

Neue Herausforderungen an das Waldmanagement: Möglichkeiten und Grenzen des „Digital Soil Mapping“ bei der Bereitstellung flächenhafter Datensätze für die Forstplanung am Beispiel von Hessen

Aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Göttingen

(Mit 9 Abbildungen und 10 Tabellen)

B. AHREND^s*, F. HEITKAMP, M. BURESCH, J. EVERS, S. HENTSCHEL, R. BIALOZYT und H. MEESENBURG

(Angenommen September 2022)

DOI-Nummer: 10.23765/afjz0002085

SCHLAGWÖRTER – KEY WORDS

Standortskartierung; Forstplanung; Nährstoffhaushalt; Wasserhaushalt; digitale Bodenkartierung; Waldböden; nutzbare Feldkapazität; Regionalisierung.

Forest site mapping; forest planning; nutrient balance; water balance; digital soil mapping; forest soils; available water capacity; regionalization.

1. EINLEITUNG

Die Forstplanung muss fundierte Entscheidungen hinsichtlich der Baumartenwahl und der Bewirtschaftung treffen. Eine unverzichtbare Entscheidungshilfe sind räumlich explizite Informationen zu Standort, Waldbeständen und Klima (THIELE et al., 2017; PETZOLD et al., 2016). Durch den Klimawandel und andere Umweltbelastungen (Eutrophierung, Versauerung, Schwermetalle, usw.) ergeben sich neue Herausforderungen an die Forstplanung, welche zunehmend auch zeitlich dynamische Informationen und insbesondere Projektionen der zukünftigen Umweltbedingungen berücksichtigen muss (SUTMÖLLER et al., 2021). Eine Baumartenwahl, die eine höhere Resilienz gegenüber veränderten Umweltbedingungen bei einer gleichzeitigen Aufrechterhaltung der Ökosystemdienstleistungen der Wälder gewährleistet, ist eine der wichtigsten Herausforderungen der aktuellen Forstplanung. Bei der Beurteilung der Eignung von Baumarten für waldbauliche Entscheidungen stellen die Bodeneigenschaften hinsichtlich ihrer Funktionen als Wasser- und Nährstoffspeicher wichtige Kriterien dar. In den meisten Bundesländern wird die Inventur von Waldböden mit der höchsten räumlichen Auflösung (Maßstab 1:10.000–1:25.000) durch die Standortskartierung durchgeführt. Entsprechend stellt sie sowohl für die angewandte Forschung, die forstliche Praxis und die Umweltpolitik eine wichtige Entscheidungs- und Beratungsgrundlage dar. Auf ihrer Grundlage können u.a. wesentliche Informationen zur Waldbauplanung (BÖCKMANN et al., 2019), zur Wuchs-

leistung (SCHMIDT et al., 2018), zu empfohlenen Nutzungsintensitäten (AHREND^s et al., 2012; FLECK et al., 2017) oder auch bodenphysikalische Informationen (AHREND^s et al., 2016; HAFNER et al., 2017) abgeleitet werden.

In den jeweiligen Bundesländern haben sich bei der Herleitung des Standortstyps zwei verschiedene Ansätze etabliert. Hierbei handelt es sich zum einen um die regionalen, zweistufigen und zum anderen um die überregionalen, einstufigen Kartierverfahren (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2016). In Hessen, wie auch in den ostdeutschen Bundesländern, wird das überregionale, einstufige Verfahren angewendet (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, 2002). Hierbei wird der Standortstyp direkt über regionale (Wuchszone, Klimafeuchte) und lokale (Trophie und Geländewasserhaushalt) Elemente ausgewiesen. Da bei diesem Verfahren unabhängig von regionalen Klassifizierungen unmittelbar die Komponenten des jeweiligen Standortstyps geschätzt werden, besitzen die abgeleiteten Standortstypen landesweite Gültigkeit.

Die Abdeckung der Waldstandorte mit einer Standortskartierung ist in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich. So sind z. B. in Niedersachsen nur etwa 65% der forstlichen Standorte nach dem Verfahren der niedersächsischen Standortskartierung erfasst. In Hessen ist die Standortskartierung meist nur für den Staatswald bzw. den staatlich betreuten Wald verfügbar. Dies sind etwa 80% der Waldfläche. Durch Verfahren des „Digital Soil Mapping“ (DSM, digitale Bodenkartierung) lassen sich auch für nicht kartierte Gebiete deren Standortseigenschaften schätzen (MCBRATNEY et al., 2003). Hierunter werden Verfahren zusammengefasst, die mittels statistischer Methoden aus punkthaften und/oder flächenhaft verfügbaren Bodeninformationen Standorts- und Bodeneigenschaften unter Berücksichtigung flächenhafter Bodenbildungsfaktoren ableiten (BEHRENS und SCHOLTEN, 2006). Entsprechend sollte gerade vor dem Hintergrund einer klimaangepassten Baumartenwahl geprüft werden, ob sich die z. T. erheblichen Kartierlücken durch DSM schließen lassen und bestehende Kartierungen aktualisiert und erweitert werden können. Ob dies nur als Übergangslösung bis zu

* Korrespondierender Autor: Dr. BERND AHREND^s. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle, Grätzelstraße 2, D-37079 Göttingen.
E-Mail: bernd.ahrends@nw-fva.de

einer Feldkartierung oder in sich selbst schon ausreichend ist, muss durch umfangreiche Kontrollen und ggf. Beprobungen im Gelände verifiziert werden. Der Erfolg des DSM wird sehr stark von den verfügbaren Geoinformationen und dem jeweiligen Standortkartierungssystem abhängen. Aufgrund der generellen Gültigkeit sollten sich Ergänzungen, Erweiterungen und Anpassungen einer bestehenden Standortkartierung für ein ganzes Bundesland bei einstufigen Verfahren einfacher und einheitlicher durchführen lassen als bei zweistufigen Verfahren. Für ausgewählte Standortelemente sollen im Folgenden Möglichkeiten des DSM am Beispiel von Hessen dargestellt werden.

Hierbei richtet sich der Fokus auf die lokalen Elemente der Standortkartierung: Geländewasserhaushalt und Trophie. In Hessen können zur Kennzeichnung der Trophie sieben Stufen vergeben werden: kalk-eutroph, eutroph, schwach eutroph, gut mesotroph, mesotroph, schwach mesotroph und oligotroph. In der Praxis erfolgte jedoch in der Vergangenheit überwiegend nur eine Unterscheidung der drei Haupttrophiestufen (eutroph, mesotroph, oligotroph), da eine stärkere Differenzierung der Trophie mit Hilfe der vorwiegend vegetationskundlichen Ansprache schwer umsetzbar ist. Die hierfür notwendigen regelmäßigen und umfassenderen bodenchemischen Analysen kommen jedoch erst in den letzten Jahren vermehrt zur Anwendung. Darüber hinaus haben die bodenchemischen Standortparameter (Basensättigung, Kationenaustauschkapazität, C/N-Verhältnis, austauschbare Elementvorräte), durch welche die Trophie charakterisiert werden kann (ALBERT et al., 2016; ULRICH und SHRIVASTAVA, 1978; JANSEN et al., 2002; ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG, 2016), in den letzten Jahrzehnten durch hohe atmosphärische Säure- und Stickstoffeinträge erhebliche Veränderungen erfahren. Entsprechend zeigte der Vergleich der Trophieansprachen zwischen den bodenchemischen Daten der räumlich repräsentativen zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) und der Trophieansprachen der flächenhaften Kartierungen in Hessen erhebliche Verzerrungen (PAAR et al., 2016). An den Rasterpunkten der BZE II in Hessen wurden durch erfahrene Kartierer unter Berücksichtigung von aktuellen bodenchemischen Kennwerten 35 % der Profile als mesotroph, 12 % als gut mesotroph und 19 % als schwach mesotroph angesprochen. Demgegenüber weist die Standortkarte für die Inventurpunkte 65 % als mesotroph, 3 % als gut mesotroph und 5 % als schwach mesotroph aus (PAAR et al., 2016). An diesen Zahlen zeigt sich die starke Überrepräsentation der mesotrophen (mittleren) Verhältnisse bei der bisherigen praktischen Kartierung. Diese sehr grobe Klassifizierung steht jedoch im Widerspruch zu der beträchtlichen Bandbreite an Ausgangsmaterialien und Geländeformen in Hessen. Zum Beispiel sind topographische Gradienten mit einer von den Oberhängen zu den Unterhängen zunehmenden Nährstoffversorgung (CHAPIN et al., 2011; SCHOLTEN et al., 2017) in der Standortkarte von Hessen kaum repräsentiert (HEITKAMP et al., 2020).

Vergleichbare Diskrepanzen konnten bei der Ansprache des Geländewasserhaushaltes an den BZE Standor-

ten und der vorliegenden Standortkartierung nicht festgestellt werden (vgl. PAAR et al., 2016). Entsprechend sollten sich Arbeiten hinsichtlich der Ansprache des Geländewasserhaushaltes vorwiegend auf die Füllung von Kartierlücken konzentrieren, um insbesondere Forstbetrieben ohne forstliche Standortkartierung Informationen dafür bereitzustellen. Hierzu bieten sich neben hochaufgelösten digitalen Geländemodellen auch mittelmaßstäbliche (1:50.000) Bodenfunktions- und -eigenschaftskarten an. Da durch die geringe räumliche Auflösung, gekoppelt mit Unschärfen bei der Übersetzung der vorhandenen Bodenkennwerte in eine Geländewasserhaushalts- und Trophiestufe, große Unsicherheiten auftreten können, empfiehlt es sich, dass entsprechende Ansätze hinsichtlich ihrer Einsatzmöglichkeiten und inhaltlichen Grenzen gut evaluiert werden (ARROUAYS et al., 2020).

Neben den klassischen Elementen des Standortstyps wie Trophie und Geländewasserhaushalt benötigen aktuelle Entscheidungsunterstützungssysteme im Kontext des Klimawandels i.d.R. weitere Informationen, die aus der Standortkartierung abgeleitet werden können. Je nach Fragestellung sind z.B. Elementvorräte (MEIWES et al., 2013; HEITKAMP et al., 2020, 2021) und die nutzbare Feldkapazität (nFK) (OVERBECK et al., 2011) metrische Kenngrößen, die oft Berücksichtigung finden. Aktuell wird die nFK in Ansätzen zur standortsgerechten und klimaangepassten Baumartenwahl oder Risikoabschätzung berücksichtigt (OVERBECK und SCHMIDT, 2012; ALBERT et al., 2016; BÖCKMANN et al., 2019). Die Verknüpfung der nFK mit der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationsperiode (KWBv) verschiedener Klimaszenarien und -perioden erlaubt eine dynamische Berechnung der Standortwasserbilanz (KWBv-nFK; GRIER und RUNNING, 1977, WAGNER et al., 2016). Um die nFK flächenhaft für Hessen abzuleiten, kommen verschiedene Ansätze in Betracht. Neben der Ableitung aus der Bodenkarte (BFD50) oder der Anwendung komplexerer geostatistischer Ansätze ist auch eine direkte Zuordnung von nFK-Werten über den hessischen Standortstyp möglich (HMULF, 2002; SCHMIDT et al., 2015).

Die vorab beschriebenen Anforderungen an die Standortkartierung und die gleichzeitig bestehenden Unsicherheiten, Datenlücken und inhaltlichen Unschärfen in den Standortdaten machen es nach wie vor schwierig, die Forstplanung sowie die Waldbesitzer zu beraten. Aus dem dargelegten Stand der Forschung und den Anforderungen an die Standortkartierung ergeben sich für die folgende Arbeit drei Schwerpunkte bei der Erweiterung und Anpassung der hessischen Standortkartierung: (1) Anpassung der NährstoffEinstufung hinsichtlich sich verändernder bodenchemischer Rahmenbedingungen, (2) Schätzung von Standortelementen (Trophie, Geländewasserhaushalt) für nicht kartierte Flächen als Grundlage für eine standortsangepasste Baumartenwahl und (3) Möglichkeiten der Schätzung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität für hessische Standortstypen. In dieser Arbeit wird geprüft, welches Potenzial Methoden des „Digital Soil Mapping“ für die Bearbeitung der genannten Fragestellungen haben.

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1 Untersuchungsräume

Das Bundesland Hessen liegt in der Mitte Deutschlands mit einer Höhenlage von 80 bis 950 m über NN. Das Klima ist gemäßigt-feucht mit mittleren Jahrestemperaturen und Niederschlägen (1971–2000) zwischen 10,6 °C und 540 mm a⁻¹ in der südlichen Rheinebene und 5,2 °C und 1.390 mm a⁻¹ in den höchsten Lagen. Das Landschaftsbild wird durch die folgenden naturräumlichen Haupteinheiten geprägt: Südwestdeutsches Schichtstufenland, Oberrheinisches Tiefland, Rheinisches Schiefergebirge und Hessisch-Niedersächsisches Bergland. Die potenzielle natürliche Vegetation sind winterkahle Laubwälder der gemäßigten Zone, dominiert von der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.).

Die Waldfläche in Hessen beträgt etwa 8.690 km², damit ist fast die Hälfte (42%) des Bundeslandes mit Wald bestockt. Die meisten Wälder stocken auf offenen Hängen (41%), Ebenen (23%) und Oberhängen (14%), aber auch auf Höhenrücken (13%) sind nennenswerte

Anteile vorhanden. Die häufigste Baumart ist die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L., ca. 31%), gefolgt von der Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst, ca. 22%), der Eiche (*Quercus* spp., ca. 14%) und der Kiefer (*Pinus* spp., ca. 10%). Das Ausgangsmaterial besteht häufig (ca. 86% der Waldfläche) aus lössbeeinflussten Fließerden mit variablen Anteilen von Löss und erheblicher Beeinflussung durch das Festgestein, das überwiegend als sauer oder basenarm eingestuft wird (37% bzw. 29,9%). Die häufigsten Bodenklassen unter Wald sind Braunerden (63,3%), gefolgt von Pseudogleyen (12,3%), Parabraunerden (11,7%) und terrestrisch anthropogenen Böden (meist kolluviale Böden, 3,9%) (HESSISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, UMWELT UND GEOLOGIE, 2018).

Um die jeweiligen Bearbeitungsansätze auch visuell detailliert mit der vorhandenen Standortkartierung vergleichen zu können, wurden Beispielregionen definiert. Ausgewählt wurden hierfür die drei in Abb. 1 dargestellten Regionen (Bilstein/Kaufunger Wald, Spessart und Hessisches Ried), die sich hinsichtlich ihrer klimatischen und bodenkundlichen Eigenschaften unterscheiden. Das Hessische Ried ist bereits heute durch ein trocken-warmes Klima gekennzeichnet und zählt zu den niederschlagsärmsten Regionen in Deutschland. Die überwiegend sandigen Böden weisen durch den Einfluss des Rheinweißes (Kalkanreicherung im ehemaligen Kapillarsaum) hohe Anteile an eutrophen Standorten auf. Im Spessart sind fast ausschließlich mesotrophe Standorte anzutreffen. Auch die Region Bilstein/Kaufunger Wald wird von mesotrophen Standorten dominiert. Im Unterschied zum Spessart sind hier jedoch auch oligotrophe und eutrophe Standorte ausgewiesen worden. Hinsichtlich der Geländewasserhaushaltseinstufung zeigt das Gebiet Spessart die geringste Differenzierung. Der Anteil an wechsellückigen und feuchten Standorten ist in den anderen beiden Gebieten deutlich höher.

2.2 Flächenhafte Datengrundlagen

Die verwendeten Geodaten, deren räumliche Auflösungen und Quellen sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Da die Schätzmodelle zur Ableitung der Geländewasserhaushaltsstufe (GWHS), anhand der aktuell vorliegenden Standortkartierung parametrisiert wurden, erfolgte die Einbeziehung eines möglichst hochaufgelösten digitalen Geländemodells (DGM). Als Datengrundlage für die digitalen Reliefanalysen wurde das digitale Geländehöhenmodell (DGM10, Gitterweite 10 m) (HVBG, 2018) verwendet. Aus diesem wurden mit der Software zur Reliefanalyse SAGA (<http://www.sagagis.org>) (CONRAD et al., 2015) die bei KÖHLER et al. (2016) zusammengestellten Reliefparameter (n > 80) für Hessen abgeleitet. Zur Interpretation der Trophieeinstufung wurden zusätzlich die topographischen Lage-Indizes (TPI₁₀₀ und TPI₂₀₀₀) und die Hangneigung nach einem Resampling des DGM (Gitterweite 25 m) abgeleitet. Das Resampling war notwendig, um näher am Maßstab der verwendeten Bodenkarte (1:50.000) zu sein. Der TPI misst die Differenz zwischen einem zentralen Punkt und der durchschnittlichen Höhe um ihn herum im Radius von 100 m (TPI₁₀₀) bzw. 2000 m (TPI₂₀₀₀). Weitere Informationen über diese Indizes sind bei WEISS (2001)

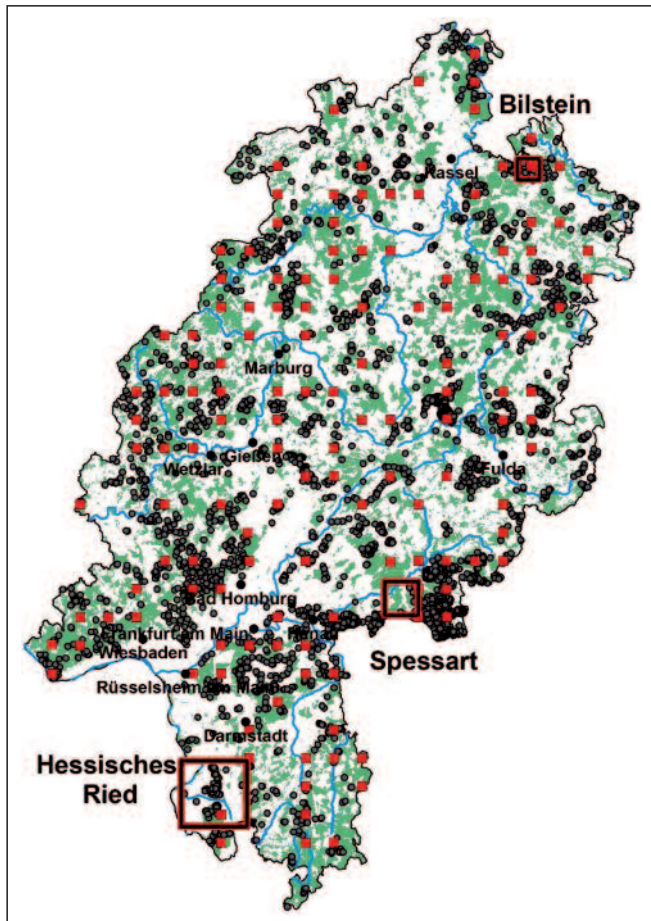


Abb. 1

Lage der Testregionen (Bilstein/Kaufunger Wald, Spessart, Hessisches Ried) und Punkte mit Bodenprofilen aus der forstlichen Standortkartierung • (n = 4042) und der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) ■ (n = 139).

Location of test regions (Bilstein/Kaufunger Wald, Spessart, Hessisches Ried) and points with soil profiles from forest site mapping • (n = 4042) and the second National Forest Soil Inventory (NFSI II) ■ (n = 139).

Tab. 1

**Verwendete Geodaten als Grundlage für die verschiedenen Modellierungsaktivitäten.
Geodata used as a basis for the various modelling activities.**

Sachbezug	Quelle
Bodenflächendaten (BFD) (1:50.000)	HLNUG, 2018
Forstliche Wuchsbezirke und -regionen (1:25.000)	GAUER & KROIHER, 2012
Digitales Geländemodell in 10 m x 10 m Auflösung DGM10	HVBG ©, 2018
Standortskarten (1:10.000)	FENA, 2018
Klimadaten regionalisiert auf Polygone der Kartiereinheiten	DWD-Stationsdaten
CORINE Land Cover	CLC, 2018
Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS)	HVBG ©, 2018
Regionalisierte Stickstoff-Deposition in 1 km x 1 km Auflösung	SCHAAP et al., 2015

und DE REU et al. (2013) beschrieben. Aus den Profilinformationen der Bodenkarte wurden weitere Variablen (Sand-, Schluff-, Ton- und Skelettgehalt, nFK, potenzielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}), Bodentyp, Bodenklasse, ökologische Feuchtestufe, Humusform, Ausgangssubstrat, usw.) entnommen oder abgeleitet (HEITKAMP et al., 2020).

2.3 Anpassung der Trophie und Schätzung für nicht kartierte Flächen

Die flächenhafte Anpassung der Trophiestufen für kartierte und nichtkartierte Waldflächen in Hessen ist detailliert in HEITKAMP et al. (2020) beschrieben. Für

eine inhaltliche Interpretation der generierten Daten durch Standortskartierer:innen und Forstpraktiker:innen erscheint jedoch eine mehr praxisorientierte Beschreibung der methodischen und datentechnischen Hintergründe unbedingt erforderlich. Diese soll im Folgenden erfolgen. Die Methodik zur Vorhersage der Trophiestufen unterteilt sich in drei Hauptschritte. Zunächst erfolgte eine Auswahl von Variablen und deren Klassifizierung zur Definition der Nährstoffverfügbarkeit. Da die gewählten Variablen flächendeckend vorliegen müssen, wurden diese im zweiten Schritt für die Waldflächen regionalisiert. Im dritten Schritt erfolgte eine regelbasierte Ableitung einer Trophiestufe anhand der gewählten Variablen (Abb. 2).

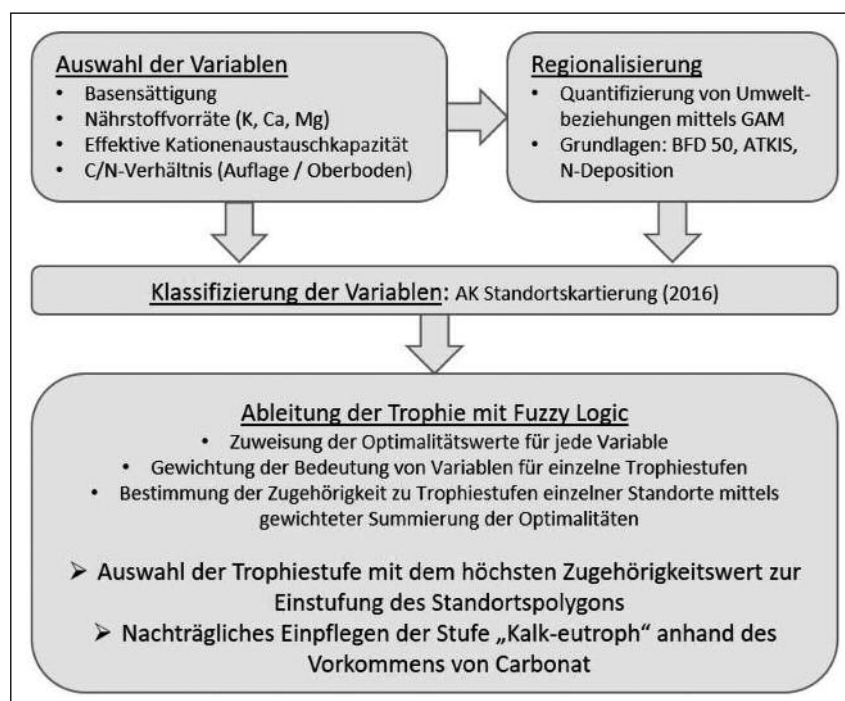


Abb. 2

Methodik zur Ableitung von Trophiestufen anhand bodenchemischer Parameter mittels Fuzzy-Logic.

Schematic procedure for derivation of trophic levels on the basis of soil chemical parameters using fuzzy logic.

2.3.1 Auswahl und Klassifizierung von Variablen

Drei Hauptkriterien wurden für die Auswahl der trophiebestimmenden Variablen festgelegt: (1) Aussagekraft hinsichtlich der Nährstoffverfügbarkeit, (2) Verfügbarkeit der Daten in der BZE II und (3) eine in der forstlichen Standortaufnahme beschriebene Klassifizierung zur Zuordnung der Werte zu den Trophiestufen. Zahlreiche Arbeiten zeigen, dass die Indikatoren Basensättigung (BS), effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}), C/N-Verhältnis der Humusaufgabe bzw. des Oberbodens, sowie pflanzenverfügbare Nährelementvorräte (austauschbares K, Ca, Mg im Mineralboden und in der Humusaufgabe gespeicherte Vorräte – vgl. WEIS und AHREND, 2018) den Kriterien entsprechen (AHNER et al., 2013; ALBERT et al., 2016; ULRICH und SHRIVASTAVA, 1978; JANSEN et al., 2002; AK STANDORTSKARTIERUNG, 2016).

Die hessische Standortskartierung nutzt sieben Trophiestufen (s. Einleitung). Die Stufe schwach eutroph wurde in der Praxis äußerst selten vergeben, daher konnten für diese Stufe keine Kriterien zur modellbasierten Ableitung definiert werden und sie wurde nicht berücksichtigt. Die Stufe kalk-eutroph konnte durch die chemischen Kennwerte der *Tabelle 2* nicht eindeutig von eutrophen Standorten abgegrenzt werden. Die Einstufung kalk-eutropher Standorte wurde deshalb anhand der Kriterien „karbonathaltiges Ausgangsmaterial“ oder „Gehalt an Karbonat in einem Bodenhorizont mindestens 25% (Karbonatklasse c5)“ zugewiesen (s. 2.4.3). Die Forstliche Standortskartierung (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2016) unterteilt die Wertebereiche des Nährelementstatus in sieben Klassen, die auf die verbleibenden fünf Trophiestufen aufgeteilt werden mussten. Aufgrund des Vergleiches von Blattspiegel- und Bodennährstoffgehalten (MELLERT et al., 2018) wurden jeweils die beiden obersten (i.d.R. sehr hoch & hoch) und untersten Klassen (i.d.R. sehr gering & gering) zusammengefasst (*Tabelle 2*).

2.3.2 Regionalisierung

Die sechs ausgewählten Variablen wurden für die Waldböden in Hessen anhand ihrer Beziehung zu räumlich vorliegenden Umweltfaktoren regionalisiert. Als attributbasierte Regionalisierungstechnik wurden dabei generalisierte additive Modelle (GAM) verwendet, da diese sowohl die Nutzung von nicht linearen Beziehungen als auch Faktorvariablen ermöglichen. Die Modellierung der trophiebestimmenden Variablen erfolgte entweder als Vorrat oder als gewichtetes Mittel bis zu einer Mineralbodentiefe von 90 cm inklusive der Humusaufgabe anhand der Probepunkte der BZE II der Länder Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt. Das C/N-Verhältnis wurde für die Humusaufgabe, bzw. bei Mull-Humusformen für die obersten 5 cm des Mineralbodens vorhergesagt. Als Eingangsgrößen für die Modelle dienten das Ausgangsmaterial der Bodenbildung, die Bodenklasse, ein Ariditätsindex (De Martonne), der Grad der Podsolierung, die höchste Karbonatklasse im Profil (bis 90 cm Tiefe), der Waldtyp, die Stickstoff(N)-Deposition, der Skelettgehalt, die Bodenregion und entweder die potenzielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) oder die spezifische Oberfläche (SSA) als Proxy für die Textur. Außer der N-Deposition, dem Ariditätsindex und der Bodenregion wurden alle Daten am Standort, Profil oder der Bodenprobe der BZE-Punkte gewonnen. Detaillierte Informationen zur Modell- und Variablenauswahl sind bei HEITKAMP et al. (2020) zu finden. Die Zuordnung der jeweiligen Kovariablen zu spezifischen Modellen sind *Tabelle 3* zu entnehmen. Die in HEITKAMP et al. (2020) eingehend diskutierten Ergebnisse der Regionalisierung wurden als eine geeignete Basis für eine räumlich explizite Ableitung der Trophiestufen gewertet. Die Qualität der erstellten Modelle war durchweg gut bis sehr gut (R^2 0,43–0,71; Steigung nicht signifikant von 1 unterschiedlich). Die erfolgreich parametrisierten Modelle wurden dann auf die räumlich vorliegenden Daten angewendet.

Tab. 2

Zusammengefasste Klassen der Eingangsvariablen zur Trophieeinstufung nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2016) bezogen auf 90 cm Mineralbodentiefe; das C/N-Verhältnis gilt für die Humusaufgabe, bzw. bei Mull-Humusformen für die obersten 5 cm des Mineralbodens.

Summarized classes of the input variables for trophic classification according to AK STANDORTSKARTIERUNG (2016) related to 90 cm mineral soil depth; the C/N ratio applies to the forest floor, or to the uppermost 5 cm of the mineral soil when the humus form is mull.

	oligotroph	schwach mesotroph	mesotroph	gut mesotroph	eutroph
C/N-Verhältnis (-)	> 25	20-25	16-20	12-16	< 12
KAK_{eff} (kmol _c ha ⁻¹)	< 100	100-250	250-500	500-1000	> 1000
Basensättigung (-)	< 0.07	0.07 – 0.2	0.2-0.5	0.5-0.7	> 0.7
K Vorrat (kg ha ⁻¹)	< 300	300-450	450-600	600-900	> 900
Ca Vorrat (kg ha ⁻¹)	< 400	400-800	800-2000	2000-4000	> 4000
Mg Vorrat (kg ha ⁻¹)	< 70	70-140	140-350	350-700	> 700

Tab. 3

Erklärende Variablen der räumlichen Modelle mit korrigiertem R² und erklärter Abweichung (ED). Die Gütemaße beziehen sich auf die Parametrisierung der GAMs. n=380 BZE II Plots in Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt.

Explanatory variables of the spatial models with adjusted R² and explained deviance (ED). Metrics refer to the parametrization of the GAMs. n=380 NFSI plot in Hesse, Lower Saxony and Saxony-Anhalt.

Response	Model	R ² _{adj}	ED (%)
KAK _{eff}	~ te(KAK _{pot} , k=5) + PM + FT + CaCO ₃	0,70	84
Basensättigung	~ te(A, k=3) + te(SSA, k=3) + PM + FT + POD + CaCO ₃ + SR	0,71	69
C/N-Verhältnis	~ te(N _{dep} , k=5) + PM + SC + SR + FT + POD	0,64	66
K Vorrat	~ te(A, k=4) + FT + te(SSA, k=5) + CaCO ₃ + SR + PM	0,68	75
Ca Vorrat	~ te(SSA, k=5) + te(modBS, k=3) + POD + PM + FT + ST + SR	0,43	73
Mg Vorrat	~ te(SSA, k=4) + te(GC, k=4) + CaCO ₃ + SC + PM	0,70	77

KAK_{pot}: potenzielle KAK, abgeleitet nach AG Boden (2005); PM: Ausgangsmaterial; FT: Waldtyp (Laub-, Nadel- und Mischwald); CaCO₃: Karbonatgehaltsklasse; A: Ariditätsindex; SSA: Spezifische Oberfläche, abgeleitet aus der Textur; POD: Podsolierungsgrad; SC: Bodenklasse; SR: Bodenregion, GC: Skelettgehalt (>2 mm); modBS: modellierte Basensättigung; Metriken (te, k) beziehen sich auf die Parametrisierung der GAMs, siehe auch WOOD (2019).

2.3.3 Ableitung der Trophiestufen

Zur Ableitung der Trophiestufen standen sechs Variablen zur Verfügung. Dies bedingt, dass in Abhängigkeit der Ausprägung der Variablen unterschiedliche Trophiestufen nach *Tabelle 2* zugeordnet werden. So kann beispielsweise die Einstufung über die Basensättigung zur Stufe mesotroph, aber das C/N-Verhältnis zu einer anderen Einstufung führen. Weiterhin sind manche Klassen sehr weit gefasst, so dass ein im Randbereich liegender Wert einen kleineren Abstand zur nächsten Klasse als zu anderen Werten innerhalb der gleichen Klasse haben kann. Diese Art der Einstufung über binäre Logik (Klassenzugehörigkeit: wahr/falsch) ist bei der Integration von sechs Variablen nicht eindeutig. Daher wurde auf die Methodik der Fuzzy-Logic zurückgegriffen. Bei der Fuzzy-Logic wird die Klassenzugehörigkeit nicht binär, sondern über sogenannte Optimalitätswerte (vgl. *Abb. 3*) und Zugehörigkeiten ermittelt. Der Optimalitätswert (Wertebereich 0–1) zu unterschiedlichen Klassen wird über eine Funktion zugewiesen. Nach SHI et al. (2009) wurde eine glockenförmige Funktion gewählt. Die Mitte jeder Klasse (*Tabelle 2*) wurde dabei mit dem Wert 1 (höchste Optimalität) belegt.

$$\begin{aligned}
 s_{ij,k,a} &= e^{\left[\frac{z_{ij,a}-v_{a,k}}{-w_{a,k}}\right]^2 \ln(0.5)} && \text{if } z_{ij,a} < v_{a,k}, \\
 s_{ij,k,a} &= 1 && \text{if } z_{ij,a} = v_{a,k}, \\
 s_{ij,k,a} &= e^{\left[\frac{z_{ij,a}-v_{a,k}}{w_{a,k}}\right]^2 \ln(0.5)} && \text{if } z_{ij,a} > v_{a,k},
 \end{aligned}
 \tag{1}$$

wobei $s_{ij,k,a}$ die Optimalität der Variable a am Ort (ij) für die Trophiestufe k ist. $z_{ij,a}$ ist der Wert der Variable a am Ort (ij) ; $v_{a,k}$ ist der Wert der Variable a mit dem maximalen Optimalitätswert von 1 zur Trophiestufe k ; und w_a ist als die Hälfte der Halbwertsbreite der Variable a für

die Trophiestufe k definiert. Die Berechnung erfolgt nach der Formel:

$$w_{a,k} = \frac{2\sigma_{a,k}\sqrt{2\ln(2)}}{2}, \tag{2}$$

wobei $\sigma_{a,k}$ die Standardabweichung der Variablen a ist, die aus der unteren und oberen Klassengrenze von Trophiestufe k berechnet wird.

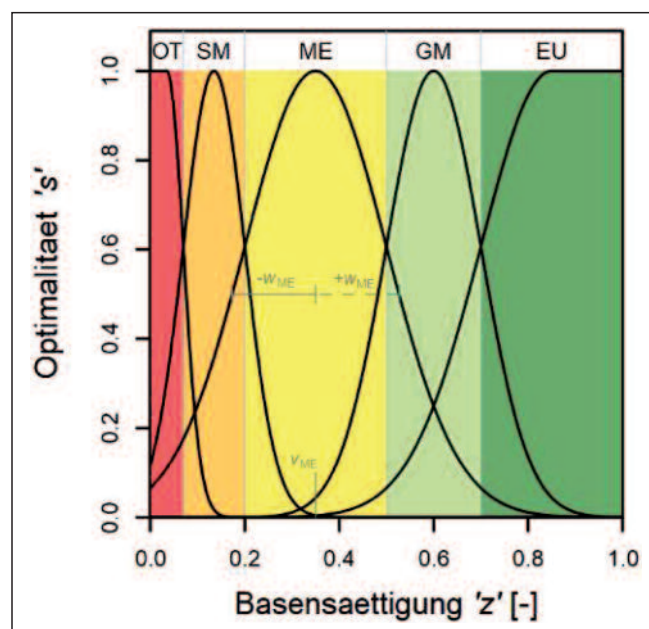


Abb. 3

Beispiel für die Ableitung der Optimalitätswerte anhand der Basensättigung. OT: oligotroph; SM: schwach mesotroph; ME: mesotroph; GM: gut mesotroph; EU: eutroph.

Example of derivation of optimality values based on base saturation. OT: poor; SM: moderate-weak; ME: moderate; GM: moderate-good; EU: rich.

Jeder Variable an einem bestimmten Standortspolygon sind nun jeweils fünf Optimalitätswerte (einer pro Trophiestufe, außer kalk-eutroph) zugeordnet. Aus den sechs Umweltvariablen wurde anhand der Optimalitätswerte die Zugehörigkeit zu einer bestimmten Trophiestufe abgeleitet. Dafür wurden die Optimalitätswerte aller Variablen zunächst gewichtet (Tabelle 4), dann summiert und anschließend anhand der maximalen Summe der Optimalitätswerte die Zugehörigkeit bestimmt. Eine Gewichtung während der Summierung war nötig, da (1) die Vorräte an Ca und Mg sehr hohe Korrelationen ($r > 0.78$) mit der KAK_{eff} und der Basensättigung aufwiesen und (2) die ökologische Bedeutung einzelner Variablen sich entlang von Nährstoffgradienten verändert. Eine detaillierte Beschreibung der Gewichtung findet sich in HEITKAMP et al. (2020).

Tabelle 5 zeigt ein umfassendes Beispiel für eine podsolierte Braunerde aus Fließerdunen aus mittlerem Buntsandstein und mittlerem Lössanteil. Die höchsten einzelnen Optimalitätswerte finden sich unter den Trophiestufen oligotroph (0,80 – C/N-Verhältnis),

schwach mesotroph (0,60 – Basensättigung) und mesotroph (0,99 – Kalium-Vorräte sowie Kationenaustauschkapazität).

Die einzelnen Variablen zeigen also drei unterschiedliche Trophiestufen an. Vorräte an Calcium und Magnesium werden hierbei aufgrund der geringen Gewichtung vernachlässigt. Nach der gewichteten Summierung der Optimalitätswerte für die jeweilige Trophiestufe liegt der höchste gewichtete Optimalitätswert (0,53) relativ eindeutig im Bereich mesotroph. Die zweithöchsten Werte (0,32 u. 0,34) zeigen dabei Tendenzen zu eher schwächeren Verhältnissen an.

2.4 Schätzung der Geländewasserhaushaltsstufe für nichtkartierte Regionen

2.4.1 Modellierung mit Random Forest und Variablenauswahl

Der Ablauf der einzelnen Bearbeitungsschritte bei der Schätzung der Geländewasserhaushaltsstufe von nicht durch die Standortskartierung erfassten Waldgebieten

Tab. 4

Prozentuale Variablen gewichtungen zur Ableitung der Trophie-Zugehörigkeit.
Percent variable weights used to derive forest soil nutrient regime membership.

Variable	oligotroph	schwach mesotroph	mesotroph	gut mesotroph	eutroph
Basensättigung	30	30	39	44	44
K Vorräte	35	35	36	35	34
C/N-Verhältnis	35	35	18	8	< 1
KAK_{eff}	< 1	< 1	8	14	21
Ca Vorräte	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Mg Vorräte	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1

Tab. 5

Optimalitätswerte der einzelnen Variablen für die jeweilige Trophiestufe am Beispiel einer podsolierten Braunerde (Fließerde) aus mittlerem Buntsandstein und mittlerem Lössanteil. Zahlen in grau zeigen Gewichtungen von < 1 (Tabelle 4) an. Fett gedruckte Zahlen zeigen den höchsten Optimalitätswert der jeweiligen Variable an. Der gewichtete Optimalitätswert ist die nach Tabelle 4 gewichtete Summe der Optimalitäten der Variablen für die jeweilige Trophiestufe.
Optimality values of the variables for the different nutrient regime indices. Example of a podzolized Cambisol derived from sandstone with intermediate proportions of loess. Grey figures indicate weights < 1 (Table 4). Bold figures indicate the highest optimality value for the respective variable. Weighted optimality value is the weighted sum (according to table 4) of the individual optimality values for the respective nutrient regime index.

	oligotroph	schwach mesotroph	mesotroph	gut mesotroph	eutroph
Basensättigung (10%)	0,17	0,60	0,25	< 0,01	< 0,01
K-Vorräte (517 kg ha ⁻¹)	0,05	0,17	0,99	0,30	< 0,01
C/N-Verhältnis (27)	0,80	0,24	< 0,01	< 0,01	< 0,01
KAK_{eff} (373 kmol _e ha ⁻¹)	< 0,01	0,03	0,99	0,32	0,08
Ca-Vorräte (264 kg ha ⁻¹)	0,26	0,94	0,50	0,02	0,02
Mg-Vorräte (214 kg ha ⁻¹)	< 0,01	< 0,01	0,96	0,21	0,06
Gewichteter Optimalitätswert	0,34	0,32	0,53	0,15	0,02

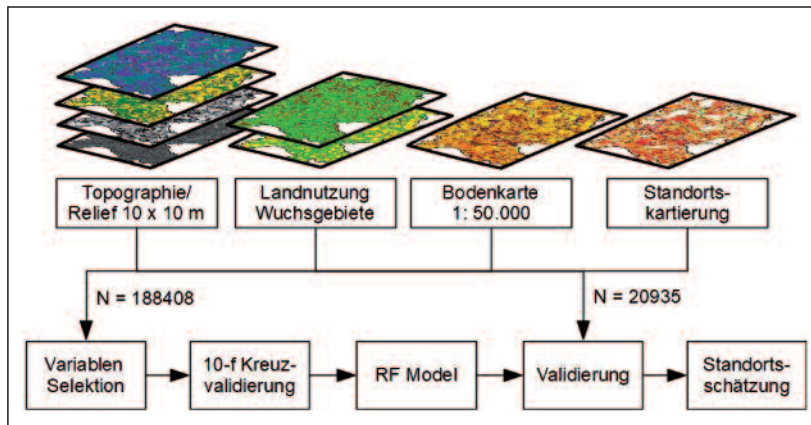


Abb. 4

Ablaufdiagramm für die digitale Kartierung der Geländewasserhaushaltsstufe für nichtkartierte Waldgebiete in Hessen (RF Model = Random Forest Model, 10-f = 10-fache Kreuzvalidierung).

Flow chart of digital forest site evaluation for water regime classes in unmapped forested areas in Hesse (RF Model = Random Forest Model, 10-f = 10 fold cross validation).

in Hessen besteht aus den Schritten Variablenselektion, Kreuzvalidierung der Variablenselektion, Parametrisierung eines Random Forest-Modells, Validierung des finalen Modells mit Hilfe von zurückgelegten Rasterpunkten der Standortskartierung und abschließend die Standortsschätzung für nicht kartierte Gebiete (Abb. 4).

Bei Schätzungen des Standorts- oder Bodentyps mit Hilfe von DSM kommen unterschiedliche statistische Methoden und Verfahren, wie Clusteranalysen, Diskriminanzanalysen, logistische Regressionen, neuronale Netzwerke und verschiedenen Methoden des maschinellen Lernens zur Anwendung (TAGHIZADEH-MEHRJARDI et al., 2020). Eine häufig empfohlene Technik (BRUNGARD et al., 2015; HOUNKPATIN et al., 2018) des maschinellen Lernens ist Random Forest (RF) (BREIMAN, 2001). RF's sind Ensembles aus Entscheidungsbäumen, die im Zuge des maschinellen Lernens anhand einer zufälligen Stichprobe der Eingangsdaten entwickelt und mit Hilfe von zurückgelegten Eingangsdaten validiert werden (BELGIU und DRĂGUȚ, 2016). Obwohl RF sehr unempfindlich gegenüber nicht plausiblen Variablen und Überparametrisierung ist (TAGHIZADEH-MEHRJARDI et al., 2020), wird von ARROUAYS et al. (2020) für DSM-Fragestellungen empfohlen, auf die Verwendung von zu vielen und nicht einflussreichen Kovariablen zu verzichten. Des Weiteren sollen ausreichend Validierungstechniken berücksichtigt werden. Eine effiziente Variablenselektion verringert zusätzlich die Rechenzeiten, was vor allem bei einer landesweiten Anwendung Vorteile bringt. Daher wurde im Zuge der Modellentwicklung eine Variablenselektion nach MURPHY et al. (2010) (Funktion *rf.modelSel* aus dem R-Paket „rfUtilities“) durchgeführt. Für das RF-Modell mit den verbleibenden Variablen wurde die Anzahl der Bäume groß genug gewählt (2000), um eine Stabilisierung der Fehlerrate zu erreichen, und die Anzahl der Kandidatenvariablen für die Einzelentscheidungen mit der Funktion „*tuneRF*“ aus dem R-Paket

„randomForest“ (LIAW und WIENER, 2002) automatisch angepasst.

Als statistische Validierungstechnik wurde auf eine Kreuzvalidierung mit dem Paket rfUtilities (EVANS et al., 2011) und einem zurückgehaltenen Validierungsdatensatz (vgl. Kapitel 2.5.2) zurückgegriffen. Die statistische Bewertung erfolgte mit Hilfe von standardmäßig verwendeten Gütemaßen um die Performance des RF-Algorithmus zu beurteilen. Zur klassenübergreifenden Bewertung der Modellgüte wurde der von COHEN (1960) entwickelte Kappa-Koeffizient (k) ermittelt. Als weiteres Gütemaß wurde die Prognosegüte (AC) nach BEHRENS et al. (2005) und als Gütekriterien innerhalb der Geländewasserhaushaltsklassen die Trefferquote (RC), die Präzision (PC) und der F_1 -Wert nach SCHMIDT et al. (2008) berechnet. Den Berechnungen liegen die folgenden Gleichungen zugrunde:

$$AC = \frac{(TP+FN)}{(TP+FP+TN+FN)} \quad [3]$$

$$F_1 = \frac{2*RC*PC}{(RC+PC)} \quad [4]$$

$$RC = \frac{TP}{(TP+TN)} \quad [5]$$

$$PC = \frac{TP}{(TP+FP)} \quad [6]$$

$$p_0 = \frac{p_0 - p_e}{1 - p_e} \quad [7]$$

$$p_0 = \frac{(TP+TN)}{(TP+TN+FP+FN)} \quad [8]$$

$$p_e = \frac{(TP+TN)*(TP+FP)+(FP+TN)*(FN+TN)}{(TP+TN+FP+FN)} \quad [9]$$

wobei TP: wahr positiv, TN: wahr negativ, FP: falsch positiv und FN: falsch negativ beschreiben. Die Prognose

següte (AC) ist ein zusammenfassendes Maß für die Wahrscheinlichkeit, dass ein Fall richtig klassifiziert wird und basiert auf der Summe der Diagonalelemente der Konfusionsmatrix. Der Kappa-Koeffizient (k) hingegen ist eine Metrik, die die beobachtete Genauigkeit mit dem Zufall vergleicht. Im Gegensatz zu AC berücksichtigt der Kappa-Koeffizient auch die nicht-diagonalen Elemente. Der F_1 -Wert ist ein weiteres Gütemaß, das als harmonisches Mittel aus Präzision und Trefferquote definiert ist. Alle relativen Gütemaße (z.B. AC, k) beschreiben bei 0 die geringste und bei 1 die maximale Übereinstimmung. Als zusätzliche Variante der Modellevaluierung bietet sich ein direkter visueller Abgleich mit benachbarten kartierten Flächen in Beispielregionen an. Dieses eher subjektive Verfahren ist eine sehr einfache graphische Überprüfung, ob in den Grenzbereichen zwischen Feldkartierung und DSM auffällige Sprünge hinsichtlich der Zielgrößen auftreten, oder ob die beiden Kartierverfahren in einem landschaftlichen und maßstäblich harmonischen Kontext nebeneinander existieren können, ohne dass gravierende Widersprüche zwischen den beiden Methoden auftreten.

2.4.2 Datenaufbereitung und Weiterverarbeitung

Die Karte mit den Polygonen der 11 GWHS der Standortkartierung (vgl. *Tabelle 7*) wurde in das 10 m x 10 m Raster des digitalen Geländemodells (DGM10) umgewandelt, um diese mit den aus dem DGM10 abgeleiteten Reliefparametern verknüpfen zu können. Für jede GWHS wurde per Zufallsauswahl aus jeder Klasse ($n=11$) die gleiche Anzahl ($n=20.000$) von Datenpunkten gezogen. Eine gleichmäßige Belegung der Klassen wurde gewählt, da RF dazu neigt, sich an der Mehrheitsklasse zu orientieren und es so zu Unausgewogenheiten (Bias) kommen kann (WINHAM et al., 2013). Diesen insgesamt 220.000 Datenpunkten wurden die Geoinformationen aller weiteren verfügbaren Variablen (Boden, Relief, Wuchsbezirke, usw.) zugeordnet. Beim Vorliegen von Datenlücken in einem der Geodatensätze wurde der entsprechende Datensatz komplett aus der weiteren Analyse ausgeschlossen. Der verbleibende Datensatz ($n=209.343$) wurde in 90% Trainingsdaten ($n=188.408$) und 10% Validierungsdaten ($n=20.935$) aufgeteilt. Das Verhältnis 90:10 wurde ausgewählt, da sehr viele Parameter (>100) bei der Modellentwicklung Berücksichtigung fanden (JOSEPH, 2022).

2.5 Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität

Die Basis für die Regionalisierung der nFK stellen mehr als 4.000 verortete Bodenprofile aus Hessen dar (*Abb. 1*). Diese stammen überwiegend aus der forstlichen Standortkartierung des hessischen Landeswalds und aus Naturwaldreservaten, von Monitoringflächen und anderen Forschungsprojekten der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA). Die Daten sind in der Datenbank ECO der NW-FVA sowie teilweise in dem hessischen Waldbodeninformationssystem (WaBIS) abgelegt. Für jedes Profil wurde die nutzbare Feldkapazität (nFK) für 1 Meter Profiltiefe mit Hilfe der Gleichung von VAN GENUCHTEN (1980) unter Berücksichtigung der pF-Bereiche nach AG-BODEN (2005) ermittelt.

Die notwendigen Eingangsparameter für die Gleichung („van Genuchten-Parameter“: θ_s , θ_r , α und n) wurden anhand der Pedotransferfunktionen (PTF) von PUHLMANN und VON WILPERT (2011) aus Angaben zur Bodentextur, Trockenraumdichte und Humusgehalt ermittelt. Da für Reinsande und schwach schluffige, lehmige und tonige Sande nur ein extrem niedriger Stichprobenumfang bei der Ableitung der PTF nach PUHLMANN und VON WILPERT (2011) zugrunde lag, wurde für diese Bodenarten auf „van Genuchten-Parameter“ zurückgegriffen, die aus der DIN4220 abgeleitet wurden (VON WILPERT et al., 2016).

Die punktbezogenen nFK-Werte wurden mit einem generalisierten additiven Modell (GAM) aus dem R-Paket „mgcv“ (WOOD, 2006) regionalisiert. Dem Ansatz von OVERBECK et al. (2011) folgend, wurden hierbei die flächenhaft verfügbaren Informationen zu den GWHS (aus Kartierung und Schätzung mittels DSM) und Substratgruppen berücksichtigt. Letztgenannte wurden aus der BFD50 nach den Kriterien der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) abgeleitet (vgl. PAAR et al., 2016) und basieren auf horizontbezogenen Informationen zur Schichtung, Feinbodenart, Skelettgehalt, und weiterer Bodenparameter. Des Weiteren erlaubt der Modellansatz räumliche Autokorrelationen über die Koordinaten zu berücksichtigen.

Für die Modellselektion wurden neben der GWHS und der Substratgruppe auch weitere Variablen, die z.B. aus der BFD50 stammen, schrittweise in das Modell aufgenommen. Zur Beurteilung der Modelle wurden als Kriterien das Akaike-Informationskriterium (AIC), der mittlere Quadratsummenfehler (RMSE), der mittlere absolute Fehler (MAE) und die Verzerrung um den Mittelwert (Bias) verwendet. Bei der Modellbildung mussten die GWHS und Substratgruppen zusammengefasst werden, da insbesondere die Besetzung der einzelnen Ausprägungen unzureichend war. Bei der Stratifizierung wurden zudem zwei unterschiedliche Ansätze angewendet. Einerseits wurden die GWHS und die Substratgruppen separat betrachtet, sachlich stratifiziert und additiv in das Modell aufgenommen. Andererseits wurden beide Informationen zu einer Kovariablen zusammengeführt (z.B. frische Buntsandsteinstandorte). Die Zusammenführung ergab 90 eindeutige Kombinationen aus GWHS und Substratgruppen. Bei der Modellbildung wurden die 90 eindeutigen Kombinationen unter Berücksichtigung stabiler und fachlich plausibler Modelleffekte zu 20 Straten aggregiert. Dabei wurden im Sinne einer fachlichen und ökologischen Gruppenzuordnung einerseits unterschiedliche GWHS innerhalb einer Substratgruppe und andererseits unterschiedliche Substratgruppen innerhalb einer GWHS zusammengefasst. Die parametrisierten Modelle wurden mit einer 10-fachen Kreuzvalidierung mit dem R-Paket „cv-Tools“ (ALFONS, 2012) überprüft. Des Weiteren wurden die Bodenprofile der BZE II (*Abb. 1*) als unabhängige Validierungsgrundlage verwendet. Als zusätzliches Überprüfungs-kriterium wurden die Richtwerte zur nFK nach HAFEA (HMULF, 2002) für die jeweiligen GWHS herangezogen sowie die nFK für die Leitprofile der BFD50 mit den vorab angeführten PTF's berechnet.

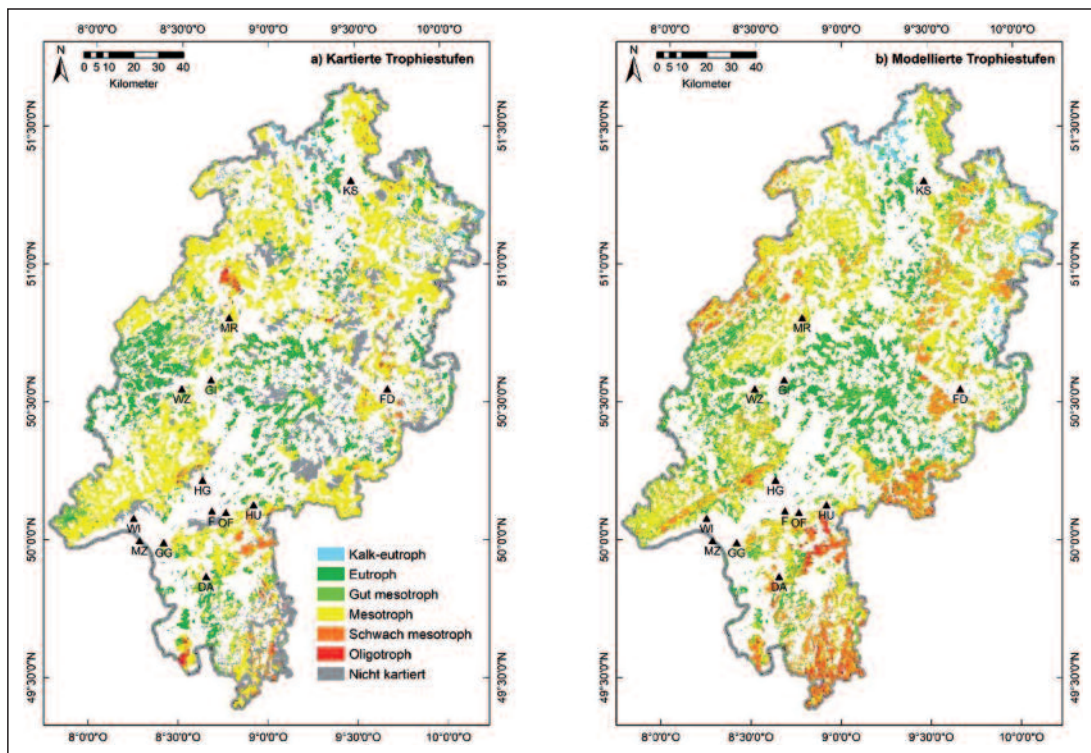


Abb. 5

Karten der Trophieeinstufung der hessischen Waldböden. Kartierte (a) und modellierte (b) Trophiestufen.

Die Dreiecke kennzeichnen größere Städte (DA: Darmstadt; F: Frankfurt am Main; FD: Fulda; GG: Ruesselsheim am Main; GI: Giessen; HG: Bad Homburg; HU: Hanau; KS: Kassel; MR: Marburg; MZ: Mainz; OF: Offenbach; WI: Wiesbaden; WZ: Wetzlar).

Maps of the soil nutrient regime classes of Hesse's forest soils. Mapped (a) and modelled (b) soil nutrient regime classes. Triangles indicate major cities (DA: Darmstadt; F: Frankfurt am Main; FD: Fulda; GG: Ruesselsheim am Main; GI: Giessen; HG: Bad Homburg; HU: Hanau; KS: Kassel; MR: Marburg; MZ: Mainz; OF: Offenbach; WI: Wiesbaden; WZ: Wetzlar).

3. ERGEBNISSE

3.1 Angepasste und räumlich erweiterte Trophieeinstufung

Die über das Schätzmodell generierte Karte der Trophiestufen (Kapitel 2.3) wurde für die gesamte Waldfläche von Hessen mit insgesamt 8.690 km² erstellt (Abb. 5).

Gegenüber der vorliegenden Standortskartierung wurde für 2.366 km² bisher unkartierte Waldfläche eine Trophieinformation erzeugt (Tabelle 6). Die relativen Flächenanteile der modellierten Trophiestufen haben sich gegenüber der forstlichen Standortskarte verschoben. In der originären Standortskarte wurden 64% von Hessens Waldböden als mesotroph kartiert, während dieser Anteil nach dem Modell 39% betrug (Tabelle 6). Im Gegenzug stiegen die Anteile gut mesotropher Flächen von 5% auf 15% und schwach mesotropher Flächen von 4% auf 18%. Die Anteile oligotropher und eutropher Flächen unterscheiden sich zwischen Kartierung und Schätzmodell nur geringfügig. Der Anteil kalk-eutropher Flächen stieg von 1,1% auf 3,6%. Die nach dem Modell generierte Häufigkeitsverteilung zeigt eine deutlich höhere Übereinstimmung der einzelnen Trophiestufen mit der Verteilung der aus den Nährstoffverhältnissen

abgeleiteten Trophie an den räumlich repräsentativen Bodenprofilen der BZE II (vgl. Tabelle 6).

Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung ging in alle Schätzmodelle für bodenchemische Variablen ein (Tabelle 3) und ist auch in der Feldkartierung ein wichtiges Kriterium. Abbildung 6 (oben) zeigt die nach Ausgangsmaterialien stratifizierte Verteilung der Trophiestufen. Bei den solifluidal beeinflussten Böden aus Löss mit saurem Grundgestein und den äolischen Sanden zeigt sich eine deutliche Umverteilung von mesotrophen zu schwach mesotrophen Standorten bei der Modellierung. Demgegenüber zeigt sich beim reinen Löss und in geringerem Maße bei Solifluktsdecken mit Löss und basenreichen Gesteinsanteilen, dass hier eine Umverteilung von mesotrophen zu gut mesotrophen Standorten stattgefunden hat. Bei fluviatilen und massenbewegten Ausgangsmaterialien („flachgründig“) war eine stärkere, aber ungerichtete Differenzierung zu beobachten.

Reliefparameter gingen nicht in die Modellierung der Bodenchemie mit ein, da ein Test mit einer Vielzahl von Reliefparametern (vgl. Kapitel 2.2) keine Verbesserung der Modellgüte zeigte. Durch die Parametrisierung der Schätzmodelle (vgl. Tabelle 3) mit stark vom Relief abhängigen bodenphysikalischen Parametern, wie Ske-

Tab. 6

Verteilung der Trophiestufen der Standortkartierung (Karte Original), der Einschätzung der BZE Punkte laut Kartierung (BZE Punkte Karte), der neu erhobenen Trophie an den BZE Punkten (BZE Punkte Profil, PAAR et al., 2016) sowie dem Schätzmodell (Karte Modell).

Die Flächenanteile wurden auf Grundlage des ATKIS Datensatzes berechnet.

Distribution of nutrient regime index classes among the original forest site map, the NFSI plots with assigned classes from the original map, the classes according to the NFSI profiles (PAAR et al., 2016) and the nutrient regime index model.

Proportion of forested area was calculated from the ATKIS data set.

	Karte Original (Fläche %)	BZE Punkte, Karte (%)	BZE Punkte, Profil (%)	Karte Modell (Fläche %)
oligotroph	1,2	4,3	5,0	2,4
schwach mesotroph	4,0	2,9	18,7	18,2
mesotroph	64,4	66,9	35,3	39,3
gut mesotroph	5,3	2,9	11,5	15,3
eutroph	24,0	23,0	25,2	21,2
kalk-eutroph	1,1	-	4,3	3,6
Ausdehnung	73% Waldfläche 6.324 km ²	139 Punkte	139 Punkte	100% Waldfläche, 8.690 km ²

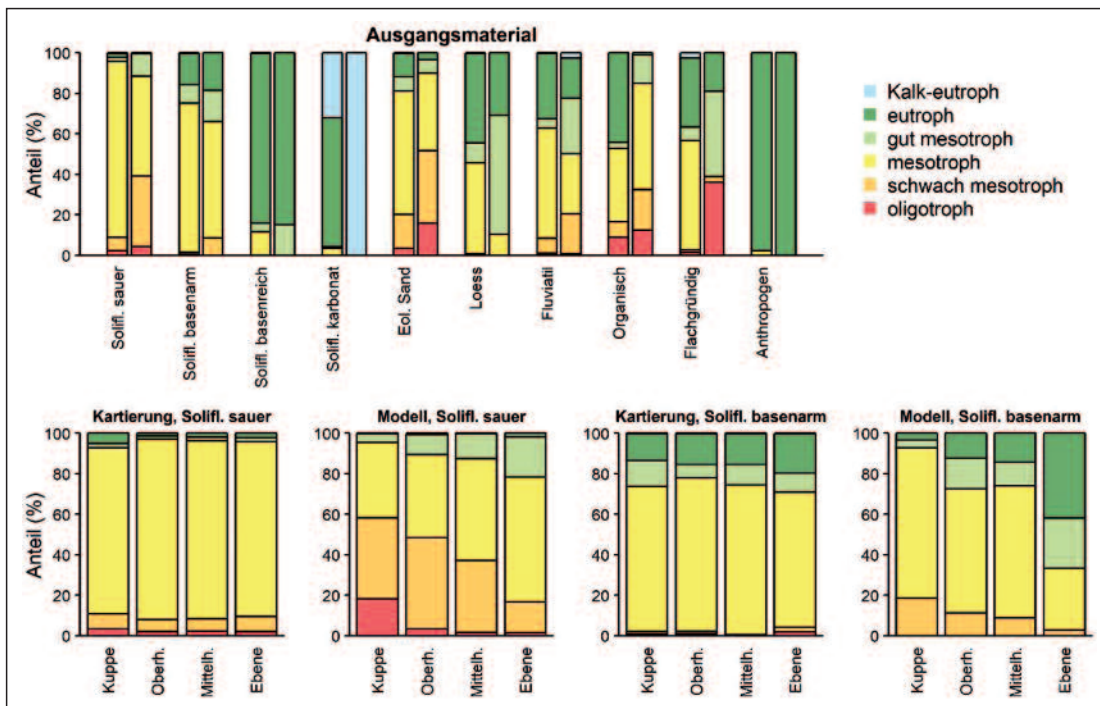


Abb. 6

Vergleich der Verteilung der Trophiestufen nach Ausgangsmaterial (oberer Teil; linker Balken: Kartierung, rechter Balken: Modell), den Landformen innerhalb der solifluidal beeinflussten Böden aus Löss mit saurem Grundgestein (untere zwei Tafeln links) und den solifluidal beeinflussten Böden aus Löss mit basenarmem Grundgestein. Solifl.: Solifluidal beeinflusste Böden aus Löss mit saurem, basenarmem, basenreichem oder karbonatischem Grundgestein; Eol. Sand: Äolischer Sand; Flachgründig: flachgründige Böden (Ai-C Profil); Oberh.: Oberhänge; Mittelh.: Mittelhänge.

Comparison of the distribution of the original and model site maps among parent material (upper large panel; left bar: mapping, right bar: model), landforms within solifluctive soils derived from loess with acidic bedrock (lower two panels on the left), and solifluctive soils derived from loess with base poor bedrock. Solifl.: Solifluctive soils derived from loess with acidic, base poor, base rich or carbonatic bedrock; Eol. sand: Eolic sand; Flachgründig: shallow soils (e.g. Leptosols); Oberh.: Upper slopes; Mittelh.: middle slopes.

lettgehalt und Bodenarten, erfolgt eine indirekte Berücksichtigung von Reliefparametern. Entsprechend zeigen die verwendeten Profileigenschaften der Bodenkarte einen deutlichen Reliefeinfluss. Dies betrifft vor allem Textur und Feinbodenmasse (Mächtigkeit und Skelettgehalt). Eine stratifizierte Auswertung der kar-

tierten und vorhergesagten Trophiestufen nach Landformen zeigte im Modell bei einigen Ausgangsmaterialien eine deutliche Differenzierung, die in der Feldkartierung nicht enthalten ist (Abb. 6). Besonders auffällig ist die Reliefabhängigkeit bei Solifluktsdecken mit Löss und sauren Gesteinsanteilen. Auf Kuppen wurden hier

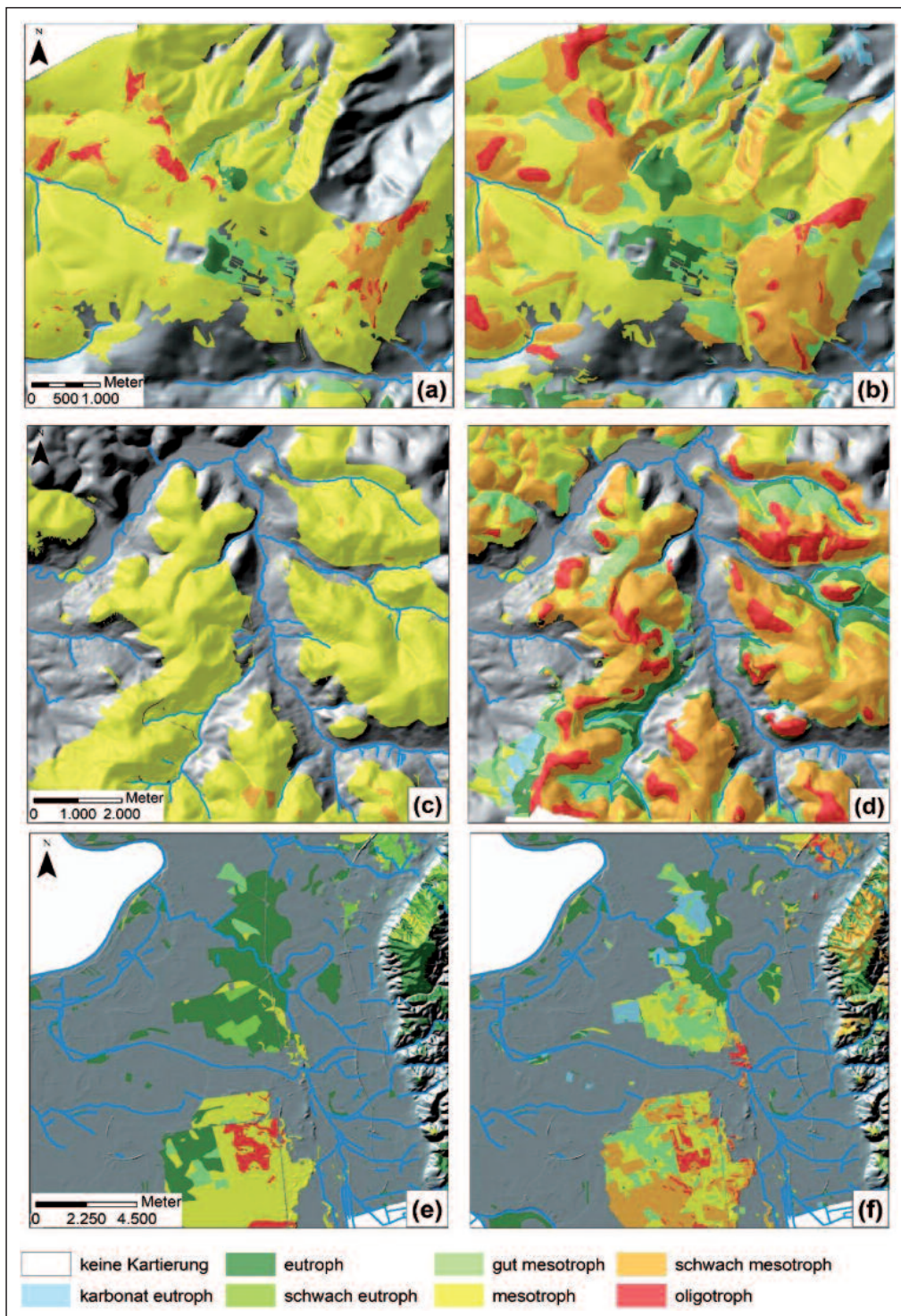


Abb. 7

Originale (links) und modellierte Trophieeinstufung (rechts) in den Gebieten Bilstein (a, b), Spessart (c, d) und Hessisches Ried (e, f).

Original (left) and simulated nutrient index classification (right) in the Bilstein (a, b), Spessart (c, d) and Hessisches Ried (e, f) areas.

ca. 20% der Standorte als oligotroph und noch einmal 40% als schwach mesotroph eingestuft. Diese Anteile sanken hangabwärts über Oberhänge, Mittelhänge und ebene Bereiche zugunsten besserer Trophiestufen. Bei Solifluktuionsdecken mit Löss und basenarmen Gesteinsanteilen zeigt sich ein ähnliches Bild, wobei die Einstufung insgesamt in Richtung besserer Trophiestufen versetzt ist.

3.1.1 Detaillierte Betrachtung der Trophie in den Beispielregionen

Die Betrachtung ausgewählter Gebiete in größerem Maßstab verdeutlicht (1) die Verschiebung der Trophie aufgrund des aktuellen Chemismus der BZE, (2) die Erweiterung für bisher nicht kartierte Gebiete und (3) die stärkere Differenzierung des Schätzmodells gegenüber der Kartierung (Abb. 7). Im Ausschnitt Bilstein (Abb. 7a, b) sind sowohl in der Kartierung als auch im Schätzmodell die Basaltdurchbrüche durch den mittleren Buntsandstein (Bilstein und Steinberg) als eutroph eingestuft (Bildmitte). Der Einfluss des Basalts erstreckt sich laut Schätzmodell mit den Informationen aus der Bodenkarte über ein größeres Gebiet als nach Einschätzung der Standortkartierung. Oligotrophe Bereiche erstrecken sich laut Schätzmodell über Kuppen des Buntsandsteins, die durch Podsole geprägt sind. Diese Standorte stimmen teilweise mit der Kartierung überein, dehnen sich laut Schätzmodell und Bodenkarte aber über größere Gebiete aus. Die schwach mesotroph modellierten Bereiche sind durch podsolierte Braunerden auf Fließerden mit geringem Lössanteil geprägt. Als mesotroph modellierte Standorte weisen laut Bodenkarte Fließerden mit mittleren Lössanteilen auf, aus denen sich Parabraunerden oder Braunerden ohne Podsolierungserscheinungen entwickelt haben. Die durch das Schätzmodell als gut mesotroph ausgewiesenen Standorte finden sich meist in Mulden, sie sind durch mittlere bis hohe Lössanteile geprägt und mit Parabraunerden, unpodsolierten Braunerden sowie Kolluvien vergesellschaftet. Im östlichen Kartenausschnitt

des Gebiets Bilstein finden sich nach dem Schätzmodell kalk-eutrophe Gebiete (Rendzinen, Pararendzinen und Kolluvien aus Fließerden mit karbonathaltigen Gesteinsanteilen), die bei der Kartierung als eutroph eingeschätzt wurden.

Im Gebiet Spessart (Abb. 7c, d) ist neben einer reliefbedingten Differenzierung eine deutliche Umverteilung mesotroph kartierter zu schwach mesotroph modellierter Standorten auffällig. Die durch den mittleren Buntsandstein geprägten Hänge und Hochlagen sind laut Bodenkarte nur gering lösshaltig und großflächig durch podsolierte Braunerden geprägt. Durch die Ableitung der Trophie mittels Fuzzy-Logic wurden diese Standorte als schwach mesotroph eingestuft, sie sind aber sehr nah an der Grenze zur Klasse der mesotrophen Standorte. Die als mesotroph modellierten Standorte gehören teilweise zur gleichen Bodenform, sind aber mit Laubwald bestockt. Die daraus resultierenden, geringfügigen Änderungen in Nährstoffvorräten, Basensättigung und C/N-Verhältnis reichen offensichtlich, um die Einschätzung in mesotroph mit Neigung zu schwach mesotroph zu verändern. Mesotroph modellierte Standorte in Muldenlagen wiesen keine Podsolierung und mittlere Lössanteile auf und wurden eindeutig als mesotroph eingeschätzt. Ähnlich wie im Gebiet Bilstein sind die oligotrophen Standorte auf Kuppenlagen mit Podsolon zu finden. An Unterhängen und in Talbereichen verzeichnet die Bodenkarte steigende Lössanteile und Entwicklungen von unpodsolierten Braunerden, Parabraunerden, Pseudogleyen und Gleyen (in Nähe der Entwässerungslinien). Diese Standorte wurden als gut mesotroph bis eutroph modelliert.

Am östlichen Rand des Ausschnitts „Hessisches Ried“ (Abb. 7e, f) finden sich Ausläufer des kristallinen Odenwalds mit mehr oder weniger stark lössbeeinflussten Fließerden mit basenarmen Ausgangsgesteinen der Bodenbildung. Während die Standortkartierung im Odenwald eutrophe, gut mesotrophe und in geringem Maße mesotrophe Standorte anzeigt, ergibt sich aus dem Modell ein stärker differenziertes Bild. Kuppen und

Tab. 7

Fehlermaße der Modellvalidierung für die Geländewasserhaushaltstufen (GWHS); n = Anzahl der Validierungszellen pro GWHS, TP = wahr positive, TN = wahr negative und FP = falsch positive Vorhersagen; RC = Trefferquote, PC = Präzision und $F_1 = F_1$ -Wert.

Accuracy measures of model validation for the terrain water regime classes (GWHS); n = number of validation cells per GWHS, TP = true positive, TN = true negative and FP = false positive predictions; RC = recall, PC = precision and $F_1 = F_1$ value.

GWHS	n	TP	TN	FP	RC	PC	F1
frisch [1]	1.492	693	1.390	799	0,33	0,46	0,39
betont frisch [2]	2.267	1.212	807	1.055	0,60	0,53	0,57
mäßig frisch [3]	1.740	861	1.082	879	0,44	0,49	0,47
mäßig trocken [4]	2.031	1.201	734	830	0,62	0,59	0,61
feucht [5]	1.907	1.338	570	569	0,70	0,70	0,70
wechselfeucht [6]	2.067	1.455	529	612	0,73	0,70	0,72
nass [7]	1.315	1.092	330	223	0,77	0,83	0,80
sickerfeucht [8]	2.131	1.819	124	312	0,94	0,85	0,89
trocken [9]	1.994	1.528	322	466	0,83	0,77	0,80
ziemlich frisch [13]	2.043	1.771	173	272	0,91	0,87	0,89
wechselfeucht [46]	1.948	1.891	13	57	0,99	0,97	0,98

Oberhänge wurden zum überwiegenden Anteil als schwach mesotroph modelliert. Dies deckt sich mit der Verbreitung von podsolierten Braunerden aus lösshaltigen Fließerden mit sauren Gesteinsanteilen. In Tallagen sind Parabraunerden, Pararendzinen und Kolluvien aus reinem Löss kartiert. Diese wurden als eutroph eingestuft. In mittleren Lagen dominieren Parabraunerden aus Fließerden mit hohem Lössanteil, welche als gut mesotroph modelliert sind.

Die Böden des Hessischen Rieds sind in den ebenen Lagen durch fluviatile Ablagerungen unterschiedlicher Zusammensetzung sowie äolischen Flugsanddecken und Dünen geprägt. Die als kalk-eutroph und eutroph modellierten Standorte sind durch Bänder-Parabraunerden, Pseudogleye und Pelosole aus fluviatilem Ausgangsmaterial mit stark variierender Textur charakterisiert. Die hohen Karbonatgehalte sind auf Ausfällungen im – früheren – Schwankungsbereich des Grundwassers (Rheinweiß) in unterschiedlicher Tiefe und Mächtigkeit der Bodenprofile zurückzuführen. Die im südlichen Teil des Hessischen Rieds als mesotroph oder schwach mesotroph modellierten Standorte sind in ebenen Lagen durch Flugsand mit karbonatfreien, nicht podsolierten Bänder-Braunerden geprägt. Die gemäß Fuzzy-Logic als mesotroph bzw. schwach mesotroph identifizierten Standorte sind hinsichtlich ihrer Eigenschaften sehr ähnlich, so dass der Waldtyp ausschlaggebend für die Zuordnung ist. Unter Laubwald finden sich engere C/N-Verhältnisse und geringfügig höhere Basensättigungen, so dass Laubwaldstandorte als mesotroph, Misch- und Nadelwaldstandorte als schwach mesotroph eingestuft wurden. Auch die Modellierungen von AHNER et al.

(2013) zeigten im südlichen Teil einen hohen Anteil an schwach mesotrophen Standorten, die in der Standortskartierung alle als mesotroph angesprochen wurden. Auf mächtigen, karbonatfreien Dünen finden sich podsolierte Braunerden oder Podsol-Braunerden. Die Podsol-Braunerden wurden vom Modell als oligotroph eingestuft und stimmen in ihrem Kernverbreitungsgebiet (Mitte unten) im Allgemeinen mit der Kartierung überein.

3.2 Charakterisierung des Geländewasserhaushalts für nicht kartierte Waldflächen

3.2.1 Einbezogene Modellvariablen (Variablenselektion)

Von den 122 verfügbaren Variablen wurden im Variablenselektionsprozess 31 Variablen für die Beschreibung der Geländewasserhaushaltsstufe (GWHS) von dem Selektionsverfahren nach MURPHY et al. (2010) ausgewählt. Diese lassen sich in drei Gruppen einteilen: (1) Variablen, die die überregionale waldökologische Naturraumgliederung beschreiben. Hierzu gehören die Geländehöhe und die forstlichen Wuchsgebiete und -bezirke. (2) Diese Gruppe umfasst aus dem DGM10 abgeleitete Reliefparameter. Als besonders einflussreich haben sich die negative und positive topographische Offenheit (Topographic Openness), die standardisierte Höhe (das Produkt aus normierter Höhe multipliziert mit absoluter Höhe nach DIETRICH und BÖHNER, 2008), die Geländerauigkeit (Terrain Ruggedness Index, mittlere Differenz zwischen einem zentralen Punkt und seiner Umgebung) und die beiden topographischen Indices MrRTF (Multi-resolution Ridge Top Flatness) und MrVBF (Multiresolution Index of Valley Bottom Flatness), die dazu dienen,

Tab. 8

Konfusionsmatrix der Feldkartierung und der digitalen Kartierung der Geländewasserhaushaltsstufen für den Validierungsdatensatz. Alle Werte innerhalb einer jeweiligen Spalte, die $\geq 10\%$ der Spaltensumme repräsentieren, sind grau dargestellt auf einer Skala von Weiß nach Schwarz in 10% Stufen. [1] frisch; [2] betont frisch; [3] mäßig frisch; [4] mäßig trocken; [5] feucht; [6] wechsel-feucht; [7] nass; [8] sicker-feucht; [9] trocken; [13] ziemlich frisch; [46] wechsel-trocken.
Die Zahlen beschreiben den Schlüssel der hessischen Standortskartierung.
Confusion matrix of field mapped terrain water regime classes (horizontal) and digital mapped water regime (vertically) for the validation dataset.
All values within each column representing $\geq 10\%$ of column sums are displayed in grey on a scale from white to black in 10% steps. [1] fresh; [2] emphatically fresh; [3] moderately fresh; [4] moderately dry; [5] moist; [6] alternately moist; [7] wet; [8] seepage-moist; [9] dry; [13] fairly fresh; [46] alternately dry.
The numbers describe the key of the forest site mapping system of Hesse.

		Feldkartierung der Geländewasserhaushaltsstufen											
		[2]	[1]	[3]	[4]	[9]	[6]	[5]	[7]	[8]	[13]	[46]	
Digitale Kartierung	[2]	1.212	414	123	30	12	136	238	43	26	32	1	
	[1]	248	693	274	38	2	118	40	27	20	29	3	
	[3]	92	401	861	245	29	40	14	12	9	35	2	
	[4]	38	88	433	1.201	228	7	13	4	11	8	0	
	[9]	13	16	39	348	1.528	0	19	5	20	6	0	
	[6]	142	234	49	7	0	1.455	86	73	1	16	4	
	[5]	183	77	19	14	9	90	1.338	137	30	9	1	
	[7]	22	12	1	2	1	71	112	1.092	1	1	0	
	[8]	56	58	45	32	37	4	37	16	819	27	0	
	[13]	13	85	92	17	4	37	8	8	6	1.771	2	
[46]	0	5	7	1	0	26	3	5	0	10	1.891		

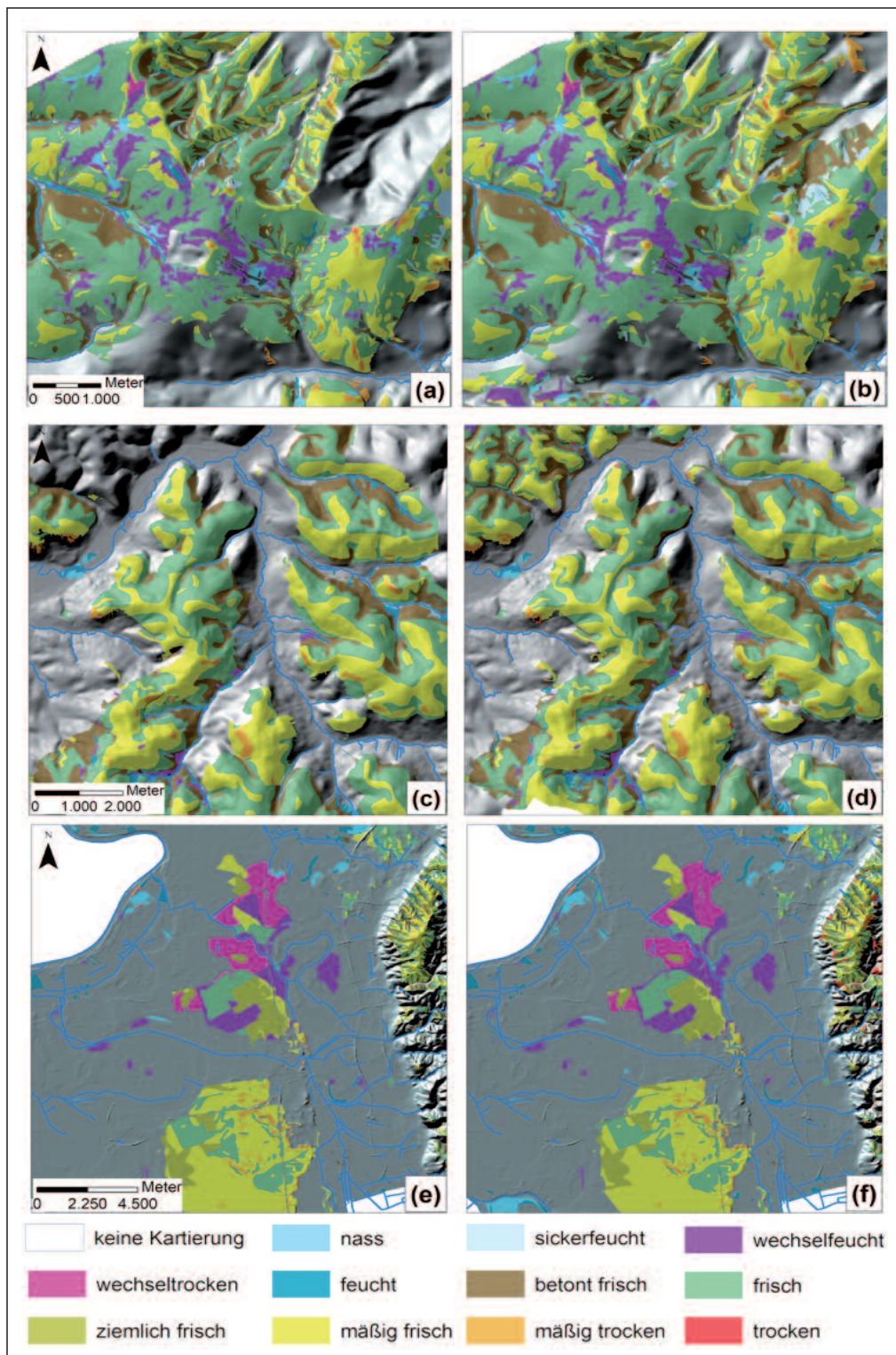


Abb. 8

Geländewasserhaushaltseinstufung nach Standortskartierung (links) und ergänzt nach Schätzmodell (rechts) in den Gebieten Bilstein (a, b), Spessart (c, d) und Hessisches Ried (e, f).

Terrain water balance classification according to site mapping (left) and supplemented with digital soil mapping (right) in the Bilstein (a, b), Spessart (c, d) and Hessisches Ried (e, f) areas.

hochgelegene flache Bereiche und Bereiche mit akkumuliertem Material in flachen Talsohlen zu identifizieren, erwiesen. (3) Zahlreiche aus der Bodenkarte abgeleitete Parameter weisen einen hohen Einfluss auf das Modell-

ergebnis auf. Neben Informationen zum Substrat, der Bodenklasse und der ökologischen Feuchtestufe erwiesen sich insbesondere Variablen, die bodenphysikalische Eigenschaften beschreiben (KAK_{pot} als integrativer

Tab. 9

Statistische Kenngrößen der parametrisierten GAMs zur Schätzung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) für 1 m Profiltiefe (AIC: Akaike Informationskriterium; RMSE: mittlerer Quadratsummenfehler (RMSE); MAE: mittlerer absoluter Fehler; n: Anzahl der berücksichtigten Bodenprofile; HW_i: Hochwert des Profils i; RW_i: Rechtswert des Profils i; β: Regressionskoeffizienten; f: glättende Funktion; ε_i: ein unabhängiger und normal verteilter Restfehler mit ε_i ~N(0, σ²).

Statistical parameters of the parameterized GAMs for estimating available soil water capacity (nFK) for 1 m profile depth (AIC: Akaike information criterion; RMSE: root mean square error; MAE: mean absolute error; n: number of soil profiles considered; HW_i: y coordinate of profile i; RW_i: x coordinate of profile i; β: regression coefficients; f: smoothing function; ε_i: an independently and normal distributed error term with ε_i ~N(0, σ²).

Modellformulierung	AIC	R ² _{adj}	RMSE (mm)	MAE (mm)	n
nFK _i = β ₀ +GWHS β ₁ +f ₁ (RW _i ,HW _i)+ε _i	40.675	0,25	36,7	29,3	4.042
nFK _i = β ₀ +SUB β ₁ +f ₁ (RW _i ,HW _i)+ε _i	41.103	0,17	38,7	31,0	4.042
nFK _i = β ₀ +GWHS β ₁ +SUB β ₂ +f ₁ (RW _i ,HW _i)+ε _i	40.532	0,28	36,1	28,8	4.042
nFK _i = β ₀ +GWHS_SUB β ₁ +f ₁ (RW _i ,HW _i)+ε _i	40.471	0,29	35,6	28,3	4.042

Proxy für die Korngrößenverteilung, Spezifische Oberfläche, Feinbodenvorrat und nFK) als bedeutsam für das Modellergebnis. Insbesondere die vier letztgenannten Variablen sind stark korreliert. Auf eine Darstellung der relativen Variablenbedeutung wurde deshalb verzichtet, da eine kausale Interpretation erschwert ist. So würden diese Variablen jeweils nur noch einen Teil der Wirkung auf die Vorhersagegenauigkeit des Gesamtmodells haben, obwohl sie dieselbe Information transportieren.

3.2.2 Modellgüte und Validierung

Mit Kappa-Koeffizienten von 0,68 und AC-Werten von 0,71 erreicht das RF Modell sowohl für die Trainings- als auch für die Validierungsdaten eine Übereinstimmung zwischen den modellierten GWHS und denen der Standortkartierung, die nach LANDIS und KOCH (1977) als „erheblich“ zu bewerten ist. Die klassenspezifischen statistischen Kennwerte (Tabelle 7 und 8) zeigen jedoch,

dass sich zwischen den GWHS deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Schätzgenauigkeit ergeben.

Insbesondere die GWHS frisch, betont frisch und mäßig frisch zeigen verhältnismäßig geringe F₁-Werte. Alle anderen Stufen lassen sich mit einer sehr hohen Trefferquote und Genauigkeit vorhersagen. Da sowohl der Trainings-, der Validierungsdatensatz und die Kreuzvalidierung sehr ähnliche Ergebnisse liefern, werden hier nur die Ergebnisse des Validierungsdatensatzes dargestellt. Da RF einen Teil der Eingangsdaten im Zuge der Modellentwicklung zurücklegt (BELGIU und DRĂGUȚ, 2016), ist ein solches Ergebnis bei dem sehr hohen Stichprobenumfang nicht überraschend.

3.2.3 Detaillierte Betrachtung der geschätzten Gelände-wasserhaushaltseinstufung in den Beispielregionen

Durch die Modellierung wurde in der Beispielregion Bilstein größeren, bisher nicht kartierten Flächen, eine

Tab. 10

Statistische Kenngrößen der Modellevaluierung mit einer 10-fachen Kreuzvalidierung und anhand von unabhängigen Bodenprofilen der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). (x̄: arithmetisches Mittel; RMSE: mittlerer Quadratsummenfehler; MAE: mittlerer absoluter Fehler; Bias: Verzerrung um den Mittelwert; GWHS: Geländewasserhaushaltsstufe; SUB: Substratgruppen).

Statistical parameters of the model evaluation with a 10-fold cross-validation and on the basis of independent soil profiles of the second national forest soil inventory (BZE II). (x̄: arithmetic mean; RMSE: root mean square error; MAE: mean absolute error; bias: distortion around the mean; GWHS: terrain water regime classes; SUB: substrate groups).

Modell/ Variante	Bias			RMSE			MAE		
	min	x̄	max	min	x̄	max	min	x̄	max
GWHS	-1,9	-0,0	2,4	33,8	36,7	39,6	26,9	29,3	31,7
SUB	-2,5	0,0	1,7	35,8	38,7	40,6	29,0	31,0	32,2
GWHS+SUB	-2,0	-0,0	2,0	33,4	36,1	38,5	26,8	28,8	30,6
GWHS SUB	-2,1	-0,0	1,9	33,4	35,7	38,7	27,1	28,5	30,8
BZE II		-5,2			30,8			24,5	

Geländewasserhaushaltsstufe zugewiesen (Abb. 8b rechts oben und links unten). Die mittels RF geschätzten GWHS zeigen ein der Standortskartierung vergleichbares und auch für die bisher nicht kartierten Flächen plausibles Muster. Entsprechendes gilt auch für die Beispielregion Spessart (Abb. 8b links oben). Der kleinräumige Wechsel zwischen betont frisch, frisch und

mäßig frisch wird durch die Kombination von Attributen aus der Bodenkarte und Reliefparametern mittels RF sehr detailliert beschrieben. Auffällig ist in beiden Testregionen, dass sich der räumliche Detaillierungsgrad zwischen klassischer und digitaler Standortskartierung nicht unterscheidet. Die Beispielregion Hessisches Ried ist fast vollständig durch die forstliche Standortskartie-

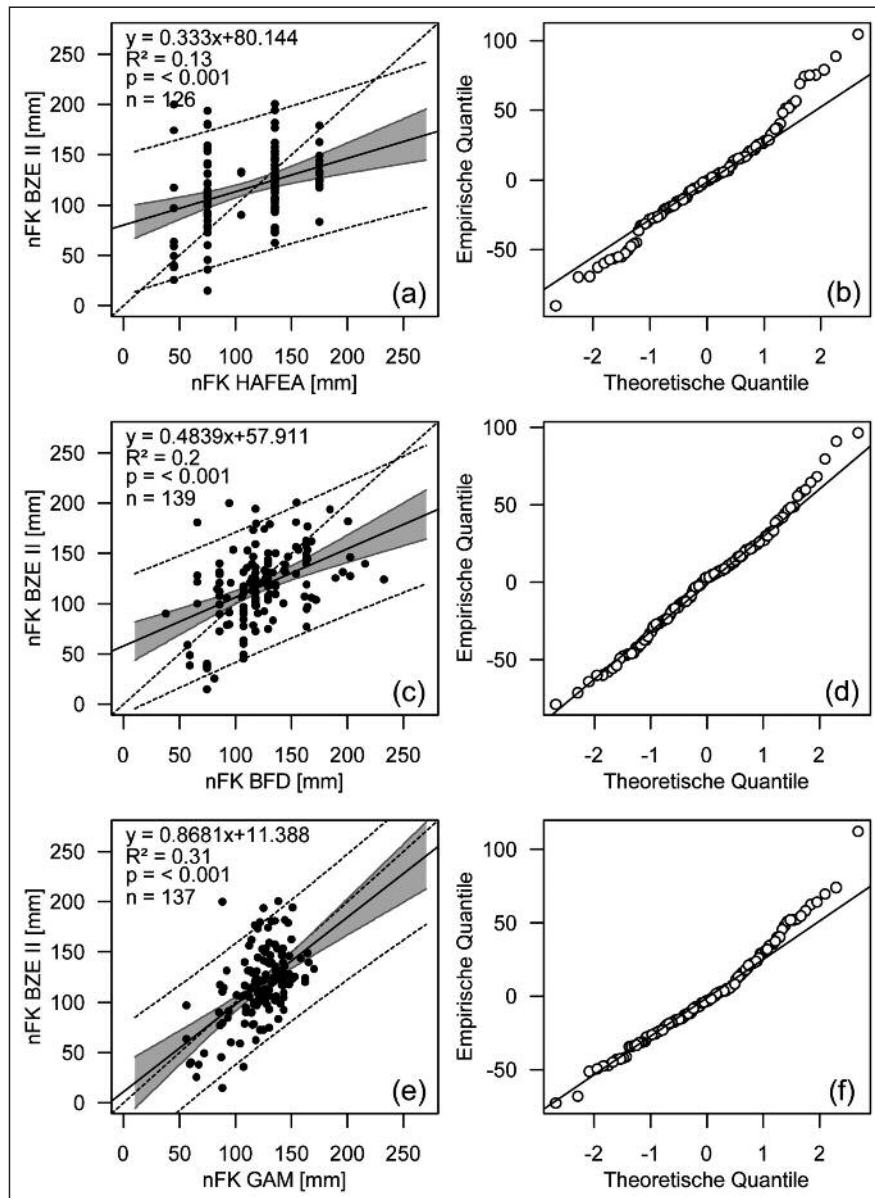


Abb. 9

Beziehungen zwischen räumlich abgeschätzter nutzbarer Feldkapazität (nFK) (a,b: HAFEA; c,d: BFD; e,f: GAM) und an Profilen erhobener nFK der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) und Wahrscheinlichkeitsplots (Q-Q-Plot) zur Überprüfung der Residualstruktur (b,d,f). Gepunktete Linie: 1:1, schwarze Linie: Regressionsgerade, der grau schattierte Bereich kennzeichnet das 95 % Konfidenzintervall der Regressionsfunktion, gestrichelte Linien: 95 % Prognoseintervall).

Relationships between spatially estimated available soil water capacity (nFK) (a,b: HAFEA; c,d: BFD; e,f: GAM) and at soil profiles observed nFK from the second national forest soil inventory (BZE II) and probability plot (Q-Q plot) for evaluation of the residual structure (b,d,f).

Dotted line: 1:1, black line: regression line, the grey shaded area represents the 95 % confidence interval of the regression function; dashed lines: 95 % prediction interval).

rung erfasst (Abb. 8e). Entsprechend mussten in dieser Region nur sehr geringe Flächenanteile nachkartiert werden. Neben kleinen als nass und feucht kartierten Splitterflächen im Bereich des Rheines fallen hier insbesondere im Bereich des Odenwaldes mehrere als trocken und mäßig trocken eingeschätzte Flächen auf. Hierbei handelt es sich vorwiegend um Kuppenlagen und sehr steile Hangabschnitte.

Flächen, die neu durch die digitale Standortskartierung erfasst wurden, zeigen ein vergleichbares Muster der GWHS wie die umgebenden durch die Standortskartierung erfassten Flächen (Abb. 8f Mitte rechts).

3.3 Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität für hessische Standortstypen

Im Zuge der Modellauswahl wurden die GWHS (kartierte und geschätzte) und die Substratgruppen unter Berücksichtigung der räumlichen Autokorrelationen in unterschiedlichen Kombinationen getestet (Tabelle 9). Die besten statistischen Gütemaße zeigen sich bei Verwendung der Kombination von GWHS und Substratgruppe zu einer Faktorvariablen (Tabelle 9). Durch eine entsprechende Zusammenfassung können die Wechselwirkungen zwischen den beiden Faktorvariablen minimiert und entsprechend stabilere Modellergebnisse erzielt werden. Dieses zeigt sich auch an den Ergebnissen der Kreuzvalidierung (Tabelle 10).

Alle parametrisierten Modelle zeigen sich in der Kreuzvalidierung relativ stabil. Es besteht keine systematische Abweichung (Bias) des ausgewählten Modells mit der Kombination aus GWHS und Substrat von den an den Profilen berechneten nutzbaren Feldkapazitäten und der mittlere absolute Fehler beträgt für diesen Modelltypen 28,3 mm. Sowohl der RMSE als auch MAE zeigen bei der Validierung gegen die BZE II deutlich bessere Ergebnisse als die Kreuzvalidierung (Tabelle 10). Die systematische Abweichung (Bias) der Ergebnisse des Modells (GWHS_SUB) zu den Profilen der BZE II beträgt nur -5 mm. Die Abb. 9 zeigt die direkte graphische Gegenüberstellung von geschätzten nFK-Werten nach den verschiedenen Methoden (HAFEA, BFD50, GAM) zu Angaben an den BZE II Profilen. Hierbei zeigt sich, dass eine direkte Ableitung der nFK anhand der Richtwerte aus der HAFEA nicht geeignet ist, um die Varianz der an den Profilen ermittelten nFK-Werte zu erklären ($R^2=0,13$; Abb. 9a). Der Wahrscheinlichkeitsplot (Q-Q-Diagramm; Abb. 9b) zeigt, dass insbesondere bei sehr hohen und sehr geringen nFK-Werten Abweichungen auftreten. Deutlich bessere Ergebnisse zeigt die Residualanalyse (Abb. 9d und 9f) für die nFK-Werte des GAM und denen, die aus der BFD50 abgeleitet wurden. Es zeigt sich jedoch beim GAM, dass es durch das flächenhafte Vorliegen von nur 5 terrestrischen GWHS insbesondere bei der Abschätzung von sehr hohen nFK-Werten zu größeren Unterschätzungen kommen kann. Insgesamt wird jedoch durch das GAM ein wesentlich höherer Teil der Varianz erklärt ($R^2=0,31$), als beim Vergleich mit der BFD ($R^2=0,2$). Darüber hinaus zeigt sich für das GAM eine wesentlich bessere Annäherung der Regressionsgrade an die 1:1-Linie (Abb. 9e).

4. DISKUSSION

4.1 Bodenchemische Ableitung der Trophiestufen

Die Ableitung der Trophiestufen mittels Fuzzy-Logic anhand regionalisierter bodenchemischer Daten führte wie erwartet zu einer Differenzierung mesotroph kartierter Standorte in die Trophiestufen schwach mesotroph, mesotroph und gut mesotroph. Nach der HAFEA sind Ausgangssubstrat, Humusform und vegetationskundliche Zusammensetzung die Hauptkriterien zur Differenzierung der Trophiehauptstufen (eutroph, mesotroph, oligotroph). Das Ausgangssubstrat war in der Modellierung der Bodenchemie ein entscheidender Modellparameter und die Humusform floss über das modellierte C/N-Verhältnis in die neue Bewertung ein. Diese Ähnlichkeit der beiden Ansätze erklärt die relativ gute Übereinstimmung der kartierten und vorhergesagten Hauptstufen. Im Gebiet Bilstein, vor allem aber im Gebiet Spessart, wurden größere Flächen als oligotroph vorhergesagt als durch die Standortskartierung erfasst wurden. Laut HAFEA ist für die Zuweisung der Stufe oligotroph ein deutlich ausgebildetes Podsolprofil notwendig. In den beiden genannten Gebieten sind die oligotroph vorhergesagten Standorte laut hessischer Bodenkarte durch Podsole geprägt. Die durch Bodenchemie hergeleitete Einstufung stimmt also mit der HAFEA überein. Ob die räumliche Ausprägung der Podsole in den Gebieten durch die Standortskartierung oder die Bodenkarte besser erfasst ist, kann nur durch eine Überprüfung im Feld beurteilt werden. Diese Aussage gilt verallgemeinert für alle durch die Bodenkarte vorgegebenen Polygonabgrenzungen. Bedeutsam ist in diesem Zusammenhang, dass in Hessen (im Unterschied zu vielen anderen Bundesländern) die Standortskartierung nicht bei der Erstellung der Bodenkarte berücksichtigt wurde.

Die durch die Vorhersage stärker betonte Differenzierung in Übereinstimmung mit der Topographie ist theoretisch gut belegt. Durch Massenbewegungen (Fließerden, historische Erosion) ist der Lössanteil in Akkumulationsbereichen höher, während in Liefergebieten die Lössmächtigkeit abnimmt, die Profiltiefe geringer wird und der Skelettgehalt zunimmt (MAGE und PORDER, 2013; SCHOLTEN et al., 2017). Gerade bei nährstoffarmen anstehenden Gesteinen ist die Lösskomponente in Hessen entscheidend für ein hohes Nährstoffangebot. Ausgeprägte Unterschiede dürften vor allem im Unterboden vorhanden sein, da auch an Oberhängen sehr häufig noch Lössauflagen im Oberboden vorhanden sind. Durch die im Vergleich zur Baumschicht geringe Durchwurzelungstiefe der Krautschicht ist die Indikatorwirkung der Vegetation vor allem für den Oberboden gegeben (FISCHER et al., 2019). Die intensive Nutzung der Vegetation zur Einstufung der Trophie durch die Kartierung kann also die geringere Differenzierung erklären.

Auf einigen Standorten war die Differenzierung in mesotroph oder schwach mesotroph durch den Waldtyp beeinflusst. Einerseits ist es bekannt, dass die langjährige Bestockung mit Koniferen eine versauernde Wirkung auf den Boden hat (MEESENBERG et al., 2016) und sogar entscheidend für die Podsolierung ist (ZWANZIG et al.,

2021). Andererseits enthält die genutzte räumliche Information über den Waldtyp (HVBG, 2018) keine Daten über die Dauer der Bestockung mit der aktuellen Vegetation. Die (indirekte) Nutzung des Waldtypes zur Charakterisierung der Trophiestufen kann also als unscharf angesehen werden. Einerseits wird die Verschlechterung der Nährstoffsituation durch reine Koniferenbestände berücksichtigt. Andererseits würden präzisere Informationen über historische Nutzung, oder auch eine stärkere Differenzierung der Baumarten, den Einfluss der Baumvegetation realistischer darstellen.

Insgesamt ist die Ausdehnung kalk-eutropher Standorte durch das Modell nur geringfügig geringer (3,6%) als bei der bodenchemisch basierten Einstufung durch die BZE II (4,3%). Demgegenüber ergibt sich aus der vorliegenden Standortkartierung nur ein Flächenanteil von 1,1%. Bei Fließerde-Standorten mit karbonathaltigem Gestein ist die Vorhersage klar nachvollziehbar. Im Gebiet des Hessischen Rieds sind Teile der eutroph kartierten Flächen laut Bodenkarte durch Rheinweiß-Vorkommen geprägt. Durch das Kriterium „eine Schicht mit Karbonatgehalt $\geq c5$ “ sind diese Rheinweißstandorte als kalk-eutroph definiert. Das Vorkommen der karbonathaltigen Bänder variiert sehr stark in Tiefe und Mächtigkeit. Diese beiden Parameter sind in der Modellierung nur insofern berücksichtigt, da Horizonte nur bis 90 cm abgefragt wurden (Vergleichbarkeit zu BZE II). Für eine Abgrenzung kalk-eutropher Standorte gibt es allerdings auch für die Feldkartierung keine eindeutige Definition. Insofern besitzt die Ausweisung durch das Schätzmodell zumindest den Vorteil der Anwendung eindeutiger, intersubjektiv nachvollziehbarer Kriterien.

Eine Validierung der Ergebnisse des Schätzmodells im wissenschaftlichen Sinne steht vor mehreren Herausforderungen. Die Ableitung der Trophiestufen aus bodenchemischen Daten ist für diese Arbeit neu erstellt worden. Es existiert somit keine Datengrundlage, um die Vorhersagen gegen einen akzeptierten Standard abzugleichen. Eine Überprüfung der Vorhersagen durch Feldmethoden kann in Teilen hilfreich sein, vor allem, wenn bei der originalen Kartierung nur auf das dreistufige System der Hauptstufen (eutroph, mesotroph, oligotroph) zurückgegriffen wurde. Allerdings ist die ausschließliche Verwendung vegetationskundlicher Kriterien als kritisch anzusehen, da diese vor allem Aussagen für den Oberboden zulassen (FISCHER et al., 2019). Oberböden in Hessen sind sehr häufig durch lösshaltige Deckschichten geprägt und eine standörtliche Differenzierung der Trophie über die Vegetation ist somit stark durch Charakteristika des Oberbodens (bis 30 cm Bodentiefe) beeinflusst. Eine flächenhafte Überprüfung des Unterbodens mit Bohrungen, oder besser mit Profilgruben zur umfassenden Abschätzung der Trophie, erfordert allerdings nachträglich einen enormen Aufwand. Die Modellierungsgüte der regionalisierten bodenchemischen Parameter wurde durch eine Kreuzvalidierung durchweg als gut beurteilt (HEITKAMP et al., 2020). Hier ist im Vergleich zu den Trophiestufen zumindest eine Validierung mit üblichen Gütemaßen möglich. Dennoch ist zu bedenken, dass die Modelle auf Punktdaten basieren, um Flächendaten zu generieren. Die Generali-

sierung durch das Modell ist hier eher als Vorteil anzusehen. BISHOP et al. (2015) diskutieren die Problematik der Überprüfung von flächenhaften Modellen mit Punktdaten („point support“ vs. „block support“) und kamen zu dem Schluss, dass diese Art der Validierung die eigentliche Kartengüte unterschätzt.

4.2 Schätzung der Geländewasserhaushaltsstufe für nicht kartierte Flächen

Neben den Reliefinformationen und den hessischen Bodenflächendaten (BFD50) waren die forstlichen Wuchsgebiete und -bezirke gewichtige Eingangsparameter bei der Schätzung für nicht kartierte Flächen. Von KÖHLER et al. (2016) wurden als die wichtigsten Variablengruppen im Modell zur Standortsschätzung in Niedersachsen die Geländehöhe, Wuchsbezirke und aus der Bodenkarte abgeleitete Kenngrößen genannt. Die Wuchsgebiete sind Großlandschaften, die sich aufgrund ihrer geomorphologischen, geologischen und klimatischen Charakterisierung deutlich voneinander unterscheiden. Innerhalb der Wuchsgebiete wird mit Hilfe der Wuchsbezirke anhand des Klimas, der Ausgangssubstrate, der Topographie und anderer Kriterien weiter differenziert. Ein Hauptkriterium für die Abgrenzung ist hierbei das Großklima. Da in der Standortkartierung bei der Bewertung des Wasserhaushaltes u.a. das Baumhöhenwachstum starke Berücksichtigung findet (AK STANDORTSKARTIERUNG, 1996, S. 112), schlägt sich dieses auch in der starken Bedeutung der forstlichen Wuchsgebiete und -bezirke nieder. Bei der Interpretation der Reliefparameter ist zu beachten, dass auch schon bei der Erstellung der BFD50 Reliefparameter berücksichtigt wurden (HEITKAMP et al., 2020). Viele der im Variablen-selektionsprozess ausgewählten Reliefparameter („Höhe über NN“, „Topographic Openness“, „Terrain Ruggedness Index“, „Multiresolution Index of Valley Bottom Flatness“ – vgl. Kapitel 3.2.1) trugen z.B. auch bei KÖHLER et al. (2016) deutlich zur Erhöhung der Vorhersagegenauigkeit bei. Der „Index of Valley Bottom Flatness“ (MrVBF) ist offensichtlich besonders von Bedeutung, um Bereiche mit akkumuliertem Material in flachen Talsohlen zu identifizieren und so eine genauere Differenzierung zwischen frisch und betont frisch herbeizuführen.

Die Bodenflächendaten (BFD50) waren eine der Hauptgrundlagen für die eingesetzten Schätzmodelle. Somit führen die kleinräumige Variabilität des Ausgangsmaterials der Bodenbildung und die geringe Aufnahmedichte im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme (insbesondere im Wald) zu Fehlansprachen. Neben dem Einfluss des Kartenmaßstabes und der zwangsläufigen Generalisierung ist dies auch teilweise auf die bodengenetischen Klassifikationssysteme zurückzuführen. Insbesondere bei der Ableitung von Kennwerten kann es durch pedogenetisch geprägte Informationen zu erheblichen Informationsverlusten kommen, da sie z.T. taxonomische Kriterien stärker betonen als die varianzerklärenden Merkmale der jeweiligen Kennwerte (FRIEDRICH, 2001).

Bei der Evaluierung ergeben sich insbesondere für die GWHS frisch und die direkt angrenzenden Einstufungen deutlich schlechtere Vorhersagegenauigkeiten als für

das Gesamtmodell erreicht werden konnten. Nach HMULF (2002) sind die terrestrischen GWHS durch die folgenden nFK-Werte je 1 m Profiltiefe definiert. Trocken (≤ 25 mm), mäßig trocken (26–60 mm), mäßig frisch (61–90 mm), frisch (91–150 mm), betont frisch (> 150 mm). Demgegenüber erfolgt in SCHMIDT et al. (2015) folgende Definition der nFK-Werte je 1 m Profiltiefe: trocken (≤ 30 mm), mäßig trocken (31–70 mm), mäßig frisch (71–110 mm), frisch (111–165 mm), betont frisch (> 165 mm). Vor dem Hintergrund, dass die mittlere nFK in Hessen bei 135 mm liegt, und die höchsten Werte (Median der Lösslehmgruppe) bei 188 mm liegen (PAAR et al., 2016), erschließt sich, dass ein großer Anteil der Waldböden in Hessen in dem großen Bereich zwischen frisch und betont frisch liegt. Somit ist es naheliegend, dass schon im Gelände Fehleinschätzungen zwischen diesen beiden Klassen vorkommen. Berücksichtigt man zusätzlich die markanten Unterschiede der PTF zur Ableitung der nFK (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2016) und die Unsicherheiten bei der Ermittlung der Skelettgehalte (WOLF und RIEK, 2006; AHRENDTS et al., 2016), sind Fehleinschätzungen zwischen diesen beiden Stufen wohl kaum vermeidbar. Hinzu kommt, dass ähnlich wie bei der Klassifizierung der Trophie die Kartierer:innen vermutlich häufiger zu der Einschätzung von mittleren Standortverhältnissen (hier frisch und mesotroph) tendieren (vgl. auch KÖHLER et al., 2016). Entsprechende Zusammenhänge zeigt auch die Konfusionsmatrix mit der Gegenüberstellung der Werte (Tabelle 8). Das RF-Modell tendiert häufiger zur Stufe betont frisch als die Standortkartierung. Auch im Rahmen der BZE II wurden in Hessen 14% der BZE Punkte ($n=20$) als Lösslehm-Standorte identifiziert. Auf diesen Standorten beträgt die reine Lösslehmüberlagerung mehr als 70 cm (PAAR et al., 2016). Entsprechend wären solche Standorte vorzugsweise als betont frisch bzw. wechselseucht und nicht als frisch einzustufen. Die Übergangsstufen ziemlich frisch [13] und wechsel-trocken [46] wurden in den beiden Spalten ganz außen eingetragen (Tabelle 8), da sie in der Praxis nur selten und zudem regional sehr unterschiedlich auskartiert wurden.

Trotz dieser begründbaren leichten Verzerrung um die Klasse der frischen Standorte zeigen die Modellgütekriterien (z.B. Kappa 0,68) insgesamt ein hohes Maß an Übereinstimmung der digitalen Standortkartierung mit der Feldkartierung. Die erzielten Gütemaße rangieren im oberen Bereich ähnlicher DSM-Fragestellungen (KÖHLER et al., 2016; BEHRENS et al., 2010; BRUNGARD et al., 2015; HÄRING et al., 2012). Deutlich schlechtere Vorhersagegüten von Wasserhaushaltsstufen ergaben sich im benachbarten Bundesland Nordrhein-Westfalen (SCHULZ und ASCHE, 2000). Hier erbrachte ein Vergleich der kartierten und geschätzten Wasserhaushaltsstufen für alle Stufen sehr geringe prozentuale Übereinstimmungen (trocken: 20,6%; mäßig trocken: 34,5%; mäßig frisch: 50,8%; frisch: 46,7%; sehr frisch: 32,9% und äußerst frisch: 46,2%). Der direkte Vergleich von Gütemaßen zwischen länderspezifischen Verfahren ist jedoch nur eingeschränkt möglich, da der inhaltliche und räumliche Detaillierungsgrad der jeweiligen Kartiersysteme sehr unterschiedlich ist. Auffällig ist jedoch in den Beispielregionen dieser Arbeit, dass sich der räumliche

Detaillierungsgrad der Feldkartierung und der digitalen Standortkartierung kaum unterscheiden. Dieses ist insbesondere vor dem Hintergrund unerwartet, da die in die Modellierung eingegangenen Eingangsdaten vorwiegend aus mittelmaßstäblichen Kartenwerken (1:25.000 – 1:50.000) stammen. Wie in Abschnitt 3.2.1 bereits erläutert, wurden viele Kennwerte der BFD50 für die Parametrisierung des RF-Modelles verwendet. Auch wenn der eigentliche Kartiermaßstab der BFD50 wahrscheinlich größer als 1:50.000 ist (vgl. Ad-hoc-AG BODEN, 2006), ist der Sprung zur forstlichen Standortkartierung, deren Maßstab sich auf 1:5.000–1:10.000 belaufen soll (FRIEDRICH et al., 2002), erheblich. Nach AK STANDORTSKARTIERUNG (1996) beträgt der Maßstab der hessischen Standortstypenkarte 1:25.000. Das würde die vergleichbare räumliche Auflösung der beiden Erhebungsmethoden erklären.

Insgesamt hätten die vom Variablenselektionsverfahren ausgewählten 31 Variablen noch weiter reduziert werden können, da insbesondere einige aggregierte Variablen aus der Bodenkarte hochkorreliert sind. RF kann jedoch auch bei der Verwendung vieler hochkorrelierter Variablen stabile Vorhersagen liefern (DORMANN et al., 2013). Entsprechendes zeigen auch die Ergebnisse der Kreuzvalidierung und des Validierungsdatensatzes. Da hinsichtlich noch sensitiverer Variablenselektionsverfahren der Datenumfang bei einer landesweiten Anwendung zu groß war, und RF-Modelle wenig sensitiv gegenüber nichtinformativen Prädiktoren sind (KUHN und JOHNSON, 2013), wurde in Anlehnung an HENGL et al. (2015) auf eine weitere Variablenselektion verzichtet.

4.3 Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität

Die statistischen Gütemaße für die Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität ergeben vergleichbare Größenordnungen wie Studien aus anderen Bundesländern (AHRENDTS et al., 2016; FLECK et al., 2015). Ein Vergleich von Bestimmtheitsmaßen aus anderen Studien sollte jedoch immer mit einer erheblichen Vorsicht erfolgen (LI, 2017). So werden z.B. für Niedersachsen wesentlich höhere Bestimmtheitsmaße angegeben (OVERBECK et al., 2011). Der Datensatz in der angeführten Arbeit umfasst jedoch ein deutlich weiteres Spektrum an nFK-Werten. So sind z.B. die 638 nachhaltig frischen Standorte bei OVERBECK et al. (2011) mit einem Median von 227 mm nFK charakterisiert. Werte in dieser Größenordnung sind an den hessischen BZE-Standorten nicht vorhanden (Abb. 9). Des Weiteren wurde die nFK bei OVERBECK et al. (2011) nach der bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5) (AG-BODEN, 2005) berechnet. Die in der KA5 enthaltene PTF führt z.B. im Vergleich mit PUHLMANN und WILPERT (2011) ebenfalls zu einer deutlichen „Spreizung“ der nFK-Werte (z.B. deutlich geringere Werte bei den sandigen Bodenarten). Auf eine vergleichende Berechnung der nFK nach KA5 wurde im Rahmen dieser Arbeit jedoch verzichtet, da diese PTF nach WESSOLEK et al. (2009) „leider gravierende Mängel aufweist“.

Bei der Interpretation ist weiterhin zu beachten, dass die für die jeweiligen Profile ermittelten nFK-Werte bei den meisten Inventuren aus der Beprobung eines einzelnen Profils stammen. Bei einer Profilbeprobung wird die

hohe Variabilität von physikalischen Bodenparametern innerhalb einer Standortseinheit jedoch nur unzureichend erfasst. PUHLMANN et al. (2007) ermittelten an 54 zufällig gewählten Punkten in einem bewaldeten Einzugsgebiet Variationskoeffizienten (VK) für den Skelettgehalt zwischen 11 und 18%, abhängig von der Tiefenstufe. Die Untersuchungen von RYTTER (2012) ergaben für sehr skelettarme landwirtschaftlich genutzte Böden VK zwischen 18 und 120%. Bei einem angenommenen VK des Skelettgehaltes von 20% würde sich nach dem Ansatz von MOLLITOR et al. (1980) der Mittelwert des Skelettgehaltes in einem Bodenprofil nur mit einer Unsicherheit von 39% schätzen lassen und diese Unsicherheit würde direkt an die Schätzung der nFK weitergegeben. Weitere Unschärfen ergeben sich aus den unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung von Trockenraumdichte des Feinbodens und des Skelettgehaltes (WOLFF und RIEK, 2006). Vor dem Hintergrund der angeführten Unsicherheiten und Variabilitäten sind die Bestimmtheitsmaße und der mittlere Fehler des GAMs von 35 mm für flächenhafte Anwendungen als durchaus annehmbar anzusprechen.

Gravierender als das geringe Bestimmtheitsmaß ist jedoch die bei der nFK nach BFD50 und HAFEA zu beobachtende systematische Abweichung zu bewerten. Die Regressionsgerade mit ihrem Konfidenzintervall verlässt deutlich den Bereich der 1:1 Linie (vgl. Abb. 9). Standorte mit hoher nFK werden tendenziell unter- und Standorte mit niedriger nFK tendenziell überschätzt. Insbesondere bei der Methode HAFEA zeigt sich das Problem von klassifizierten Daten bei einer gleichzeitig geringen Anzahl von Klassen. Hinzu kommt, dass die Wertebereiche in den jeweiligen Klassen sehr unterschiedliche Spannweiten aufweisen. Diese gilt insbesondere für die Klasse der frischen Standorte, die mit Werten zwischen 91–150 mm nFK ein großes Wertespektrum abdeckt. Vergleichbares gilt auch für die Klasse der betont frischen Standorte (> 150 mm). Entsprechend zeigt auch der Wahrscheinlichkeitsplot (Q-Q-Plot) des GAMs (vgl. Abb. 9f), dass die Abschätzung insbesondere hoher nFK-Werte mit einer entsprechenden flächenhaften Datengrundlage erhebliche Unschärfen mit sich bringt. Dieses Problem wird durch die fehlenden Substratinformationen in der hessischen Standortskartierung noch weiter verstärkt. Konsistente Substratinformationen könnten einen wichtigen Beitrag leisten, um innerhalb der GWHS zu differenzieren und so z.B. die grobe Klassifikation zu verfeinern. Daher wurden entsprechende Informationen anhand der Angaben aus der BFD50 abgeleitet. Eine Zusammenführung von Daten aus verschiedenen Maßstäben und Geometrien führt jedoch an Einzelpunkten zu erheblichen Unschärfen und sogar Implausibilitäten (z. B. trockene Lösslehm-Standorte). Da diese Probleme direkt in die Modellparametrisierung eingehen, kann es dazu kommen, dass insbesondere extreme Standorte, die zudem nur durch wenige Profile beschrieben sind, nicht hinreichend durch das Modell abgebildet werden können.

Die Ausweisung der hessischen Standortseinheiten im Gelände orientiert sich primär an der Bodenvegetation (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2016). In der hessischen

Waldbaufibel (LANDESBETRIEB HESSENFORST, 2016) ist dagegen eine Einstufungshilfe auf Basis von Bodeneigenschaften hinterlegt, die die GWHS indirekt über Lössanteil, Verlehmungsgrad, Skelettgehalt und Gründigkeit beschreiben. Dies könnte ein Grund sein, warum das kombinierte Modell (GWHS_SUB, vgl. Tabelle 9) die vergleichsweise besten Gütekriterien aufweist. Dennoch ist über alle GWHS eine große Streuung der nFK-Werte feststellbar, was verdeutlicht, dass Bodeneigenschaften und die daraus resultierende nFK nachrangig bei der Ausweisung der GWHS betrachtet wurden. Zudem führte die starke Dominanz einiger GWHS dazu, dass der mittlere nFK-Bereich (ca. 100–130 mm) überrepräsentiert wurde und für die unteren und oberen Extreme die Kovariablen in ihrer Ausprägung und Besetzung fehlten. Darüber hinaus konnten auch wuchsgebietspezifische Unterschiede zwischen nFK und GWHS festgestellt werden. Während sich die berechnete nFK für mäßig frische Standorte im Reinhardswald (Mittelgebirge in Nordhessen) nahe an den Richtwerten befand, wurden in der Rhein-Main-Ebene teilweise bis zu zwei GWHS – hin zu trockeneren Standorten – übersprungen. Insbesondere die tiefgründigen, stärker verlehmtten Sande mit ihren geringen Skelettanteilen wären nach der nFK frische Standorte; kartiert wurde aber in der Regel mäßig frisch. Möglicherweise wurde bei der Ausweisung der GWHS auch die regionale Klimakomponente berücksichtigt. Hierfür würde auch sprechen, dass beim Trainieren des Schätzmodelles zur Ableitung der GWHS (vgl. Kapitel 2.4) auch den Wuchsgebieten und -regionen eine hohe Bedeutung zukam. Sicherlich sind auch hier Unschärfen zwischen der am konkreten Punkt berechneten nFK und den aus der Standortskartierung entnommenen GWHS zu beobachten. Dennoch würde man bei einer auf den Bodeneigenschaften basierenden GWHS stärker korrelierte Zusammenhänge zur nFK erwarten. Gleichwohl muss aber auch die zu Grunde liegende PTF betrachtet werden. Die nFK-Richtwerte für terrestrische Standorte basieren auf älteren Kartieranleitungen KA3 und KA4 (AG BODEN, 1982, 1994), die sich in Abhängigkeit von Bodenart und Lagerungsdichte zum Teil deutlich von den heute zur Anwendung kommenden PTFs unterscheiden. Auch wenn das vorgestellte Modell zur Ableitung der nFK noch Schwächen aufweist, stellt es insgesamt eine deutliche Verbesserung gegenüber der Anwendung von Richtwerten aus der HAFEA oder einer Ableitung aus der Bodenkarte (BFD50) dar.

5. SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Die Ziele einer größeren Differenzierung der mesotrophen Standorte in der hessischen Standortskartierung, ein Abgleich mit den Ergebnissen der BZE II und eine Erweiterung auf bisher unkartierte Gebiete mit Methoden des DSM wurden erfolgreich umgesetzt. Die Methodik der Einstufung basiert auf der Regionalisierung von Nährstoffvorräten sowie weiterer Indikatoren der Nährstoffverfügbarkeit und berücksichtigt daher im Bodenprofil normalerweise für Kartierer:innen nicht direkt sichtbare Merkmale der Nährstoffverfügbarkeit (z.B. Versauerung/Entbasung) oder eine potenzielle Verkleinerung der Nährstoffvorräte auch bei „reichen“ Substraten durch geringes Bodenvolumen im Wurzelraum (hohe

Skelettanteile, Flachgründigkeit). Die Regionalisierung greift dabei auf pedologische Elemente zurück, die auch in der Feldkartierung angewandt werden (z.B. Ausgangsmaterial, Skelettanteil, Podsolierungsgrad, Bodenklasse). Dieses Zusammenspiel erklärt wahrscheinlich die hohe Übereinstimmung der modellierten Trophiestufen mit der Kartierung. Die plausiblere Differenzierung des mesotrophen Bereiches im Modell, die unter anderem durch eine Reliefabhängigkeit zu erklären ist, folgt einer theoretisch gut fundierten Regelmäßigkeit. Kritisch zu sehen ist vor allem die Abgrenzung einzelner Standorte, die auf der Bodenkarte 1:50.000 basiert. Bei stichprobenhaften Geländebegehungen an existierenden Profilgruben zeigte sich, dass die Modellierung sehr gut funktioniert und Abweichungen häufig durch eine abweichende Lage der Bodeninformationen erklärt werden konnten. Beispielsweise wurden Podsole sowohl durch das Modell, als auch durch die Kartierung häufig als oligotroph eingestuft. Die reale und in der Bodenkarte kartierte Verortung kann aber abweichen. Diese Problematik trifft ebenso auf die Standortskartierung zu, insbesondere in Bereichen, für die keine Bodenprofile verfügbar sind. Eine repräsentative Überprüfung der Modellierung, z.B. im Rahmen der Forsteinrichtung, ist nur über einen längeren Zeitraum und mit dem Einsatz entsprechender personeller Ressourcen möglich. Es sollte dabei unbedingt auf einheitliche Kriterien und eine abgestimmte Dokumentation geachtet werden. Die Anlage von Bodenprofilen, idealerweise mit chemischer Analytik, wird dringend empfohlen.

Anders als die Trophie wurde die GWHS unverändert übernommen, da die relativen Häufigkeiten der GWHS des BZE II-Kollektivs eine gute Übereinstimmung mit dem flächenhaften Vorkommen der einzelnen GWHS aus der Standortskartierung in Hessen aufweisen (PAAR et al. 2016). Für das Schätzmodell ergab die Evaluierung eine substanzielle Übereinstimmung mit Validierungsdaten aus der Standortskartierung. Es zeigten sich jedoch deutliche Unterschiede in der Schätzgenauigkeit für unterschiedliche GWHS. Diese Unsicherheiten basieren zum einen auf Unschärfen bei der vorliegenden Kartierung, die direkt an das statistische Modell weitergegeben werden. Zum anderen resultieren aus der Einbeziehung der Bodenflächendaten (BFD50) weitere Unsicherheiten aufgrund des Kartenmaßstabes. Deutliche Verbesserungen in der räumlichen Abgrenzung der Kartiereinheiten wären somit durch eine Verwendung einer großmaßstäblicheren Bodenkarte zu erwarten. Da die BFD25 (Maßstab 1:25.000) nur einen sehr geringen Anteil von Hessen abdecken, ist eine entsprechende Berücksichtigung in einem landesweiten Ansatz aktuell jedoch nicht möglich.

Die Ableitung der nFK zeigt beispielhaft die Möglichkeiten, die bestehende Standortskartierung um weitere Kennwerte zu ergänzen, die eine quantitative Beschreibung der Standortseinheiten ermöglichen. Die in den Auswertungen zu erkennende große Bedeutung der Wuchsregionen und -gebiete und der räumlichen Lage von Standortseinheiten zeigt jedoch auch, dass das einstufige Kartierverfahren durch erhebliche regionale Unterschiede gekennzeichnet ist. Entsprechend sollten

direkte Zuordnungen von Kennwerten (wie z.B. der nFK) nicht ausschließlich über GWHS erfolgen. Modellansätze sollten zusätzliche Substratinformationen und auch die räumlichen Autokorrelationen berücksichtigen. Dieses ist in der vorliegenden Arbeit durch ein GAM erfolgt. Die Ergebnisse zeigen jedoch, dass auch zukünftig Verbesserungspotenziale identifiziert (z.B. Einbeziehung weiterer Variablen, Erweiterungen und Verbesserungen an den Grundlagendaten) und anschließend ausgeschöpft werden sollten. Des Weiteren kann eine entsprechende Standortskartierung durch weitere Kennwerte, wie z.B. der Kohlenstoffspeicherung (HEITKAMP et al., 2021), erweitert werden, um die zahlreichen Ökosystemdienstleistungen von Wäldern quantitativ bewerten zu können.

Die vorgestellten Verfahren zeigen die Möglichkeiten und Grenzen auf, die bestehende hessische Standortskartierung anzupassen (Trophie) bzw. zu erweitern (nFK) und Kartierlücken zu schließen (GWHS). Des Weiteren werden Verfahren aus dem Bereich des DSM beschrieben, um bestehende Entscheidungsunterstützungssysteme auch auf bisher nicht durch die Standortskartierung erfasste Waldflächen anwenden zu können. Ein Vorzug der Verfahren ist, dass die Unsicherheiten direkt quantifiziert werden können. Diese Unsicherheiten sollten bei der Formulierung von Handlungsempfehlungen und möglichen Anpassungsstrategien an den Klimawandel berücksichtigt werden.

6. ZUSAMMENFASSUNG

Der Klimawandel stellt neue Herausforderungen an das Waldmanagement und die dafür erforderlichen flächenhaften Informationen zur Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit von Waldböden. Verfahren des „Digital Soil Mapping“ ermöglichen es, flächenhafte Datensätze für die Forstplanung zu aktualisieren und für bisher nicht kartierte Flächen bereitzustellen. Demonstriert wurden die Möglichkeiten und Unsicherheiten am Beispiel des einstufigen Kartierverfahrens von Hessen. Die Trophieeinstufung konnte so aktualisiert werden, dass sie die von der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) erfasste Nährstoffausstattung der Waldböden besser berücksichtigt. Die mit Hilfe der Modelle generierte Häufigkeitsverteilung zeigt eine deutlich höhere Übereinstimmung der einzelnen Trophiestufen mit der Verteilung der aus den Nährstoffverhältnissen abgeleiteten Trophie an den räumlich repräsentativen Bodenprofilen der BZE II. Des Weiteren konnten entsprechende Informationen auch für die über 20% bisher nicht kartierte Waldfläche in Hessen bereitgestellt werden. Mit Hilfe eines Random Forest Modells (RF) wurden für diese Waldflächen auch Angaben zum Geländewasserhaushalt modelliert. Auch wenn das RF Modell in der Validierung insgesamt eine „erhebliche“ Übereinstimmung zwischen den modellierten Geländewasserhaushaltsstufen und denen der Standortskartierung aufweist, zeigen sich größere Unsicherheiten bei der digitalen Auskartierung der frischen Standorte. Auf der Grundlage der nun flächendeckend vorliegenden Angaben zum Geländewasserhaushalt wurde ein statistisches Modell zur Abschätzung der nutzbaren Feldkapazität parametrisiert und

an den Bodenprofilen der BZE evaluiert. Das vorgestellte nFK-Modell stellt im Vergleich zu den in der Vergangenheit in die Waldbauplanung einbezogenen Ansätzen eine substantielle Verbesserung dar.

6. SUMMARY

Title of the paper: *New challenges for forest management: Potential and limitations of „Digital Soil Mapping“ for the provisioning of spatial data sets for forest planning in Hesse, Germany.*

Climate change poses new challenges to forest management and the necessary spatial information on nutrient status and water availability of forest soils. Digital Soil Mapping techniques allow to update spatial data sets for forest planning and to provide them for previously unmapped areas. The potential and uncertainties were demonstrated using the example of the forest site mapping system of Hesse, Germany. The six soil nutrient index classes (poor, moderate-weak, moderate, moderate-good, rich, carbonatic) were updated to better reflect the soil nutrient availability observed by the second National Forest Soil Inventory (NFSI II). The frequency distribution generated by the model shows a significantly higher correspondence of the individual nutrient index classes with the distribution of the nutrient index classes derived from the nutrient availability observed at the spatially representative soil profiles of the NFSI. Furthermore, corresponding information could also be provided for the more than 20% previously unmapped forest area in Hesse. Through the use of a Random Forest Model (RF), spatial information on terrain water regime classes could also be provided for unmapped areas. The RF model shows overall a "considerable" agreement between the modeled terrain water regime classes and those of the forest site mapping in the evaluation process. However, higher uncertainties exist in the modeling of "fresh" forest sites. Based on the terrain water regime classes, now available for the entire area of Hesse, a statistical model for estimating available soil water capacity was parameterized and evaluated with the soil profiles from the NFSI. The model for the available soil water capacity represents a clear improvement compared to the approaches used in forest planning in the past.

7. RÉSUMÉ

Titre de l'article: *Nouveaux défis pour la gestion forestière: possibilités et limites du «Digital Soil Mapping» dans la mise à disposition de données à grande échelle pour la planification forestière à l'exemple de la Hesse.*

Le changement climatique pose de nouveaux défis à la gestion forestière et à l'information à grande échelle sur la disponibilité des nutriments et de l'eau dans les sols forestiers. Les procédés de «Digital Soil Mapping» permettent d'actualiser les données à grande échelle pour la planification forestière et de les mettre à disposition pour les surfaces non cartographiées jusqu'ici. Les possibilités et les incertitudes ont été démontrées à l'aide de l'exemple de la procédure de cartographie en une étape de la Hesse. La classification trophique a pu être actuali-

sée de manière à mieux prendre en compte la dotation en nutriments des sols forestiers, telle qu'elle a été enregistrée par la deuxième campagne de relevés sur les sols en forêt (BZE II). La répartition des fréquences obtenue à l'aide des modèles montre une concordance nettement plus élevée entre les différents niveaux trophiques et la répartition des trophismes déduite des conditions nutritives dans les profils de sol spatialement représentatifs du BZE II. En outre, des informations correspondantes ont pu être mises à disposition pour plus de 20% de surface forestière de Hesse qui n'avaient pas encore été cartographiées. À l'aide d'un modèle Random Forest (RF), des données sur le régime hydrique du sol ont été modélisées pour ces surfaces forestières. Même si la validation du modèle RF montre dans l'ensemble une concordance «considérable» entre les niveaux du bilan hydrique du sol modélisés et ceux de la cartographie des stations, des incertitudes plus importantes apparaissent lors de la cartographie numérique des stations fraîches. Sur la base des données relatives au régime hydrique du sol disponibles sur l'ensemble de la surface, un modèle statistique a été paramétré pour l'estimation de la capacité au champ utilisable et évalué sur les profils de sol de la BZE. Le modèle présenté nFK représente une amélioration substantielle par rapport aux approches utilisées dans le passé pour la planification sylvicole.

8. DANKSAGUNG

Diese Arbeit wäre ohne die zahlreichen Expert:innen vor Ort und Labormitarbeiter:innen, die an der ursprünglichen Waldstandortskarte, der Hessischen Bodenkarte und der Bodenzustandserhebung im Wald beteiligt waren, nicht möglich gewesen. Die Arbeiten wurden gefördert durch das Hessische Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Integrierter Klimaschutzplan Hessen 2025, Projekt L-12).

9. LITERATUR

- AD-HOC-AG BODEN (2006): Konzept für eine Vereinheitlichung der Bodenkarte 1: 50.000 (BK50). Bericht im Auftrag des BLA-GEO vom 27./28.09.2006. Königswinter 28 S. Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Netzwerke/AGBoden/Downloads/Konzept_BK50.pdf?_blob=publicationFile&v=2, zuletzt geprüft am 13.12.2021.
- AG-BODEN (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, 3., verb. und erw. Aufl., Hannover, 331 S.
- AG-BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4., verb. und erw. Aufl., Hannover, 392 S.
- AG-BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5., verb. und erw. Aufl., Hannover, 438 S.
- AHNER, J., B. AHRENDTS, F. H. J. H. S. Hentschel, R. Hurling, H. MEESENBURG, U. MESTERMACHER, P. MEYER, B. MÖHRING, J. NAGEL, R. NAGEL, B. PAPE, M. ROHDE, H. RUMPF, M. SCHMIDT, M. SCHMIDT, H. SPELLMANN und J. SUTMÖLLER (2013): Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried. Entscheidungsunterstützung vor dem Hintergrund sich beschleunigt ändernder Wasserhaushalts- und Klimabedingungen und den Anforderungen aus dem europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000. Beiträge aus der NW-FVA, 10. 398 S.

- AHRENDTS, B., K. J. MEIWEIS und H. SPELLMANN (2012): Modellgestütztes Bewertungsverfahren der Vollbaumnutzung. *In: Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung* (FKZ: 22015407). S. 209–228. Online verfügbar unter <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf>, zuletzt geprüft am 13.12.2021.
- AHRENDTS, B., S. HAFNER, J. EVERS, C. STEINICKE, W. SCHMIDT und H. MEESENBERG (2016): Regionalisierung bodenphysikalischer Parameter für Waldstandorte in Sachsen-Anhalt – Unsicherheitsbetrachtung an Standorten verschiedener Umweltmessnetze. *Beiträge aus der NW-FVA*, **14**, 1–13.
- ALBERT, M., G. LEEFKEN, R. NUSKE, B. AHRENDTS, J. SUTMÖLLER und H. SPELLMANN (2016): Auswirkungen von klimatischer Unsicherheit auf die Forstplanung am Beispiel von vier Regionen im norddeutschen Tiefland. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, **187** (9/10): S. 161–185.
- ALFONS, A. (2012): CvTools: Cross-Validation Tools for Regression Models. <https://CRAN.R-project.org/package=cvTools>.
- AK STANDORTSKARTIERUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme. IHW-Verlag München. IHW-Verl. Eiching bei München. 352 S. 5. Aufl.
- AK STANDORTSKARTIERUNG (2016): Forstliche Standortsaufnahme. IHW-Verlag München. IHW-Verl. Eiching bei München. 400 S. 7. Aufl.
- ARROUAYS, D., A. MCBRATNEY, J. BOUMA, Z. LIBOHOVA, A. C. RICHER-DE-FORGES, C. L. S. MORGAN, P. ROUDIER, L. POGGIO und V. L. MULDER (2020): Impressions of digital soil maps: the good, the not so good, and making them ever better. *Geoderma Regional*, **20**, (e00255): <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00255>.
- BEHRENS, T., H. FÖRSTER, T. SCHOLTEN, U. STEINRÜCKEN, E.-D. SPIES und M. GOLDSCHMITT (2005): Digital soil mapping using artificial neural networks. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, **168**, S. 21–33.
- BEHRENS, T., A. X. ZHU, K. SCHMIDT und T. SCHOLTEN (2010): Multi-scale digital terrain analysis and feature selection for digital soil mapping. *Geoderma*, **155** (3): S. 175–185.
- BEHRENS, T. und T. SCHOLTEN (2006): Digital soil mapping in Germany – a review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, **169**, S. 434–443.
- BELGIU, M. und L. DRĂGUT (2016): Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS J. Photogramm.* **114**, S. 24–31.
- BÖCKMANN, T., J. HANSEN, K. HAUSKELLER-BULLERJAHN, T. JENSEN, J. NAGEL, R.-V. NAGEL, M. OVERBECK, A. PAMPE, A. PETEREIT-BITTER, M. SCHMIDT, M. SCHRÖDER, C. SCHULZ, H. SPELLMANN, V. STÜBER, J. SUTMÖLLER und P. WOLLBORN (2019): Klimaangepasste Baumartenwahl in den Niedersächsischen Landesforsten. *Aus dem Walde – Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen*, **61**, 170.
- BREIMAN, L. (2001): Random Forests. *Machine Learning*, **45** (1): S. 5–32.
- BRUNGARD, C. W., J. L. BOETTINGER, M. C. DUNIWAY, S. A. WILLS und T. C. EDWARDS (2015): Machine learning for predicting soil classes in three semi-arid landscapes. *Geoderma*, S. 239–240, S. 68–83.
- CHAPIN III, F. S., P. A. MATSON und P. M. VITOUSEK (2011): *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. 2nd ed. Springer, New York, Dordrecht, Heidelberg, London <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>.
- CLC (2018): European Environment Agency CORINE Land Cover (CLC) [Internet]. 2018. Available from: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>
- COHEN, J. (1960): A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, **20**, S. 37–46.
- CONRAD, O., B. BECHTEL, M. BOCK, H. DIETRICH, E. FICHTER, L. GERLITZ, J. WEHBERG, V. WICHMANN und J. BÖHNER (2015): System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geosci. Model Dev.*, **8**, S. 1991–2007.
- DE REU, J., J. BOURGEOIS, M. BATS, A. ZWERTVAEGHER, V. GELORINI, P. DE SMEDT, W. CHU, M. ANTROP, P. DE MAEYER, P. FINKE, M. VAN MEIRVENNE, J. VERNIERS und P. CROMBÉ (2013): Application of the topographic position index to heterogeneous landscapes. *Geomorphology* **186**, S. 39–49. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.12.015>.
- DIETRICH, H. und J. BOHNER (2008): Cold air production and flow in a low mountain range landscape in Hessia (Germany). *Contrib. to Phys. Geogr. Landsc. Ecol. – Hambg.* **19**, S. 37–48.
- DORMANN, C. F., J. ELITH, S. BACHER, C. BUCHMANN, G. CARL, G. CARRÉ, J. R. GARCÍA MARQUÉZ, B. GRUBER, B. LAFOURCADE, P. J. LEITÃO, T. MÜNKEMÜLLER, C. MCCLEAN, P. E. OSBORNE, B. REINEKING, B. SCHRÖDER, A. K. SKIDMORE, D. ZURELL und S. LAUTENBACH (2013): Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* **36** (1): S. 27–46.
- EVANS, J. S., M. A. MURPHY, Z. A. HOLDEN und S. A. CUSHMAN (2011): Modeling Species Distribution and Change Using Random Forest. *In: DREW, C., WIERSMA, Y. und HUETTSMANN F. (Hrsg.) Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology*. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7390-0_8
- FENA (2018): Hessische Standortskartierung des Servicezentrums für Forsteinrichtung und Naturschutz (FENA) des Landesbetriebs Hessen-Forst. Datenstand 2018.
- FISCHER, H. S., B. MICHLER, D. ZICHE und A. FISCHER (2019): Plants as indicators of soil chemical properties. *In: Status and Dynamics of Forests in Germany. Results of the National Forest Monitoring, Ecological Studies*. Springer Open, Cham, Switzerland, S. 295–309.
- FLECK, S., M. ALBERT, P. PLASIL, R. NAGEL, J. SUTMÖLLER, B. AHRENDTS, M. SCHMIDT, J. EVERS, J. HANSEN, M. OVERBECK, W. SCHMIDT, H. SPELLMANN und H. MEESENBERG (2015): Pilotstudie zu den lokalen Auswirkungen des Klimawandels auf die Forstwirtschaft in ausgewählten Regionen Sachsen-Anhalts. *Beiträge aus der NW-FVA*, **13**, 221.
- FLECK, S., B. AHRENDTS, J. SUTMÖLLER, M. ALBERT, J. EVERS. und H. MEESENBERG (2017): Is biomass accumulation in forests an option to prevent climate change induced increases in nitrate concentrations in the North German lowland? *Forests* **8** (6), doi:10.3390/f8060219.
- 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*, **35**, 185.
- FRIEDRICH, C., N. FOHRER und H.-G. FREDE (2002): Quantification of soil properties based on external information by means of fuzzy-set theory. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, **165** (4): S. 511–516.

- GAUER, J. und F. KROIHER (Hrsg, 2012): Waldökologischen Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke – Digitale Topographische Grundlagen – Neubearbeitung Stand 2011. Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research, Sonderheft Nr. **359**. 39 Seiten
- GRIER, C. G. und S. W. RUNNING (1977): Leaf Area of Mature Northwestern Coniferous Forests: Relation to Site Water Balance. *Ecology*, **58**, S. 893–899.
- HAFNER, S., B. AHRENDTS, B. KÖHLER, J. EVERS und H. MEESENBERG (2017): Ableitung von bodenphysikalischen Parametern für Waldstandorte in Schleswig-Holstein. Jahrestagung der DBG „Horizonte des Bodens“, 2.–7. September 2017. https://eprints.dbges.de/1270/1/Hafneretal2017_Berichte%20der%20DBG.pdf. Zuletzt geprüft am 13. 12. 2021.
- HÄRING, T., E. Dietz, S. OSENSTETTER, T. Koschitzki und B. SCHRÖDER (2012): Spatial disaggregation of complex soil map units: A decision-tree based approach in Bavarian forest soils. *Geoderma*, **2012 (185–186)**: S. 37–47.
- HEITKAMP, F., B. AHRENDTS, J. EVERS und H. MEESENBERG (2021): Spatial 3D mapping of forest soil carbon stocks in Hesse, Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 1–22, <https://doi.org/10.1002/jpln.202100138>.
- HEITKAMP, F., B. AHRENDTS, J. EVERS, C. STEINICKE und H. MEESENBERG (2020): Inference of forest soil nutrient regimes by integrating soil chemistry with fuzzy-logic: regionwide application for stakeholders of Hesse, Germany. *Geoderma Regional*, **23**, e00340.
- HENGL, T., G. B. M. HEUVELINK, B. KEMPEN, J. G. B. LEENAA RS, M. G. WALSH, K. D. SHEPHERD, A. SILA, R. A. MACMILLAN, J. M. JESUS, L. TAMENE und J. E. TONDOH (2015): Mapping Soil Properties of Africa at 250 m Resolution: Random Forests Significantly Improve Current Predictions. *PLoS One* 2015, **10**, e0125814.
- HESSENFORST, L. (2016): Hessische Waldbaufibel – Grundsätze und Leitlinien zur naturnahen Wirtschaftsweise im hessischen Staatswald. 100 S. <https://www.hessenforst.de/wp-content/uploads/2019/02/Waldbaufibel.pdf>. Zuletzt geprüft am 13. 12. 2021.
- HMULF (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (2002): Hessische Anweisung für Forsteinrichtungsarbeiten (HAFEA). Staatsanzeiger S. 3680, Wiesbaden.
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, UMWELT UND GEOLOGIE (HLUNG) (Ed.), 2018. Erläuterung zu den Bodenflächendaten und zur Bodenkarte von Hessen 1:50 000, 2nd ed. (Wiesbaden).
- HOUNKPATIN, K. O. L., K. SCHMIDT, F. STUMPF, G. FORKUOR, T. BEHRENS, T. SCHOLTEN, W. AMELUNG und G. WELP (2018): Predicting reference soil groups using legacy data: A data pruning and Random Forest approach for tropical environment (Dano catchment, Burkina Faso). *Scientific Reports*, **8**, (9959).
- HVBG (2018): Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation, Wiesbaden.
- JANSEN, M., C. EBERL und F. BEESE (2002): Regionalization of soil chemical variables in the Harz Mountains. In: JANSEN, M., M. JUDAS und J. SABOROWSKI: Spatial modelling in forest ecology and management. Springer. Berlin u.a. S. 68–86.
- JENNY, H. (1941): Factors of Soil Formation: A System of Quantitative Pedology. McGraw-Hill. Ney York. 281 S.
- KÖHLER, M., C. STEINICKE, J. EVERS, H. MEESENBERG und B. AHRENDTS (2016): Modellierung von Wasserhaushalts- und Nährstoffstufen im Rahmen der Niedersächsischen forstlichen Standortskartierung. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, **16**, S. 83–94.
- KUHN, M. und K. JOHNSON (2013): Applied Predictive Modeling. Springer, New York. 600 S. doi: 10.1007/978-1-4614-6849-3.
- LANDIS, J. R. und G. G. KOCH (1977): “The measurement of observer agreement for categorical data”. *Biometrics* **33 (1)**: S. 159–174
- LI, J. (2017): Assessing the accuracy of predictive models *PLoS ONE*, **12 (8)**: e0183250.
- LIAW, A. und M. WIENER (2002) Classification and Regression by randomForest. *R News*, **2**, S. 18–22.
- MAGE, S. M., und S. PORDER (2013): Parent material and topography determine soil phosphorus status in the Luquillo mountains of Puerto Rico. *Ecosystems* **16**, S. 284–294. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9612-5>.
- MCBRATNEY, A. B., M. L. MENDONCA SANTOS und B. MINASNY (2003): On digital mapping. *Geoderma*, **117**, S. 3–52.
- MEESENBERG, H., B. AHRENDTS, S. FLECK, M. WAGNER, H. FORTMANN, B. SCHELER, U. KLINCK, I. DAMMANN, J. EICHORN, M. MINDRUP und K. J. MEIWES (2016): Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? *Ecological Indicators* **65**, S. 103–112. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.013>.
- MEIWES, K. J., S. RUMPF, B. AHRENDTS, P. RADEMACHER und J. NAGEL (2013): Nährstoffexporte bei Vollbaumnutzung in Nordwestdeutschland – Einflussfaktoren und standörtliche Bewertung. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, **(94)**: S. 99–108.
- MELLERT, K. H., W. WEIS, E. GRÜNEBERG und A. GÖTTLEIN (2018): Schwellenwerte für bodenchemische Präferenz- und Mangelbereiche der forstlichen Hauptbaumarten abgeleitet aus Waldernährungsdaten der BZE II. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, **17**, S. 45–54.
- MOLLITOR, A. V., A. L. LEAF und L. A. MORRIS (1980): Forest soil variability on northeastern flood plains. *Soil Sci, Soc. Am. J.*, **44 (3)**: S. 617–620.
- MURPHY, M. A., J. S. EVANS und A. S. STORFER (2010): Quantify Bufo boreas connectivity in Yellowstone National Park with landscape genetics. *Ecology* **91**: S. 252–261.
- OVERBECK, M. und M. SCHMIDT (2012): Modelling infestation risk of Norway spruce by *Ips typographus* (L.) in the Lower Saxon Harz Mountains (Germany). *For. Ecol. Manag.*, **266**, S. 115–125.
- OVERBECK, M., M. SCHMIDT, C. FISCHER, J. EVERS, A. SCHULZE, T. HÖVELMANN und H. SPELLMANN (2011): Ein statistisches Modell zur Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität von Waldstandorten in Niedersachsen. *Forstarchiv*, **82**, S. 92–100.
- PAAR, U., J. EVERS, I. DAMMANN, N. KÖNIG, A. SCHULZE, M. SCHMIDT, E. SCHÖNFELDER, B. SCHELER, T. ULLRICH und J. EICHORN (2016): Waldbodenzustandsbericht für Hesse. Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Beiträge aus der NW-FVA, **15**, 456.
- PETZOLD, R., R. BENNING und J. GAUER (2016): Bodeninformationen in den verschiedenen Standortserkundungssystemen Deutschlands: Gegenwärtiger Stand und Perspektiven. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, **16**, S. 7–17.
- PUHLMANN, H., K. VON WILPERT und K. ERLER (2007): Einfluss des Bodenskeletts und der Bestandesstruktur auf den Bodenwassertransport im Conventwald (Schwarzwald). *Dresdner Schriften zur Hydrologie*, **(5)**: S. 299–308.

- PUHLMANN, H. und K. VON WILPERT (2011): Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen für Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit von Waldböden. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, **12**, S. 61–71.
- RYTTER, R.-M. (2012): Stone and gravel contents of arable soils influence estimates of C and N stocks. *Catena*, **95**, S. 153–159.
- SCHAAP, M., R. J. WICHINK KRUIT, R. KRANENBURG, A. SEGERS, P. BUILTJES, S. BANZHAF und T. SCHEUSCHNER (2015): Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009 (No. Project No. (FKZ) 3712 63 240-1). Umweltbundesamt. SCHMIDT, K., T. BEHRENS und T. SCHOLTEN (2008): Instance selection and classification tree analysis for large spatial datasets in digital soil mapping. *Geoderma*, **146**, S. 138–146.
- SCHMIDT, W., V. STÜBER, T. ULRICH, U. PAAR, J. EVERS, K. DAMMANN, T. HÖVELMANN und M. SCHMIDT (2015): Synopse der Hauptmerkmale der Forstlichen Standortskartierungsverfahren der Nordwestdeutschen Bundesländer. *Beitr. aus der NW-FVA*, **12**, 136.
- SCHMIDT, M., R. NUSKE und B. AHRENDTS (2018): Standort-sensitive Wachstumsfunktionen zur Abschätzung des zukünftigen Wachstumspotentials von Waldbeständen und Einzelbäumen unter Klimawandel. *In: KLÄDTKE, J. und U. KOHNLE: Tagungsband zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im DVFFA vom 14.–16. 05. 2018, Vigi'laš/Slowakei. http://sektionertragskunde.fvabw.de/2018/14_Schmidt.pdf*. S. 121–140.
- SCHMIDT, K., T. BEHRENS und T. SCHOLTEN (2008): Instance selection and classification tree analysis for large spatial datasets in digital soil mapping. *Geoderma*, **146**, S. 138–146.
- SCHOLTEN, T., P. GOEBES, P. KÜHN, S. SEITZ, T. ASSMANN, J. BAUHAUS, H. BRUELHEIDE, F. BUSCOT, A. ERFMEIER, M. FISCHER, W. HÄRDTLE, J.-S. HE, K. MA, P. A. NIKLAUS, M. SCHERER-LORENZEN, B. SCHMID, X. SHI, Z. SONG, G. VON OHEIMB, C. WIRTH, T. WUBET und K. SCHMIDT (2017): On the combined effect of soil fertility and topography on tree growth in subtropical forest ecosystems – a study from SE China. *J. Plant Ecol.* **10**, S. 111–127. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw065>.
- SCHULZ, R. und N. ASCHE (2000): Forstliche Standortskartierung in NRW. *LÖBF-Mitteilungen*, **1/00**, S. 47–56.
- SHI, X., R. LONG, R. DEKETT und J. PHILIPPE (2009): Integrating different types of knowledge for digital soil mapping. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **73**, S. 1682–1692.
- SUTMÖLLER, J., E. SCHÖNFELDER und H. MEESENBERG (2021): Perspektiven der Anwendung von Klimaprojektionen in der Forstwirtschaft. *promet* **104**, 47–53, http://doi:10.5676/DWD_pub/promet_104_08.
- TAGHIZADEH-MEHRJARDI, R., M. MAHDIANPARI, F. MOHAMMADIMANESH, T. BEHRENS, N. TOOMANIAN, T. SCHOLTEN und K. SCHMIDT (2020): Multi-task convolutional neural networks outperformed random forest for mapping soil particle size fractions in central Iran. *Geoderma*, **376**, 114552.
- THIELE, J. C., R. NUSKE, B. AHRENDTS, O. PANFEROV, M. ALBERT, K. STAUPENDAHL, U. JUNGHANS, M. JANSEN und J. SABOROWSKI (2017): Climate change impact assessment—A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecol. Model.*, **346**, S. 30–47.
- ULRICH, B. und M. B. SHRIVASTAVA (1978): Schätzung quantitativer Bodenparameter bei der forstlichen Standortskartierung am Beispiel des hessischen Berglands. *Forstw. Cbl.*, **97**, S. 41–50.
- VAN GENUCHTEN, M. T. (1980): A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **44**, S. 892–898.
- VON WILPERT, K., P. HARTMANN, H. PUHLMANN, P. SCHMIDT-WALTER, H. MEESENBERG, J. MÜLLER und J. EVERS (2016): Bodenwasserhaushalt und Trockenstress. *In: WELLBROCK, N., A. BOLTE und H. FLESSA: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Thünen Report*, S. 343–386.
- WAGNER, M., J. SUTMÖLLER, R.-V. NAGEL, J. RUDOLF, J. HANSEN, B. AHRENDTS, H. MEESENBERG, S. FLECK, B. SCHELER, J. EVERS, U. PAAR, A. NOLTENSMEIER, J. NAGEL, H. SPELLMANN und J. EICHHORN (2016): Zukünftige Entwicklung der Wasserverfügbarkeit und ihre Bedeutung für das Wachstum der Buche in Hessen. *Beiträge aus der NW-FVA*, **14**, S. 147–172.
- WEIS, W. und B. AHRENDTS (2018) Nutzungsfreie Stoffbilanzen für die Punkte der BZE II. *Freibg. Forstl. Forsch.*, **101**, S. 206–226.
- WEISS, A., (2001): Topographic Position and Landforms Analysis. *In: Automated Landform Classification Methods for Soil-Landscape Studies. Presented at the ESRI User Conference. San Diego, CA.*
- WESSOLEK, G., M. KAUPENJOHANN und M. RENGER (2009): Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. *Bodenökologie und Bodengenese, Technische Universität Berlin, Berlin*. 80.
- WINHAM, S. J., R. R. FREIMUTH und J. M. BIERNACKA (2013): A weighted random forests approach to improve predictive performance. *Stat. Anal. Data Min.*, **6** (6): S. 496–505.
- WOLFF, B. und W. RIEK (2006): Evaluierung von Verfahren zur Erfassung des Grobbodenanteils von Waldböden. Erarbeitung von Empfehlungen für die Anwendung dieser Verfahren im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald – Endbericht-Wald+Boden Umweltconsult GmbH, Falkenberg. 59 S. Online verfügbar unter <https://www.yumpu.com/de/document/read/19086734/abschlussbericht-228-mb>, zuletzt geprüft am 13. 12. 2021.
- WOOD, S. N. (2006): Generalized additive models: an introduction with R. *Texts in Statistical Science*, Chapman & Hall. Boca Raton. 410 S.
- WOOD, S. (2019): Mixed GAM computation vehicle with automatic smoothness estimation. R package version 1. 8–12. Available at: <https://cran.r-project.org/web/packages/mgcv/>.
- ZWANZIG, L., M. ZWANZIG und D. SAUER (2021): Outcomes of a quantitative analysis of 48 soil chronosequence studies in humid mid and high latitudes: Importance of vegetation in driving podzolization. *Catena* **196**, 104821. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104821>.