig. Insbesondere in sehr stark sauren Böden ($\text{pH} < 4$) lässt sich das Ausmaß einer zusätzlichen Versauerung daher nur eingeschränkt anhand des pH-Wertes ermitteln. Es wird jedoch anhand einer vergleichsweise reduzierten Basensättigung offenkundig. Abbildung 29 zeigt, dass die Basensättigung im Oberboden innerhalb der pH-Klasse 3,5-4 im Fichtenforst zumeist im kritischen Bereich liegt, während in den Laub-/Mischwaldbeständen das Häufigkeitsmaximum auf die Basensättigungs-Klasse 15-30 % entfällt. In den übrigen pH-Klassen lässt sich anhand der zur Verfügung stehenden Stichprobengrundlage kein Einfluss durch die Fichtenbestockung verzeichnen. Ein Einbezug des Waldbestandes als Prädiktor bleibt dementsprechend auf die pH-Klasse 3,5-4 beschränkt. Insbesondere hier erweist sich dieser Prädiktor aber als sehr bedeutsam, um Flächen, auf denen die Aluminium-Konzentration möglicherweise ein für die Pflanzen toxisches Maß erreicht, ausweisen zu können.

Eine ausgeprägte Reduktion der Basensättigung durch Tannenbestände konnte im Kanton Basel-Landschaft nicht festgestellt werden. Zwar ist die Säurebelastung durch die erhöhte Interzeptionsrate von Nadelbäumen auch in Tannenbeständen grundsätzlich höher, die Tanne liefert jedoch eine leichter zersetzbare und nährstoffreiche Streu (REHFUESS 1990), so dass die Nährstoffnachlieferung im Vergleich zur Fichte nicht gehemmt ist.

Mit zunehmender Bodentiefe verliert der Waldbestand als Einflussfaktor an Bedeutung. Eine ausgeprägte Modifikation der Basensättigung durch eine Fichtenreinbestockung lässt sich deshalb im Unterboden nicht mehr verzeichnen.

Oberboden						Unterboden									
pH-Klasse	Waldbestand	Klassifizierte Basensättigung (%)					pH-Klasse	Waldbestand	Klassifizierte Basensättigung (%)						
		5-15	15-30	30-50	50-85	85-100			5-15	15-30	30-50	50-85	85-100		
3,5 - 4	Laub- und Mischwald														
	Fichtenforst														
	Tannenwald														
Stichprobe	34 100 %	9 26,5 %	16 47,1 %	8 23,5 %	1 2,9 %	11 100 %	7 63,6 %	3 27,3 %	1 9,1 %						
4 - 4,5	Laub- und Mischwald														
	Fichtenforst														
	Tannenwald														
Stichprobe	26 100 %		5 19,2 %	12 46,1 %	9 37,5 %	25 100 %	2 8,0 %	3 12,0 %	9 36,0 %	10 40,0 %	1 4,0 %				
4,5 - 5	Laub- und Mischwald														
	Fichtenforst														
	Tannenwald														
Stichprobe	9 100 %				4 44,4 %	5 55,6 %	10 100 %				6 60,0 %	4 40,0 %			

Abb. 29: Übersicht zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen) und Waldbestand, getrennt nach Ober- und Unterboden.

Die farblichen Markierungen spiegeln die zeilenbezogene Häufigkeitsverteilung unter der gegebenen Prädiktorenkombination gemäß Abb. 26 wider. Angegeben sind zudem die Häufigkeitsverteilungen ohne Differenzierung nach dem Waldbestand. Die Grunddaten mit allen quantitativen Angaben zu den Häufigkeitsverteilungen sind im Anhang hinterlegt (Anhang, A 8).

Bei der Kombination des Prädiktors Waldbestand mit den Gesteinsinformationen wird ersichtlich, dass die für die pH-Klasse 3,5-4 ermittelte Modifikation der Basensättigung (im Oberboden) durch Fichtenforste auf die Gesteinstypen Löss-/Decklehm und Schotter (Bodenregionen Lösshügelland und Jura) beschränkt ist (Anhang, A 9 und A 10). Mit dem Wissen, dass die Schotterniveaus im Lösshügelland in der Regel aufgelagerte Lössdecken aufweisen, ist es deshalb erforderlich, die beiden Gesteinstypen unter Berücksichtigung des bodenbildenden Substrates für die Quantifizierung des Prädiktors zusammenzufassen. Abbildung 30 zeigt, dass die ermittelte Modifikation ausschließlich (umgelagerte) Löss-/Decklehme betrifft. Bei diesen Substraten ist die Basensättigung durch die Fichtenreinbestockung deutlich reduziert. In knapp 67 % der Fälle ($n = 6$) liegt die Basensättigung im kritischen Bereich, während das Häufigkeitsmaximum in der Vergleichsstichprobe auf die Basensättigungs-Klasse 15-30 % entfällt (zu 60 %).

Der Waldbestand erweist sich somit als wichtiger Prädiktor, um die Vorhersage der Basensättigung im Oberboden der versauerten Löss-/Decklehm-Substrate (pH-Stufe 3,5-4) zu präzisieren.

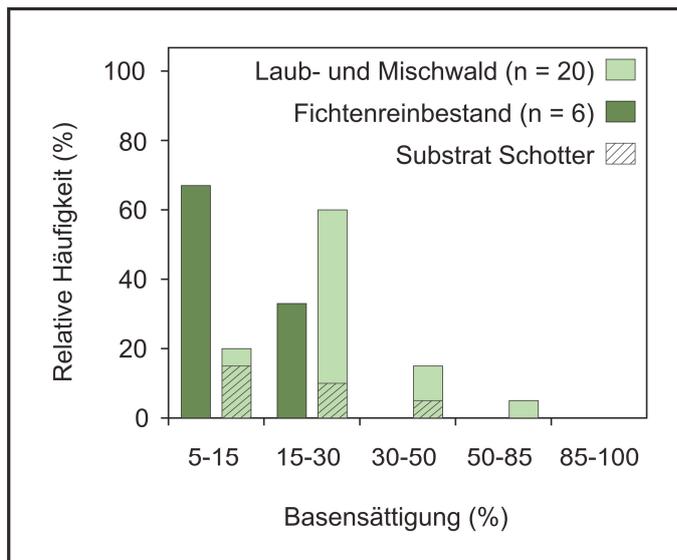


Abb. 30: Einfluss des Waldbestandes auf die Häufigkeitsverteilung der Basensättigung im Oberboden in der pH-Klasse 3,5-4 auf den Gesteinstypen Löss-/Decklehm (Bodenregionen Lösshügelland und Jura) und Schotter (Bodenregionen Lösshügelland) unter Berücksichtigung des bodenbildenden Substrates.

Das Stichprobenkollektiv der Fichtenforste ($n = 6$) umfasst ausschließlich Löss-/Decklehm-Substrate. Die Basensättigung ist in diesen Fällen häufig niedriger als in Laub- und Mischwaldbeständen.

6.2.5 Lageparameter in der Bodenregion Lösshügelland

Die Bodenregion Lösshügelland umfasst drei Teilgebiete: Das Sundgauer Lösshügelland am Rand des Rheingrabens, das Laufener Becken im Lee des Blauens und das Lösshügelland im Gebiet Arisdorf/Giebenach (Kapitel 2.3: Abb. 1). Im Sundgauer Lösshügelland sind die Niederschlagsmengen mit etwa 750-800 mm/Jahr deutlich geringer als in Arisdorf/Giebenach und im Laufental (900-1000 mm/Jahr bzw. 950-1100 mm/Jahr) (MOSIMANN 1985). Außerdem sind die Lössablagerungen auf den höheren Niveaus (Arisdorf/Giebenach und Laufental) tendenziell älter als in unmittelbarer Rheintalnähe. Diese räumliche Differenzierung lässt eine Abnahme der Basensättigung vom rheinnahen Sundgauer Hügelland in Richtung Jura erwarten. Die räumliche Ordnung des Stichprobenkollektives bestätigt diese Annahme (Abb. 31). Die Basensättigung in den pH-Klassen 3,5-4 und 4-4,5 liegt sowohl im Ober- als auch im Unterboden bei den Fällen aus dem Sundgauer Lösshügelland tendenziell höher als in den Lössausläufern im Jura (Gesteinstyp Löss-/Decklehm). Um eine Überprägung durch den Waldbestand auszuschließen, sind im Oberboden die Fichtenforste aus der Untersuchung ausgeklammert worden. Im Oberboden der pH-Klasse 3,5-4 entfallen die Häufigkeitsmaxima zwar in beiden Teilstichproben auf dieselbe Basensättigungs-Klasse (15-30 %), im Sundgauer Lösshügelland treten zudem

aber auch höher basengesättigte Böden auf (30-50 % und 50-85 % Basensättigung), während in der Vergleichsstichprobe auch ein Fall mit kritischer Basensättigung (5-15 %) vorliegt. Im Oberboden der pH-Stufe 4-4,5 kommen die Unterschiede bereits anhand der Häufigkeitsmaxima zum Ausdruck. So zeigt sich im Sundgauer Lösshügelland eine Dominanz in der Klasse 50-85 %-iger Basensättigung, während die Löss-/Lösslehme in den Regionen Laufental bzw. Arisdorf/Giebenach häufig stärker basenverarmt sind. Das Häufigkeitsmaximum der Basensättigung liegt dort bei 15-30 % - allerdings zumeist im Bereich der oberen Klassengrenze.

Auch im Unterboden lassen sich in den pH-Stufen 3,5-4 und 4-4,5 Unterschiede bei der Basenausstattung verzeichnen. Die Fälle in der pH-Klasse 3,5-4 weisen bei exakt gleichen pH-Werten (pH 3,9) im Sundgauer Lösshügelland ausschließlich Basensättigungswerte über 10 % auf, während die Werte in der Vergleichsstichprobe stets unterhalb von 10 % liegen. In der pH-Klasse 4-4,5 sind die Unterschiede wegen der weiten Wertespektren weniger stark ausgeprägt, in der Tendenz zeigt sich aber auch hier, dass die versauerten Löss-/Lösslehme im Sundgau vergleichsweise höher basengesättigt sind als am Jurarand und im Laufental.

Die räumliche Differenzierung des Lösshügellandes erweist sich somit für die Vorhersage der Basensättigung innerhalb der Gesteinstypen Löss-/Decklehm insbesondere für die pH-Klasse 3,5-4 als geeignet. In den pH-Klassen 4-4,5 sind die Unterschiede unter Berücksichtigung der Einzelwerte deutlich schwächer ausgeprägt und bei pH 4,5-5 streut die Basensättigung grundsätzlich weniger stark als in den übrigen pH-Stufen.

Oberboden							Unterboden								
pH-Klasse	Teilgebiet	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt	pH-Klasse	Teilgebiet	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt
		5-15	15-30	30-50	50-85	85-100				5-15	15-30	30-50	50-85	85-100	
3,5 - 4	Sundgauer Lösshügelland		3 60,0 %	1 20,0 %	1 20,0 %		5 100 %	3,5 - 4	Sundgauer Lösshügelland	1 50,0 %	1 50,0 %				2 100 %
	Lössausläufer im Jura	1 40,0 %	2 60,0 %				3 100 %		Lössausläufer im Jura	2 100 %					2 100 %
	Gesamt	1 12,5 %	5 62,5 %	1 12,5 %	1 12,5 %		8 100 %		Gesamt	3 75,0 %	1 25,0 %				4 100 %
4 - 4,5	Sundgauer Lösshügelland			1 33,3 %	2 66,7 %		3 100 %	4 - 4,5	Sundgauer Lösshügelland		1 14,3 %	2 28,6 %	3 42,9 %	1 14,3 %	7 100 %
	Lössausläufer im Jura		3 50,0 %	2 33,3 %	1 16,7 %		6 100 %		Lössausläufer im Jura	1 14,3 %	2 28,6 %	2 28,6 %	2 28,6 %	7 100 %	
	Gesamt		3 33,3 %	3 33,3 %	3 33,3 %		9 100 %		Gesamt	1 7,1 %	3 21,4 %	4 28,6 %	5 35,7 %	1 7,1 %	14 100 %
4,5 - 5	Sundgauer Lösshügelland					1 100 %	1 100 %	4,5 - 5	Sundgauer Lösshügelland				2 100 %		2 100 %
	Lössausläufer im Jura						1 100 %		Lössausläufer im Jura				1 100 %		1 100 %
	Gesamt					1 100 %	1 100 %		Gesamt				2 66,7 %	1 33,3 %	3 100 %

Abb. 31: Übersicht zur Situation der Basensättigung unter der Kombination des Prädiktors Azidität (pH-Stufen) mit dem Lageparameter in der Bodenregion Lösshügelland für den Gesteinstyp Löss-/Decklehm, getrennt nach Ober- und Unterboden.

Im Oberboden wurde das Stichprobenkollektiv um die Teilstichprobe der Fichtenforste (n = 3) reduziert, um eine Überprägung auszuschließen. Die farblichen Markierungen spiegeln die zeilenbezogene Häufigkeitsverteilung unter der gegebenen Prädiktorenkombination gemäß Abb. 26 wider. Angegeben sind alle absoluten und relativen Häufigkeitsverteilungen unter der gegebenen Prädiktorenkombination sowie die Häufigkeitsverteilungen ohne Differenzierung nach den Teilgebieten.

6.3 Standorteigenschaften mit ungenügender Aussagekraft für die Modellierung der Basensättigung

Geomorphographische und geomorphometrische Reliefparameter

Grundsätzlich ist von einer Beeinflussung der Basensättigung durch das vorherrschende Reliefgefüge auszugehen, da es mit dem Oberflächen-, Sicker- und Hangzugwasser zu einem Stofftransport kommt. Dementsprechend lässt sich im Bereich divergenter Reliefformen und steiler Oberhänge im Allgemeinen eine stärkere Basenverarmung erwarten als in flach geneigten Unterhängen und Mulden. Eine ausgeprägte geländeabhängige räumliche Verteilung der Basensättigung wurde beispielsweise von ZIRLEWAGEN (2003a, 2003b) bzw. ZIRLEWAGEN & VON WILPERT (2004) und VON WILPERT & ZIRLEWAGEN (2004, 2005) im Kristallinbereich des Südschwarzwaldes festgestellt. Die vorgestellten Regionalisierungsergebnisse lassen einen steilen geländeabhängigen Basensättigungsgradienten „mit den höchsten Werten in Tälern und an Hangfüßen und den niedrigsten Werten an Oberhängen und auf Hochflächen“ erkennen (VON WILPERT & ZIRLEWAGEN 2005, S. 171). Im Gegensatz zum Südschwarzwald befinden sich die tiefgründig versauerten Böden im Kanton Basel-Landschaft jedoch verbreitet in Teilräumen mit relativ geringer Reliefenergie – insbesondere im flachwelligen Lösshügelland, auf den Tafeljura-Hochflächen und in den Talebenen. Aufgrund dessen kommt die zu erwartende geländeabhängige Beeinflussung der Basensättigung in dem vorliegenden Stichprobenkollektiv nicht zum Tragen. Selbst in der Teilstichprobe der versauerten Gehängelehme lassen sich keine reliefbezogenen Abhängigkeiten verzeichnen, obwohl die Reliefenergie im Bereich der Jurahänge insgesamt am größten ist. So liegt die Basensättigung beispielsweise in den versauerten Deckschichten auf dem Gesteinstyp Tonmergel im Oberboden innerhalb der pH-Klasse 3,5-3,9 stets bei 30-50 % (n = 4), obwohl sich die Standorte in unterschiedlichen Hang-, Plateau- und Scheitellagen mit lokalen Hangneigungen zwischen 5° bis 18° befinden. Der geländeabhängige Stofftransport wird in diesen Fällen offensichtlich von den wasserstauenden Eigenschaften des anstehenden Festgesteins überprägt. Dies führt zu der geländeunabhängigen Modifikation der Basensättigung auf einem einheitlichen Niveau.

Die geomorphographischen und -metrischen Reliefparameter (Reliefformtypen, Hangneigung, Vertikalabstand zur Tiefenlinie und Höhenlage) erweisen sich somit für die Modellierung der Basensättigung als nicht relevant.

Pflanzenökologische Reaktions- und Feuchtestufen

Die Reaktions- und Feuchtestufen beschreiben die für einen Standort charakteristische Bodenreaktion bzw. Bodenfeuchtesituation. Entsprechend der niedrigen pH-Werte im vorliegenden Stichprobenkollektiv (pH < 5) weisen über 85 % der Fälle hohe Reaktionsstufen (Stufen 3 und 4) auf. Dabei lässt sich im Wertespektrum der Basensättigung kein markanter Unterschied zwischen den Fällen mit Reaktionsstufe 3 oder 4 verzeichnen. Und auch die vereinzelt vorkommenden Fälle mit niedrigerer Reaktionsstufe ermöglichen keine weitergehende Differenzierung des Stichprobenkollektives.

Den Untersuchungen zur Feuchtestufe liegt die Annahme zugrunde, dass eine hohe Feuchtestufe bei den versauerten Löss-, Deck- und Gehängelehmen auf eine gehemmte Nährstoffauswaschung hinweist. Darüber hinaus wurde untersucht, ob sich mithilfe der Feuchtestufe auf dem Gesteinstyp Schotter im Lösshügelland die tendenziell stärker basenverarmten „reinen“ Schotter-Standorte von denen mit Lössbedeckung abgrenzen lassen. Die Oberböden auf dem Gesteinstyp Schotter weisen jedoch fast ausschließlich die Feuchtestufe 3 auf. Eine räumliche Abgrenzung der Schottersubstrate mithilfe der Feuchtestufe ist deshalb nicht möglich. Auch bei den versauerten Löss-, Deck- und Gehängelehmen lässt sich die Vorhersage der Basensättigung durch eine Differenzierung nach der Feuchtestufe nicht präzisieren. Im Lösshügelland treten auf den Gesteinstypen Löss-/Decklehm beispielsweise ausnahmslos die Feuchtestufen 3 und 4 auf und lassen weder im Ober- noch im Unterboden eine Differenzierung der Basensättigung erkennen.

Die Indikatorfunktion der Reaktions- und Feuchtestufen ist demnach zu gering, um ausgeprägte Unterschiede bezüglich der Basensättigung zu verzeichnen.

Skelettgehalt

Es ist überprüft worden, ob sich anhand der Flächendaten zum Skelettgehalt auf die vorherrschende Substratsituation auf dem Gesteinstyp Schotter im Lösshügelland schließen lässt, um eine räumliche Abgrenzung der tendenziell stärker basenverarmten „reinen“ Schottersubstrate von den aufgelagerten Lösslehmdecken zu erreichen. Im Allgemeinen sind die Skelettgehalte in den Oberböden der „reinen“ Schottersubstrate deutlich höher als in den aufgelagerten Lösslehm. Da sich die Flächeninformationen zum Skelettgehalt jedoch auf den Tiefenbereich bis 100 cm beziehen, sind die erwarteten Skelettgehalts-Unterschiede zu stark nivelliert, um eine substratspezifische Differenzierung für den Gesteinstyp Schotter zu ermöglichen.

Vernässungsstufe

Die Nährstoffauswaschung ist in vernässten Böden generell gehemmt, so dass mit einer vergleichsweise erhöhten Basensättigung zu rechnen ist. Die vorhandenen Flächendaten zur Vernässungsstufe (Stufen 1-5) geben Auskunft über die Wahrscheinlichkeit einer Bodenvernässung. Das im Stichprobenkollektiv der versauerten Böden vertretene Wertespektrum an Vernässungsstufen ist jedoch insgesamt zu gering, um ausgeprägte Unterschiede in Bezug auf die Basensättigung verzeichnen zu können. So weisen beispielsweise im Lösshügelland die Fälle der Gesteinstypen Löss- und Decklehm in über 85 % die Vernässungsstufe 4 auf. Dies ist plausibel, da eine Vernässung für stark und tiefgründig versauerte Löss- und Decklehme infolge der Tonverlagerung typisch ist. Um den Einfluss der Vernässung auf die Basensättigung dieser Böden zu erfassen, müssten detaillierte Informationen zum Ausmaß und zur Tiefe der auftretenden Vernässung vorliegen. Der Informationsgehalt der Vernässungsstufe erweist sich diesbezüglich als zu gering. Auch eine räumliche Abgrenzung der „reinen“ Schottersubstrate auf dem Gesteinstyp Schotter im Lösshügelland ließ sich mithilfe der Vernässungsstufe nicht erreichen.

6.4 Vorstellung des Aufbaus der Entscheidungsbäume zur Vorhersage der Basensättigung

6.4.1 Prinzipieller Aufbau

Bausteine des Modells bilden die im Kapitel 6.2 vorgestellten Prädiktoren. Abbildung 32 gibt einen Überblick zur Modellkonzeption und der Verknüpfung dieser Prädiktoren. Wie im Kapitel 6.1 erläutert, variiert die Verwendung der einzelnen Prädiktoren in Abhängigkeit von der Bodenregion und der Tiefenstufe. Der prinzipielle Aufbau der Entscheidungsbäume orientiert sich an folgenden Prinzipien, Inhalten und Festlegungen:

Der petrographische **Gesteinstyp** spiegelt die substratspezifische Basenausstattung der Böden wider und erweist sich selbst im Falle aufgelagerter Deckschichten als relevant, da die Basensättigung in den versauerten Deckschichten durch den Festgesteinsuntergrund beeinflusst wird (Kapitel 6.2.2). Aufgrund dessen bildet der Gesteinstyp als Prädiktor die erste Gliederungsebene in den Entscheidungsbäumen des Basensättigungs-Modells.

Zur Lokalisierung tiefgründig entkalkter, stark versauerter Böden (Entkalkungstiefe > 50 cm), in denen es zu einer ausgeprägten Basenverarmung kommen kann, erfolgt auf der nächsten Gliederungsebene eine Differenzierung nach der **Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches**. Da die versauerten Böden im Lösshügelland stets Entkalkungstiefen von über 50 cm aufweisen, findet dieser Prädiktor dort keine Anwendung. An seine Stelle tritt in den Entscheidungsbäumen des Lösshügellandes der im Kapitel 6.2.5 vorgestellte Lageparameter (**Teilregionen des Lösshügellandes**), mit dessen Hilfe sich die tendenziell weniger stark basenverarmten Lösslehme in unmittelbarer Rheintalnähe (Teilregion Sundgauer Lösshügelland) abgrenzen lassen.

Die Ausweisung der **pH-Klassen** erfolgt, wie im Kapitel 6.1 bereits erwähnt, aus Gründen der Übersichtlichkeit an den Endknoten der Entscheidungsbäume. Dort ist die Prognose der Basensättigung für die jeweilige Prädiktorenkombination in Form einer Kreuztabelle hinterlegt. Diese beinhaltet Informationen zur primären und ggf. sekundären Ausprägung der Basensättigung in Abhängigkeit von der pH-Stufe, unter Angabe der dazugehörigen Stichprobengrundlage. Für pH-Werte > 5 wird generell eine Basensättigung von 85-100 % prognostiziert. Zusätzlich wird in den Kreuztabellen zur Basensättigungs-Prognose die pH-Klasse 4-5 ausgewiesen. Dies ist für die Übertragung der Vorhersagen auf die Fläche notwendig, da die Flächendaten zur Azidität teilweise diese zusammengefasste pH-Klasse beinhalten. Darüber hinaus wird aus Gründen der Vollständigkeit die pH-Klasse < 3,5 ins Modell integriert. Die prognostizierte Basensättigung für diese pH-Klasse beträgt stets < 15 % (Kapitel 6.4.2). Da derart tiefe pH-Werte im vorliegenden Stichprobenkollektiv nicht ermittelt worden sind, ist die Ausweisung dieser pH-Klasse allen Verzweigungen in den Entscheidungsbäumen übergeordnet.

Eine Ausweisung der **Fichtenforste** erfolgt ausschließlich im Teilmodell des Oberbodens innerhalb der pH-Klasse 3,5-4, da im Oberboden sehr stark saurer Löss- und Decklehm-Substrate eine ausgeprägte Reduktion der Basensättigung durch aufstockende Fichten nachgewiesen worden ist (Kapitel 6.2.4).

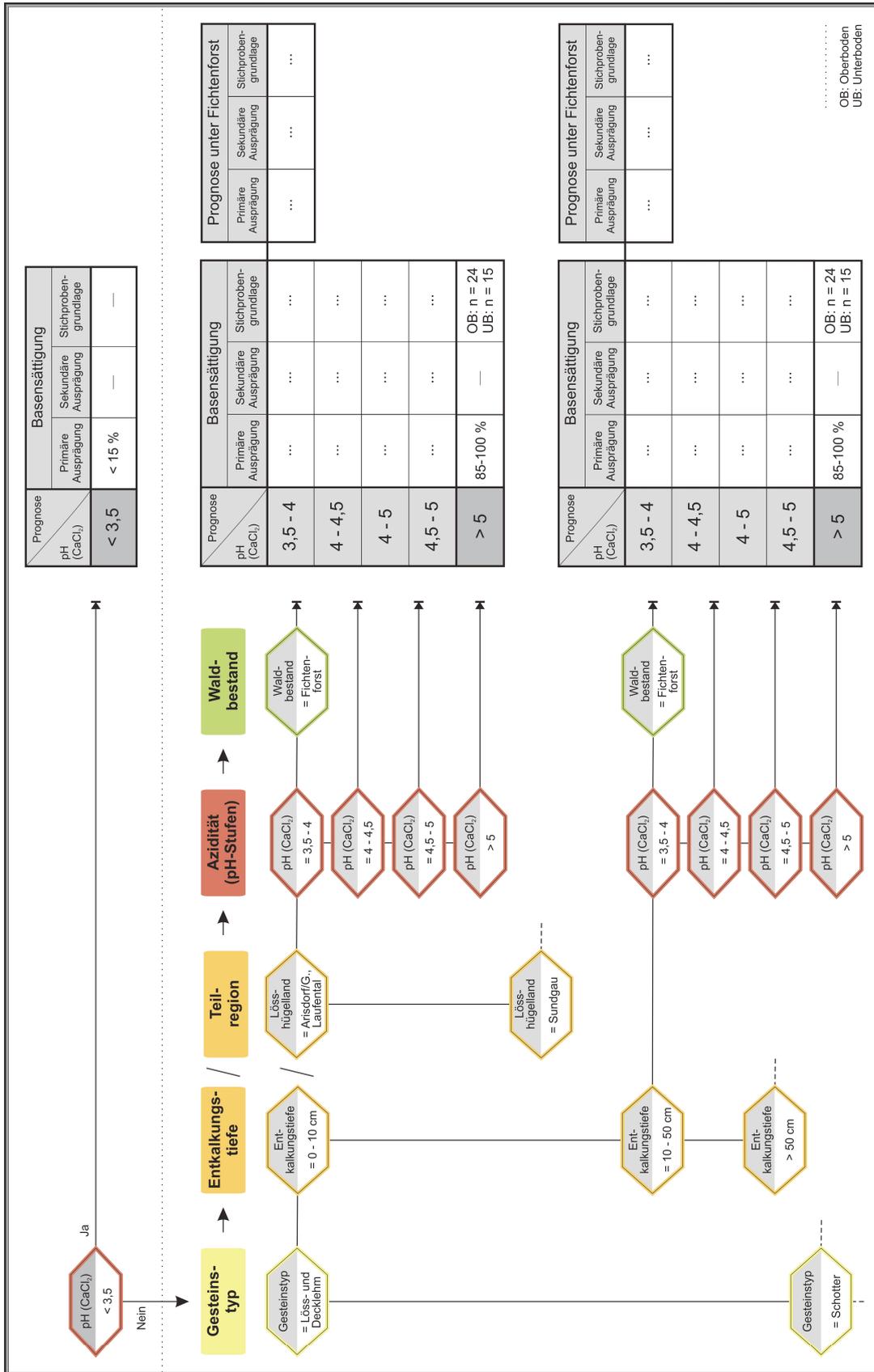


Abb. 32: Modellkonzeption: Bausteine des Prognosemodells zur Basensättigung und Dokumentation der Prognosen in Form von Kreuztabellen. Im Lösshügelland wird nicht die Entkalkungstiefe verwendet, sondern eine räumliche Differenzierung (Teilregionen) vorgenommen. Die Ausweisung von Fichtenforsten erfolgt ausschließlich im Teilmodell des Oberbodens in der pH-Klasse 3,5-4 für einzelne Gesteinstypen in den Bodenregionen Lösshügelland und Jura.

Die prognostizierte Basensättigung für die pH-Klasse < 3,5 beträgt stets < 15 % und bei pH-Werten > 5 wird generell eine Basensättigung von 85-100 % prognostiziert.

6.4.2 Einbau und Verknüpfung der einzelnen Prädiktoren

Prognosen ausschließlich auf Basis der Azidität

Allen Entscheidungsbäumen übergeordnet ist eine Ausweisung der **pH-Klasse < 3,5**, für die generell eine Basensättigung von **< 15 %** prognostiziert wird. Im Untersuchungsgebiet konnten derart tiefe pH-Werte zwar nicht ermittelt werden, eine Integration dieser pH-Stufe erscheint aber aus Gründen der Vollständigkeit notwendig. Die Vorhersage beruht auf nachfolgenden Literaturangaben:

Im gesamtschweizerischen Datensatz von WALTHER ET AL. (2004) zeigt sich, dass die Basensättigung bei pH-Werten bis 3,5 im Unterboden (> 20 cm Tiefe) ausnahmslos im kritischen Bereich liegt. Im Oberboden ist das vereinzelte Auftreten höherer Basensättigungen in Abhängigkeit vom Humusgehalt möglich. So ist beispielsweise in einem Ah-Horizont mit pH 3,0 eine Basensättigung von gut 20 % ermittelt worden. Allerdings stammt diese Bodenprobe aus 0-2 cm Tiefe und ist extrem humos (~ 30 %). Unterhalb dieses Horizontes nehmen der Humusgehalt und die Basensättigung rasch ab, so dass bei einer Mittelwertbildung über den definierten Tiefenbereich von 0-20 cm die Basensättigung bei pH < 3,5 ebenfalls im kritischen Bereich liegt. VEEHOFF ET AL. (1990) ermittelten in deutschen Waldböden in der Tiefenstufe 0-10 cm und vereinzelt auch in 10-50 cm Tiefe bei pH-Werten < 3,5 häufiger das Auftreten von Basensättigungswerten bis zu 35 %. Aber auch hier dominieren in beiden Tiefenstufen eindeutig kritische Basensättigungen von < 15 %.

Eine einheitliche Prognose erfolgt ebenfalls bei **pH-Werten > 5**. Grundlage dafür bildet das vorliegende Stichprobenkollektiv. Anhand von 39 Fällen ließ sich ermitteln, dass die Basensättigung bei pH > 5 sowohl im Oberboden (n = 24) als auch im Unterboden (n = 15) ausnahmslos im Wertebereich von **85-100 %** liegt.

Petrographischer Gesteinstyp

Der Gesteinstyp ist für die Vorhersage der Basensättigung von übergeordneter Bedeutung und findet als Prädiktor in allen drei Bodenregionen sowohl im Ober- als auch im Unterboden Anwendung. Die vorangegangenen Untersuchungen (Kapitel 6.2.2) haben gezeigt, dass sich die Wertespektren der Basensättigung in den tiefgründig entkalkten und stark versauerten Böden in Abhängigkeit vom Gesteinstyp insgesamt deutlich unterscheiden. Aus diesen Ergebnissen lassen sich folgende wesentlichen Schlussfolgerungen für die Einstufung der Basensättigung im Modell ableiten:

In den **Deckschichten auf Tonmergel** erreicht die Basensättigung generell mindestens 30 % und liegt bei pH-Werten über 4 bereits bei > 50 %, da die Nährstoffauswaschung in den geringmächtigen Deckschichten durch den wasserstauenden Gesteinsuntergrund stark gehemmt ist. Die wasserstauende Wirkung anstehender Kalke/Kalkmergel (z. B. Hauptrogenstein) ist im Allgemeinen weniger stark ausgeprägt als bei Tonmergeln, so dass die Basensättigung in den **Deckschichten auf Kalk/Kalkmergel** teilweise unter 30 % fällt (pH-Stufe 3,5-4). Mit dem Auftreten kritischer Basensättigungswerte ist aber auch hier generell nicht zu rechnen, da die im Übergang zum verwitternden Festgestein vorhandenen Nährstoffreserven in der Regel leicht durch das Wurzelwerk der Vegetation erschlossen werden können (Basenpumpwirkung).

Abbildung 33 zeigt die dementsprechend vorgenommenen Einstufungen der Basensättigungs-Prognose für die Gesteinstypen Kalk/Kalkmergel und Tonmergel anhand eines vereinfachten Ausschnittes aus dem Entscheidungsbaum der Bodenregion Jura (Tiefenstufe Oberboden). Grundsätzlich ist zur Lokalisierung der zum Teil stark basenverarmten Deckschichten im Jura eine Kombination der Gesteinstypen mit dem Prädiktor Entkalkungstiefe erforderlich.

In den tiefgründig entkalkten und stark versauerten Böden der Gesteinstypen Löss-/Decklehm und Schotter kommt es insgesamt häufiger zur Unterschreitung der 30 %- und 50 %-Grenzen und dem vereinzelt Auftreten kritischer Basensättigungswerte (< 15 %):

Beim **Gesteinstyp Schotter in der Bodenregion Talböden** muss unter diesen Bedingungen (d. h. bei den Rhein-Niederterrassenschottern) generell mit einer Unterschreitung der 50 %-Grenze und im Unterboden zudem mit dem Auftreten kritischer Basensättigungswerte gerechnet werden, da diese Böden einer hohen Auswaschungsrate unterliegen und der Humuseffekt mit zunehmender Bodentiefe abnimmt (Anhang, A 15).

Beim **Gesteinstyp Schotter in der Bodenregion Lösshügelland** (Deckenschotter) ist im Unterboden wegen der hohen Auswaschungsraten ebenfalls mit dem Auftreten kritischer Basensättigungswerte zu rechnen. Im Oberboden ist die Basenverarmung hingegen insgesamt weniger stark ausgeprägt, da die Schotterniveaus im Lösshügelland zumeist geringmächtige umgelagerte Lösslehmdecken aufweisen. Eine räumliche Abgrenzung der kleinräumig bereits oberflächennah anstehenden Deckenschotter lässt sich im Modell nicht erreichen (Kapitel 6.3). Infolgedessen entspricht die Situation der Basensättigung im Oberboden dort den Verhältnissen des Gesteinstyps Löss-/Decklehm; gesteinspezifische Unterschiede treten im Modell erst in der Tiefenstufe des Unterbodens in Erscheinung. Wegen der durch die hohen Skelettgehalte

Entkalkungstiefe

Wie zuvor bereits erwähnt, findet die Entkalkungstiefe als Prädiktor Anwendung, um tiefgründig entkalkte, stark versauerte Böden zu lokalisieren, in denen es zu einer Unterschreitung der baumartspezifischen Basensättigungs-Ansprüche kommen kann. Die vorangegangenen Untersuchungen zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches haben ergeben, dass es ausschließlich bei Entkalkungstiefen von über 50 cm zu einer ausgeprägten Basenverarmung kommt. Aufgrund dessen erfolgt der Einbau dieses Prädiktors nach folgenden Prinzipien:

- In den Entscheidungsbäumen der **Bodenregion Lösshügelland** findet die Entkalkungstiefe als Prädiktor keine Anwendung, da die versauerten (umgelagerten) Lösslehme und kleinräumig anstehenden Deckenschotter stets Entkalkungstiefen von über 50 cm aufweisen.
- In den Entscheidungsbäumen der **Bodenregion Talböden** erfolgt für den Gesteinstyp Schotter eine Differenzierung nach Entkalkungstiefen von **0-50 cm** und **50-100 cm**. Dadurch werden die tiefgründig basenverarmten Rhein-Niederterrassenschotter räumlich von den i. d. R. profilumfassend kalkhaltigen Schottern in den Jura-Tälern abgegrenzt.
- In den Entscheidungsbäumen der **Bodenregion Jura** findet, unter Berücksichtigung der Ergebnisse des Entkalkungstiefe-Modells, für die einzelnen Gesteinstypen eine Differenzierung nach Entkalkungstiefen von **0-10 cm**, **10-50 cm** sowie **> 50 cm** statt. Teilweise ist eine Zusammenfassung zur Klasse 0-50 cm notwendig, sofern die Prognose zur Entkalkungstiefe keine weitergehende Differenzierung erlaubt.

Wie im Kapitel 6.2.3 dargestellt, ist es zwar bereits bei geringen Entkalkungstiefen von 10-50 cm möglich, dass der Oberboden leicht versauert ist, durch die Basenpumpwirkung der Vegetation bleibt die Basensättigung dabei jedoch stets auf einem sehr hohen Niveau von über 90 %. Dieses Ergebnis deckt sich mit einem Befund von WALTHERT ET AL. (2004), so dass im Falle einer leichten Oberboden-Versauerung (pH 4,5-5) bei **Entkalkungstiefen von 10-50 cm** generell eine **Basensättigung von 85-100 %** prognostiziert wird: „Da die Kalkgrenze relativ hoch liegt (in 30 cm Tiefe), der Boden gut durchwurzelt ist und dem Boden mit dem Streufall ständig Nährstoffe zugeführt werden, ist die Basensättigung im A1-Horizont (0-20 cm Tiefe) viel größer (~ 95 %), als bei vergleichbarem pH-Wert (pH 4,7) auf nicht karbonathaltigen Böden beobachtet wird“ (WALTHERT ET AL. 2004, S. 345/346).

Mit dem Auftreten sehr tiefer pH-Werte unter pH 4 ist unter diesen Bedingungen grundsätzlich nur in Einzelfällen zu rechnen, da die im Rahmen des Streuabbaus freigesetzten „Nährstoffkationen die Protonen von den Austauschplätzen verdrängen“ (WALTHERT ET AL. 2004, S. 147). Die pH-Abnahme in humusreichen Oberböden ist deshalb bei sehr hoch liegender Kalkgrenze stark gehemmt.

Lageparameter in der Bodenregion Lösshügelland

In den Entscheidungsbäumen der Bodenregion Lösshügelland wird eine Abrenzung des rhein-nahen Sundgauer Hügellandes vorgenommen, da die versauerten Lösslehme dort tendenziell weniger stark basenverarmt sind als in den Lössausläufern bei Arisdorf/Giebenach und im Laufental. Zurückführen lässt sich dies auf die vorherrschenden Niederschlagsverhältnisse und das Alter der Lössablagerungen (Kapitel 6.2.5).

Ausgeprägte regionspezifische Unterschiede bei den Einstufungen im Modell ergeben sich insbesondere für die stark versauerten Oberböden (pH-Stufe 3,5-4) des **Gesteinstyps Löss-/Decklehm**. Kritische Basensättigungen von unter 15 % treten bei dieser Prädiktorensituation ausschließlich in den Lössausläufern von Arisdorf/Giebenach und im Laufental auf, während in der Teilregion des Sundgauer Lösshügellandes zum Teil Basensättigungen von über 30 % erreicht werden. Die in der pH-Stufe 3,5-4 vorherrschende Dominanz in der Basensättigungs-Klasse 15-30 % gilt aber für alle Teilregionen, so dass sich die vorgenommenen Einstufungen im Modell lediglich in Bezug auf die sekundäre Prognoseklasse der Basensättigung unterscheiden. Diese liegt im Sundgauer Lösshügelland bei 30-50 % und in den Teilregionen Arisdorf/Giebenach und Laufental bei 5-15 % (Abb. 34). Im Falle einer schwächeren Versauerung (pH-Stufen 4-4,5 und 4,5-5) sind die Unterschiede zwischen den Teilregionen insgesamt weniger stark ausgeprägt, so dass in diesen pH-Stufen die Einstufungen der Basensättigung im Modell identisch sind.

Beim **Gesteinstyp Schotter** wird ebenfalls eine regionsbezogene Differenzierung vorgenommen, da die Schotterniveaus im Lösshügelland in der Regel geringmächtige Lösslehmdecken aufweisen. In diesen Fällen unterscheidet sich die Situation der Basensättigung im Oberboden nicht grundlegend von der des Gesteinstyps Löss-/Decklehm. Aufgrund dessen entsprechen die für den Oberboden des Gesteinstyps Schotter vorgenommenen Modelleinstufungen in Arisdorf/Giebenach und im Laufental den Vorhersagen für den Gesteinstyp Löss-/Decklehm (Anhang, A 11). Für die Teilregion des Sundgauer Lösshügellandes ist die vorhandene Stichproben-grundlage hingegen ungenügend, so dass dort keine Prognose für den Gesteinstyp Schotter gegeben werden kann. Flächenmäßig ist der Gesteinstyp Schotter im Sundgauer Lösshügel-land aber nicht von Bedeutung.

Fichtenforst

Die vorangegangenen Untersuchungen zum Waldbestand haben gezeigt, dass die Basensättigung in den Oberböden stark versauerter Löss- und Decklehm-Substrate unter Fichtenreinbestockung zumeist im kritischen Bereich unter 15 % liegt, während dieser Grenzwert in Laub- und Mischwaldbeständen weniger häufig unterschritten wird (Kapitel 6.2.4).

Dementsprechend wird für den **Gesteinstyp Löss-/Decklehm** (Bodenregionen Lösshügelland und Jura) sowie für die i. d. R. **lössbedeckten Schotter im Lösshügelland** eine differenzierte Prognose für Fichtenforste in der **pH-Stufe 3,5-4** gegeben. Den vorgenommenen Einstufungen für Fichtenforste liegt in der Teilregion Arisdorf/Giebenach und Laufental das gesamte Stichprobenkollektiv der Löss-/Decklehm-Substrate zugrunde. Es werden also auch die Fichtenforste

der lössbedeckten Schotterniveaus im Lösshügelland berücksichtigt. Auf dieser Stichprobengrundlage (n = 4) wird für Fichtenforste in der pH-Stufe 3,5-4 eine primäre Prognoseklasse von 5-15 % und eine sekundäre Prognoseklasse von 15-30 % ausgewiesen (Abb. 34). Für das Sundgauer Lösshügelland und die Löss-/Decklehme im Jura liegt in dieser pH-Stufe jeweils nur ein Fall vor, so dass die Prognose für Fichtenforste dort 5-30 % beträgt.

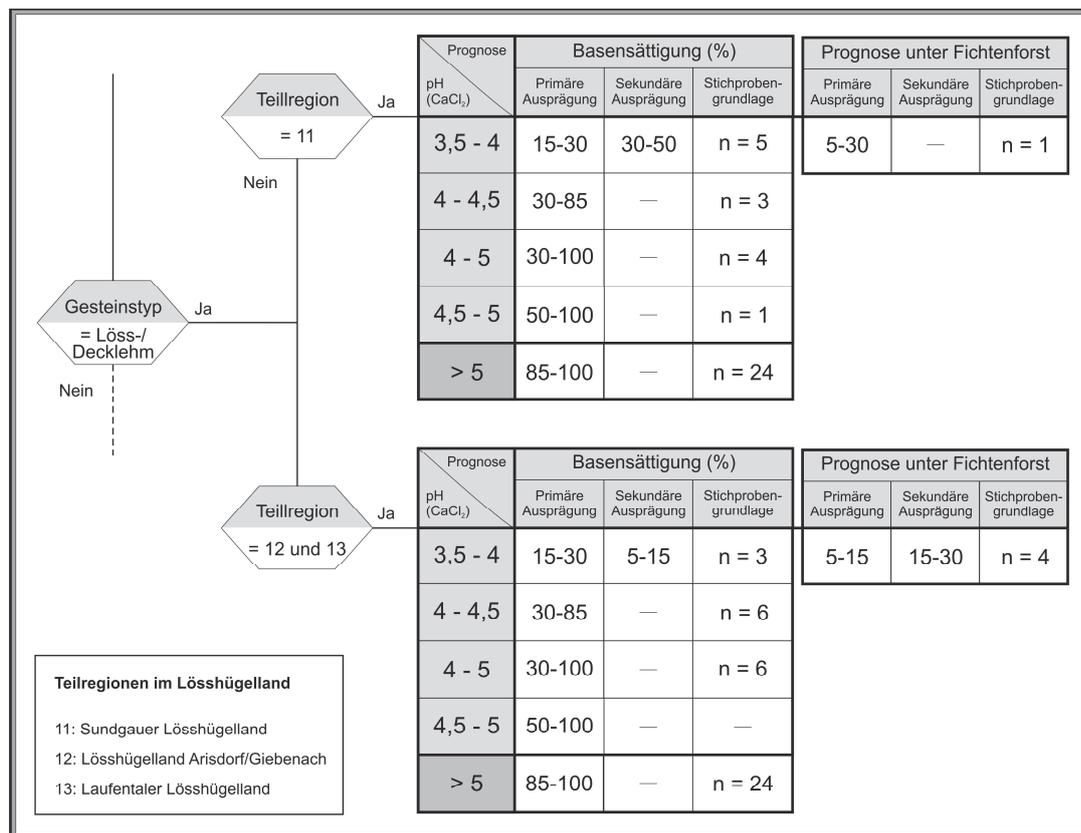


Abb. 34: Ausschnitt aus dem Entscheidungsbaum der Bodenregion Lösshügelland (Tiefenstufe Oberboden) für den Gesteinstyp Löss-/Decklehm in den verschiedenen Teilregionen des Lösshügellandes und unter Berücksichtigung des Waldbestandes.

Die vorgenommenen Einstufungen im Basensättigungsmodell geben einerseits die regionsspezifischen Unterschiede in Bezug auf die Niederschlagsverhältnisse und das Alter der Lössablagerungen wieder und zeigen andererseits den Einfluss von Fichtenreinbeständen auf die Situation der Basensättigung in den Oberböden sehr stark versauerter Lösslehme auf.

Durch die Verknüpfung der einzelnen Prädiktoren nach den zuvor beschriebenen Prinzipien wurden insgesamt sechs Entscheidungsbäume für die tiefenstufendifferenzierte Vorhersage der Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft aufgebaut. Dabei erfolgte zusätzlich u. a. die Integration aller in der jeweiligen Bodenregion relevanten Gesteinstypen, auf die in den vorangegangenen Ausführungen nicht näher eingegangen worden ist, da sie im Regelfall höchstens oberflächennah schwach versauert und demnach stets sehr hoch basengesättigt sind (z. B. Gehängeschuttdecken im Jura). Die vollständigen Entscheidungsbäume sind im Anhang hinterlegt (Anhang, A 11 - A 15).

6.5 Validierung des Prognosemodells zur Basensättigung

Für die Validierung des Prognosemodells stehen unabhängige Datensätze von 22 Standorten zur Verfügung, die mehrheitlich aus dem Jura ($n = 14$) und darüber hinaus aus den verschiedenen Teilregionen des Lösshügellandes stammen.

Um die Zuverlässigkeit des Prognosemodells im gesamten Wertespektrum der Basensättigung zu überprüfen, wurden mithilfe der vorhandenen Flächendaten zur Azidität, zur Entkalkungstiefe und zu den Gesteinstypen vor allem stark und tiefgründig versauerte Standorte für die Validierung ausgewählt. Ausschließlich oberflächennah versauerte sowie profilumfassend kalkhaltige Standorte sind somit im Validierungsdatensatz unterrepräsentiert (9 Standorte), obwohl diese im Kanton Basel-Landschaft in Bezug auf den Gesamtflächenanteil natürlich von übergeordneter Bedeutung sind.

In Einzelfällen liegen ausschließlich Informationen zur Basensättigung im Oberboden vor, da bei sehr hohem Skelettgehalt keine Beprobung des Unterbodens möglich war. Zusätzlich wird das Stichprobenkollektiv dadurch reduziert, dass einzelne Standorte im Teilmodell des Ober- oder Unterbodens auf Areale ohne Prognosemöglichkeit entfallen (Kapitel 6.7). Hauptgrund dafür sind fehlende Flächeninformationen zur Azidität. Im Datensatz für den Unterboden betrifft dies insbesondere die basenarmen Fälle ($n = 3$), so dass eine Beurteilung der Modellqualität dort ausschließlich für den Wertebereich hoher Basensättigungen ($> 50\%$) möglich ist ($n = 15$). Im Stichprobenkollektiv des Oberbodens bleibt hingegen das gesamte Wertespektrum der Basensättigung (von 7% bis 100%) erhalten ($n = 19$).

In Einzelfällen ($n = 4$) wird bei der Validierung des Basensättigungs-Modells stellvertretend die sekundäre Ausprägung der modellierten Azidität als Grundlage der Basensättigungs-Prognose verwendet, sofern der gemessene pH-Wert nicht mit der Aziditäts-Prognose primärer Ausprägung übereinstimmt. Vorherrschende Diskrepanzen würden sonst zwangsläufig auch zu Abweichungen zwischen der gemessenen und der prognostizierten Basensättigung führen.

Wegen der unterschiedlichen Breite der einzelnen Prognoseklassen wird auf eine korrelationsstatistische Analyse verzichtet. Die Beurteilung der Modellqualität erfolgt durch die Gegenüberstellung der einzelnen Messwerte und der prognostizierten Basensättigungs-Klassen (Abb. 35). Die verzeichneten Übereinstimmungen zwischen den Messwerten und den Prognosen beziehen sich in der Teilstichprobe des Unterbodens stets auf die primäre Prognoseklasse und im Oberboden für 87% der Fälle auf die primäre und für 13% der Fälle auf die sekundäre Prognoseklasse.

Insgesamt liegt in den Teilmodellen des Ober- und Unterbodens in jeweils rund 80% der Fälle eine Übereinstimmung zwischen den Messwerten und den ausgewiesenen Prognoseklassen vor. Insbesondere die hohen Messwerte (Basensättigungen von über 85%) werden durch die beiden Teilmodelle fehlerfrei wiedergegeben ($n = 20$) und auch im Wertebereich sehr geringer Basensättigung (Prognoseklassen $5-15\%$ und $15-30\%$) liegt im Teilmodell des Oberbodens eine vollständige Übereinstimmung vor ($n = 3$).

Gleichzeitig treten innerhalb der höchsten Prognoseklasse ($85-100\%$) aber auch einzelne sehr starke Abweichungen von den Messwerten auf (Abb. 35). Ursache dafür sind ausschließlich

Decklehme, die in den geologischen Karten fehlen, weil sie wegen unvollständiger Kartierung, zu kleiner Einzelfläche oder falsch eingeschätzt zu geringer Mächtigkeit als Gesteinstyp nicht erfasst sind. Auf diesen Flächen geht somit das unterliegende Gestein als „falscher“ Prädiktor in die Prognose ein. Diese vorherrschende Diskrepanz zwischen den Gesteinsinformationen der geologischen Karten und dem tatsächlich bodenbildenden Ausgangsgestein wurde bereits im Entkalkungstiefe-Modell offenkundig (Kapitel 5.2). Dies verdeutlicht, dass eine Optimierung der Prognosen durch die Verbesserung der Grunddaten erreicht werden könnte.

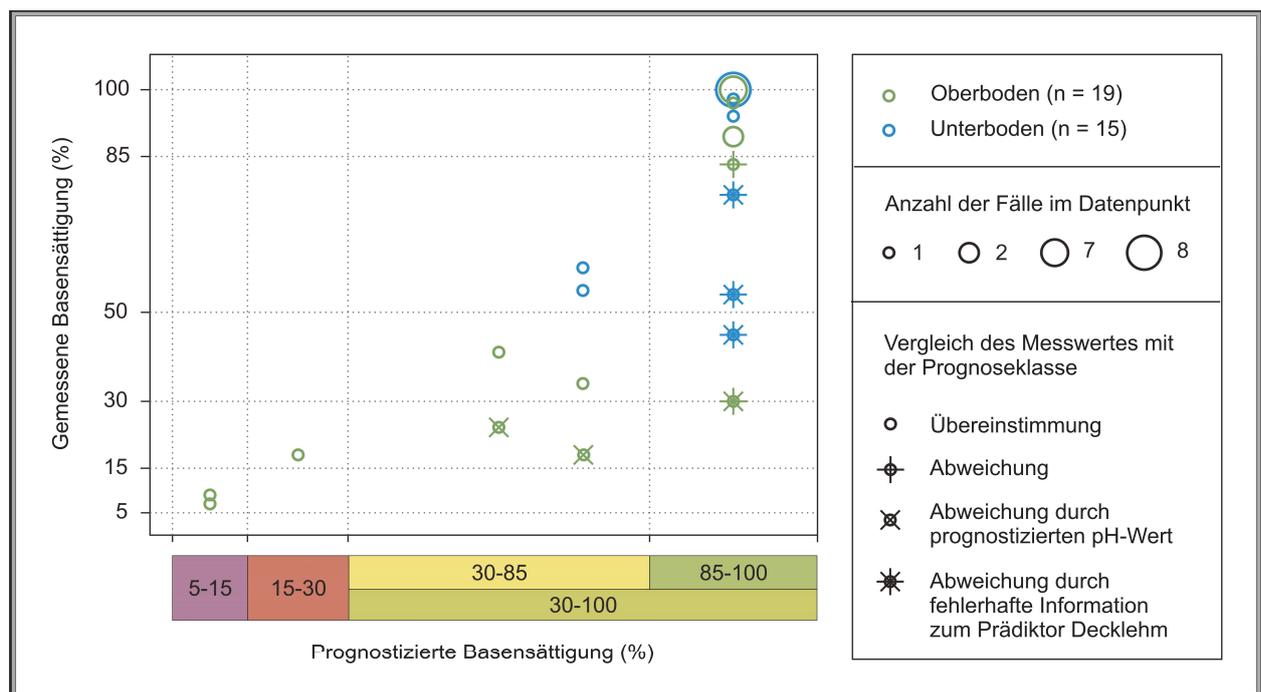


Abb. 35: Validierung des Prognosemodells zur Basensättigung: Gegenüberstellung der Messwerte von 19 Ober- und 15 Unterböden und der prognostizierten Klassen.

Auftretende Abweichungen sind zumeist auf fehlerhafte Flächeninformationen zum Prädiktor Decklehm zurückzuführen und zudem teilweise das Resultat von Unschärfen in den Flächeninformationen der Azidität. Die Validierung des Unterboden-Modells bleibt wegen z. T. fehlender Prädiktoreninformationen zur Azidität auf das Wertespektrum hoher Basensättigungen (> 50 %) begrenzt.

Weitere Abweichungen zweier Fälle treten in den Prognoseklassen 30-85 % und 30-100 % auf (Teilstichprobe Oberboden). Auch diese lassen sich auf die Datengrundlage zurückführen. Die Unschärfe hierbei liegt in den Flächeninformationen der Azidität. Die prognostizierten pH-Werte weichen um eine halbe pH-Stufe von den gemessenen Werten ab, wodurch es in der Prognose der Basensättigung ebenfalls zu einer Überschätzung kommt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bodenchemische Parameter grundsätzlich eine hohe kleinräumige Heterogenität aufweisen, so dass die reale Standortsituation im Rahmen einer Modellierung generell nur bis zu einem gewissen Grad wiedergegeben werden kann. Bei den Prognosen handelt es sich stets um eine Angabe der für diesen Raumausschnitt typischen Ausprägung einer Bodeneigenschaft. Vereinzelt auftretende Abweichen zeugen von der natürlich vorherrschenden Heterogenität.

Die Validierung des Prognosemodells zur Basensättigung hat gezeigt, dass vorherrschende gesteinsbezogene Diskrepanzen (fehlerhafte Informationen zum Prädiktor Decklehm) und auftretende Unschärfen in den Flächeninformationen der Azidität in Einzelfällen zu einer deutlichen Überschätzung der tatsächlich vorliegenden Basensättigung führen können. Unabhängig von diesen auf die Datengrundlage zurückzuführenden Abweichungen, weist das Prognosemodell jedoch eine hohe Übereinstimmung zwischen den Messwerten des Validierungsdatensatzes und den ausgewiesenen Prognoseklassen auf. Sowohl das Wertespektrum hoher Basensättigungen als auch die Stättigungsgrade stark basenverärmerter Böden werden zuverlässig vorhergesagt. Das Modell weist damit insgesamt eine hohe Güte auf und ist als valide einzustufen.

Zukünftig empfiehlt es sich, die Überprüfung der Modellqualität im Teilmodell des Unterbodens auf das Wertespektrum geringer Basensättigungen (< 50 %) auszuweiten. Dies ließe sich beispielsweise durch eine gezielte Probenahme im Gebiet der Rhein-Niederterrassenschotter verwirklichen, wodurch gleichzeitig auch die zuvor nicht im Validierungsdatensatz vertretene Bodenregion Talböden Berücksichtigung fände.

Darüber hinaus könnten zusätzlich einzelne Waldareale mit einheitlicher Basensättigungsprognose in mehreren Teilräumen beprobt werden, um eine stärker flächenbezogene Überprüfung zu erreichen. Dadurch ließe sich die Modellqualität zusätzlich in Bezug auf die Wertespektren der Prognoseklassen überprüfen.

6.6 Ergebnisse der Modellierung: Die Karten zur Basensättigung

Die Prognosekarten (Ober- und Unterboden) für das gesamte Untersuchungsgebiet können unter <http://www.phygeo.uni-hannover.de/karten.html> eingesehen werden. Die digitalen Karten sind räumlich hoch aufgelöst. Die kleinsten ausgewiesenen Areale sind rund 0,1 Hektar groß. Der nachfolgende Text gibt eine regionale Übersicht zu den Karten und stellt die Ergebnisse anhand von Beispielgebieten mit versauerten Böden detailliert dar.

6.6.1 Regionale Übersicht

Entsprechend der räumlichen Verteilung der bodenbildenden Ausgangsgesteine und deren Versauerungsstatus unterscheidet sich die Situation der Basensättigung in den Bodenregionen Jura, Lösshügelland und Talböden zum Teil deutlich voneinander. Während im Jura großflächig karbonatgeprägte, höchstens oberflächennah leicht versauerte, basenreiche Böden dominieren, sind im Lösshügelland und in den Talböden auch basenarme Böden weitverbreitet, da die quartären Löss- und Schotterablagerungen häufig tiefgründig entkalkt und stark versauert sind.

Jura

Flächenmäßig dominieren im Jura karbonatgeprägte Böden, die sich aus den mesozoischen Sedimentgesteinen (insbesondere Kalke, Mergel und Tonmergel) bzw. deren umgelagertem Verwitterungsmaterial entwickelt haben (Kapitel 2.3). Diese Böden weisen zumeist freies Karbonat im Feinboden oder Kalkskelett im Grobboden auf und sind dementsprechend mit pH-Werten weit über 5 sehr hoch bis vollständig basengesättigt (85-100 % Basensättigung).

In skelettarmen Gehängelehmen kann der Boden unter Abwesenheit von Kalksteinen jedoch deutlich versauert sein ($\text{pH} < 5$). Ist dies der Fall, so hängt die Ausprägung der Basensättigung von der Tiefe der Kalkgrenze ab. Befindet sich diese oberhalb von 50 cm Tiefe, so ist der Oberboden wegen der Basenpumpwirkung der Vegetation nur leicht versauert (pH knapp unter 5) und weiterhin sehr basenreich (Basensättigung von 85-100 %). Bei tiefer liegender Kalkgrenze (> 50 cm) kann die Versauerung und Basenverarmung hingegen tiefgründiger und stärker ausgeprägt sein, so dass die Basensättigung sowohl im Ober- als auch im Unterboden deutlich unter 85 % fällt. Ein kritischer Basensättigungswert unter 15 % wird aber im Jura in den Deckschichten auf Hängen nirgendwo erreicht. Flächenmäßig sind die zum Teil stark basenverarmten Deckschichten von untergeordneter Bedeutung (Flächenanteil < 1 %).

Im Vergleich zu den versauerten Deckschichten der Jura-Hänge sind die inselartig verbreiteten Decklehme auf den Tafeljura-Hochflächen teilweise noch deutlich stärker basenverarmt. Bei sehr tiefem pH-Wert ($\text{pH} < 4$) kann die Basensättigung den kritischen Grenzwert von 15 % unterschreiten. Dies betrifft insbesondere den Oberboden im Falle einer reinen Fichtenbestockung. Decklehme treten im Jura aber ebenso wie stark versauerte Gehängelehme nur sehr kleinräumig auf, so dass Basensättigungen von unter 85 % insgesamt nur auf rund 2 % der Waldfläche im Jura vorkommen (Abb. 36). Bei nähergehender Betrachtung dieser Flächen zeigt sich zudem, dass eine Basensättigung von < 30 % nur an Einzelstandorten (Flächenanteil $< 0,1$ %)

erreicht wird, da die pH-Werte im Jura auf einem Großteil der Fläche nicht unter pH 4 liegen. Dabei muss aber grundsätzlich beachtet werden, dass es sich bei der prognostizierten Azidität stets um eine Angabe der wahrscheinlichsten Ausprägung handelt und sich die pH-Prognose für den Mineralboden nicht ausschließlich auf die definierte Tiefenstufe des Unterbodens (50 cm \pm 15 cm), sondern auf eine Tiefe bis 100 cm (unterhalb des Ah-Horizontes) bezieht. Aufgrund dessen muss zum Beispiel bei einer pH-Prognose von 4-5 in Einzelfällen mit dem Vorkommen tieferer pH-Werte und dementsprechend stärkerer Basenverarmung gerechnet werden. Im Bedarfsfall lässt die zu erwartende Basenausstattung einzelner Standorte anhand der aufgestellten Entscheidungsbäume und zusätzlicher pH-Messungen genauer einschätzen.

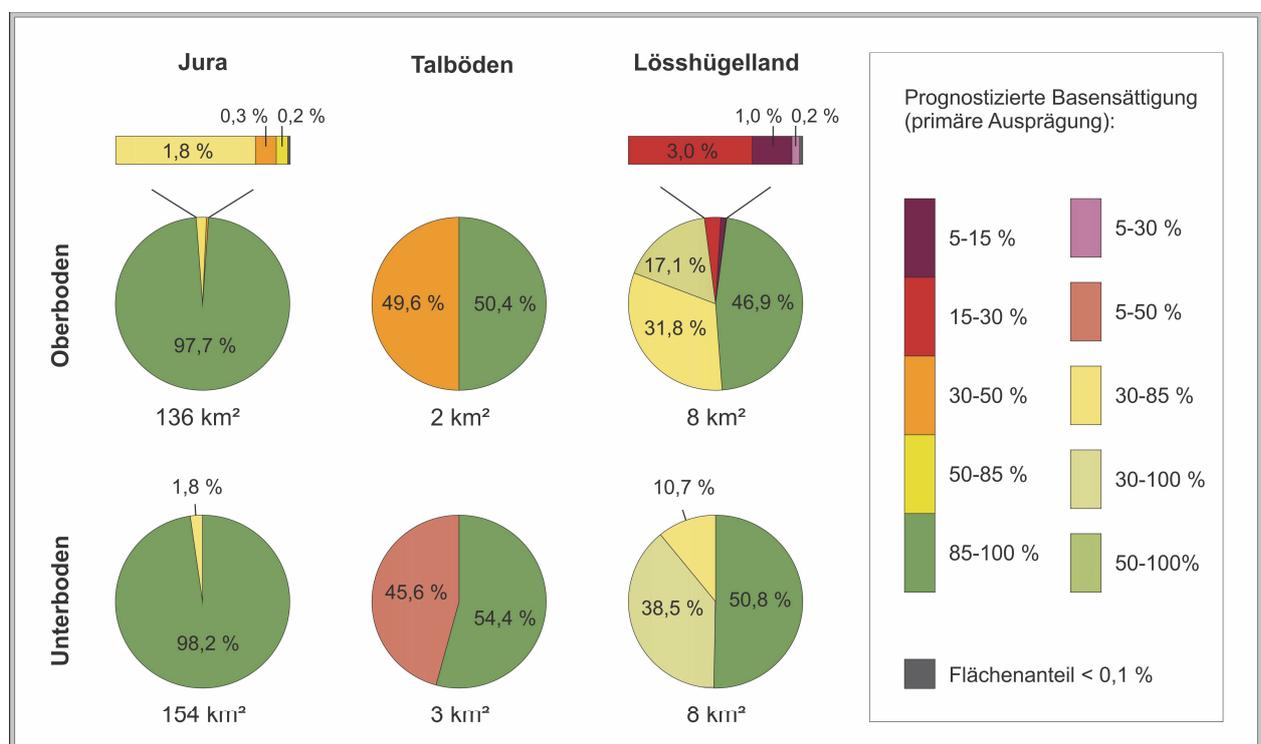


Abb. 36: Flächenstatistik zur prognostizierten Basensättigung in den drei Bodenregionen.

Dargestellt sind die flächenbezogenen, prozentualen Anteile der primären Prognoseklassen an der prognostizierbaren Waldfläche innerhalb der jeweiligen Bodenregion, getrennt nach Tiefenstufe. Prognoseklassen mit einem Flächenanteil unter 0,1 % wurden zusammengefasst.

Lösshügelland

Im Vergleich zum Jura ist der Flächenanteil basenverarmter Böden im Lösshügelland deutlich höher, da verbreitet quartäre Löss- und Schotterablagerung vorliegen, die häufig stark und tiefgründig versauert sind. Dementsprechend erreicht die Basensättigung im Lösshügelland sowohl im Ober- als auch im Unterboden auf rund der Hälfte der Fläche Werte von zum Teil deutlich unter 85 % (Abb. 36). Das dabei vorliegende Wertespektrum ist jedoch häufig sehr groß, was insbesondere auf den variierenden Grad der Vernässung in den tiefgründig entkalkten Lösslehmen zurückzuführen ist. Erst bei pH-Werten < 4,5 kommt es in diesen Böden grundsätzlich

zur Unterschreitung der 85 %-Grenze. Dies betrifft etwa ein Drittel (Oberboden) bzw. rund 11 % (Unterboden) der Waldfläche im Lösshügelland. Im Oberboden werden dabei kleinräumig sogar Werte unter 30 % erreicht (Flächenanteil von rund 4 %). Hierbei handelt es sich um sehr stark versauerte (umgelagerte) Lösslehme ($\text{pH} < 4$), bei denen die Basensättigung insbesondere unter reiner Fichtenbestockung häufig bereits im kritischen Bereich liegt.

Bei anstehendem Deckenschotter ist die Basenverarmung infolge der erhöhten Auswaschungsraten tendenziell stärker ausgeprägt als in den Lösslehmen (Kapitel 4.3.1). Allerdings weisen die Schotterniveaus im Lösshügelland verbreitet geringmächtige umgelagerte Lösslehmdecken auf, so dass die gesteinspezifischen Unterschiede bei der Basensättigungs-Prognose erst im Unterboden in Erscheinung treten (Kapitel 6.4). Dort liegt die Basensättigung bei sehr tiefen pH-Werten ($\text{pH} 3,5-4$) im Deckenschotter generell im kritischen Bereich, während in den stauwasserbeeinflussten Unterböden der Lösslehme Sättigungsgrade von bis zu 30 % erreicht werden. Sehr stark versauerte Unterböden ($\text{pH} < 4$) treten im Lösshügelland jedoch nur auf einzelnen Teilflächen auf, die durch das Prognosemodell der Azidität nicht lokalisiert werden können. Die mithilfe der aufgestellten Entscheidungsbäume prinzipiell mögliche Ausweisung von Teilflächen, auf denen die Basensättigung im Unterboden unter 30 % liegt, wird dadurch unterdrückt.

Talböden

Der Flächenanteil basenverarmter Böden ist in der Bodenregion Talböden insgesamt am größten. Sowohl im Ober- als auch im Unterboden liegt die Basensättigung auf knapp der Hälfte der Fläche unter 50 % (Abb. 36). Niedrige Basensättigungen treten aber ausschließlich im Gebiet des Rheintales auf, da die Böden der Juratäler in der Regel profulumfassend Kalkschotter enthalten und damit generell sehr hoch basengesättigt sind.

Die Kalk-Silikat-Schotter im Gebiet des Rheintales sind hingegen bis in Tiefen von 50-100 cm kalkfrei und infolge der hohen Auswaschungsraten insbesondere im humusarmen Unterboden mitunter sehr stark basenverarmt (5-50 % Basensättigung). Im Oberboden ist die Basenverarmung weniger stark ausgeprägt, da der kalkhaltige Bodenbereich durch das Wurzelwerk gut erschlossen wird, so dass die Verfügbarkeit an basischen Kationen im Oberboden erhöht ist (Basenpumpwirkung der Vegetation). Kritische Sättigungsgrade werden daher im Oberboden generell nicht erreicht. Im Minimum ist hier mit einer Basensättigung von 15-30 % zu rechnen. Dies betrifft jedoch ausschließlich einzelne Teilflächen, bei denen der pH-Wert unter 4 liegt (Anhang, A 15). Verbreitet treten solch tiefe pH-Werte jedoch nicht auf. Die prognostizierte Azidität liegt großflächig bei pH 4-5.

Flächenmäßige Bedeutung von Böden mit niedriger Basensättigung

In Bezug auf die gesamte Waldfläche des Kantons Basel-Landschaft (rund 20.000 ha) ist der Flächenanteil basenarmer Böden grundsätzlich relativ gering, da insgesamt lediglich gut 5 % der Waldböden tiefgründig versauert sind. Dementsprechend besteht für die Wälder zum aktuellen Zeitpunkt großflächig keine Gefährdung durch Nährstoffmangel und Aluminium-Toxizität. Kleinräumig werden jedoch die Basensättigungs-Grenzwerte der weitverbreiteten Rotbuche

(50 %) und der Nadelbäume (30 %) unterschritten und vereinzelt sogar ein für das Pflanzenwachstum generell kritischer Basensättigungswert (< 15 %) erreicht. Tabelle 9 gibt eine Übersicht zum Gesamtflächenanteil von Böden, in denen die relevanten Grenzwerte der Basensättigung unterschritten werden. Die Angaben beziehen sich auf den Oberboden. Basenarme Oberböden treten verbreitet an folgenden Standorten auf (niedrigste primäre Prognoseklasse):

- mächtige Deckschichten auf Hängen im Jura (30-50 %),
- tiefgründig entkalkte Rhein-Niederterrassenschotter (30-50 %),
- Decklehme der Tafeljura-Hochflächen (30-50 %), unter Fichtenreinbestockung (5-30 %),
- (umgelagerte) Deckenschotter und Lösslehme im Lösshügelland (15-30 %), unter Fichtenreinbestockung (5-15%).

Lediglich im Gebiet der Rhein-Schotter kommt es auch im Unterboden zu einer generellen Unterschreitung der relevanten Grenzwerte. Der Gesamtflächenanteil basenarmer Unterböden (< 50 % Basensättigung) liegt bei etwa 0,6 %. Eine Unterschreitung 85 %-iger Basensättigung ist in den Unterböden der angeführten Standorte hingegen typisch.

Für die forstwirtschaftliche Praxis lassen sich aus diesen Ergebnissen wichtige Schlussfolgerungen für die Baumartenwahl und die Bewirtschaftungsweise ableiten. Generell sind an den angeführten Standorten Nadelhölzer zu vermeiden, um den Versauerungsdruck gering zu halten. Stattdessen sollten tiefwurzelnde Laubbäume gefördert und der Nährstoffentzug mit der Holzernnte eingeschränkt werden, um den ökosysteminternen Nährstoffkreislauf aufrechtzuerhalten. Dabei ist vorzugsweise die Einbringung von Buchen und Eichen anstelle von anspruchsvollen Laubhölzern wie Winterlinde und Esche anzustreben, da die Basensättigung im Unterboden zumeist bereits unter 85 % liegt. Der 50 %-Grenzwert wird im Unterboden aber lediglich im Gebiet der Rhein-Schotter generell unterschritten. Hier steht in rund einem Meter Tiefe der unverwitterte Kalk-Silikat-Schotter an, der von tiefwurzelnden Bäumen gut erschlossen werden kann.

Grenzwerte der Basensättigung	Waldfläche (in Hektar)	Gesamtflächenanteil
< 15 %	8,1	0,04 %
< 30 %	35,5	0,18 %
< 50 %	186,5	0,95 %

Tab. 9: Übersicht zum Gesamtflächenanteil unterschiedlich stark basenverarmer Waldböden (Tiefenstufe Oberboden) im Kanton Basel-Landschaft.

Angegeben ist die Waldfläche, auf der es zur Unterschreitung einzelner Grenzwerte kommt. Die Flächenangaben beziehen sich auf die primäre Prognoseklasse. Die grenzüberschreitenden Prognoseklassen 30-85 % und 30-100 % sind nicht berücksichtigt. Ihr Gesamtflächenanteil beträgt zusammen 3,3 %.

6.6.2 Detailbetrachtung anhand von Beispielgebieten

Region des Rheingrabens: Talböden und angrenzendes Lösshügelland

Abbildungen 37 und 38 geben eine Übersicht zur Situation der Basensättigung im nordwestlichen Teil des Kantons Basel-Landschaft (Region des Rheingrabens). Die zugehörige Legende ist in Abbildung 39 hinterlegt.

In der Region des Rheingrabens stehen quartäre Löss- und Schotterablagerungen an. Besonders die skelttreichen und sandigen Böden in der Talebene (Rhein-Niederterrassenschotter) sind wegen ihrer hohen Durchlässigkeit tiefgründig versauert und stark basenverarmt (Muttener Hard im nordöstlichen Bereich der Karten). Die Basensättigung liegt hier in beiden Tiefenstufen verbreitet unter 50 % (Prognoseklasse 30-50 % im Oberboden und 5-50 % im Unterboden), wobei im humusarmen Unterboden teilweise kritische Werte erreicht werden. Aktuell können die in rund einem Meter Tiefe vorhandenen Nährstoffreserven des unverwitterten Kalk-Silikat-Schotters von den hier weitverbreiteten tiefwurzelnden Laubbäumen (Buche, Eiche, Ahorn) gut erschlossen werden. Bei flachwurzelnden, jungen Bäumen besteht jedoch die Gefahr von Nährstoffmangel. Aufgrund dessen sollte der Nährstoffentzug mit der Holzernte möglichst gering gehalten werden, zumal das Risiko einer schnell fortschreitenden Versauerung wegen der unverändert hohen Auswaschungsraten sehr groß ist.

In südwestlicher Richtung grenzen die Talebenen des Rheingrabens an das Sundgauer Hügel-land, das großflächig von bis zu zehn Meter mächtigen Lössablagerungen bedeckt ist (westlicher Teil der Kartenausschnitte). Im Gegensatz zu den Lösslehmen in Arisdorf/Giebenach und im Laufental sind die Unterböden teilweise kalkhaltig, da die natürlich entstandenen Parabraunerden in Teilen oder nahezu vollständig durch Bodenerosion gekappt worden sind (MOSIMANN 2011). In diesen Fällen liegen die pH-Werte auch im verlehnten Bodenbereich über pH 5 und die Böden sind profilumfassend sehr hoch bis vollständig basengesättigt (85-100 %). Verstärkt treten diese durch Erosion gekappten Lössböden in Höhenlagen unter 350 m auf (dunkelgrüne Flächen).

Basenarme Lösslehme kommen somit im Sundgauer Lösshügelland erst in den höheren Lagen verbreitet vor (Gebiet östlich der Linie Binningen-Therwil). In diesen tiefgründig entkalkten Lösslehmen liegt die Basensättigung im Oberboden zumeist bei 30-85 % (dunkelgelbe Flächen) und im Unterboden zwischen 30 % und 100 % (dunkelgelbe und gelb-grüne Flächen). Kleinräumig werden im Oberboden im Falle sehr starker Versauerung (pH < 4) zudem Werte unter 30 % Basensättigung erreicht (rot-orange Areale).

Eine Detailbetrachtung zur Situation der Basensättigung im Gebiet tiefgründig entkalkter und stark versauerter Lösslehme erfolgt nachfolgend anhand eines Kartenausschnittes aus dem Laufener Becken (Brislach). Darüber hinaus wird das typische räumliche Verteilungsmuster der Basensättigung im Tafeljura exemplarisch anhand eines Gebietes östlich von Tecknau aufgezeigt.

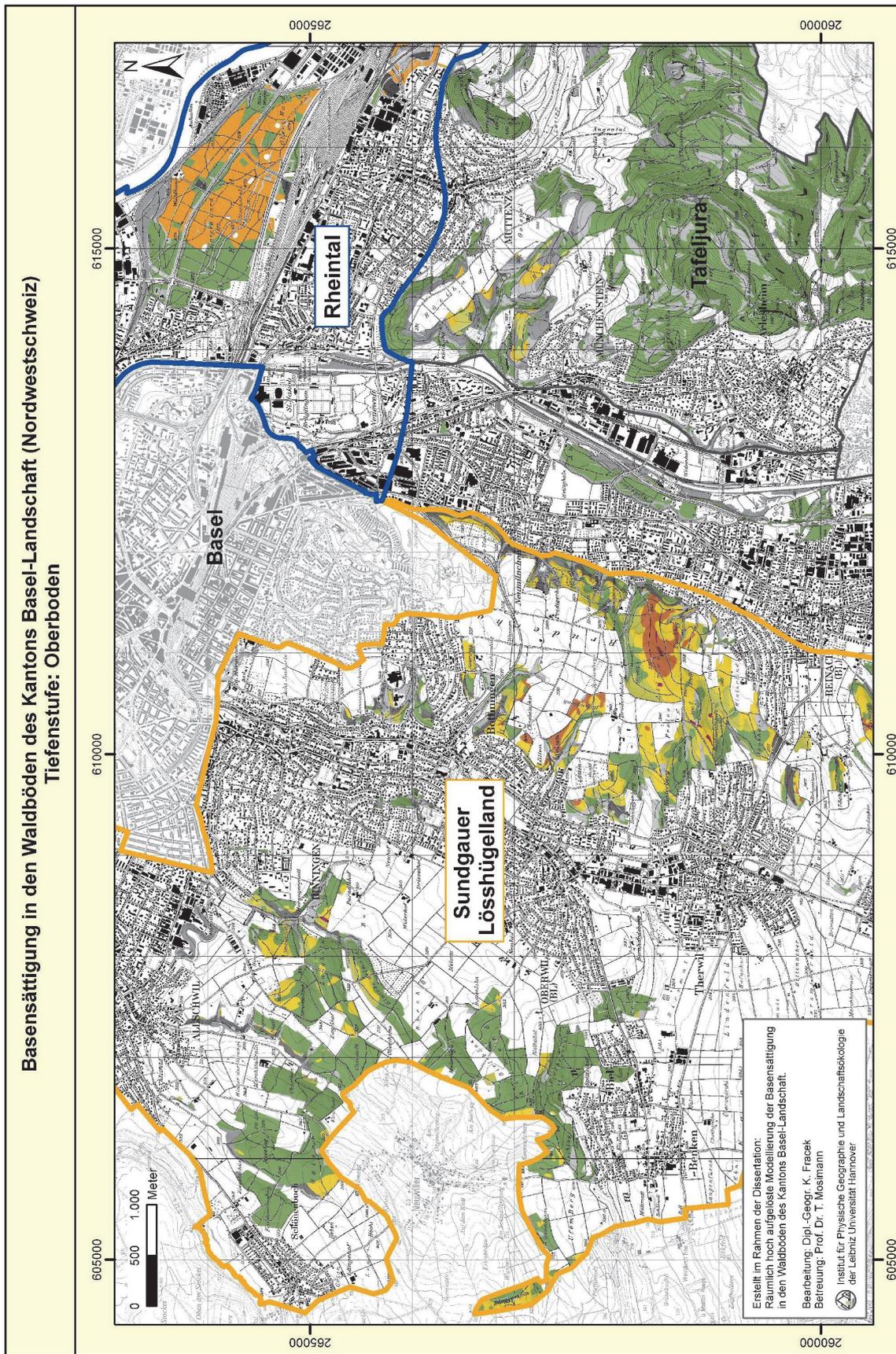


Abb. 37: Ausschnitt aus der Prognosekarte zur Basensättigung (Tiefenstufe Oberboden) im nordwestlichen Teil des Kantons Basel-Landschaft. Das Sundgauer Lösshügelland und das Verbreitungsgebiet der Rhein-Niederterrassenschotter (Rheintal) sind farblich abgegrenzt. Die Legende ist in Abb. 39 hinterlegt.

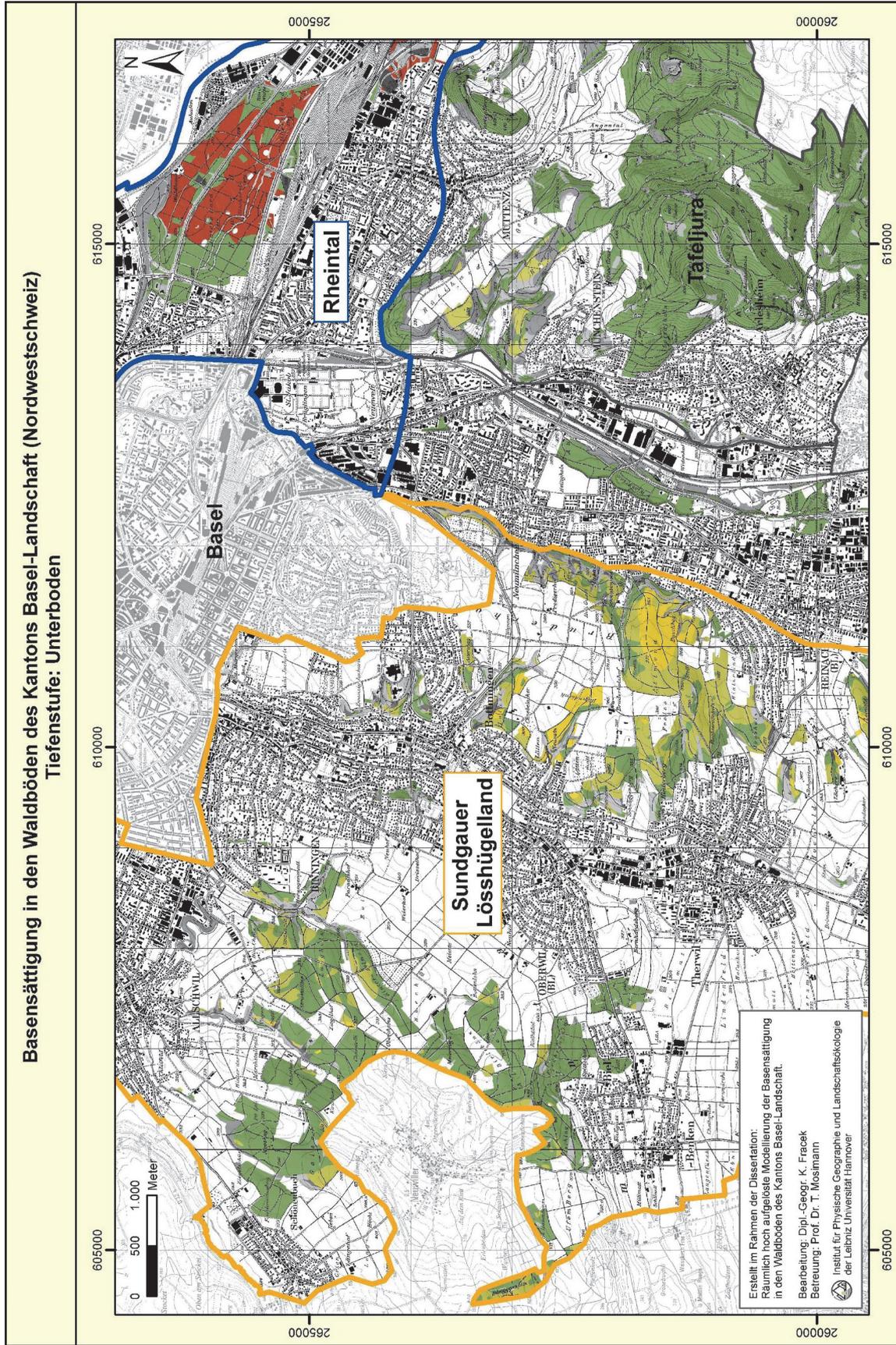


Abb. 38: Ausschnitt aus der Prognosekarte zur Basensättigung (Tiefenstufe Unterboden) im nordwestlichen Teil des Kantons Basel-Landschaft. Das Sundgauer Lösshügelland und das Verbreitungsgebiet der Rhein-Niederterrassenschotter (Rheintal) sind farblich abgegrenzt. Die Legende ist in Abb. 39 hinterlegt.

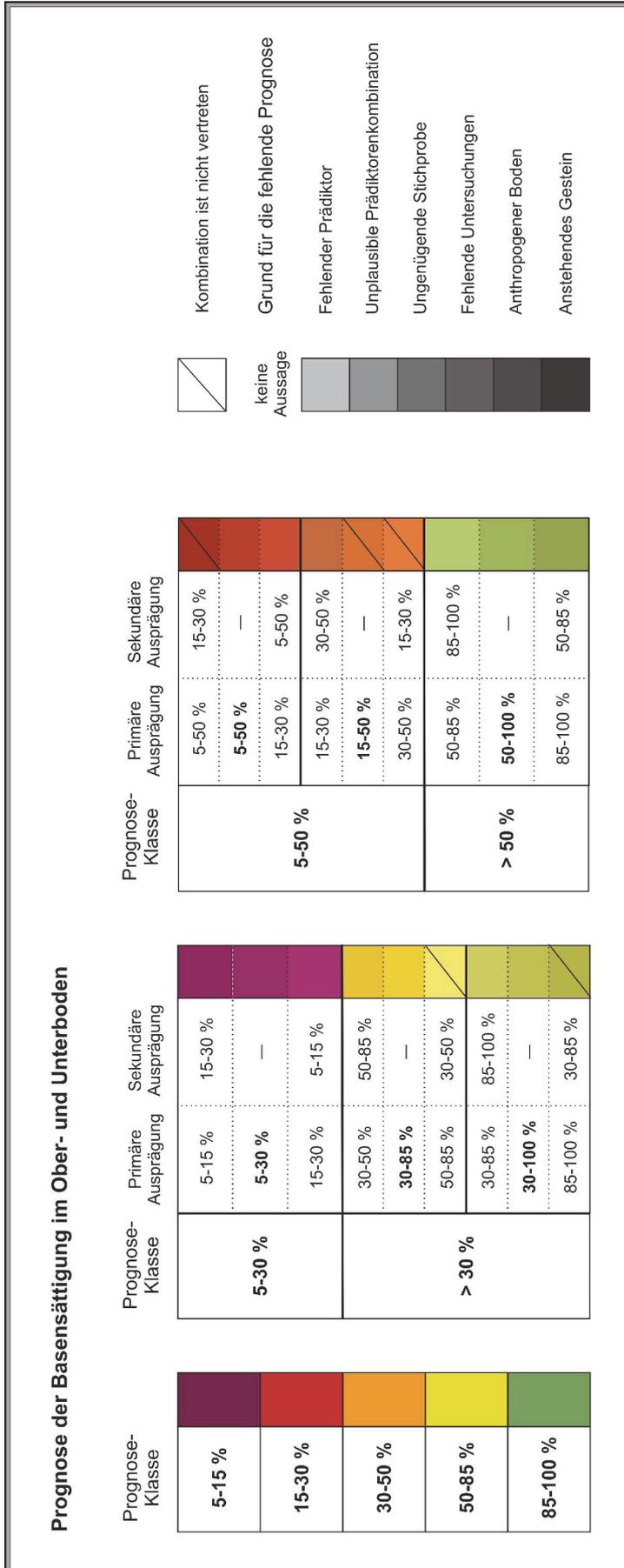


Abb. 39: Legende zu den Prognosekarten der Basensättigung (im Ober- und Unterboden). Die Vorhersage erfolgt auf Grundlage der fünf definierten Basensättigungs-Klassen. In Abhängigkeit von der vorherrschenden Heterogenität werden ggf. zusammengefasste Prognoseklassen ausgewiesen (gemäß Abb. 8) bzw. die Vorhersage nach primärer und sekundärer Ausprägung differenziert. Zur besseren Übersichtlichkeit sind alle diesbezüglichen Kombinationsmöglichkeiten in der Legende dargestellt. Einige dieser Kombinationen sind jedoch im Modell nicht vertreten (durch Schrägstriche markiert). Ist keine Vorhersage der Basensättigung möglich, so wird der jeweilige Grund für die fehlende Prognose angegeben.

Brislach (Laufentaler Lösshügelland)

Die Lösslehme im Laufentaler Lösshügelland sind stets tiefgründig entkalkt und insbesondere im Oberboden mitunter sehr stark versauert ($\text{pH} < 4$).

Abbildung 40 zeigt, dass weite Teile der Brislachallmet und des südlich angrenzenden Hügellandes (Challmet) Basensättigungswerte von 30-85 % im Ober- und 30-100 % im Unterboden aufweisen. Entsprechend des mit der Tiefe abnehmenden Versauerungsgrades, sind die Oberböden also häufig stärker basenverarmt als die Unterböden der Lösslehme. Das Wertespektrum der Basensättigung ist aber besonders im Unterboden sehr weit, da die pH-Werte großflächig zwischen pH 4-5 schwanken. Grund für diese Variabilität ist vermutlich die kleinräumige Heterogenität auftretender Bodenvernässungen (Tiefe und Ausmaß von Stauwassereinflüssen). Zur Unterschreitung 50 %-iger Basensättigung kommt es im Unterboden aber ausschließlich an Standorten, bei denen die pH-Werte unter 4,5 liegen. Eine räumliche Abgrenzung dieser Teilflächen ist wegen der vorherrschenden Heterogenität jedoch nicht möglich. Das kleinräumig differenzierte Verteilungsmuster der Prognoseklassen 30-85 % (dunkelgelbe Areale) und 30-100 % (gelb-grüne Areale) spiegelt also die Aziditäts-Prognose wider.

Während im Unterboden ausschließlich Basensättigungswerte über 30 % vorliegen, treten im Oberboden kleinräumig auch tiefere Werte auf. Hierbei handelt es sich um Flächen mit Fichtenforsten, die wegen des erhöhten Versauerungsdruckes im Oberboden sehr stark basenverarmt sind. Zumeist liegt die Basensättigung auf diesen Flächen im kritischen Bereich (primäre Prognoseklasse von 5-15 %). Der für ein stabiles Wachstum der Nadelbäume benötigte Basensättigungsgrad von mindestens 30 % wird aber in jedem Fall unterschritten (sekundäre Prognoseklasse von 15-30 %). Dementsprechend ist an diesen Standorten mit einer Nährstoffunterversorgung und eingeschränktem Wachstum der Bäume zu rechnen. Dies wird dadurch verstärkt, dass die im Unterboden vorhandenen Nährstoffreserven (Basensättigung stets $> 30\%$) von den flachwurzelnden Fichten schwer zu erschließen sind. Die sehr stark und tiefgründig versauerten Löss-/Decklehme unter reiner Fichtenbestockung stellen damit aktuell die am stärksten gefährdeten Flächen im Kanton Basel-Landschaft dar.

Gebiet östlich von Tecknau (Tafeljura)

Abbildung 41 stellt das typische räumliche Verteilungsmuster der Basensättigung im Tafeljura anhand von Kartenausschnitten (Ober- und Unterboden) aus dem Gebiet östlich von Tecknau dar. Deutlich erkennbar ist die vorherrschende Dominanz sehr hoher Basensättigungsgrade von 85-100 % (dunkelgrüne Flächen) im Bereich der karbonatgeprägten Böden. Auf weiten Teilen der Plateaus hat sich der Boden direkt im anstehenden Kalkstein entwickelt und auch die steilen Flanken der Tafelberge sind durch skelettreiche, flachgründige Böden gekennzeichnet, die stets sehr hoch bis vollständig basengesättigt sind.

Lediglich in flacheren Hangbereichen ($< 32^\circ$) treten kleinräumig skelettarme, tiefgründig entkalkte ($> 50\text{ cm}$) Gehängelehme auf. In Abhängigkeit vom Skelettgehalt sind diese Deckschichten in der Regel zumindest im Oberboden leicht versauert und schwach basenverarmt (gelbes Areal mit 50-85 % Basensättigung im südlichen Bereich der Hochfläche, Flurname Platten).

Stärker und zumeist tiefgründig basenverarmte Böden treten im Jura typischerweise auf den Tafeljura-Hochflächen im Bereich der inselartig verbreiteten Decklehme auf (hellgrüne Flächen im zentralen Bereich des Plateaus). Die Basensättigung liegt hier sowohl im Ober- als auch Unterboden großflächig bei 30-85 % und unterschreitet im Oberboden auf einzelnen stärker versauerten Teilflächen (pH 4-4,5) mit Fichtenreinbestockung (dunkelgelbe Areale) die 50 %-Grenze (primäre Prognoseklassen von 30-50 %).

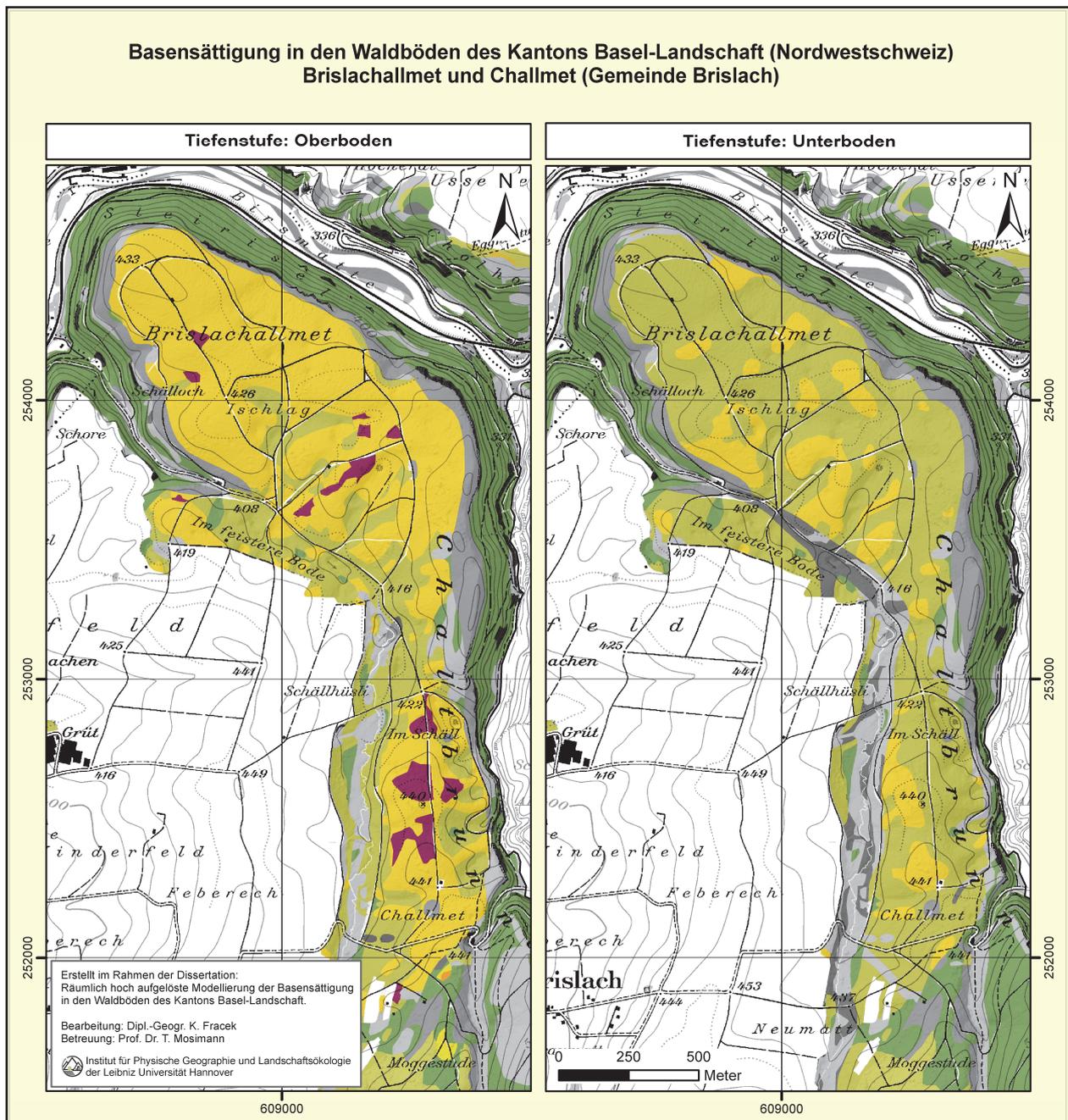


Abb. 40: Ausschnitte aus den Prognosekarten zur Basensättigung (Ober- und Unterboden) im Gebiet des Laufener Beckens (Brislach).
Die Legende ist in Abb. 39 hinterlegt.

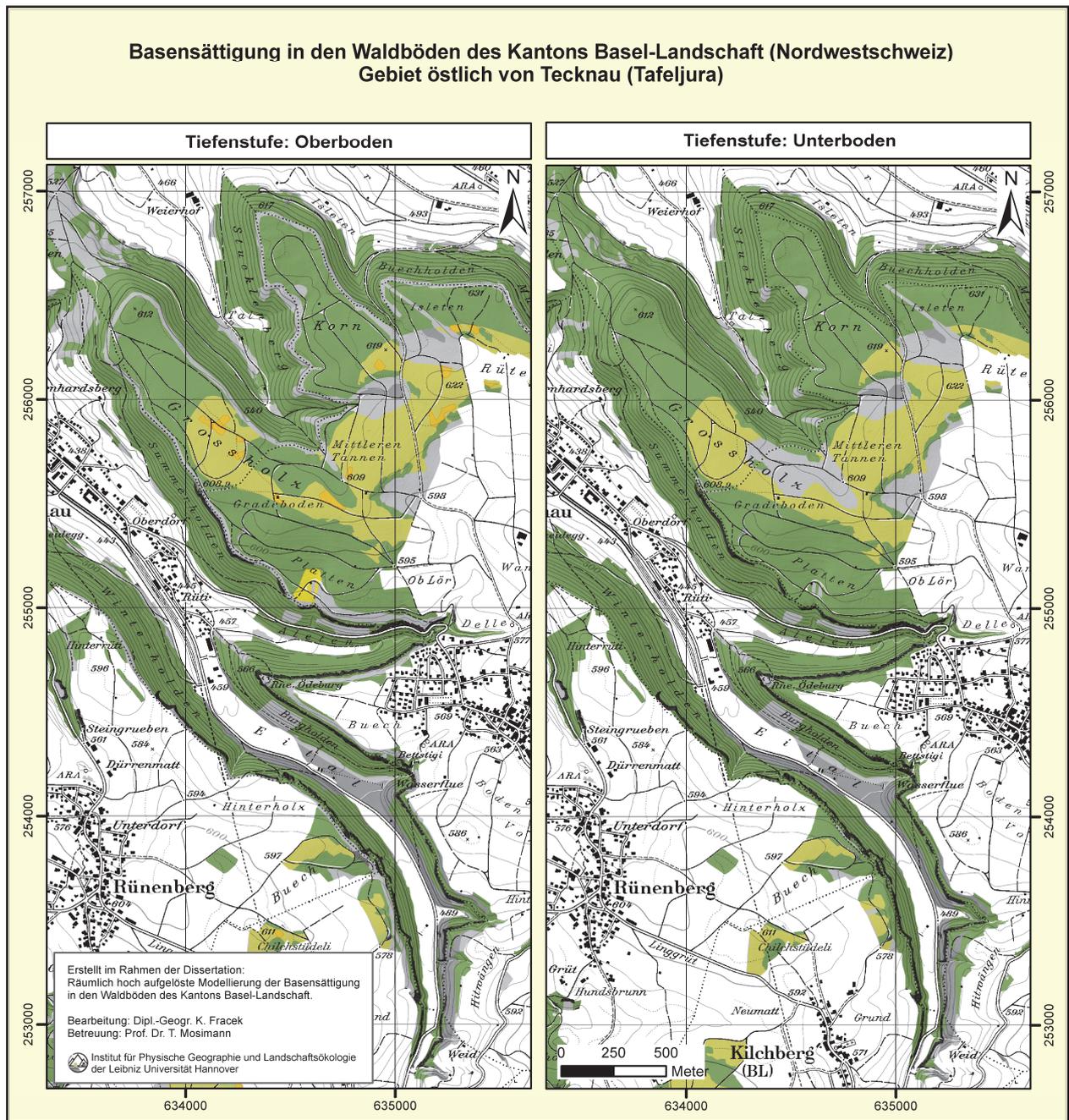


Abb. 41: Ausschnitte aus den Prognosekarten zur Basensättigung (Ober- und Unterboden) im Gebiet östlich von Tecknau (Tafeljura).

Die Legende ist in Abb. 39 hinterlegt.

6.7 Grenzen des Prognosemodells zur Basensättigung

Die Entwicklung des Prognosemodells zur Basensättigung hat auch die Grenzen der Modellierbarkeit aufgezeigt. Einschränkungen bestehen insbesondere bei der Prognosemöglichkeit. Darüber hinaus setzt die natürliche kleinräumige Bodenheterogenität der Genauigkeit der Vorhersage und der Kalibrierbarkeit des Modells Grenzen.

Flächen ohne Aussage zur Basensättigung

Die wichtigste Begrenzung liegt in den Flächenanteilen, für die keine Vorhersage der Basensättigung möglich ist. Im Teilmodell des Oberbodens betrifft dies rund 25 % der Waldfläche, im Unterboden liegt der Flächenanteil bei etwa 16 %. In ihrer räumlichen Verteilung entsprechen diese nicht prognostizierbaren Flächen größtenteils jenen der Entkalkungstiefe- und Aziditäts-Modelle, da die Flächeninformationen dieser Modelle eine wichtige Grundlage für die Modellierung der Basensättigung darstellen. So ist die Vorhersage der Basensättigung stets an den pH-Wert geknüpft und in den Bodenregionen Jura und Talböden außerdem mit der Entkalkungstiefe verbunden. Fehlende Flächeninformationen zur Ausprägung dieser beiden Prädiktoren bedingen daher zwangsläufig die Ausweisung von Arealen ohne Prognosemöglichkeit (Tab. 10). Wichtige Gründe für fehlende Informationen zur Entkalkungstiefe sind u. a. unvollständige Angaben zur pflanzensoziologischen Waldgesellschaft und gesteinspezifische Heterogenitäten (Kapitel 5.4). Die Vorhersage der Azidität stößt insbesondere bei den Deckschichten im Jura an Grenzen. Für einzelne Gesteinstypen lässt sich die Ausprägung der Azidität in bestimmten Relieflagen (z. B. schwach geneigte Normalhänge) nicht vorhersagen, da die Zeigereigenschaften der Waldgesellschaften (Reaktions- und Feuchtestufen) zum Teil unzureichend sind.

Darüber hinaus erweist sich die Unschärfe in den Informationen der geologischen Karten in allen drei Modellen als limitierender Faktor. Diskrepanzen zum tatsächlich bodenbildenden Ausgangsgestein führen zu unplausiblen Prädiktorenkombinationen, wie zum Beispiel dem Auftreten von Gehängeschuttdecken oder Kalken im Lösshüglland (Tab. 10). Besonders im Gebiet Arisdorf/Giebenach herrschen großräumig Unstimmigkeiten zum bodenbildenden Substrat der (umgelagerten) Deckenschotter und Lösslehme vor. Da diese Substrate häufig stark versauert und basenverarmt sind, erscheint für dieses Gebiet eine Nachkartierung der anstehenden Gesteine sinnvoll. Dadurch ließe sich die Vorhersage der Basensättigung in diesem Gebiet flächenmäßig vervollständigen. In Kombination mit einer zusätzlichen Probenahme bestünde zudem die Möglichkeit, die ermittelte Tendenz einer stärkeren Basenverarmung der „reinen“ Schotter im Vergleich zu den aufgelagerten Lösslehmdecken zu verifizieren und die Prognose der Basensättigung gegebenenfalls dementsprechend zu präzisieren.

Auch die Flächeninformationen zur Decklehm-Verbreitung im Jura führen kleinräumig zu unplausiblen Prädiktorenkombinationen. Es zeigt sich, dass die in den geologischen Karten ausgewiesenen Decklehm-Areale zu stark generalisiert und teilweise gar nicht so großflächig verbreitet sind wie angegeben. Infolgedessen kommt es auf einzelnen Flächen zu Diskrepanzen zwischen den Prädiktoreninformationen der Entkalkungstiefe und der Azidität. Bei einer prog-

nostizierten Entkalkungstiefe von 0-10 cm werden gleichzeitig pH-Werte unter 5 vorhergesagt, was bei kalkhaltiger Feinbodenmatrix nicht plausibel ist. Für die betroffenen Areale kann deshalb keine Prognose zur Basensättigung gegeben werden. In relevanter Flächenausdehnung tritt diese Problematik insbesondere im westlichen Faltenjura, südwestlich von Laufen, auf. Um eine Verbesserung der Prognostizierbarkeit zu erreichen, müssten in diesem Gebiet die Decklehm-Areale nachkartiert werden.

Auch im Teilmodell des Unterbodens überwiegen die zuvor angeführten technischen Gründe fehlender und unplausibler Prädiktoren/-kombinationen für die Ausweisung nicht prognostizierbarer Flächen (Anhang, A 16). Insgesamt ist der Anteil von Flächen ohne Prognose mit etwa 16 % jedoch deutlich geringer. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass Informationen zur Azidität im Unterboden für einen größeren Flächenanteil (rund 87 % der Waldfläche) vorliegen.

Durch die Integration von Prädiktoren, deren Flächeninformationen mithilfe von Prognosemodellen gewonnen worden sind, ergibt sich grundsätzlich das Problem, dass fehlende Informationen und Unschärfen in der Einstufung des Prädiktors auf das Folgemodell übertragen werden. In Bezug auf die fehlenden Flächeninformationen zur Azidität ließe sich überprüfen, ob für einzelne Areale eine speziell auf das Basensättigungs-Modell ausgerichtete, verallgemeinerte Prognose mit der Ausprägung „pH > 5“ möglich ist. Ist dies der Fall, so ließe sich zukünftig auch für diese Flächen eine Vorhersage der Basensättigung (85-100 %) erzielen.

Flächenanteil ohne Prognose	Gründe für fehlende Aussagen (Flächenanteil an gesamter Waldfläche)		Wichtige Prädiktorensituationen ohne Prognosemöglichkeit
25,4 %	Technische Gründe	Prädiktor fehlt (18,72 %)	Fehlende Informationen zur Azidität und Entkalkungstiefe
		Prädiktorenkombination ist unplausibel (5,18 %)	Gehängeschuttdecken und Kalke im Lösshügelland; Diskrepanzen zwischen Azidität und Entkalkungstiefe
		Stichprobe ungenügend (0,33 %)	Kleinräumig auftretende Schotter im Sundgauer Hügelland
		Untersuchungen fehlen (0,08 %)	Kleinräumig auftretende Tertiäre Mergel
	Inhaltliche Gründe	Anstehendes Gestein (1,02 %)	Felsbänder
		Anthropogener Boden (0,05 %)	Anthropogene Aufschüttungen

Tab. 10: Übersicht zu den Gründen für Flächen ohne Prognosemöglichkeit der Basensättigung (Tiefenstufe Oberboden).

Fehler bei der Einstufung der Basensättigung in den Karten

Neben der eingeschränkten Prognosemöglichkeit weist das Modell Grenzen bei der Genauigkeit der Vorhersage auf. Unschärfen im Entkalkungstiefe- und Aziditäts-Modell führen dazu, dass die in den Entscheidungsbäumen hinterlegten Informationen zur Ausprägung der Basensättigung nur eingeschränkt auf die Fläche übertragen werden können. Die Prädiktoreninformationen zur Entkalkungstiefe und zur Azidität sind dafür z. T. nicht ausreichend differenziert.

Beim Entkalkungstiefe-Modell betrifft dies insbesondere die Information für den Gesteinstyp Tonmergel. Im Regelfall beträgt die Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches über anstehendem Tonmergel höchstens 50 cm (Prognose von 0-50 cm mit hoher Aussagesicherheit; $n = 32$). Vereinzelt liegen jedoch auch tiefgründiger kalkfreie Gehängelehme, teilweise aus Decklehm-Resten, über dem anstehenden Tonmergel (Entkalkungstiefen von rund 50-100 cm). Das vorliegende Stichprobenkollektiv zeigt, dass die Basensättigung in diesen Fällen deutlich unter 85 % fallen kann. Bei sehr stark saurer Bodenreaktion ist zu erwarten, dass vor allem im Oberboden die 50 %-Grenze unterschritten wird (Prognose von 30-50 % bei pH 3,5-4; $n = 4$). Eine Übertragung dieser Situation auf die Fläche ist jedoch nicht möglich, da die betroffenen Areale anhand der modellierten Entkalkungstiefe nicht lokalisiert werden können. In dieser Hinsicht besteht Verbesserungsbedarf im Entkalkungstiefe-Modell. Es ließe sich beispielsweise eine gezielte Decklehm-Kartierung für den Gesteinstyp Tonmergel durchführen.

Teilweise wird die inhaltliche Differenzierung des Basensättigungs-Modells auch durch die Prädiktoreninformationen der Azidität eingeschränkt. Dies betrifft vor allem die Vorhersage für die versauerten Böden im Lösshügelland. Großflächig liegt der pH-Wert in diesen Böden oberhalb von pH 4 (primäre Ausprägung der Aziditäts-Stufe), so dass das Basensättigungs-Modell verbreitet Werte über 30 % Basensättigung vorhersagt. Die sekundäre Ausprägung der prognostizierten Azidität und das vorliegende Stichprobenkollektiv weisen aber darauf hin, dass innerhalb dieser Flächen kleinräumig auch tiefere pH-Werte auftreten können. In diesen Fällen muss mit einer Unterschreitung der 30 %-Grenze gerechnet werden. Weitere Ungenauigkeiten bei der Einstufung der Basensättigung betreffen Flächen, bei denen die Aziditäts-Prognose eine ganze pH-Stufe umfasst (pH 4-5). Auch in diesen Fällen wird die inhaltliche Differenzierung des Basensättigungs-Modells unterdrückt und zwangsläufig ein sehr weites Wertespektrum der Basensättigung ausgewiesen (z. B. 30-100 % Basensättigung).

Die angesprochenen Unschärfen in den Prädiktoreninformationen zur Entkalkungstiefe und zur Azidität schränken also die Genauigkeit der Basensättigungs-Prognose für einzelne Teilräume ein und unterdrücken die inhaltliche Differenzierung des Modells. Anhand der erstellten Entscheidungsbäume ist es aber jederzeit möglich, die Ausprägung der Basensättigung kleinräumig mithilfe von pH-Messungen auf einzelnen Teilflächen zu präzisieren (Kapitel 7).

Grenzen der Kalibrierbarkeit und Heterogenitätsproblem

Unabhängig von den angesprochenen Einschränkungen bei der Prognosemöglichkeit und den Grenzen bei der Genauigkeit der Prognose muss grundsätzlich beachtet werden, dass es sich bei den Flächeninformationen um Angaben zur wahrscheinlichsten, für die jeweilige Standort-situation typischen, Ausprägung einer Bodeneigenschaft handelt. Den ausgewiesenen Boden-arealen haftet damit trotz ihrer diskreten Form eine räumlich-inhaltliche Unschärfe an, die vor allem aus der natürlichen kleinräumigen Bodenvariabilität resultiert (Kapitel 3.4.1). Zu einem gewissen Grad lässt sich dieses Heterogenitätsproblem durch die Zusammenfassung von Prognoseklassen oder die Angabe einer sekundären Ausprägung einschränken. Damit lässt sich

eine Annäherung an die natürliche Situation erreichen. Dieser Annäherung sind aber prinzipielle Grenzen gesetzt, da ein Modell generell eine vereinfachte Darstellung der Realität und kein Abbild der Natur darstellt.

Der Kalibrierbarkeit des Modells sind also prinzipielle Grenzen gesetzt. Dementsprechend lässt sich bereits aus rein methodischen Gesichtspunkten keine vollkommene Übereinstimmung zwischen dem Kalibrierungsdatensatz und den Modellergebnissen erwarten.

Abbildung 42 zeigt die erreichte Annäherung des Modells an die durch die Eingangsdaten repräsentierte räumliche Streuung der Basensättigung. Bei der Interpretation ist zu berücksichtigen, dass das Stichprobenkollektiv stark reduziert ist. Fälle, bei denen auftretende Abweichungen auf die zuvor angesprochenen Unschärfen in den Prädiktoreninformationen der Azidität und der Entkalkungstiefe zurückzuführen sind (z. B. Diskrepanzen zwischen dem gemessenen pH-Wert und der prognostizierten Aziditäts-Stufe), sind nicht berücksichtigt. Der Kalibrierungsdatensatz ist infolgedessen verstärkt im Bereich niedriger Basensättigungswerte reduziert.

Im übrigen Stichprobenkollektiv liegt in rund 90 % der Fälle (Oberboden: $n = 52$, Unterboden: $n = 37$) eine Übereinstimmung zwischen den Messwerten und den prognostizierten Klassen der Basensättigung vor (Abb. 42). Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die wesentlichen Faktoren, die die räumliche Variabilität der Basensättigung beeinflussen, im Modell berücksichtigt worden sind und das Modell in der Lage ist, eine kausalerorientierte Prognose zur Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft zu liefern.

Fazit zu den Grenzen der Modellierung der Basensättigung

Einschränkungen bei der Prognosemöglichkeit, der Genauigkeit der Vorhersage und der Kalibrierbarkeit setzen der Modellierung der Basensättigung Grenzen. Die wichtigste Begrenzung liegt in Flächenanteilen, für die keine Aussage zur Basensättigung möglich ist. Dies betrifft bis zu 25 % der Waldfläche (Teilmodell des Oberbodens). Hauptgründe für die eingeschränkte Prognosemöglichkeit sind fehlende oder unplausible Prädiktoren/-kombinationen. Dabei handelt es sich zumeist um fehlende Flächeninformationen zur Azidität und zur Entkalkungstiefe sowie um Diskrepanzen, die auf Unschärfen in den Informationen der geologischen Karten zurückzuführen sind. Durch eine Verbesserung der Datengrundlagen ließe sich die Prognosemöglichkeit also deutlich erhöhen. Von übergeordneter Bedeutung erscheint die Verbesserung der Flächeninformationen zum Gesteinstyp, da vorherrschende Unstimmigkeiten zum tatsächlich bodenbildenden Ausgangsgestein die Prognosemöglichkeit aller Modelle einschränken.

In Bezug auf die Genauigkeit der Prognose und die Kalibrierbarkeit des Modells sind die Verbesserungsmöglichkeiten hingegen stark eingeschränkt, da die ermittelten Grenzen Ergebnis der natürlichen Bodenheterogenität sind und sich die reale Standortsituation generell nur bis zu einem gewissen Grad reproduzieren lässt. Eine stärkere Annäherung ließe sich aber beispielsweise durch eine gezielte Decklehm-Kartierung auf dem Gesteinstyp Tonmergel erreichen. Außerdem besteht die Möglichkeit, die Basensättigungs-Prognose für einzelne Waldstandorte anhand der aufgestellten Entscheidungsbäume zu präzisieren (Kapitel 7).

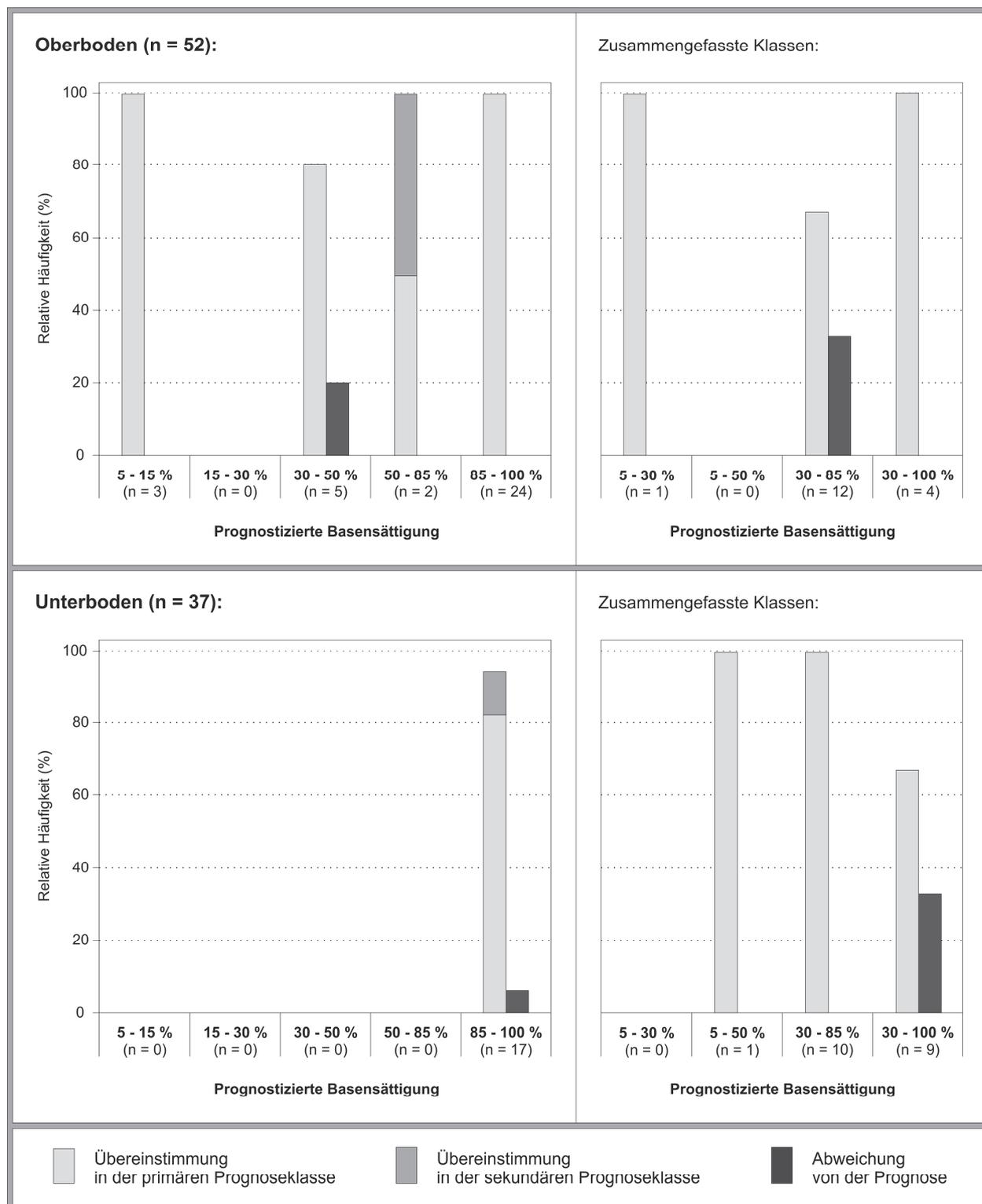


Abb. 42: Vergleich der prognostizierten Klassen mit den Messwerten des Kalibrierungsdatensatzes zur Ermittlung der erreichten Annäherung des Prognosemodells an die räumliche Streuung der Basensättigung.

Fälle, die auf Flächen ohne Prognosemöglichkeit entfallen (Oberboden: n = 25, Unterboden: n = 16) oder bei denen auftretende Abweichungen auf Unschärfen in den Prädiktoreninformationen der Azidität und der Entkalkungstiefe zurückzuführen sind (Oberboden: n = 18, Unterboden: n = 11), sind ausgeschlossen.

7 Ausblick

Das entwickelte Prognosemodell der Basensättigung liefert räumlich hoch aufgelöste, tiefendifferenzierte Flächeninformationen zur Basenausstattung der Waldböden im Kanton Basel-Landschaft. Diese dienen als Informationsgrundlage für die waldbauliche Entwicklungsplanung. Zur Gewährleistung einer hohen Praxistauglichkeit der Ergebnisse orientiert sich die Vorhersage an bodenökologischen Gesichtspunkten und den baumartspezifischen Mindestanforderungen an die Basensättigung des Bodens. Dies ermöglicht es, unzureichend nährstoffversorgte Waldstandorte zu identifizieren.

Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass zum aktuellen Zeitpunkt großflächig keine Gefährdung durch Nährstoffmangel besteht. Kleinräumig (auf rund 1 % der Waldfläche) werden jedoch die Mindestanforderungen einzelner Baumarten (z. B. > 50 % bei Rotbuche), z. T. bis in den Bereich des Unterbodens, unterschritten (z. B. im Gebiet der Rhein-Niederterrassenschotter). Darüber hinaus wird vereinzelt bereits ein für das Pflanzenwachstum generell kritischer Basensättigungswert unter 15 % erreicht (z. B. in einzelnen Fichtenforsten im Lösshügelland). Diese durch Nährstoffmangel und Aluminium-Toxizität akut gefährdeten Waldstandorte lassen sich direkt anhand der Prognosekarten lokalisieren. Für die übrige Waldfläche empfiehlt sich wegen der baumartspezifischen Mindestanforderungen eine Verschneidung der Prognosekarten mit den Flächeninformationen zur Bestandeszusammensetzung. Dies ermöglicht eine standortbezogene Beurteilung der jeweiligen Nährstoffsituation. Dabei ist insbesondere bei einer Unterschreitung der baumartspezifischen Grenzwerte bis in den Unterboden von einer akuten Gefährdung durch Nährstoffmangel auszugehen.

Bei der Umsetzung dieses Vorhabens ist zu berücksichtigen, dass die Vorhersage der Basensättigung auf rund 75 % (Oberboden) bzw. 84 % (Unterboden) der Waldfläche beschränkt ist. Hauptgrund für diese begrenzte Prognosemöglichkeit sind Unschärfen in den Datengrundlagen (z. B. bei den Informationen der geologischen Karten). Durch eine Verbesserung dieser ließe sich die Prognosemöglichkeit also deutlich erhöhen. Außerdem besteht die Möglichkeit, verbleibende räumliche Lücken durch die Verwendung der aufgestellten Entscheidungsbäume im Sinne eines „Feldschlüssels“ zu füllen. Durch gezielte Felduntersuchungen zu den in der jeweiligen Bodenregion relevanten Standortfaktoren (verwendete Prädiktoren) lässt sich die Basensättigung einzelner Waldstandorte jederzeit präzise einstufen. Die in den Entscheidungsbäumen hinterlegten Algorithmen ermöglichen also gewissermaßen eine „Modellierung vor Ort“. Durch diese zusätzliche Verwendungsmöglichkeit des Modells lässt sich auch die Genauigkeit der Prognose für einzelne Waldstandorte verbessern. Dies gilt insbesondere für Bereiche, in denen die potenziell mögliche inhaltliche Differenzierung des Basensättigungs-Modells infolge naturbedingter Bodenheterogenitäten unterdrückt worden ist (z. B. im Falle einer prognostizierten Aziditäts-Stufe von pH 4-5).

Anschließend lassen sich aus der ermittelten Gefährdung der Waldstandorte durch Nährstoffmangel konkrete Aussagen für die forstwirtschaftliche Praxis ableiten. Generell muss bei einer Unterschreitung der benötigten Basensättigungsgrade mit einem reduzierten Stamm- und

Wurzelwachstum sowie einer erhöhten Anfälligkeit der Bäume gegenüber Windwurf, Trockenstress und Schädlingen gerechnet werden. Um diesen negativen Folgen entgegenzuwirken, ist grundsätzlich zu empfehlen, den Nährstoffentzug mit der Holzernte stark einzuschränken, versauerungsfördernde Nadelhölzer zu vermeiden und stattdessen tiefwurzelnde, wenig anspruchsvolle Laubbäume zu fördern. Dadurch lässt sich der Versauerungsdruck gering halten und der ökosysteminterne Nährstoffkreislauf fördern. Für konkrete Empfehlungen zur Baumartenwahl an einzelnen Waldstandorten ist aber generell die Berücksichtigung aller relevanten Standortfaktoren (z. B. Gründigkeit, Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse) notwendig.

Langfristig gesehen sind mit den entwickelten Modellen der Basensättigung und der Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches zudem wichtige Grundlagen für die Beurteilung des Versauerungsrisikos geschaffen worden.

Das Versauerungsrisiko beschreibt die Empfindlichkeit des Bodens gegenüber einer fortschreitenden Abnahme des pH-Wertes und der Basensättigung sowie einer möglichen Aluminium-Toxizität bei den Pflanzen und hängt vom aktuellen Säurestatus, der Stärke der Säurebelastung und den Puffereigenschaften des Bodens ab. Mit den gewonnenen Flächeninformationen zur Basensättigung lässt sich der aktuelle Säurestatus der Böden nun umfassend beschreiben. Darüber hinaus liefert das Entkalkungstiefe-Modell wichtige Flächeninformationen zu den Puffereigenschaften der Böden, da die Versauerungsdynamik durch das Vorhandensein von Karbonaten deutlich gehemmt wird (ZIMMERMANN ET AL. 2010).

Für die zukünftige Beurteilung des Versauerungsrisikos kann beispielsweise an das System von BLASER ET AL. (2008a, 2008b) angeknüpft werden, um empfindliche Waldböden zu identifizieren und vorsorgende Maßnahmen ergreifen zu können.

Für eine umfassende Beurteilung einer potenziellen Basensättigungs-Abnahme empfiehlt sich dabei auch die Berücksichtigung der Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}), „da für eine Reduktion der Basensättigung in einem Boden mit großer KAK mehr Säureäquivalente verbraucht werden als in einem Boden mit geringer KAK“ (ZIMMERMANN ET AL. 2010, S. 527). Das im Rahmen dieser Arbeit gewonnene Datenkollektiv könnte die Basis dafür bilden.

8 Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund einer zunehmenden Gefährdung von Waldökosystemen durch Nährstoffmangel wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit ein Modell zur räumlichen Vorhersage der Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft (rund 200 km²) entwickelt. Es dient insbesondere dazu, Waldstandorte mit unzureichender Nährstoffversorgung zu identifizieren und bildet damit eine wichtige Informationsgrundlage für die waldbauliche Entwicklungsplanung.

Der Modellentwicklung vorausgegangen sind detaillierte Untersuchungen zur Situation der Basensättigung an 110 Standorten. Es zeigte sich, dass die Ausprägung der Basensättigung insbesondere durch die Azidität sowie durch das bodenbildende Ausgangsgestein, die Entkalkungstiefe, den Bodenwasserhaushalt, den Waldbestand und den Humusgehalt beeinflusst wird. Darüber hinaus ließen sich standortspezifische Tiefengradienten der Basensättigung ermitteln, weshalb die Vorhersage der Basensättigung tiefendifferenziert erfolgt (Ober- und Unterboden). Vor dem Hintergrund der gewonnenen Informationen zur Situation der Basensättigung in den untersuchten Waldböden und den ermittelten Prozesszusammenhängen wurde zusätzlich ein Modell zur Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches (Entkalkungstiefe) entwickelt, das eine wichtige Grundlage für die räumliche Vorhersage der Basensättigung bildet.

Die Modellierung erfolgt faktorenbasiert, durch die Verknüpfung der für das jeweilige Modell relevanten Prädiktoren (Vorhersagevariablen) in Form weit verzweigter Entscheidungsbäume (CART-Methode). Die Modellstruktur von Entscheidungsbäumen erweist sich als übersichtlich und durchschaubar, so dass Anwender die Möglichkeit haben, die vorgenommenen Einstufungen (Prognosen) anhand der zugrunde liegenden Prädiktorenkombination nachzuvollziehen.

Die verwendete Methodik der Modellentwicklung kombiniert empirisch-statistische Analysen („Datenbasis“) mit Expertenwissen („Wissensbasis“), da die zur Verfügung stehenden Teilstichproben nur bei weitverbreiteten Standortsituationen ausreichend groß sind, um eine statistisch-begründete Vorhersage ableiten zu können. Bei sehr kleinen Teilstichproben ($n \leq 4$) kann die fehlende datenbasierte Einstufung durch eine wissensbasierte, empirisch-begründete, Prognose ersetzt werden. Dies ist möglich, sofern das verfügbare Wissen in Form von allgemein bekannten Kausalzusammenhängen, Erkenntnissen aus vergleichbaren Untersuchungen und örtlichem Erfahrungswissen ausreicht. Sind die Zusammenhänge hingegen ungenügend gesichert oder die Heterogenität zu groß, so lassen sich durch die gewählte Methodik auch nicht prognostizierbare Prädiktorenkombinationen ausweisen.

Die Basis der Modelle bilden punktbezogene Eingangsdaten mit Informationen zur Ausprägung der jeweiligen Zielgröße sowie Flächendaten, die als Prädiktoren in die Modelle eingehen. Im Rahmen des Projektes MODELLIERUNG VON WALDBODENEIGENSCHAFTEN IM KANTON BASEL-LANDSCHAFT sind vielfältige Flächendaten generiert worden, die Informationen zur Topographie, zum Relief, zum Gestein, zum Klima und zur Vegetation liefern. Darüber hinaus stehen modellierte Flächendaten zu den Waldbodeneigenschaften Azidität (Ober- und Unterboden), Skelettgehalt, Gründigkeit und Vernässung zur Verfügung (MOSIMANN ET AL. 2011).

Auch die punktbezogenen Eingangsdaten stammen teilweise aus dem angeführten Projekt. Zusätzlich sind im Rahmen der vorliegenden Arbeit weitere 79 Waldstandorte untersucht worden. Die Untersuchungen erfolgten tiefendifferenziert (Oberboden: 0-15 cm, Unterboden: 50 cm \pm 15 cm) mithilfe einer flächenbezogenen Rasterbeprobung, um vor dem Hintergrund kleinräumiger Bodenheterogenitäten die Gewinnung einer repräsentativen Datengrundlage zu gewährleisten. Die Festlegung der Probenanzahl und der Rasterausdehnung erfolgte auf Grundlage einer Voruntersuchung zur Streuung der pH-Werte innerhalb homogen aufgebauter Waldareale.

Für die tiefenstufendifferenzierte Modellierung der Basensättigung stehen insgesamt 97 (Oberboden) bzw. 65 (Unterboden) punktbezogene Eingangsdaten zur Verfügung. Die Stichprobe für die Modellierung der Entkalkungstiefe umfasst 329 Fälle.

Auf Grundlage dieser Datenbasis wurde zunächst unter Einbezug von acht verschiedenen Prädiktoren ein Prognosemodell zur Entkalkungstiefe entwickelt. Die morphographische Reliefgliederung und die petrographischen Gesteinstypen erwiesen sich hierbei als die bedeutsamsten Prädiktoren.

Die erstellte Ergebniskarte liefert für 87 % der Waldfläche nachvollziehbare, kleinräumig differenzierte Informationen zur Ausprägung der Entkalkungstiefe in fünf Klassen. Das räumliche Verteilungsmuster der Prognosen spiegelt deutlich die unterschiedliche naturräumliche Ausstattung in den einzelnen Bodenregionen wider. Während beispielsweise die Böden im Lösshügelland in der Regel bis in Tiefen über 100 cm entkalkt sind, dominieren im Jura geringe Entkalkungstiefen von unter 50 cm. Kalkfreie Bodenbereiche von über 50 cm Mächtigkeit treten dort lediglich kleinräumig, insbesondere im Bereich der inselartig verbreiteten Decklehme auf den Tafeljura-Hochflächen auf.

Die Überprüfung des Modells hat gezeigt, dass eine gute Annäherung an die durch den Kalibrierungsdatensatz repräsentierte räumliche Streuung der Entkalkungstiefe erreicht werden konnte (Übereinstimmung in 85 % der Fälle). Die Qualität der Flächenprognose wurde anhand eines unabhängigen Datensatzes ($n = 56$) überprüft. Das Validierungsergebnis zeugt von einer hohen Qualität des Modells. Es lässt sich eine Übereinstimmung in 91 % der Fälle verzeichnen. An seine Grenzen stößt das Modell in Bezug auf die Prognosemöglichkeit. Für rund 13 % der Waldfläche kann keine Aussage zur Entkalkungstiefe gemacht werden. Dies ist hauptsächlich auf fehlende oder unplausible Prädiktoren/-kombinationen zurückzuführen (z. B. Diskrepanzen zwischen den Informationen der geologischen Karten und dem tatsächlich bodenbildendem Ausgangsgestein). Durch eine Verbesserung der Grunddaten ließe sich die räumliche Vorhersage der Entkalkungstiefe entsprechend optimieren.

Die gewonnenen Flächeninformationen zur Entkalkungstiefe sind eine wichtige Grundlage für die Modellierung der Basensättigung. Sie dienen insbesondere dazu, mächtige, z. T. stark versauerte Deckschichten im Jura zu lokalisieren (Entkalkungstiefe > 50 cm), in denen es zu einer ausgeprägten Basenverarmung kommen kann.

Neben der Entkalkungstiefe gehen die Azidität, der Gesteinstyp, der Waldbestand und ein Lageparameter (zur Abgrenzung von Teilregionen im Lösshügelland) als Prädiktoren in das

Prognosemodell der Basensättigung ein. Die Azidität ist für die Vorhersage der Basensättigung von grundlegender Bedeutung, da sich anhand des pH-Wertes in einem gewissen Rahmen direkt auf die Basensättigung schließen lässt. So liegt die Basensättigung bei pH-Werten (CaCl_2) > 5 generell bei 85-100 %. Bei pH-Werten unter 5 ist der Zusammenhang zwischen der Azidität und der Basensättigung grundsätzlich weniger stark ausgeprägt. Es lässt sich zwar eine tendenzielle Abnahme der Basensättigung mit zunehmender Azidität verzeichnen, wegen der dabei auftretenden Streuungen bedarf es im pH-Bereich unter 5 jedoch den Einbezug der oben angeführten Prädiktoren.

Das durch die Verknüpfung dieser fünf Prädiktoren aufgestellte Prognosemodell der Basensättigung liefert räumlich hoch aufgelöste, tiefendifferenzierte Flächeninformationen zur Basenausstattung der Waldböden im Kanton Basel-Landschaft. Zur Gewährleistung einer hohen Praxistauglichkeit der Ergebnisse orientiert sich die Vorhersage an bodenökologischen Gesichtspunkten und den baumartspezifischen Mindestanforderungen an die Basensättigung des Bodens. Dies ermöglicht es, unzureichend nährstoffversorgte Waldstandorte zu identifizieren.

Anhand der Prognosekarten ist ersichtlich, dass aufgrund der flächenmäßigen Dominanz karbonatgeprägter Böden (insbesondere im Jura) die Basensättigung in weiten Teilen des Kantons Basel-Landschaft sowohl im Ober- als auch im Unterboden bei 85-100 % liegt. Demnach besteht zum aktuellen Zeitpunkt großflächig keine Gefährdung der Wälder durch Nährstoffmangel. Kleinräumig (auf rund 1 % der Waldfläche) werden jedoch die Mindestanforderungen einzelner Baumarten (z. B. > 30 % für Nadelbäume, > 50 % für Rotbuche), z. T. bis in den Bereich des Unterbodens, unterschritten und vereinzelt sogar ein für das Pflanzenwachstum generell kritischer Basensättigungswert unter 15 % erreicht. Dies betrifft insbesondere die Oberböden sehr stark versauerter (umgelagerter) Deckenschotter und Löss-/Decklehme in Fichtenforsten. Diese durch Nährstoffmangel und Aluminium-Toxizität akut gefährdeten Waldstandorte lassen sich direkt anhand der Prognosekarten lokalisieren. Auf der übrigen Waldfläche hängt das Gefährdungspotenzial von den Mindestanforderungen des jeweiligen Waldbestandes ab. Eine standortbezogene Beurteilung der Nährstoffsituation lässt sich durch eine Verschneidung der Prognosekarten mit den Flächeninformationen zur Bestandeszusammensetzung erreichen.

Die Validität des Modells wurde anhand eines unabhängigen Datensatzes von 22 Waldstandorten überprüft. Dabei ließ sich in den Teilmodellen des Ober- und Unterbodens jeweils eine Übereinstimmung in rund 80 % der Fälle verzeichnen. Vereinzelt auftretende Abweichungen in Form einer deutlichen Überschätzung sind auf die Datengrundlagen zurückzuführen (fehlerhafte Informationen zur Decklehm-Verbreitung). Durch die Verbesserung der Grunddaten ließe sich also eine Optimierung der Prognosen erreichen.

Die Grenzen des Modells liegen vor allem in der eingeschränkten Prognosemöglichkeit. Die Flächenanteile, für die keine Aussage zur Basensättigung möglich ist, variieren in Abhängigkeit von der Tiefenstufe. Im Teilmodell des Oberbodens bleiben rund 25 % der Waldfläche ohne Aussage, im Unterboden liegt der Flächenanteil bei etwa 16 %.

Hauptgründe für die eingeschränkte Prognosemöglichkeit sind die bestehenden Abhängigkeiten zu den Flächeninformationen der Azidität und der Entkalkungstiefe, da sich diesbezüglich

fehlende Informationen direkt auf die Prognosemöglichkeit des Basensättigungs-Modells auswirken. Darüber hinaus erweisen sich vorliegende Unschärfen in den Informationen der geologischen Karten als relevant, da diese zu unplausiblen Prädiktorenkombinationen führen (z. B. Gehängeschuttdecken im Lösshügelland) und zudem auch die Prognosemöglichkeiten des Aziditäts- und Entkalkungstiefe-Modells einschränken. Um den Anteil von Flächen ohne Aussage zur Basensättigung zu reduzieren, bedarf es also einer Verbesserung der Grunddaten. Sinnvoll erscheint insbesondere eine Nachkartierung der anstehenden Gesteine im Gebiet Arisdorf/Giebenach sowie eine Überprüfung der ausgewiesenen Decklehm-Areale im westlichen Faltenjura (südwestlich von Laufen).

Neben der eingeschränkten Prognosemöglichkeit bestehen Grenzen bei der Genauigkeit der Vorhersage und der Kalibrierbarkeit des Modells. Es zeigt sich, dass das Modell insgesamt eine hohe Annäherung an die durch die Eingangsdaten repräsentierte räumliche Streuung der Basensättigung erreicht. Allerdings zeigt sich auch, dass die in den Entscheidungsbäumen hinterlegten Informationen zur Ausprägung der Basensättigung nur eingeschränkt auf die Fläche übertragen werden können. Hervorgerufen wird dies durch Unschärfen in den Prädiktoreninformationen der Azidität und der Entkalkungstiefe. Diese erweisen sich z. T. als nicht ausreichend differenziert und schränken damit die Genauigkeit der Prognose ein (z. B. im Falle einer prognostizierten Aziditäts-Stufe von pH 4-5). Die diesbezüglichen Verbesserungsmöglichkeiten sind stark eingeschränkt, da die ermittelten Grenzen Ergebnis der natürlichen Bodenheterogenität sind, und sich die reale Standortsituation generell nur bis zu einem gewissen Grad reproduzieren lässt. Es besteht aber die Möglichkeit, die Vorhersage für einzelne Waldstandorte auf Grundlage der in den Entscheidungsbäumen hinterlegten Algorithmen und gezielte Felduntersuchungen zu präzisieren.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass im Rahmen der vorliegenden Arbeit ein tiefendifferenziertes Prognosemodell zur Vorhersage der Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft (Nordwestschweiz) entwickelt werden konnte. Das Modell liefert räumlich hoch aufgelöste Informationen zur Basenausstattung der Böden und ermöglicht damit die Identifikation unzureichend nährstoffversorgter Waldstandorte. Die Grenzen des Modells liegen insbesondere in der eingeschränkten Prognosemöglichkeit und zeigen, dass sich die Prognose durch eine Verbesserung der Grunddaten optimieren ließe. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, die Entscheidungsbäume des Modells als „Feldschlüssel“ zu verwenden, um räumliche Lücken in den Prognosekarten zu schließen und die Genauigkeit der Vorhersage für einzelne Waldstandorte zu verbessern.

Langfristig gesehen lassen sich die entwickelten Modelle der Basensättigung und der Entkalkungstiefe zudem dazu verwenden, das Versauerungsrisiko der Waldböden zu beurteilen, um die Stabilität der Waldökosysteme auch für die Zukunft sicherzustellen.

9 Literaturverzeichnis

- ABEREGG, F., EGLI, M., SARTORI, G. & PURVES, R. (2009): Modelling spatial distribution of soil types and characteristics in a high Alpine valley (Val di Sole, Italy). In: *Studi Trentini Scienze Naturale*, 85, S. 39-50.
- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 5. Aufl. Hannover, 438 S.
- ANIYA, M. (1985): Landslide-susceptibility mapping in Amahata River Basin, Japan. In: *Annals of the Association of American Geographers*, 75 (1), S. 102-114.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG [AKS] IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (2003): *Forstliche Standortsaufnahme: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen*. 6. Aufl., Eching, 352 S.
- BEHRENS, T. & SCHOLTEN, T. (2006): Digital soil mapping in Germany - a review. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 169, S. 434-443.
- BEHRENS, T. & SCHOLTEN, T. (2007): A comparison of data-mining techniques in predictive soil mapping. In: LAGACHERIE, P., MCBRATNEY, A. B. & VOLTZ, M. [Hrsg.]: *Digital soil mapping: An introductory perspective*. Amsterdam u. a., S. 353-364.
- BELL, J. C., THOMPSON, J. A., BUTLER, C. A. & MCSWEENEY, K. (1994): Modeling soil genesis from a landscape perspective. In: ETCHEVERS, B. J. D. [Hrsg.]: *Transactions of the 15th world congress of soil science, July 1994, Acapulco, Mexico, Vol. 6a, ISSS*. Mexico, S. 179-195.
- BISHOP, T. F. A. & MCBRATNEY, A. B. (2001): A comparison of prediction methods for the creation of field-extent soilproperty maps. In: *Geoderma*, 103 (1-2), S. 149-160.
- BLASER, P., WALTHERT, L., ZIMMERMANN, S., GRAF PANNATIER, E. & LUSTER, J. (2008a): Classification schemes for the acidity, base saturation and acidification status of forest soils in Switzerland. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, S. 163-170.
- BLASER, P., WALTHERT, L. & GRAF PANNATIER (2008b): The sensitivity of Swiss forest soils to acidification and the risk of aluminium toxicity. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, S. 605-612.
- BLASER, P., GRAF PANNATIER, E. & WALTHERT, L. (2008c): The base saturation in acidified Swiss forest soils on calcareous and noncalcareous parent material. A pH-base saturation anomaly. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, S. 155-162.
- BREIMAN, L., FRIEDMAN, J. H., OLSHEN, R. A. & STONE, C. J. (1984): *Classification and regression trees*. Belmont, 358 S.
- BRINKMANN, J. (2002): *Räumliche Variabilität von Böden und Bodeneigenschaften auf dem Landwirtschaftlichen Versuchsgut Frankenforst im Pleiser Hügelland (Dissertation)*. Bonn, 157 S.
- BRUBAKER, S. C., JONES, A. J., FANK, K. & LEWIS, D. T. (1994): Regression models for estimating soil properties by landscape position. In: *Soil Science Society of America Journal*, 58, S. 1763-1767.

- BUI, E. N. (2004): Soil survey as a knowledge system. In: *Geoderma*, 120 (1-2), S. 17-26.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML) [Hrsg.] (2007): Deutscher Waldbodenbericht 1996, Stand 2007 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE), Bd. 1. Bonn, 186 S.
- BURNAND, J. & HASSPACHER, B. (1999): Waldstandorte beider Basel, Kommentar zur vegetationskundlichen Standortskartierung der Wälder. Liestal, 266 S.
- CASTRIGNANO, A., GIUGLIARINI, L., RISALITI, R. & MARTINELLI, N. (2000): Study of spatial relationships among some soil physico-chemical properties of a field in central Italy using multivariate geostatistics. In: *Geoderma*, 97, S. 39-60.
- CIALELLA, A. T., DUBAYAH, R., LAWRENCE, W. & LEVINE, E. (1997): Predicting soil drainage class using remotely sensed and digital elevation data. In: *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 63 (2), S. 171-178.
- COOK, S. E., CORNER, R., GREALISH, G. J., GESSLER, P. E. & CHARTRES, C. J. (1996): A rule-based system to map soil properties. In: *Soil Science Society of America Journal*, 60, S. 1893-1900.
- DIN EN ISO 11260:1997-05 (1997): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung unter Verwendung von Bariumchloridlösung. Ersetzt durch DIN EN ISO 11260:2011-09.
- DIN ISO 10390:2005-12 (2005): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des pH-Wertes.
- DIN ISO 10694:1996-08 (1006): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse).
- EBERL, C. P. (1998): Quantifizierung und Bewertung von Merkmalen forstlicher Standortstypen durch ökochemische Parameter im Westharz (= Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 151). Göttingen, 156 S.
- EGLI, M., HÄFLIGER, S. & ACHERMANN, M. (2004): Modellierung von Bodenkarten: Ansätze zur Verbesserung der bestehenden Grundlagen. In: *Bulletin der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz*, 27, S. 45-48.
- EGLI, M., MARGRETH, M., VÖKT, U. & KELLER, F. (2005): Bodenmodellierung mit GIS im hochalpinen Raum. In: *Geomatik Schweiz*, 8, S. 458-462.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION, GENERALDIREKTION UMWELT [Hrsg.] (2009): Der Waldzustand in Europa, Kurzbericht 2009. Hamburg, Brüssel, 12 S.
- FEGER, K.-H. (1996): Schutz vor Säuren. In: BLUME, H.-P., FELIX-HENNINGSSEN, F., FISCHER, W. R., FREDE, H. G., HORN, R. & STAHR, K. [Hrsg.]: *Handbuch der Bodenkunde*, 1. Erg. Lfg. 12/96, Kapitel 7.6.2, S. 1-24. Landsberg.
- FIEDLER, H. J. (2001): Böden und Bodenfunktionen in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten (= Forum EIPOS, Bd. 7). Renningen, 598 S.
- FLORINSKY, I. V., EILERS, R. G., MANNING, G. R. & FULLER, L. G. (2002): Prediction of soil properties by digital terrain modeling. In: *Environmental Modelling & Software*, 17, S. 295-311.

- FLORINSKY, I. V. (2012): Digital terrain analysis in soil science and geology. Amsterdam (u. a.), 377 S.
- FLÜCKIGER, W. & BRAUN, S. (2009a): Bodenversauerung – aktueller Kenntnisstand. In: Zürcher Wald, 41 (1), S. 10-14.
- FLÜCKIGER, W. & BRAUN, S. (2009b): Wie geht es unserem Wald? 25 Jahre Walddauerbeobachtung, Bericht 3. IAP, Schönenbuch, 87 S.
- FOREST EUROPE, UNECE & FAO (2011): State of Europe's forests 2011, status and trends in sustainable forest management in Europe. Oslo, 337 S.
- FRACEK, K. (2009): Basensättigung in Waldböden des Kantons Basel-Landschaft (Schweiz) – Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Azidität und Basensättigung unter verschiedenen Standortsbedingungen und Ableitung von Pedotransferfunktionen für die Vorhersage der Basensättigung in der Modellierung von Waldbodeneigenschaften (Diplomarbeit am Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie der Leibniz Universität Hannover). Hannover, 169 S.
- FRACEK, K. & MOSIMANN, T. (2012): Wissensbasierte Modellierung der Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft (Nordwestschweiz). In: Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 12 S. – published online (urn:nbn:de:0041-afsv-01346).
- FRIEDRICH, C. (2001): GIS-basierte Regionalisierung und Quantifizierung unscharfer Bodeninformationen mit Hilfe der Fuzzy-Set-Theorie (= Boden und Landschaft: Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Bd. 35). Gießen, 185 S.
- GEHRMANN, J., BÜTTNER, G. & ULRICH, B. (1987): Untersuchungen zum Stand der Bodenversauerung wichtiger Waldstandorte im Land Nordrhein-Westfalen (= Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B, Bd. 4). Göttingen, 233 S.
- GESSLER, P. E., CHADWICK, O. A., CHAMRON, F., ALTHOUSE, L. & HOLMES, K. (2000): Modeling soil-landscape and ecosystem properties using terrain attributes. In: Soil Science Society of America Journal, 64, S. 2046-2056.
- GEVREY, M., DIMOPOULOS, I. & LEK, S. (2003): Review and comparison of methods to study the contribution of variables in artificial neural network models. In: Ecological Modelling, 160, S. 249-264.
- GOOVAERTS, P. (1999): Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. In: Geoderma, 89, S. 1-45.
- GULDER, H.-J. & KÖBEL, M. (1993): Waldbodeninventur in Bayern (= Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, Nr. 132). Freising, 243 S.
- GUTACHTERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK (GA FORSTLICHE ANALYTIK) [Hrsg.] (2005): Handbuch forstliche Analytik, Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich, Grundwerk 2005. Bonn.

- HANTL, M. (1991): Charakterisierung des Säure-Basen-Status und Erfassung substratspezifischer Vorräte von Waldstandorten unterschiedlicher geologischer Ausgangssituationen (= Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 75). Göttingen, 175 S.
- HARTEMINK, A. E., MCBRATNEY, A. & MENDONCA-SANTOS, M. L. [Hrsg.] (2008): Digital soil mapping with limited data. New York, 445 S.
- HENGL, T. (2009): A practical guide to geostatistical mapping. Amsterdam, 290 S.
- HEINTZE, F. & ANDREAE, H. (2011): Die zweite Bodenzustandserhebung in Sachsen - Erste Ergebnisse zur zeitlichen Veränderung des chemischen Bodenzustandes zwischen 1992/93 und 2006/08. In: Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung, 88, S. 33-41.
- HEITZ, R. (1998): Umbau von Fichtenreinbeständen in naturnahe Mischwälder – Auswirkungen auf bodenchemischen Zustand und Bioelementhaushalt (Dissertation). Freising, 307 S.
- HERBST, P. & MOSIMANN, T. (2010): Prognose ökologisch wichtiger Waldbodeneigenschaften mit Random Forest in der Nordwestschweiz – Vergleich der Vorhersagen mit wissensbasierter empirisch-statistischer Modellierung. In: Geomatik Schweiz, 4, S. 140-144.
- HERBST, P., GROß, J., MEER, U. & MOSIMANN, T. (2012): Geomorphographic terrain classification for predicting forest soil properties in Northwestern Switzerland. In: Zeitschrift für Geomorphologie, 56 (1), S. 1-22.
- HEUVELINK, G. B. M. & WEBSTER, R. (2001): Modelling soil variation: past, present and future. In: Geoderma, 100, S. 269-301.
- HEWITT, A. E. (1993): Predictive modelling in soil survey. In: Soils & Fertilizers, 56, S. 305-314.
- HILDEBRAND, E. E. (1986): Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. In: Forstwissenschaftliches Centralblatt, 105, S. 60-76.
- HOLLINGSWORTH, I. D., BUI, E. N., ODEH, I. O. A. & MCLEOD, P. (2007): Rule-based land unit mapping of the Tiwi Islands, Northern Territory, Australia. In: LAGACHERIE, P., MCBRATNEY, A. B. & VOLTZ, M. [Hrsg.]: Digital soil mapping: An introductory perspective. Amsterdam u. a., S. 401-414.
- HOWELL, D., KIM, Y., HAYDU-HOUDESHELL, C., CLEMMER, P., ALMARAZ, R., BALLMER, M. (2007): Fitting soil property spatial distribution models in the Mojave Desert for digital soil mapping. In LAGACHERIE, P., MCBRATNEY, A. B., VOLTZ, M. [Hrsg.]: Digital soil mapping, an introductory perspective. Developments in soil science, Vol. 31. Amsterdam u. a., S. 465-485.
- HUDSON, B. D. (1992): The soil survey as paradigm-based science. In: Soil Science Society of America Journal, 56, S. 836-841.
- INSTITUT FÜR BODENKUNDE DER LEIBNIZ UNIVERSITÄT HANNOVER (IBK) (2008): Bestimmung der austauschbaren Kationen und der Kationen-Austauschkapazität [unveröffentlicht]. Hannover, 7 S.
- JANSEN, M., EBERL, C. & BEESE, F. (2002): Regionalization of soil chemical variables in the Harz mountains. In: JANSEN, M., JUDAS, M. & SABOROWSKI, J. [Hrsg.]: Spatial modelling in forest ecology and management: a case study. Berlin (u. a.), S. 68-86.

- JENNY, H. (1941): Factors of soil formation: A system of quantitative pedology. New York, 281 S.
- JOHANN HEINRICH VON THÜNEN-INSTITUT - INSTITUT FÜR WELTFORSTWIRTSCHAFT [Hrsg.] (2010): Der Waldzustand in Europa: 1985/2010, 25 Jahre Waldzustandsmonitoring des ICP Forests. Hamburg, 6 S.
- KHEIR, R. B., GREVE, M. H., BØCHER, P. K., GREVE, M. B., LARSEN, R. & MCCLOY, K. (2010): Predictive mapping of soil organic carbon in wet cultivated lands using classification-tree based models: The case study of Denmark. In: Journal of Environmental Management, 91, S. 1150-1160.
- KOHLER, M. (2001): Ionenspeicher- und Ionenmobilisierungspotentiale der Skelettfraktion von Waldböden im Schwarzwald (= Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, Heft 39). Freiburg im Breisgau, 130 S.
- KOHLER, M., VON WILPERT, K. & HILDEBRAND, E. (1999): Zur Bedeutung des Bodenskelettes von Waldböden des Schwarzwaldes als Speicher und Quelle für kurzfristig verfügbare Neutralkationen. In: Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität Freiburg und Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg [Hrsg.]: Stoffhaushalt von Waldökosystemen – Neue Wege vom Punkt zur Fläche, chemische Trends in Waldböden (= Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 7). Freiburg, S. 115-120.
- KÖLLE, W. (2010): Wasseranalysen richtig beurteilt. Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe, Grenzwerte nach Trinkwasserverordnung und EU-Trinkwasserrichtlinie. 3. Aufl., Weinheim, 489 S.
- KÖLLING, C., HOFFMANN, M. & GULDER, H.-J. (1996): Bodenchemische Vertikalgradienten als charakteristische Zustandsgrößen von Waldökosystemen. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 159, S. 69-77.
- KÖLLING, C. (2010): Macht sauer wirklich lustig? Drei Viertel der Waldböden Bayerns sind kaum versauert, auf dem restlichen Viertel kann es Probleme geben. In: LWF aktuell, 78, S. 21-24.
- LABHART, T. B. (2005): Geologie der Schweiz, 7. Aufl. Bern, 211 S.
- LAGACHERIE, P., MCBRATNEY, A. B. & VOLTZ, M. [Hrsg.] (2007): Digital soil mapping: An introductory perspective. Amsterdam u. a., 600 S.
- LAGACHERIE, P. (2008): Digital soil mapping: A state of the art. In: HARTEMINK, A. E., MCBRATNEY, A. & MENDONCA-SANTOS, M. L. [Hrsg.]: Digital soil mapping with limited data, Kapitel 1. New York, S. 3-14.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG [Hrsg.] (1997): Handbuch Boden: Bodenversauerung – Ursachen, Auswirkungen, Maßnahmen – Literaturstudie. Karlsruhe, 187 S.
- LANDESFORSTPRÄSIDIUM (LFP) SACHSEN [Hrsg.] (2004): Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern (= Schriftenreihe des Landesforstpräsidiums, Heft 28/04, 2. Aufl.). Pirna, 64 S.
- LESER, H. [Hrsg.] (2011): Diercke-Wörterbuch Geographie: Raum - Wirtschaft und Gesellschaft – Umwelt. 15. Aufl. Braunschweig, 1110 S.

- LEXER, M. J., HÖNNINGER, K. & ENGLISCH, M. (1999): Schätzung von chemischen Bodenparametern für Waldstandorte am Beispiel der Österreichischen Waldinventur. In: Forstwissenschaftliches Centralblatt, 118, S. 212-227.
- LÜSCHER, C. (2004): Leitfaden Bodenkartierung: Bodendaten – ein Werkzeug für Planung, Nutzung und Schutz des Lebensraumes Boden. Bericht zum Projekt Bodeninformation Schweiz, Teilprojekt 3. Ennetbaden, 73 S.
- MAJUMDAR, A., KAYE, J., GRIES, C., HOPE, D. & GRIMM, N. (2008): Hierarchical spatial modeling and prediction of multiple soil nutrients and carbon concentrations. In: Communications in Statistics - Simulation and Computation, 37 (2), S. 434-453.
- MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling (= Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 40). Göttingen, 217 S.
- MERTENS, M., NESTLER, I. & HUWE, B. (2002): GIS-based regionalization of soil profiles with Classification and Regression Trees (CART). In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 165, S. 39-43.
- MEIWES, K.-J., KÖNIG, N., KHANA, P. K., PRENZEL, J. & ULRICH, B. (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden (= Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 7). Göttingen, 142 S.
- MCBRATNEY, A. B., HART, G. A. & MCGARRY, D. (1991): The use of region partitioning to improve the representation of geostatistically mapped soil attributes. In: Journal of Soil Science, 42 (3), S. 513-532.
- MCBRATNEY, A. B. & ODEH, I. O. A. (1997): Application of fuzzy sets in soil science: fuzzy logic, fuzzy measurements and fuzzy decisions. In: Geoderma, 77, S. 85-113.
- MCBRATNEY, A. B., MENDONCA-SANTOS, M. L. & MINASNY, B. (2003): On digital soil mapping. In: Geoderma, 117, S. 3-52.
- MCKENZIE, N. J. & RYAN, P. (1999): Spatial prediction of soil properties using environmental correlation. In: Geoderma, 89, S. 67-94.
- MOSIMANN, T. [Hrsg.] (1985): Böden der Region Basel (südlicher Oberrheingraben und Tafeljura) mit einem Beitrag zur Bodenerosionsproblematik (= Basler Beiträge zur Physischen Geographie, Heft 8). Basel, 66 S.
- MOSIMANN, T., FRACEK, K., HERBST, P. & SCHUTT, M. (2006): Waldböden des Kantons Basel-Landschaft, Bd. 2 (= Geosynthesis Sonderband 2), Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie der Leibniz Universität Hannover. Hannover, Liestal, 107 S.
- MOSIMANN, T., FRACEK, K., HERBST, P., PAUL, G., SCHAUER, R. & SCHUTT, M. (2009): Waldböden des Kantons Basel-Landschaft, Bd. 3 (= Geosynthesis Sonderband 4), Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie der Leibniz Universität Hannover. Hannover, Liestal, 181 S.
- MOSIMANN, T., HERBST, P., GROß, J. & MEER, U. (2010): Modellierung von Waldbodeneigenschaften im Kanton Basel-Landschaft. Unveröffentlichte Projektdokumentation des Instituts für Physische Geographie und Landschaftsökologie der Leibniz Universität Hannover. Hannover, 61 S.

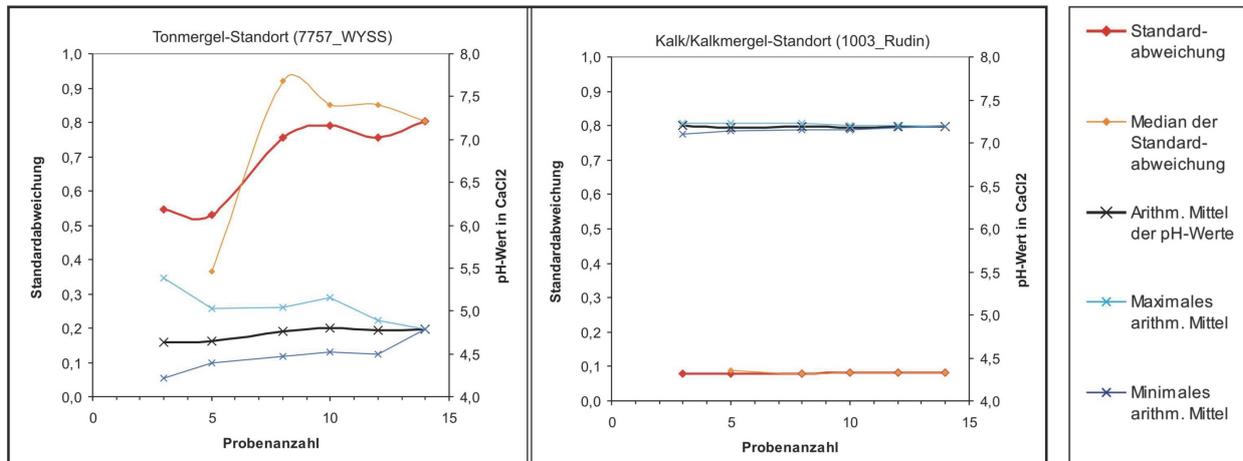
- MOSIMANN, T. (2011): Waldböden im Kanton Basel-Landschaft (NW-Schweiz) – Vielfalt, ökologische Eigenschaften und Verbreitung. In: Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaften beider Basel, 13, S. 43-66.
- MOSIMANN, T., HERBST, P., GROß, J. & MEER, U. (2011): Wissensbasierte Modellierung von Waldbodeneigenschaften – Möglichkeiten, Grenzen, Herausforderungen. In: Bulletin Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz, 32, S. 43-50.
- NÄTSCHER, L. (1987): Art, Menge und Wirkungsweise von Puffersubstanzen in Auflagehorizonten forstlich genutzter Böden des Fichtelgebirges (Dissertation). München-Weihenstephan, 132 S.
- ODEH, I. O. A., MCBRATNEY, A. B. & SLATER, B. K. (1997). Predicting soil properties from ancillary information: Non-spatial models compared with geostatistical and combined methods. In: BAAFI, E. Y. & SCHOFIELD, N. A. [Hrsg.]: Geostatistics Wollongong '96, Vol. 2. Dordrecht, S. 1008–1019.
- ONSENSETTER, S., FALK, W., DIETZ, E., KÖLLING, C. & ZIMMERMANN, L. (2009): Einflüsse der Pedotransferfunktionen auf Ergebnisse bodenhydrologischer Modellierung an Waldstandorten. Tagungsbeitrag zur Jahrestagung der DBG im September 2009. Bonn, 4 S.
- PRENZEL, J. & SCHULTE-BISPING, H. (1991): Ionenbindung in deutschen Waldböden – Eine Auswertung von 2500 Bodenuntersuchungen aus 25 Jahren (= Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 29). Göttingen, 47 S.
- PRENZEL, J. & SCHULTE-BISPING, H. (1995): Some chemical parameter relations in a population of German forest soils. In: Geoderma, 64, S. 309-326.
- PUHE, J. & ULRICH, B. (2001): Global climate change and human impacts on forest ecosystems: Postglacial development, present situation, and future trends in Central Europe (= Ecological Studies, Bd. 143). Berlin, Heidelberg, New York, 592 S.
- RANNEY, R. W., CIOLKOSZ, E. J., PETERSEN, G. W., MATELSKI, R. P., JOHNSON, L. J. & CUNNINGHAM, R. L. (1974): The pH base-saturation relationship in B and C Horizons of Pennsylvania soils. In: Soil Science, 118 (4), S. 247-253.
- RASPE, S. & GÖTTLEIN, A. (2008): Nährstoffbilanzen von Fichtenökosystemen. In: Forst und Holz, 63 (7/8), S. 60-65.
- RASTIN, N. & ULRICH, B. (1988): Chemische Eigenschaften von Waldböden im nordwestdeutschen Pleistocän und deren Gruppierungen nach Pufferbereichen. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 151, S. 229-235.
- REHFUESS, K. E. (1990): Waldböden: Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung, 2. Aufl. (= Pareys Studientexte, 29). Hamburg, Berlin, 294 S.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, 15. Aufl. Heidelberg, 593 S.
- SCHMIDT, K. (2009): Repräsentanz und Data Mining - Konzepte und Methoden der digitalen bodenkundlichen Kartierung (Dissertation). Tübingen, 122 S.
- SCHROEDER, D. (1992): Bodenkunde in Stichworten, 5. rev. und erw. Aufl. von W. E. H. BLUM. Berlin, Stuttgart, 175 S.

- SCHUTT, M. (2009): Bodenversauerung durch Nadelhölzer in Wäldern des Kantons Basel-Landschaft (Schweiz) – Untersuchungen zum Ausmaß der Versauerung und Ableitung von Vorschlägen für die Vorhersage der Azidität in der Modellierung von Waldbodeneigenschaften (Diplomarbeit am Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie der Leibniz Universität Hannover). Hannover, 157 S.
- SCHULTZ, J. (2000): Handbuch der Ökozonen. Stuttgart, 577 S.
- SCULL, P., FRANKLIN, J., CHADWICK, O. A. & MCARTHUR, D. (2003): Predictive soil mapping: a review. In: *Progress in Physical Geography*, 27, S. 171-197.
- STAHR, K., KANDELER, E., HERRMANN, L. & STRECK, T. (2008): *Bodenkunde und Standortlehre*. Stuttgart, 318 S.
- SÜSSER, P. (1987): Art, Menge und Wirkungsweise von Puffersubstanzen in Mineralbodenhorizonten forstlich genutzter Böden des Fichtelgebirges (Dissertation). München, 119 S.
- SKIDMORE, A. K., RYAN, P. J., DAWES, W., SHORT, D. & O'LOUGHLIN, E. (1991): Use of an expert system to map forest soils from a geographical information system. In: *International Journal of Geographical Information Science*, 5, S. 431-445.
- SKIDMORE, A. K., WATFORD, F., LUCKANANURUG, P. & RYAN, P. J. (1996): An operational GIS expert system for mapping forest soils. In: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62, S. 501-511.
- SZIBALSKI, M. (2001): Großmaßstäbige Regionalisierung labiler Bodenkennwerte in standörtlich hochdiversen Kulturlandschaften (= *Boden und Landschaft – Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie*, Bd. 33). Gießen, 204 S.
- TEUSCHER, F. (1985): Fichtenforste im Mittelland. In: *Schweizerische Zeitung für Forstwesen*, 136 (9), S. 755-761.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 144, S. 289-305.
- ULRICH, B., MEIWES, K. J., KÖNIG, N. & KHANNA, P. K. (1984): Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. In: *Der Forst- und Holzwirt*, 11, S. 278-286.
- VEERHOFF, M., ROSCHER, S. & BRÜMMER, G. W. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald (= *Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berichte 1/96*). Berlin, 364 S.
- VON WILPERT, K. & BUBERL, H. G. (1998): Der chemische Bodenzustand in Laub- und Nadelholzbeständen. In: *AFZ/Der Wald*, 10, S. 517-519.
- VON WILPERT, K. & ZIRLEWAGEN, D. (2004): Monitoringdaten, Grundlagen landschaftsbezogener Ökosystemmodelle. In: *FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG [Hrsg.]: Umweltüberwachung und Waldwachstum. Erfassung von Standorts- und Umweltbedingungen als Voraussetzung angewandter forstlicher Forschung (= Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 56), Kapitel 2, S. 13-25. Freiburg.*

- VON WILPERT, K. & ZIRLEWAGEN, D. (2005): Wirkung des Waldumbaus auf Bestandes- und Landschaftsniveau. In: Von Teuffel, K., Baumgarten, M., Hanewinkel, M., Konold, W., Sauter, U. H., Spiecker, H. & Von Wilpert, K. [Hrsg.]: Waldumbau – für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft. Ergebnisse aus dem Südschwarzwald. Kapitel 6.2, S. 159-179. Berlin, Heidelberg.
- WALTER, C., LAGACHERIE, P. & FOLLAIN, S. (2007): Integration pedological knowledge into digital soil mapping. In: LAGACHERIE, P., MCBRATNEY, A. B. & VOLTZ, M. [Hrsg.]: Digital soil mapping: An introductory perspective. Amsterdam u. a., S. 281-300.
- WALTHERT, L., ZIMMERMANN, S., BLASER, P., LUSTER, J., LÜSCHER, P. (2004): Waldböden der Schweiz, Bd. 1: Grundlagen und Region Jura. Bern, 768 S.
- WILLER, J., BARITZ, R., EBERHARDT, E. & JAHN, R. (2010): Predictive soil mapping as a means to aggregate and improve existing soil databases using classification trees and knowledge integration. In: GILKES, R. J. & PRAKONKEP, N. [Hrsg.]: 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 1.-6. August 2010. Brisbane, S. 38-41.
- ZADEH, L. A. (1965): Fuzzy sets. In: Information and Control, 8, S. 338-353.
- ZEIDLER, J. (1999): Unscharfe Entscheidungsbäume (Dissertation). Chemnitz, 106 S.
- ZELLER, H. (1970): Die Basensättigung von Böden aus verschiedenen Ausgangsgesteinen und verschiedener typologischer Entwicklung (Dissertation). Bonn, 233 S.
- ZHU, A. X., HUDSON, B., BURT, J., LUBICH, K. & SIMONSON, D. (2001): Soil mapping using GIS, expert knowledge and fuzzy logic. In: Soil Science Society of America Journal, 65, S. 1463-1472.
- ZIMMERMANN, S., CHERVET, A., MAURER, C. & STURNY, W. G. (2010): Säurestatus und Versauerungszustand von Waldböden im Kanton Bern. In: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 161 (12), S. 524-529.
- ZIRLEWAGEN, D. (2003a): Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in topographisch stark gegliederten Waldlandschaften (= Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 19). Freiburg, 154 S.
- ZIRLEWAGEN, D. (2003b): Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in Waldlandschaften mit multiplen Regressionsmodellen. In: Mitteilungen der Bodenkundlichen Gesellschaft, 102 (2), S. 717-718.
- ZIRLEWAGEN, D. (2009): Regionalisierung der bodenchemischen Drift in der Dübener Heide im Zeitraum 1995-2006. In: Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 8, S. 21-30.
- ZIRLEWAGEN, D., RABEN, G. & WEISE, M. (2007): Zoning of forest health conditions based on a set of soil, topographic and vegetation parameters. In: Forest Ecology and Management, 248 (1-2), S. 43-55.
- ZIRLEWAGEN, D. & VON WILPERT, K. (2004): Using model scenarios to predict and evaluate forest-management impacts on soil base saturation at landscape level. In: European Journal of Forest Research, 123, S. 269-282.

Anhang

A 1	Ausschnitt aus der Voruntersuchung zur Ermittlung der benötigten Probenanzahl bei der Rasterbeprobung.	132
A 2	Ausschnitt aus der Voruntersuchung zur Ermittlung der benötigten Probenanzahl bei der Laboranalyse der Basensättigung, dargestellt am Beispiel eines Decklehm-Standortes.	133
A 3	Vergleich einzelner Messergebnisse der Laboranalysen von 2008 und 2010/2011.	134
A 4	Kreuztabellen zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen) und Gesteinstyp innerhalb der drei Bodenregionen, getrennt nach Ober- und Unterboden.	135
A 5	Substratdifferenzierte Häufigkeitsverteilung der Basensättigung für den Gesteinstyp Schotter (Bodenregion Lösshügelland, Oberboden) innerhalb der pH-Klasse 3,5-4.	136
A 6	Kreuztabellen zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen) und Entkalkungstiefe, getrennt nach Ober- und Unterboden.	137
A 7	Kreuztabellen zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen), Entkalkungstiefe und Gesteinstyp in der Bodenregion Jura, getrennt nach Ober- und Unterboden.	138
A 8	Kreuztabellen zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen) und Waldbestand, getrennt nach Ober- und Unterboden.	139
A 9	Kreuztabellen zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen), Waldbestand und Gesteinstyp in der Bodenregion Lösshügelland, getrennt nach Ober- und Unterboden.	140
A 10	Kreuztabellen zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen), Waldbestand und Gesteinstyp in der Bodenregion Jura, getrennt nach Ober- und Unterboden.	141
A 11	Entscheidungsbaum des Prognosemodells zur Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft: Bodenregion Lösshügelland, Tiefenstufe Oberboden.	142
A 12	Entscheidungsbaum des Prognosemodells zur Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft: Bodenregion Lösshügelland, Tiefenstufe Unterboden.	143
A 13	Entscheidungsbaum des Prognosemodells zur Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft: Bodenregion Jura, Tiefenstufe Oberboden.	144
A 14	Entscheidungsbaum des Prognosemodells zur Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft: Bodenregion Jura, Tiefenstufe Unterboden.	145
A 15	Entscheidungsbäume des Prognosemodells zur Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft: Bodenregion Talböden (Ober- und Unterboden).	146
A 16	Übersicht zu den Gründen für Flächen ohne Prognosemöglichkeit der Basensättigung (Tiefenstufe Unterboden).	147



A 1: Ausschnitt aus der Voruntersuchung zur Ermittlung der benötigten Probenanzahl bei der Rasterbeprobung.

Graphisch dargestellt sind die Veränderung der mittleren pH-Werte und Standardabweichungen in Abhängigkeit von der Probenanzahl am Beispiel eines Tonmergel- und eines Kalk/Kalkmergel-Standortes.

Standortinformationen

Bezeichnung	X- Koordinate	Y-Koordinate	Gesteinstyp	Substrattyp
1021_WYSS	609576	251430	Löss-/Decklehm	Decklehm

Laborwerte

Probe (Oberboden)	pH-Wert (CaCl ₂)	Basensättigung (%)
1021_WYSS / 11	3,8	9,2
1021_WYSS / 15	3,6	11,9
1021_WYSS / 17	3,6	9,4
Arithmetisches Mittel:	3,6	10,2

Absolute Abweichung der Basensättigung vom arithmetischen Mittel bei unterschiedlicher Probenanzahl

Probenanzahl	1. Kombination		2. Kombination		3. Kombination		Maximale absolute Abweichung vom Mittelwert
	Basensättigung (%)	Absolute Abweichung vom Mittelwert	Basensättigung (%)	Absolute Abweichung vom Mittelwert	Basensättigung (%)	Absolute Abweichung vom Mittelwert	
3	10,2	0,0	-	-	-	-	-
2	10,6	0,4	9,3	0,9	10,7	0,5	0,9
1	9,2	1,0	11,9	1,7	9,4	0,8	1,7

A 2: Ausschnitt aus der Voruntersuchung zur Ermittlung der benötigten Probenanzahl bei der Laboranalyse der Basensättigung, dargestellt am Beispiel eines Decklehm-Standortes.

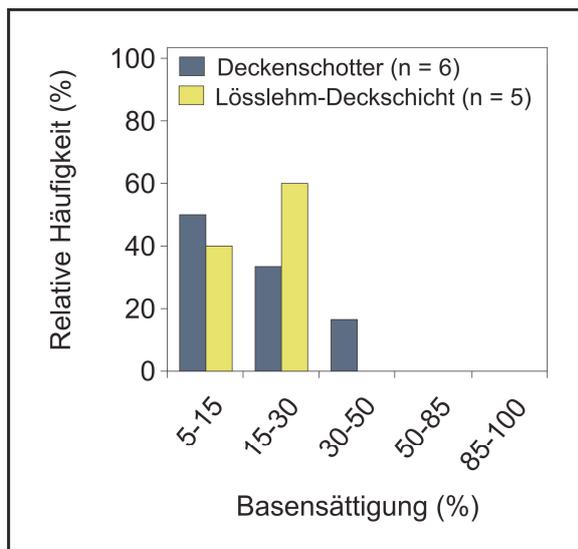
Bodenprobe	Laboranalyse von 2008: Messung mittels Flammenphotometer & AAS	Laboranalyse von 2010/2011: Messung mittels Flammenphotometer & ICP	Betrag der Differenz zwischen den Vergleichs- messungen [%-Basensättigung]
	Basensättigung [%]	Basensättigung [%]	
05182/3	88	90	2
05182/4	74	76	2
2420_WYSS/3	7	9	2
05184/3	4	6	2
05191/1	61	61	0
05191/2	11	11	0
05192/6B	55	55	0
05192/6C	71	74	3
1021_WYSS/15U	8	10	2
2420_WYSS/20U	5	10	5
05182/5	85	86	1
2420_WYSS/13U	5	7	2
47188/5A	97	97	0
64349/8	90	93	3
76112/3	84	83	1
76112/5	96	94	2
76112/6	97	94	3
R1021_WYSS/2	48	48	0
R1691_WYSS/17	97	96	1
R1691_WYSS/23	99	98	1
R1691_WYSS/4	96	96	0
R1691_WYSS/8	98	98	0
R335_WYSS/3U	80	74	6
R934_WYSS/1	23	26	3
ASEL	100	100	0
Maximale Differenz:			6
Mittlere Differenz:			1,7

A 3: Vergleich einzelner Messergebnisse der Laboranalysen aus den Jahren 2008 und 2010/2011.

Dargestellt sind die ermittelten Basensättigungen von 25 Bodenproben durch Messung am AAS bzw. ICP.

	Oberboden							Unterboden									
	Gesteins- typ	pH- Klasse	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt	Gesteins- typ	pH- Klasse	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt	
			5-15	15-30	30-50	50-85	85-100				5-15	15-30	30-50	50-85	85-100		
Bodenregion Lösshügelland	Löss-/ Decklehm	3,5 - 4	2 18,2 %	7 63,6 %	1 9,1 %	1 9,1 %		11 100 %	Löss-/ Decklehm	3,5 - 4	3 75,0 %	1 25,0 %				4 100 %	
		4 - 4,5		3 33,3 %	3 33,3 %	3 33,3 %		9 100 %			4 - 4,5	1 7,1 %	3 21,4 %	4 28,6 %	5 35,7 %	1 7,1 %	14 100 %
		4,5 - 5					1 100 %	1 100 %				4,5 - 5				2 66,7 %	1 33,3 %
	Gesamt		2 9,5 %	10 47,6 %	4 19,0 %	4 19,0 %	1 4,8 %	21 100 %	Gesamt		4 19,0 %		4 19,0 %	4 19,0 %	7 33,3 %	2 9,5 %	21 100 %
	Schotter	3,5 - 4	5 45,5 %	5 45,5 %	1 9,1 %			11 100 %	Schotter	3,5 - 4	2 100 %					2 100 %	
		4 - 4,5		1 100 %				1 100 %			4 - 4,5						
		4,5 - 5										4,5 - 5					
	Gesamt		5 41,7 %	6 49,9 %	1 8,3 %			12 100 %	Gesamt		2 100 %						2 100 %
	Bodenregion Jura	Löss-/ Decklehm	3,5 - 4	2 33,3 %	3 50,0 %	1 16,7 %			6 100 %	Löss-/ Decklehm	3,5 - 4	2 50,0 %	2 50,0 %				4 100 %
			4 - 4,5		1 11,1 %	5 55,6 %	3 33,3 %		9 100 %			4 - 4,5			4 57,1 %	3 42,9 %	
4,5 - 5						3 100 %		3 100 %	4,5 - 5							2 50,0 %	2 50,0 %
Gesamt			2 11,1 %	4 22,2 %	6 33,3 %	6 33,3 %		18 100 %		Gesamt		2 13,3 %	2 13,3 %	4 26,7 %	5 33,3 %	2 13,3 %	15 100 %
Kalk/ Kalkmergel		3,5 - 4		1 50,0 %			1 50,0 %	2 100 %	Kalk/ Kalkmergel	3,5 - 4							
		4 - 4,5			1 100 %			1 100 %			4 - 4,5			1 100 %			1 100 %
		4,5 - 5					1 100 %	1 100 %				4,5 - 5				1 100 %	
Gesamt				1 25,0 %	1 25,0 %		2 50,0 %	4 100 %	Gesamt				1 50,0 %	1 50,0 %		2 100 %	
Tonmergel		3,5 - 4			4 100 %			4 100 %	Tonmergel	3,5 - 4							
		4 - 4,5				1 100 %		1 100 %			4 - 4,5				1 100 %		1 100 %
	4,5 - 5				1 25,0 %	3 75,0 %	4 100 %	4,5 - 5							1 50,0 %	1 50,0 %	2 100 %
Gesamt			4 44,4 %	2 22,2 %	3 33,3 %	9 100 %	Gesamt					2 66,7 %	1 33,3 %	3 100 %			
Bodenregion Talböden	Schotter	3,5 - 4			1 100 %		1 100 %	Schotter	3,5 - 4								
		4 - 4,5			2 100 %					2 100 %	4 - 4,5	1 100 %					1 100 %
		4,5 - 5										4,5 - 5					
	Gesamt			3 100 %			3 100 %	Gesamt		1 100 %						1 100 %	

A 4: Kreuztabellen zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen) und Gesteinstyp innerhalb der drei Bodenregionen, getrennt nach Ober- und Unterboden. Angegeben ist neben der absoluten Häufigkeit unter der jeweiligen Merkmalskombination die zeilenbezogene relative Häufigkeit.



A 5: Substratdifferenzierte Häufigkeitsverteilung der Basensättigung für den Gesteinstyp Schotter (Bodenregion Lösshügelland, Tiefenstufe Oberboden) innerhalb der pH-Klasse 3,5-4.

Oberboden							Unterboden								
pH-Klasse	Entkalkungstiefe	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt	pH-Klasse	Entkalkungstiefe	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt
		5-15	15-30	30-50	50-85	85-100				5-15	15-30	30-50	50-85	85-100	
3,5 - 4	10-50 cm					1	1	3,5 - 4	10-50 cm						
	50-100 cm	2	3	7			12		50-100 cm	1	2				3
	100-150 cm		1				1		100-150 cm	1					1
	> 100 cm	2	3		1		6		> 100 cm	2	1				3
	> 150 cm	5	6	1			12		> 150 cm	3		1			4
Gesamt	9	13	8	1	1	32	Gesamt	7	3	1			11		
		28,1 %	40,6 %	25,0 %	3,1 %	3,1 %	100 %			63,6 %	27,3 %	9,1 %			100 %
4 - 4,5	10-50 cm							4 - 4,5	10-50 cm						
	50-100 cm		1	5	3		9		50-100 cm	1		4	4		9
	100-150 cm			1	1		2		100-150 cm				1		1
	> 100 cm	3	2	3			8		> 100 cm	1	2	2	2		7
	> 150 cm	1	4	1			6		> 150 cm			2	1	1	4
Gesamt		5	12	8		25	Gesamt	2	2	8	8	1	21		
		20,0 %	48,0 %	32,0 %			100 %		9,5 %	9,5 %	38,1 %	38,1 %	4,8 %	100 %	
4,5 - 5	10-50 cm					1	1	4,5 - 5	10-50 cm						
	50-100 cm				3	3	6		50-100 cm				2	2	4
	100-150 cm					1	1		100-150 cm				1	1	2
	> 100 cm								> 100 cm				1		1
	> 150 cm								> 150 cm				2		2
Gesamt				3	5	8	Gesamt				5	4	9		
				37,5 %	62,5 %		100 %				55,6 %	44,4 %		100 %	

A 6: Kreuztabellen zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen) und Entkalkungstiefe, getrennt nach Ober- und Unterboden.

Angegeben ist neben der absoluten Häufigkeit unter der jeweiligen Merkmalskombination die zeilenbezogene relative Häufigkeit.

Gesteinstyp	Oberboden							Unterboden								
	pH-Klasse	Entkalkungstiefe	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt	pH-Klasse	Entkalkungstiefe	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt
			5-15	15-30	30-50	50-85	85-100				5-15	15-30	30-50	50-85	85-100	
Löss-/Decklehm	3,5 - 4	50-100 cm	2 40,0 %	2 40,0 %	1 20,0 %			5 100 %	3,5 - 4	50-100 cm	1 33,3 %	2 66,7 %				3 100 %
		100-150 cm		1 100 %				1 100 %		100-150 cm	1 100 %					1 100 %
	4 - 4,5	50-100 cm		1 16,7 %	3 50,0 %	2 33,3 %		6 100 %	4 - 4,5	50-100 cm			3 50,0 %	3 50,0 %		6 100 %
		100-150 cm			1 100 %			1 100 %		100-150 cm						1 100 %
4,5 - 5	50-100 cm				2 100 %		2 100 %	4,5 - 5	50-100 cm			1 50,0 %	1 50,0 %		2 100 %	
	100-150 cm						2 100 %		100-150 cm				1 100 %		1 100 %	
Gesamt		2 12,5 %	4 25,0 %	6 37,5 %	4 25,0 %		16 100 %	Gesamt		2 15,4 %	2 15,4 %	3 23,1 %	4 30,8 %	2 15,4 %	13 100 %	
Kalkkalkmergel	3,5-4	50-100 cm		1 100 %				1 100 %	3,5-4	50-100 cm						
		50-100 cm								50-100 cm			1 100 %			1 100 %
	4 - 4,5	> 150 cm			1 100 %			1 100 %	4 - 4,5	> 150 cm						
		50-100 cm					1 100 %	1 100 %		50-100 cm						
4,5 - 5	50-100 cm					1 100 %	1 100 %	4,5 - 5	50-100 cm							
	> 150 cm						1 100 %		> 150 cm				1 100 %		1 100 %	
Gesamt			1 33,3 %	1 33,3 %		1 33,3 %	3 100 %	Gesamt			1 50,0 %	1 50,0 %		2 100 %		
Tonmergel	3,5-4	50-100 cm			4 100 %			4 100 %	3,5-4	50-100 cm						
		50-100 cm				1 100 %		1 100 %		50-100 cm				1 100 %		1 100 %
	4,5 - 5	10-50 cm					1 100 %	1 100 %	4,5 - 5	10-50 cm				1 100 %		1 100 %
		50-100 cm				1 33,3 %	2 66,7 %	3 100 %		50-100 cm				1 50,0 %	1 50,0 %	2 100 %
Gesamt			4 44,4 %	2 22,2 %	3 33,3 %		9 100 %	Gesamt				2 66,7 %	1 33,3 %	3 100 %		

A 7: Kreuztabellen zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen), Entkalkungstiefe und Gesteinstyp in der Bodenregion Jura, getrennt nach Ober- und Unterboden.

Angegeben ist neben der absoluten Häufigkeit unter der jeweiligen Merkmalskombination die zeilenbezogene relative Häufigkeit.

Oberboden							Unterboden								
pH-Klasse	Wald- bestand	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt	pH-Klasse	Wald- bestand	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt
		5-15	15-30	30-50	50-85	85-100				5-15	15-30	30-50	50-85	85-100	
3,5 - 4	Laub- und Mischwald	4 16,4 %	13 54,2 %	6 25,0 %	1 4,3 %		24 100 %	3,5 - 4	Laub- und Mischwald	6 75,0 %	1 12,5 %	1 12,5 %			8 100 %
	Fichtenforst	4 57,1 %	2 28,6 %	1 14,3 %			7 100 %		Fichtenforst		1 100 %				1 100 %
	Tannenwald	1 33,3 %	1 33,3 %	1 33,3 %			3 100 %		Tannenwald	1 50,0 %	1 50,0 %				2 100 %
4 - 4,5	Laub- und Mischwald		5 20,8 %	12 50,0 %	7 29,2 %		24 100 %	4 - 4,5	Laub- und Mischwald	1 4,5 %	2 9,1 %	9 40,9 %	9 40,9 %	1 4,5 %	22 100 %
	Fichtenforst				1 100 %		1 100 %		Fichtenforst	1 33,3 %	1 33,3 %		1 33,3 %		3 100 %
	Tannenwald				1 100 %		1 100 %		Tannenwald						1 100 %
4,5 - 5	Laub- und Mischwald				3 42,9 %	4 57,1 %	7 100 %	4,5 - 5	Laub- und Mischwald				6 66,7 %	3 33,3 %	9 100 %
	Fichtenforst					1 100 %	1 100 %		Fichtenforst						
	Tannenwald				1 100 %		1 100 %		Tannenwald					1 100 %	1 100 %
Gesamt		9 13,0 %	21 30,4 %	20 29,0 %	14 20,3 %	5 7,2 %	69 100 %	Gesamt		9 19,6 %	6 13,0 %	10 21,7 %	16 34,8 %	5 10,9 %	46 100 %

A 8: Kreuztabellen zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen) und Waldbestand, getrennt nach Ober- und Unterboden.

Angegeben ist neben der absoluten Häufigkeit unter der jeweiligen Merkmalskombination die zeilenbezogene relative Häufigkeit.

		Oberboden							Unterboden								
		pH-Klasse \ Waldbestand		Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt	pH-Klasse \ Waldbestand		Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt
		5-15	15-30	30-50	50-85	85-100	5-15	15-30		30-50	50-85	85-100					
Gesteinstyp Löss-/Decklehm	3,5 - 4	Laub- und Mischwald	1 12,5 %	5 62,5 %	1 12,5 %	1 12,5 %		8 100 %	3,5 - 4	Laub- und Mischwald	3 75,0 %	1 25,0 %				4 100 %	
		Fichtenforst	1 33,3 %	2 66,7 %				3 100 %		Fichtenforst							
		Tannenwald								Tannenwald							
	4 - 4,5	Laub- und Mischwald		3 33,3 %	3 33,3 %	3 33,3 %		9 100 %	4 - 4,5	Laub- und Mischwald		2 18,2 %	4 36,4 %	4 36,4 %	1 9,1 %	11 100 %	
		Fichtenforst								Fichtenforst	1 33,3 %	1 33,3 %		1 33,3 %		3 100 %	
		Tannenwald								Tannenwald							
	4,5 - 5	Laub- und Mischwald					1 100 %	1 100 %	4,5 - 5	Laub- und Mischwald				2 66,7 %	1 33,3 %	3 100 %	
		Fichtenforst								Fichtenforst							
		Tannenwald								Tannenwald							
	Gesamt		2 9,5 %	10 47,6 %	4 19,0 %	4 19,0 %	1 4,8 %	21 100 %	Gesamt		4 19,0 %	4 19,0 %	4 19,0 %	7 33,3 %	2 9,5 %	21 100 %	
Gesteinstyp Schotter	3,5 - 4	Laub- und Mischwald	3 33,3 %	5 55,6 %	1 11,1 %			9 100 %	3,5 - 4	Laub- und Mischwald	2 100 %					2 100 %	
		Fichtenforst	2 100 %					2 100 %		Fichtenforst							
		Tannenwald								Tannenwald							
	4 - 4,5	Laub- und Mischwald		1 100 %				1 100 %	4 - 4,5	Laub- und Mischwald							
		Fichtenforst								Fichtenforst							
		Tannenwald								Tannenwald							
	4,5 - 5	Laub- und Mischwald							4,5 - 5	Laub- und Mischwald							
		Fichtenforst								Fichtenforst							
		Tannenwald								Tannenwald							
	Gesamt		5 41,7 %	6 50,0 %	1 8,3 %			12 100 %	Gesamt		2 100 %					2 100 %	

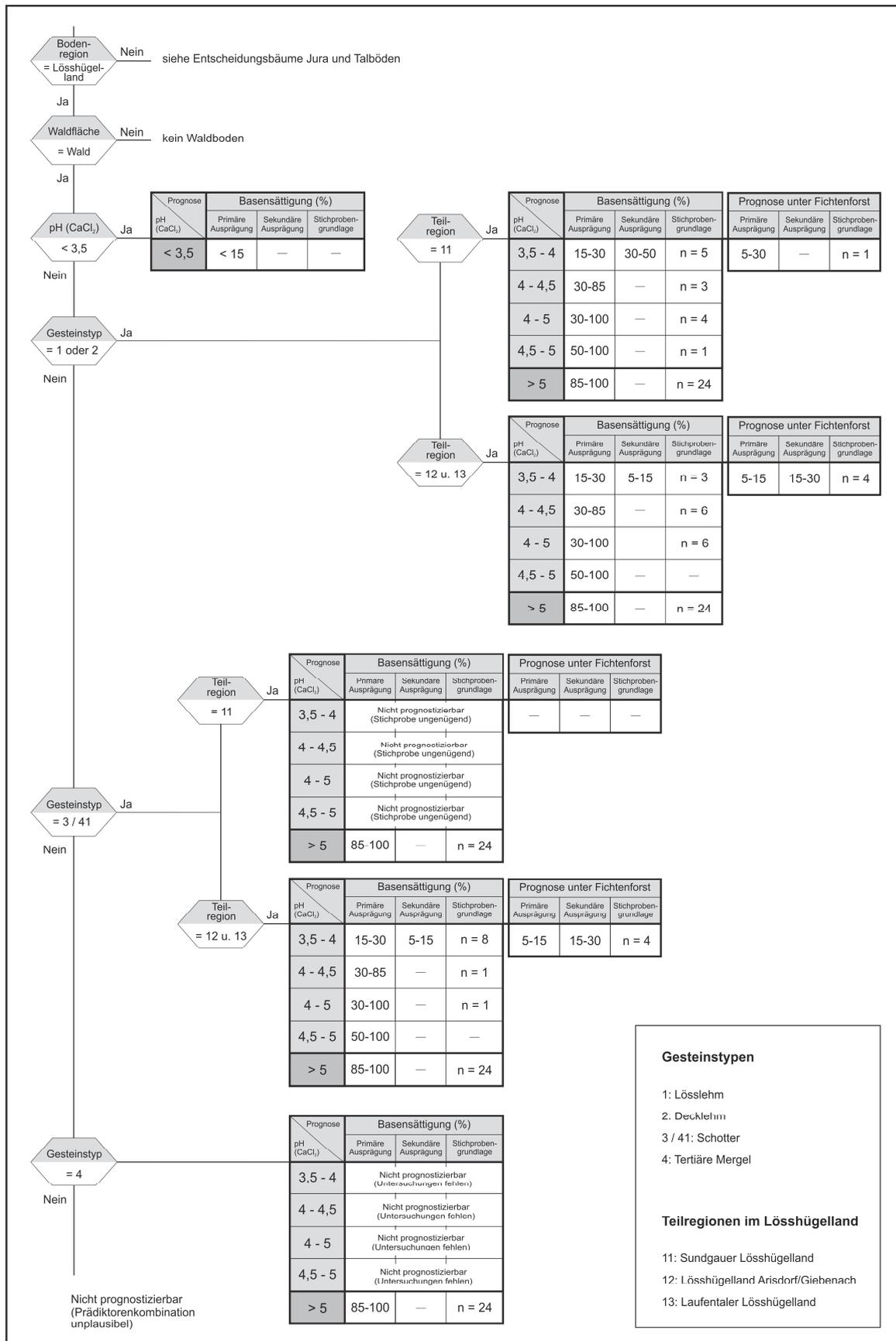
A 9: Kreuztabellen zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen), Waldbestand und Gesteinstyp in der Bodenregion Lösshügelland, getrennt nach Ober- und Unterboden.

Angegeben ist neben der absoluten Häufigkeit unter der jeweiligen Merkmalskombination die zeilenbezogene relative Häufigkeit.

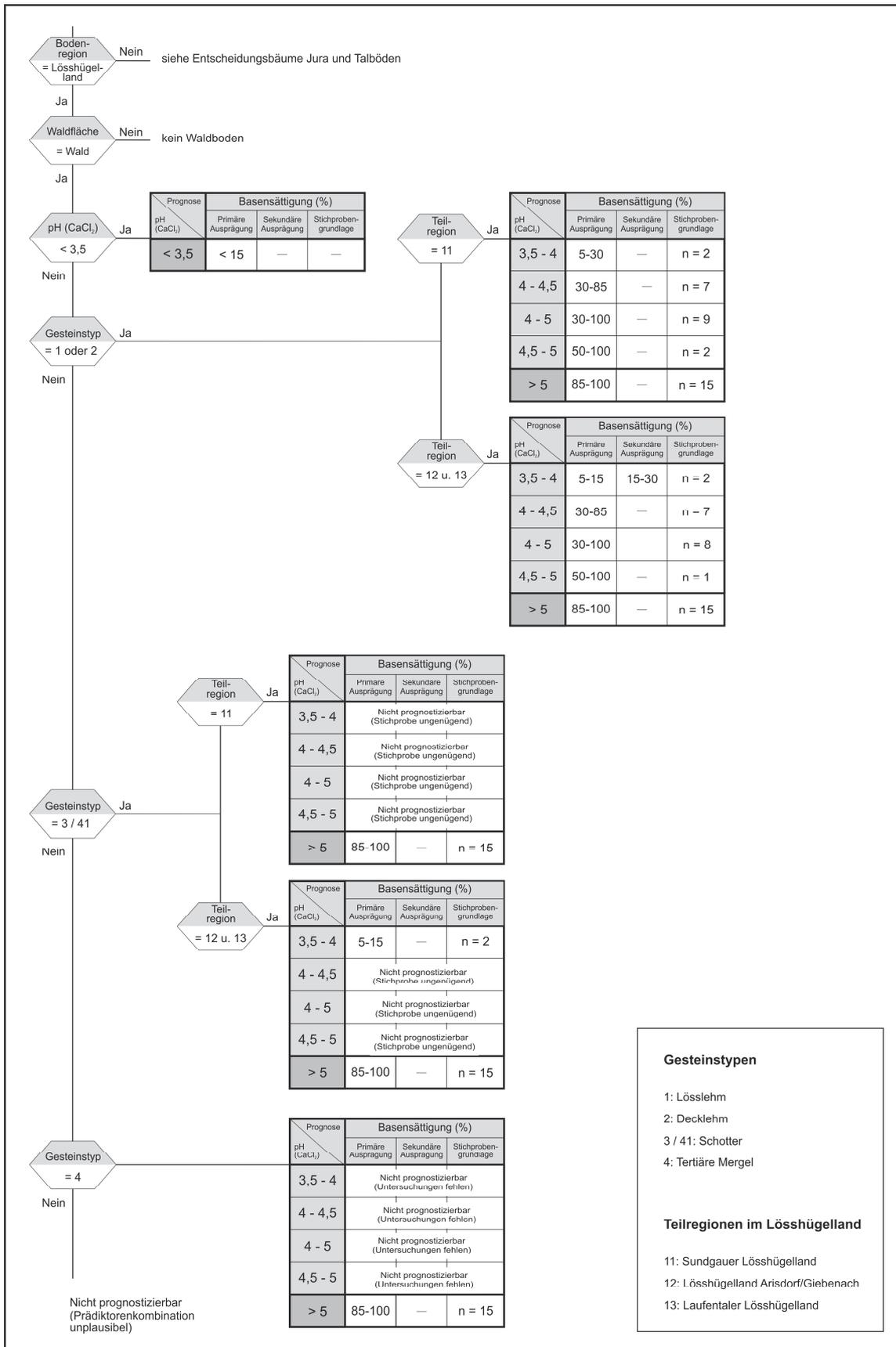
		Oberboden							Unterboden						
pH-Klasse	Waldbestand	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt	pH-Klasse	Waldbestand	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt
		5-15	15-30	30-50	50-85	85-100				5-15	15-30	30-50	50-85	85-100	
3,5 - 4	Laub- und Mischwald		2	1			3	3,5 - 4	Laub- und Mischwald	1					1
	Fichtenforst	1	66,7 %	33,3 %			1		Fichtenforst		1				1
	Tannenwald	50,0 %	50,0 %				2		Tannenwald	50,0 %	50,0 %				2
4 - 4,5	Laub- und Mischwald		1	5	2		8	4 - 4,5	Laub- und Mischwald		5,1 %	42,9 %			7
	Fichtenforst				1		1		Fichtenforst						1
	Tannenwald				100 %		1		Tannenwald						1
4,5 - 5	Laub- und Mischwald				2		2	4,5 - 5	Laub- und Mischwald				50,0 %	50,0 %	4
	Fichtenforst				100 %		1		Fichtenforst						2
	Tannenwald				100 %		1		Tannenwald						1
Gesamt		2	4	6	6		18	Gesamt		2	2	4	5	2	15
		11,1 %	22,2 %	33,3 %	33,3 %		100 %			13,3 %	13,3 %	26,7 %	33,3 %	13,3 %	100 %
		Oberboden							Unterboden						
pH-Klasse	Waldbestand	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt	pH-Klasse	Waldbestand	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt
		5-15	15-30	30-50	50-85	85-100				5-15	15-30	30-50	50-85	85-100	
3,5 - 4	Laub- und Mischwald		1				1	3,5 - 4	Laub- und Mischwald						
	Fichtenforst		100 %				1		Fichtenforst						
	Tannenwald								Tannenwald						
4 - 4,5	Laub- und Mischwald			1			1	4 - 4,5	Laub- und Mischwald			1			1
	Fichtenforst			100 %			1		Fichtenforst			100 %			1
	Tannenwald								Tannenwald						
4,5 - 5	Laub- und Mischwald				1		1	4,5 - 5	Laub- und Mischwald				1		1
	Fichtenforst				100 %		1		Fichtenforst				100 %		1
	Tannenwald								Tannenwald						
Gesamt			1	1	1		3	Gesamt			1	1		2	
			33,3 %	33,3 %	33,3 %		100 %				50,0 %	50,0 %		100 %	
		Oberboden							Unterboden						
pH-Klasse	Waldbestand	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt	pH-Klasse	Waldbestand	Klassifizierte Basensättigung (%)					Gesamt
		5-15	15-30	30-50	50-85	85-100				5-15	15-30	30-50	50-85	85-100	
3,5 - 4	Laub- und Mischwald			2			1	3,5 - 4	Laub- und Mischwald						
	Fichtenforst			1			1		Fichtenforst						
	Tannenwald			1			1		Tannenwald						
4 - 4,5	Laub- und Mischwald						1	4 - 4,5	Laub- und Mischwald				1		1
	Fichtenforst				1		1		Fichtenforst						1
	Tannenwald				100 %		1		Tannenwald						1
4,5 - 5	Laub- und Mischwald				1	2	3	4,5 - 5	Laub- und Mischwald				1		1
	Fichtenforst				33,3 %	66,7 %	1		Fichtenforst				100 %		1
	Tannenwald					1	1		Tannenwald					1	1
Gesamt				4	2	3	9	Gesamt					2	1	3
				44,4 %	22,2 %	33,3 %	100 %						66,7 %	33,3 %	100 %

A 10: Kreuztabellen zur Situation der Basensättigung unter der Kombination der Prädiktoren Azidität (pH-Stufen), Waldbestand und Gesteinstyp in der Bodenregion Jura, getrennt nach Ober- und Unterboden.

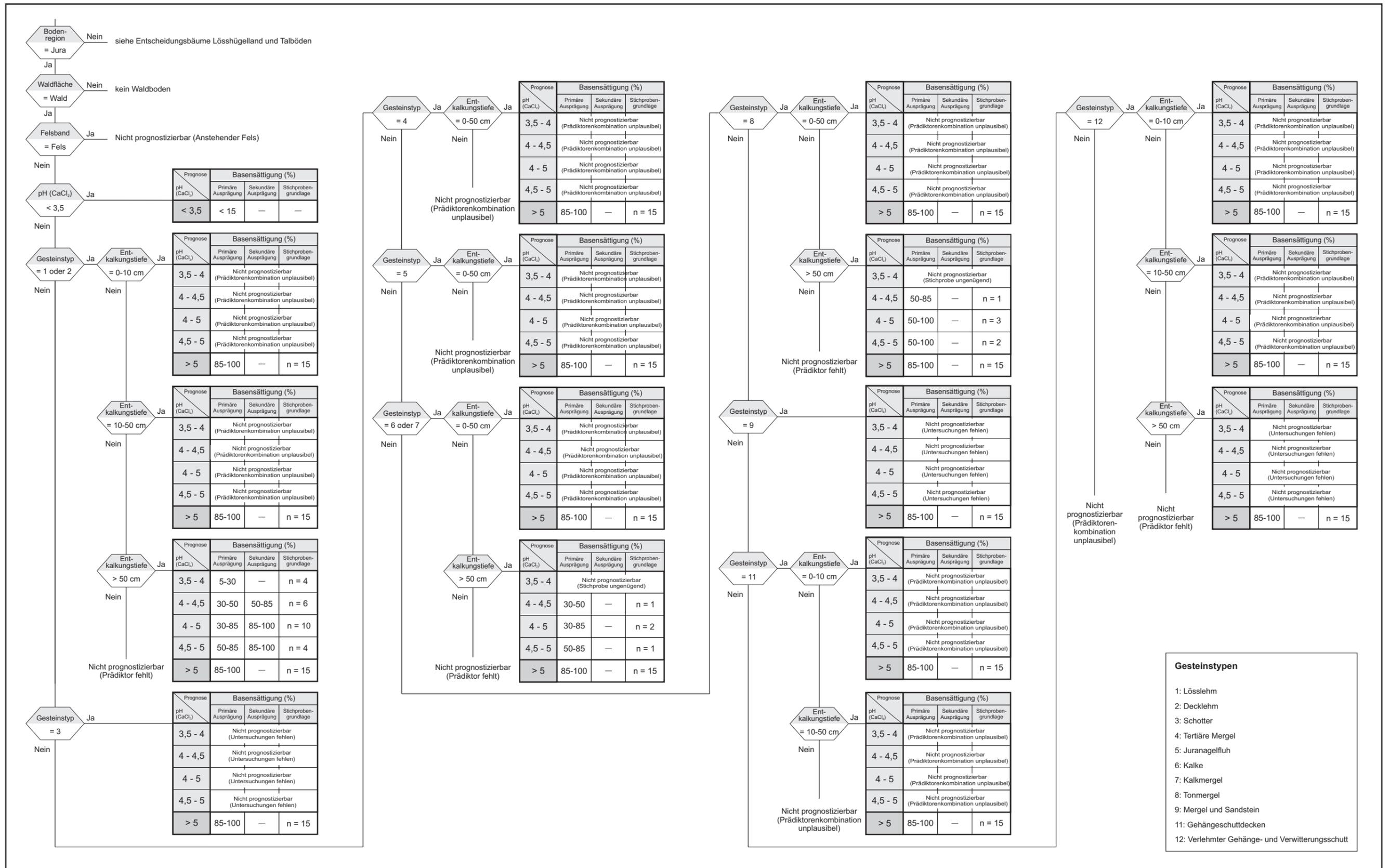
Angegeben ist neben der absoluten Häufigkeit unter der jeweiligen Merkmalskombination die zeilenbezogene relative Häufigkeit.



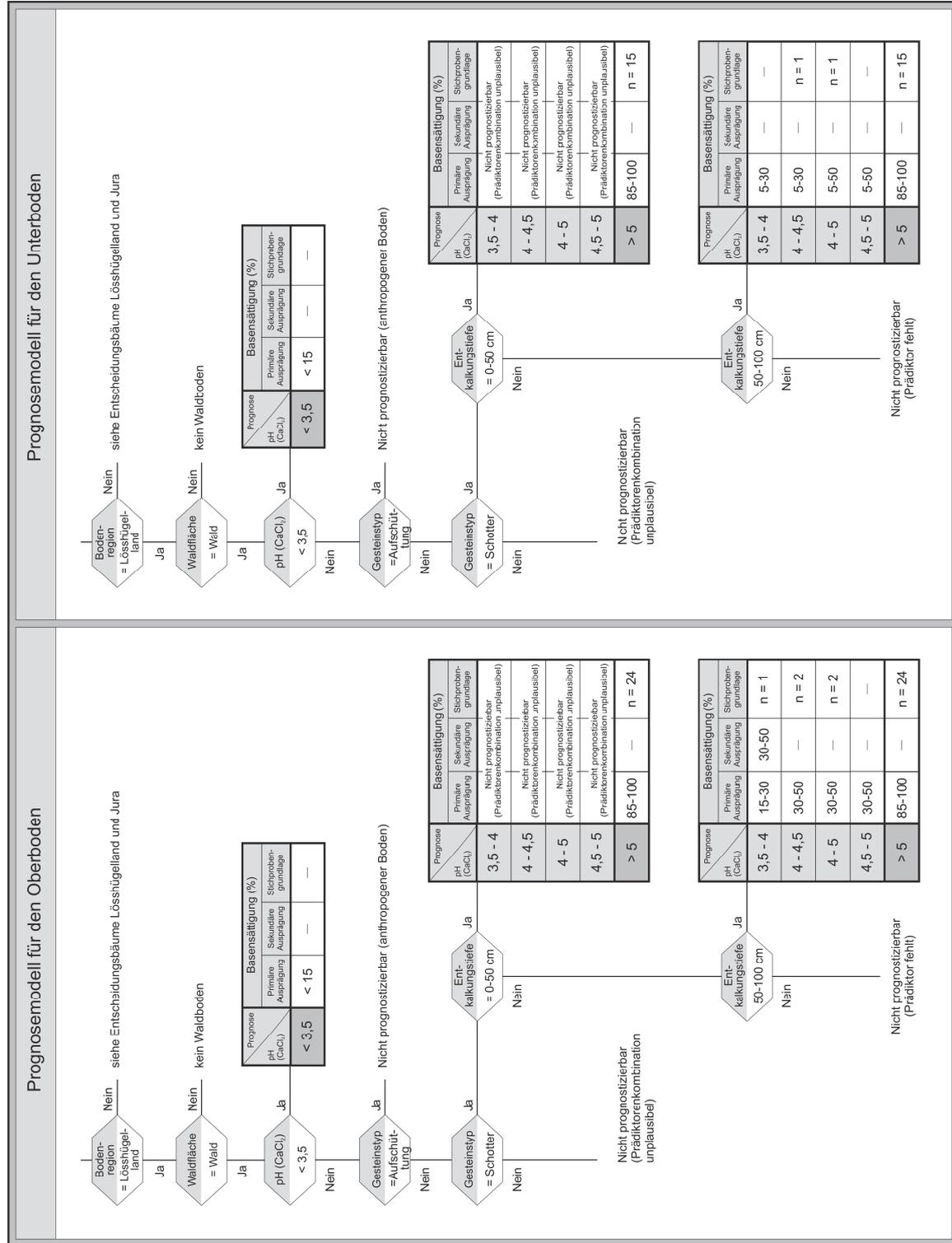
A 11: Entscheidungsbaum des Prognosemodells zur Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft: **Bodenregion Lösshügelland, Tiefenstufe Oberboden.**



A 12: Entscheidungsbaum des Prognosemodells zur Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft: **Bodenregion Lösshügelland, Tiefenstufe Unterboden.**



A 14: Entscheidungsbaum des Prognosemodells zur Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft: **Bodenregion Jura, Tiefenstufe Unterboden.**



A 15: Entscheidungsbäume des Prognosemodells zur Basensättigung in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft: **Bodenregion Talböden (Ober- und Unterboden).**

Flächenanteil ohne Prognose	Gründe für fehlende Aussagen (Flächenanteil an gesamter Waldfläche)		Wichtige Prädiktorensituationen ohne Prognosemöglichkeit
16,5 %	Technische Gründe	Prädiktor fehlt (9,87 %)	Fehlende Informationen zur Azidität und Entkalkungstiefe
		Prädiktorenkombination ist unplausibel (5,25 %)	Gehängeschuttdecken und Kalke im Lösshügelland; Diskrepanzen zwischen Azidität und Entkalkungstiefe
		Stichprobe ungenügend (0,29 %)	Unterböden der Deckenschotter (mit pH 4-5)
		Untersuchungen fehlen (0,02 %)	Kleinräumig auftretende Tertiäre Mergel
	Inhaltliche Gründe	Anstehendes Gestein (1,02 %)	Felsbänder
		Anthropogener Boden (0,05 %)	Anthropogene Aufschüttungen

A 16: Übersicht zu den Gründen für Flächen ohne Prognosemöglichkeit der Basensättigung (Tiefenstufe Unterboden).

Zur Person

Name	Kristin Fracek
Geburtsdatum	13. Januar 1984
Geburtsort	Hannover

Aktuell

05/2013 – Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie der Leibniz Universität Hannover

08/2009 – 04/2013 Promotionsstudium zur Erlangung des Dr. rer. nat. an der Leibniz Universität Hannover

08/2009 – 10/2012 Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie der Leibniz Universität Hannover

Studium

10/2003 – 06/2009 Studium der Physischen Geographie und Landschaftsökologie an der Leibniz Universität Hannover,
Nebenfächer: Geologie und Hydrologie/Wasserwirtschaft,
Diplomarbeitstitel: Basensättigung in Waldböden des Kantons Basel-Landschaft (Schweiz) – Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Azidität und Basensättigung unter verschiedenen Standortsbedingungen und Ableitung von Pedotransferfunktionen für die Vorhersage der Basensättigung in der Modellierung von Waldbodeneigenschaften.
Abschluss: Diplom-Geographin (Dipl.-Geogr.)

Schulbildung

08/1990 – 06/2003 Schulzeit, Hannover