Die repräsentative Gewinnung von Bodenlösung mittels Saugsonden, Teil II: Evaluierung anhand einer dreijährigen Messreihe in einem Douglasienbestand (*Pseudotsuga menziesii*)

Representativeness of soil solution sampling using suction cups, Part 2: Evaluation of a triannual observation period in a Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) stand

Bernd Ahrends, Uwe Klinck, Heike Fortmann, Markus Wagner und Henning Meesenburg

Zusammenfassung

Es wurde eine Modifikation der Vorstratifizierungsmethode für die Identifikation von Saugsondenstandorten zur Bodenlösungsgewinnung mittels Bodenextrakten nach KOHLPAINTNER et al. (2012) anhand einer über dreijährigen Messreihe in einem 45-jährigen Douglasienbestand (*Pseudotsuga menziesii*) auf einer Podsol-Braunerde evaluiert. Es zeigten sich hohe Übereinstimmungen mit den Gehalten der zur Stratifizierung herangezogenen Bodenextrakte für Sulfat, Magnesium und Calcium. Demgegenüber zeigten sich für Kalium und Nitrat nur sehr geringe Korrelationen. Eine deutliche Veränderung der Zusammensetzung der Bodenlösung und damit auch der Korrelationen zwischen den Bodenextrakten und den Saugsondenproben lässt sich im Trockenjahr 2015 und der nachfolgenden Phase der Wiederbefeuchtung beobachten. Ob sich diese Veränderung nur auf den dargestellten Zeitraum beschränkt oder nachhaltig die räumliche Heterogenität des Standortes verändert hat, müssen weitere Untersuchungen der Bodenlösung an diesem Standort zeigen. Es besteht weiterhin der Bedarf, geeignete Verfahren zur flächenrepräsentativen Charakterisierung der Bodenlösung mit einer höheren Genauigkeit als bislang zu entwickeln.

Stichworte: Bodenlösung, räumliche Heterogenität, Stratifizierung, Bodenextrakte, Saugkerzen, Trockenjahre

Abstract

A modification of the pre-stratification method of KOHLPAINTNER et al. (2012), which uses soil extracts to identify sites for the suction cups used in soil solution sampling, was evaluated using a triannual observation period in a 45 year old Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) stand on a Placic Podzol. High correlations with those concentrations of soil extracts used for the stratification were found for sulfate, magnesium and calcium, whereas weak correlations were found for potassium and nitrate. A distinct change in soil solution composition, and thus also in the correlations between the soil extracts and the suction cup sample concentrations, was found in the dry year 2015 and in the subsequent phase of rewetting. Whether this change is limited to the drought and following rewetting period, or has changed the spatial heterogeneity of the site in the long term, should be inferred with further observation of soil solution at this site. Further research efforts will be necessary to develop spatially representative approaches which can more accurately characterise soil solution.

Keywords: soil solution, spatial variability, stratification, soil extracts, suction cups, dry years

1 Einleitung

Der wichtigste Umsatzraum für Nähr- und Schadstoffe in Wäldern ist die Bodenlösung. Die Bestimmung der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung liefert Informationen über die Nährstoffverfügbarkeit, Auswirkungen toxischer Elemente auf die Baumwurzeln und Mykorrhiza (DE WIT et al. 2010) und Nährstoffungleichgewichte (MEIWES et al. 1986, CRONAN u. GRIGAL 1995). Entsprechend ergeben sich aus einem kontinuierlichen Monitoring der Bodenlösung wichtige Informationen über die Auswirkungen von Umweltbelastungen, z. B. atmosphärischer Stoffeinträge, Klimaveränderungen oder klimatischen Extremereignissen auf den Waldzustand und die Ökosystemleistungen der Wälder. Mit diesen Informationen können Vorhersagen über die zukünftige Entwicklung des Wald- und Bodenzustandes unter veränderten Stoffeinträgen (MALEK et al. 2005), Nutzungsvarianten (ZETTERBERG et al. 2013) und/oder klimatischen Rahmenbedingungen (REINDS et al. 2009) getroffen werden. Die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung resultiert aus dem geologischen Ausgangssubstrat, atmosphärischen Stoffeinträgen sowie zahlreichen biologischen Prozessen und chemischen Reaktionen, wie z. B. der Mineralverwitterung oder der Mineralisierung abgestorbener organischer Substanz. Unterhalb des Wurzelraumes führt die Bodenlösung als Sickerwasser Nähr- und Schadstoffe aus dem Ökosystem heraus. Aufgrund der Vielzahl an Einflussfaktoren (BINKLEY u. FISHER 2013) ist die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung durch eine sehr hohe räumliche Heterogenität gekennzeichnet (GROSSMANN u. KLOSS 1994, MANDERSCHEID u. MATZNER 1995). Trotzdem wird in vielen Monitoringprogrammen nur eine verhältnismäßig geringe Anzahl von Messplätzen zur Gewinnung von Bodenlösung verwendet (vgl. NIEMINEN et al. 2016), da die Probenahme sehr kostenintensiv ist. Entsprechend kann eine der bedeutendsten Bilanzgrößen bei der Stoffbilanzierung in Waldökosystemen (WEIS u. AHRENDS 2017) nur mit einer erheblichen Unsicherheit abgeschätzt werden (SVERDRUP et al. 2006). Da eine Erhöhung der Wiederholungsanzahl in der Praxis häufig die personellen und finanziellen Ressourcen überschreiten würde (WEIHERMÜLLER et al. 2007), wurde wiederholt nach alternativen Lösungsansätzen gesucht (z. B. WÖHRLE et al. 2005). KOHLPAINTNER et al. (2012) zeigten, dass für stark stickstoffbelastete Standorte eine Vorauswahl von Messorten zur Sickerwasserbeprobung durch eine vorausgehende Erfassung der Bodenheterogenität mittels Bodenextrakten zu einer erheblichen Verbesserung der Schätzgenauigkeit führen kann. AHRENDS et al. (in diesem Band) haben das auf Nitrat ausgerichtete Verfahren von KOHLPAINTNER et al. (2012) auf die Hauptkationen und -anionen der Bodenlösung erweitert. Bislang fehlen jedoch Informationen über die langfristige Stationarität der Zusammensetzung der Bodenlösung für Standorte, die in einer Vorstratifizierung mit Hilfe von Bodenextrakten ermittelt wurden. Bei KOHLPAINTNER et al. (2012) erfolgt z. B. eine Evaluierung nur anhand einer sechsmonatigen Messreihe. Entsprechend soll in der vorliegenden Arbeit die Stationarität der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung anhand einer mehr als dreijährigen Messreihe überprüft werden.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsstandort

Die bearbeitete Intensivmonitoringfläche 1503 Klötze-Douglasie gehört neben dem Level II-Programm (ICP FORESTS 2016) auch dem intensiven forstlichen Umweltmonitoring nach § 41a BWaldG (BMEL 2016) und als BDF 5.2 Klötze-2 dem Bodendauerbeobachtungsprogramm Sachsen-Anhalt (LAGB 2017) an und liegt in 98 m ü. NN (52,58° nördliche Breite, 11,19° östliche Länge). Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9,1 °C und der durchschnittliche jährliche Niederschlag 606 mm (1981-2010). Der 45-jährige (2014) Douglasienbestand (*Pseudotsuga menziesii*) befindet sich in der westlichen Altmark im Wuchsgebiet "Westprignitzer-Altmärkisches-Altmoränenland" (MEESENBURG et al. 2017). Der Bodentyp entspricht einer Podsol-Braunerde nach AG-BODEN (2005) bzw. einem Placic Podzol (nach WRB-Klassifikation (World Reference Base for Soil Resources; FLECK et al. 2016).

2.2 Beprobung, Probenbehandlung und Analytik

In die durch die Vorstratifizierung ausgewählten Bohrlöcher (vgl. AHRENDS et al. in diesem Band) wurden Saugkerzen (Tensions-Lysimeter) in 30 cm und 100 cm Tiefe des Mineralbodens eingesetzt. Diese bestehen aus P80-Material mit einem Schaft aus Klar-PVC. Sie wurden vor der Installation nach den Empfehlungen von MEIWES et al. (1984) mit HCl und deionisiertem Wasser gespült. Die Saugkerzen wurden im Mai 2013 installiert und sind über PVC-Schläuche mit 11-Sammelflaschen aus DURAN-Glas verbunden. Um einen befriedigenden Stichprobenumfang zu gewährleisten, wurde die Vorstratifizierung (vgl. Ahrends et al. in diesem Band) von 10 auf 15 Standorte erweitert. Die gewonnene Bodenlösung wurde zunächst verworfen (GROSSMANN u. KLOSS 1994), um eine mögliche Störung durch den Einbau zu minimieren (drei Monate Stabilisierungsphase) und eine Konditionierung der Saugkerzen zu gewährleisten.

Die Beprobung mit anschließender Analyse der Proben erfolgte ab September 2013 in 14-tägigen Intervallen. Für die Analyse wurden hieraus 28-tägige Mischproben gebildet. Nach dem Transport ins Labor wurden die Proben bis zur Analyse bei 4 °C im Dunkeln gelagert. Die Analyse erfolgte für die Kationen Natrium (Na⁺), Kalium (K⁺), Magnesium (Mg²⁺), Calcium (Ca²⁺), Aluminium (Al³⁺) und Ammonium (NH₄⁺) sowie die Anionen Chlorid (Cl⁻), Nitrat (NO₃⁻) und Sulfat (SO₄²⁻). Die Konzentrationen der Kationen wurden mittels ICP und die Konzentrationen der Anionen mittels IC (Ionenchromatographie) gemessen (KÖNIG u. FORTMANN 2012). Alle Erhebungen werden in einer Datenbank gemeinsam mit den entsprechenden Metadaten (Methoden, Orts- und Zeitkontext etc.) verwaltet (EVERS u. SCHULZE 2005) und unterliegen einem strikten Qualitätssicherungsprogramm (FERRETTI u. KÖNIG 2013).

2.3 Statistische Methoden

Zur zusammenfassenden Beschreibung der zentralen Eigenschaft einer Verteilung werden in dieser Arbeit das arithmetische Mittel und der Median verwendet. Zur Beschreibung der Streuung wurden Spannweiten, Standardabweichungen (Sd) und Variationskoeffizienten (VK) berechnet. Um die Zusammenhänge zwischen jeweils zwei Variablen zu beschreiben, wurden die Korrelationskoeffizienten nach Spearman (r_{Spear}) berechnet (HEDDERICH u. SACHS 2012), da nicht von einer Normalverteilung der Messwerte ausgegangen werden kann (vgl. GROSSMANN u. KLOSS 1994).

Der Datensatz der analysierten Bodenlösungen wurde einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen, um die Ionen zu identifizieren, die stellvertretend für einen Großteil des Probeninhaltes und die in den Daten enthaltenen Abhängigkeitsstrukturen stehen. Für die Analyse wurde die R-Bibliothek *psych* (REVELLE 2017) verwendet. Als Rotationsverfahren wurde Varimax ausgewählt.

Insbesondere für die vorliegende Fragestellung besteht die Notwendigkeit der Abgrenzung zwischen hohen Werten, die plausibel sind und Extremwerten, die nicht mehr zur Population der plausiblen Daten zählen und somit als Ausreißer zu behandeln sind. Eine Vorauswahl der als Ausreißer verdächtigen Datensätze erfolgte durch die Anwendung von Tukey's Methode (TUKEY 1977) mit Hilfe des dreifachen Interquartilabstandes ($Q_{0.75} + 3 \cdot IQR$). Für die ausgewählten Datensätze wurde mit der 4-Sigma-Regel (SACHS 1999) geprüft, ob es sich um Ausreißer handelt. Der Bereich der Ausreißer ergibt sich somit durch die Berechnung des Mittelwertes plus der vierfachen Standardabweichung nach Ausschluss der als Ausreißer verdächtigen Werte. Da die 4-Sigma-Regel eine Normalverteilung voraussetzt und diese bei Bodenlösungskonzentrationen häufig nicht gegeben ist (vgl. Kap. 3.1), wurde die 4-Sigma Berechnung mit log-transformierten Konzentrationen durchgeführt. Dieser "ausreißertolerante" Ansatz begründet sich auch dadurch, dass die analysierten Daten zuvor bereits einem sehr umfassenden Qualitätssicherungsprogramm unterlagen (FERRETTI u. KÖNIG 2013) und Messwerte somit nur als Ausreißer identifiziert werden sollten, wenn sie sehr weit vom Datenkollektiv entfernt liegen (vgl. Abb. 1). Im Zuge dieser Prüfung konnten wenige Werte ermittelt werden, die bei den weiteren Auswertungen nicht weiter berücksichtigt wurden.

Die deskriptive Statistik und die statistischen Analysen (Korrelationen) wurden mit R, Version 3.3.3 (R CORE TEAM 2017) durchgeführt. Die Korrelationsanalysen mit den Bibliotheken *Hmisc* (HARRELL 2016) und *corrplot* (WEI u. SIMKO 2016).



Abbildung 1: Beispiele (oben: Calcium, mittig: Magnesium, unten: Kalium) für die Vorselektion von Ausreißern unter Verwendung der Tukey-Methode (Q_{0,75}+3·IQR) und den jeweils ermittelten 4-Sigma-Werten (Tiefenstufe 100 cm, rechts: natürlicher Logarithmus)

Beiträge aus der NW-FVA, Band 17, 2017

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Zeitliche und räumliche Variabilität der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung

Die Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung wurden für den Zeitraum 09/2013 bis 03/2017 ausgewertet und zeigen in Abhängigkeit der verschiedenen Elemente und der Tiefenstufe unterschiedlich starke zeitliche und räumliche Varianzen (s. Tab. 1). Für den gesamten Datensatz liegen die Variationskoeffizienten in einem für Bodenlösungsdaten typischen Bereich (vgl. z. B. MANDERSCHEID u. MATZNER 1995, VON DER HEIDE et al. 2008). Als Ursachen hierfür kommen die Heterogenität des Stoffeintrags in das Waldökosystem und eine heterogene Verteilung der Quellen- und Senkenfunktion im Boden in Frage. Die Verteilung der Stoffeinträge wird in erster Linie durch das Kronendach bestimmt (BÖTTCHER et al. 1997a, b, PENNE et al. 2010). Im Boden beeinflusst die Wurzelverteilung die räumliche Differenzierung durch den Entzug von Wasser und Nährstoffen. Wurzeln sind zwar vermehrt in den Bereichen mit einer hohen Nährstoffverfügbarkeit anzutreffen (GEORGE et al. 1995) und sorgen so für einen gewissen Ausgleich, aufgrund der bevorzugten Aufnahme von Nährstoffen kommt es jedoch zu einer Abreicherung und bei Stoffen ohne bedeutsame Nährstofffunktion entsprechend zu einer relativen Anreicherung in der Bodenlösung. Aufgrund der Vielzahl von Einflussfaktoren liegen die Variationskoeffizienten bei den meisten Stoffen zwischen 70 und 120 % (s. Tab. 1). Die Variationskoeffizienten sind tendenziell in 30 cm etwas höher als in 100 cm Tiefe. Dieses und die im Vergleich zu den anderen Stoffen etwas höheren Variationskoeffizienten bei Cl- und Na+ deuten auf einen erheblichen Einfluss der Variabilität des Wasserregimes auf die Stoffkonzentrationen für diesen Standort hin. Die hohen Variationskoeffizienten bei NH4⁺ sind darin begründet, dass ein Großteil der Werte nahe oder unter der Bestimmungsgrenze liegt. In allen Fällen liegt der Median niedriger als das arithmetische Mittel, was auf eine für Bodenlösungsdaten typische, rechtsschiefe Verteilung der Daten hindeutet (vgl. GROSSMANN u. KLOSS 1994, KOHLPAINTNER et al. 2012, TEICHERT 2000). Diese Verteilungsstruktur sollte bei der Ableitung von flächenrepräsentativen Mittelwerten z. B. durch die Berechnung des geometrischen Mittelwertes berücksichtigt werden (STREBEL u. BÖTT-CHER 1989). Der jeweils deutlich geringere Stichprobenumfang in 30 cm Bodentiefe resultiert aus erheblichen Datenausfällen. Entsprechend ist diese Tiefenstufe nur bedingt für eine Analyse des Nutzens einer Stratifizierung der Saugsondenstandorte geeignet. Dieses sollte bei der Interpretation der dargestellten Ergebnisse berücksichtigt werden.

			-						
Stoff	Tiefe [cm]	Mittel [mg/l]	Median [mg/l]	Min [mg/l]	Max [mg/l]	Sd [mg/l]	VK [%]	n BG [-]	n [-]
Al ³⁺	30	5,84	4,57	1,59	26,04	4,39	75,1	0	139
Al ³⁺	100	5,72	4,08	0,43	72,08	4,12	72,0	0	511
Ca ²⁺	30	2,74	2,32	0,61	11,98	1,74	63,7	0	139
Ca ²⁺	100	1,85	1,56	0,26	11,74	1,15	62,0	0	509
Cl-	30	22,68	12,57	1,20	191,56	31,50	138,9	0	138
Cl-	100	17,89	12,50	0,70	293,80	16,02	89,6	0	503
K^+	30	1,51	1,15	0,06	6,98	1,25	83,2	0	139
K^+	100	1,55	1,13	0,06	13,07	1,39	89,1	0	504
Mg^{2+}	30	1,84	1,10	0,23	7,13	1,60	86,9	0	139
Mg^{2+}	100	1,12	0,89	0,23	6,97	0,71	63,2	0	510
Na ⁺	30	11,06	5,19	0,90	105,02	15,98	144,6	0	139
Na ⁺	100	9,44	7,00	0,46	127,30	6,78	71,8	0	503
$\mathrm{NH_{4^+}}$	30	0,11	0,06	0,01	2,41	0,24	207,5	48	139
$\mathrm{NH_{4^+}}$	100	0,09	0,05	0,01	2,28	0,12	134,7	154	505
NO ₃ -	30	23,95	10,80	0,07	136,43	27,93	116,6	2	139
NO ₃ -	100	12,59	9,07	0,01	130,59	11,34	90,1	9	505
SO42-	30	9,04	5,41	0,81	83,98	11,52	127,4	0	139
SO4 ²⁻	100	22,13	13,17	0,96	210,85	25,34	114,50	0	502

Tabelle 1:Deskriptive Statistik der Stoffgehalte in der Bodenlösung im Untersuchungszeitraum von
09/2013 bis 03/2017

Sd: Standardabweichung, VK: Variationskoeffizient, n BG: Anzahl der Messwerte unter der Bestimmungsgrenze, n: Anzahl Es zeigt sich, dass die Stoffkonzentrationen in den jeweiligen Tiefenstufen zeitlich und räumlich unterschiedlich stark variieren (s. Tab. 2). Bei den meisten Ionen fällt die Variabilität durch die zeitliche Dynamik geringer als die räumlichen Unterschiede zwischen den einzelnen Saugkerzen aus. Damit ist eine wesentliche Grundvoraussetzung für eine Vorstratifizierung erfüllt.

			0		0 (,		,		
Tiefe [cm]	Ebene	Al ³⁺	Ca ²⁺	Cl-	K+	Mg ²⁺	Na+	$\mathrm{NH_{4}^{+}}$	NO ₃ -	SO ₄ ²⁻
30	zeitl.	32,9	42,4	61,2	42,3	38,5	63,0	112,3	52,3	54,8
	räuml.	67,8	41,2	122,0	59,1	80,5	133,0	70,0	92,7	132,9
100	zeitl.	50,3	26,7	60,6	37,8	24,2	55,4	101,2	49,1	43,2
	räuml.	65,3	58,2	61,5	67,8	62,7	53,2	66,8	64,9	85,1

Tabelle 2:Zeitliche und räumliche Variationskoeffizienten [VK in %] der Stoffkonzentrationen in
der Bodenlösung im Untersuchungszeitraum 09/2013 bis 03/2017

Hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung zeigt die Abbildung 2 einen leichten Anstieg der NO₃⁻-Konzentrationen seit dem Ende des Jahres 2015 in 30 cm Bodentiefe. Mit dem Anstieg dieses Anions geht auch ein Anstieg der Kationen Al³⁺, Mg²⁺ und Ca²⁺ einher. Aus verschiedenen Untersuchungen ist bekannt, dass Trockenperioden einen erheblichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Bodenlösung haben können (LAMMERSDORF et al. 1998, MATZNER u. THOMA 1983, WEIS 1997, 2004). So wurden z. B. erhöhte Nitratausträge, Versauerungsschübe und Nährstoffverluste in der Phase der Wiederbefeuchtung nach längeren Trockenperioden beobachtet. Nach MATZNER u. THOMA (1983) stellt bereits die Austrocknung saurer Böden einen Versauerungsschub und somit eine Veränderung der Bodenlösung dar. Dies würde jedoch den Nutzen einer Vorstratifizierung nicht in Frage stellen, wenn alle Bodenbereiche gleichmäßig von einer solchen Veränderung betroffen wären.



Abbildung 2: Zeitlicher Verlauf der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung in 30 cm Bodentiefe im Untersuchungszeitraum von 09/2013 bis 03/2017; Ausgleichsfunktionen aus LOESS-Approximation

Die Untersuchungen von LAMMERSDORF et al. (1998) zeigen jedoch, dass die Austrocknung von Waldböden zu heterogen verteilten bodenchemischen Veränderungen führt. Eine solche Dynamik würde den Nutzen einer Vorstratifizierung zumindest für extreme Trockenperioden und die nachfolgende Wiederbefeuchtung vermindern. Vergleichbare Entwicklungen sind auch in dieser Studie an einzelnen Saugkerzenstandorten zu erkennen (vgl. Abb. 3). Der starke Anstieg der NO₃⁻-Konzentrationen an der Saugkerze "100-09" im Jahre 2016 bewirkt offensichtlich einem ähnlichen zeitlichen Verlauf der Konzentrationen der begleitenden Kationen wie z. B. Ca²⁺, Mg²⁺ und Al³⁺ (s. Abb. 3).



Abbildung 3: Zeitlicher Verlauf der Stoffkonzentrationen in 100 cm Bodentiefe für den Saugkerzenstandort KLDGNN-LY100-09; Ausgleichsfunktionen aus LOESS-Approximation

3.2 Korrelationen der Stoffgehalte in der Bodenlösung

Bei den Ionen Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺ und SO4²⁻ liegen in beiden betrachteten Tiefenstufen hohe positive Korrelationen zwischen den jeweiligen Konzentrationen vor (s. Abb. 4 u. 5). Die Bestimmtheitsmaße liegen dabei in einer ähnlichen Größenordnung, wie sie auch in den Bodenextrakten zur Vorstratifizierung gefunden wurden (AHRENDS et al. in diesem Band). Bei einer jahresweise getrennten Betrachtung ergeben sich für die Jahre 2014 und 2016 ähnliche Muster der Korrelationsbeziehungen wie für den gesamten Untersuchungszeitraum, während für das Jahr 2015 ein stärker abweichendes Muster zu finden ist (s. Abb. 4).



Abbildung 4: Korrelationskoeffizienten (r_{Spear}) zwischen den Hauptkationen und -anionen in der Bodenlösung an den Saugkerzenstandorten in 30 und 100 cm Tiefe für die Jahre 2014, 2015 und 2016; signifikante Korrelationen ($a \le 0,05$) sind farbig hinterlegt (blau: positive Korrelationen, rot: negative Korrelationen)

Beiträge aus der NW-FVA, Band 17, 2017



Abbildung 5: Korrelationskoeffizienten (r_{Spear}) zwischen den Hauptkationen und -anionen in der Bodenlösung an den Saugkerzenstandorten in 30 und 100 cm Tiefe für den gesamten Untersuchungszeitraum; signifikante Korrelationen ($a \le 0,05$) sind farbig hinterlegt (blau: positive Korrelationen, rot: negative Korrelationen)

Zwischen SO₄²⁻ und Al³⁺ wurden für die Bodenlösung deutlich stärkere Zusammenhänge als für die Bodenextrakte gefunden. Für NO₃⁻ zeigen sich insbesondere in 30 cm Tiefe stärkere Zusammenhänge als bei den Bodenextrakten, was jedoch möglicherweise auf den relativ geringen Stichprobenumfang zurückzuführen ist (vgl. Tab. 1). Für K⁺ ergeben sich überwiegend nur schwache bzw. negative Korrelationen zu den anderen Ionen. Eine Ausnahme hiervon bildet das Jahr 2015. Hier treten z. B. zu NO₃⁻ (100 cm) und zu Ca²⁺ und Mg²⁺ (30 cm) sehr hohe positive Korrelationen hervor.

3.3 Hauptkomponentenanalyse der Stoffgehalte in der Bodenlösung

Durch die Hauptkomponentenanalyse werden für die Tiefenstufen 30 und 100 cm jeweils drei Hauptkomponenten (C.1 bis C.3) extrahiert, die zusammen einen Beitrag von 82 % (30 cm) bzw. 80 % (100 cm) zur Erklärung der Datenvariabilität liefern (s. Tab. 3). In 30 cm Bodentiefe erklärt die Komponente C.1 34 % der Varianz. Viele Ionen weisen eine Faktorladung von über 0,5 mg/l bei dieser Hauptkomponente auf. Auf die übrigen Hauptkomponenten entfallen jeweils 29 bzw. 19 %. In der unteren Tiefenstufe (100 cm) kommt der ersten Hauptkomponente mit 48 % eine noch höhere Bedeutung zu. Die zweite und dritte Hauptkomponente liegen mit jeweils 16 % gleichmäßig nebeneinander. Es zeigt sich, dass die Hauptkomponenten in 100 cm Bodentiefe eine andere Gewichtung als bei den Bodenextrakten (vgl. AHRENDS et al. in diesem Band) aufweisen.

09/2013 bis 03/2017								
	30	cm Bodenti	efe	100 cm Bodentiefe				
	C.1	C.2	C.3	C.1	C.2	C.3		
Al ³⁺	0,64	0,73	-0,08	0,96	0,17	-0,06		
Ca ²⁺	0,23	0,56	0,56	0,57	0,59	0,36		
Cl-	0,87	0,36	0,03	0,90	0,06	0,04		
K^+	-0,11	-0,05	0,86	-0,14	0,18	0,76		
Mg^{2+}	0,47	0,79	0,16	0,77	0,40	0,21		
Na ⁺	0,90	0,35	-0,01	0,92	0,02	0,03		
$\mathrm{NH_{4}^{+}}$	0,00	0,13	0,78	0,16	0,09	0,81		
NO ₃ -	0,18	0,94	0,08	-0,01	0,94	0,17		
SO4 ²⁻	0,87	0,11	-0,04	0,88	-0,08	-0,05		
Var _{expl.} [%]	34	29	19	48	16	16		

 Tabelle 3:
 Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse nach dem Varimax-Rotation-Modell; Faktor-Ladungen der Stoffkonzentrationen [mg/l] in der Bodenlösung im Untersuchungszeitraum 09/2013 bis 03/2017

Faktorladungen über |0,50| sind fett gedruckt, Varexpl: erklärte Varianz

Bei den Bodenextrakten liegen die erste und zweite Hauptkomponente mit jeweils 35 und 26 % wesentlich gleichmäßiger verteilt nebeneinander. In beiden Tiefenstufen weisen bei der ersten Hauptkomponente jeweils mehrere Ionen mit teilweise unterschiedlichem biogeochemischem Verhalten hohe Faktorladung auf. Dies lässt darauf schließen, dass hier ein Konzentrationseffekt deutlich wird, der maßgeblich durch den Wurzelwasserentzug gesteuert wird. Auf den anderen Hauptkomponenten laden jeweils in unterschiedlicher Gewichtung Ionen mit bedeutender Nährstofffunktion hoch. Hier dürfte demnach die selektive Entnahme von Nährstoffen durch Baumwurzeln zum Tragen kommen.

Allein sechs Hauptionen (Al³⁺, Ca²⁺, Cl⁻, Mg²⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻) weisen bei der Bodenlösung in 100 cm Bodentiefe hohe Faktorladungen auf der ersten Hauptkomponente auf. Die stoffspezifische Aufteilung unterscheidet sich auch bei den anderen beiden Hauptkomponenten von den aus den Extrakten abgeleiteten Beziehungen für 100 cm Bodentiefe. Entsprechend ist zumindest für einige Stoffe (K⁺, NO₃⁻) von einer anderen räumlichen Verteilung auszugehen, als durch die Vorstratifizierung vorhergesagt.



Abbildung 6: Graphische Darstellung der Hauptkomponenten und stoffspezifischen Faktorladungen der Konzentrationen in der Bodenlösung für die Jahre 2014 (oben), 2015 (mittig) und 2016 (unten) in 30 cm (links) und 100 cm (rechts) Bodentiefe (rot: negative Faktorladungen, grün: positive Faktorladungen)

Möglicherweise werden bei der Extraktion von Bodenproben durch die Zugabe von Wasser Lösungs- und Austauschgleichgewichte verändert, die bei der Beprobung mittels Saugsonden nicht zum Tragen kommen (LUDWIG et al. 1999).

Die Differenzen zwischen der mit Bodenextrakten und der mit Saugsonden gewonnenen Bodenlösung werden noch deutlicher, wenn man sich die unterschiedliche Verteilung der Faktorladungen in den jeweiligen Jahren anschaut (vgl. Abb. 6). Für die basischen Kationen Mg2+ und Ca2+ ergeben sich in beiden Tiefen und in allen drei Jahren hohe Faktorladungen für die ersten beiden Hauptkomponenten. Demgegenüber zeigen sich z. B. für NO3⁻ in den unterschiedlichen Tiefen und Jahren sehr unterschiedliche Faktorladungen für verschiedene Hauptkomponenten, sodass von unterschiedlichen Wirkungsfaktoren auf die Varianz der NO3-Konzentrationen ausgegangen werden kann. Im Vergleich zu den Bodenextrakten tritt NO5bei den Saugkerzenproben häufiger in Kombination mit Ca2+ und Mg2+ auf, wie es auch aus anderen Untersuchungen bekannt ist (z. B. JACOBSEN et al. 2001). Aufgrund der unterschiedlichen Beiträge zur Erklärung der Datenvariabilität zwischen den Bodenextrakten und der mit Saugkerzen gewonnenen Bodenlösung sind über den gesamten Untersuchungszeitraum keine sehr hohen Kovarianzen zwischen den an den jeweiligen Standorten ermittelten Konzentrationen der Bodenextrakte und den kontinuierlich mit Saugkerzen gemessen Bodenlösungskonzentrationen zu erwarten.

3.4 Korrelationen zwischen den mittels Saugkerzen und Bodenextrakten ermittelten Stoffkonzentrationen

Für jeden der insgesamt 47 Beprobungszeiträume (von 09/2013 bis 03/2017) wurden die in den Saugkerzen gewonnen Stoffkonzentrationen denen aus den Bodenextrakten gegenübergestellt. Dargestellt sind in den Abbildungen 7 und 8 nur die Beprobungszeiträume, an denen mehr als die Hälfte (≥ 8) der Saugkerzen einer Tiefe Bodenlösung lieferten, um ausreichend stabile Korrelationen zu erhalten. Insbesondere in 30 cm Bodentiefe war dies nur sehr selten der Fall, sodass für diese Bodentiefe nur eingeschränkte Aussagen möglich sind. Für die Zeiträume, in denen ausreichend Bodenlösung vorlag, zeigen sich für fast alle Ionen gute Korrelationen (> 0,5 r_{Spear}). Hiervon ausgenommen sind Al³⁺ und NH₄⁺. Während bei Al³⁺ durch die Methodik der Bodenextraktion möglicherweise Lösungs- und Austauschgleichgewichte verschoben werden (LUDWIG et al. 1999), ist die geringe Übereinstimmung bei NH4⁺ vermutlich durch die häufig im Bereich der Bestimmungsgrenze liegenden Konzentrationen begründet (vgl. Tab. 1). Auf Besonderheiten bei Al3+ deuten auch die Faktoranalysen hin. Im Gegensatz zur Faktoranalyse der Vorstratifizierung (vgl. AHRENDS et al. in diesem Band) weist dieses Element seine höchsten Faktorladungen in 30 cm Bodentiefe in der zweiten Hauptkomponente auf und zwar in der Kombination mit NO₃- (vgl. Tab. 3). Bei den jährlich dargestellten Hauptkomponenten (vgl. Abb. 6) zeigt sich eine entsprechende Beziehung vorwiegend für das Jahr 2016.



Abbildung 7: Korrelationskoeffizienten (r_{Spear}) zwischen den Hauptkationen und -anionen aus Bodenextrakten und aus Saugkerzenproben der Bodenlösungen an identischen Standorten in 30 cm Bodentiefe (n = 8-15 je dargestelltem Termin; graue Linie: $r_{Spear} = 0,5$)

Eine noch stärker ausgeprägte Dynamik der Korrelationskoeffizienten zeigt sich für 100 cm Beprobungstiefe (s. Abb. 8). Insbesondere bei Mg²⁺ und Ca²⁺ verringern sich im Jahr 2015 die anfänglich noch verhältnismäßig hohen Korrelationskoeffizienten. Eine Entwicklung hin zu schwächeren Korrelationen zeigt sich ab dem Jahr 2015 bei fast allen Ionen. Eine mögliche Erklärung für diese Veränderungen könnte die Austrocknung des Bodens im Trockenjahr 2015 (BOCZON et al. 2016, ZINK et al. 2016) sein. Die geringen Niederschläge in der ersten Jahreshälfte (72 % unter dem langjährigen Mittel 1981-2010) und die hohen Temperaturen (1 K über dem langjährigen Mittel) führten zu einer starken Reduzierung der Bodenwasservorräte. Entsprechend wurden auf einer unmittelbar benachbarten Kiefernfläche (für diese liegen Messreihen der Wassergehalte seit 1998 vor) in der ersten Jahreshälfte deutlich geringere Bodenwassergehalte als im langjährigen Mittel gemessen (vgl. AHRENDS et al. 2017).



Abbildung 8: Korrelationskoeffizienten (r_{Spear}) zwischen den Hauptkationen und -anionen aus Bodenextrakten und aus Saugkerzenproben der Bodenlösungen an identischen Standorten in 100 cm Bodentiefe (n = 8-15 je dargestelltem Termin; graue Linie: $r_{Spear} = 0,5$); Ausgleichsfunktionen aus LOESS-Approximation

Für SO₄²⁻ zeigen sich demgegenüber über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg hohe stabile Korrelationskoeffizienten (s. Abb. 8). Entsprechend ist davon auszugehen, dass sich die Prozesse, die für die SO₄²⁻-Konzentrationen und deren Dynamik verantwortlich sind, durch die Trockenperiode nicht verändert haben. Für K⁺, Cl⁻ und Na⁺ konnten über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg geringe Übereinstimmungen mit den Bodenextrakten ermittelt werden.

Für die zukünftige Entwicklung der Übereinstimmung der mit Bodenextrakten und der mit Saugsonden gewonnenen Bodenlösung ist es denkbar, dass sich nach der Phase der Wiederbefeuchtung im Jahr 2016 wieder stärkere Korrelationen einstellen könnten. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass gegenüber diesen Effekten, die direkt die chemische Lösungszusammensetzung beeinflussen, auch indirekte Einflüsse durch Änderungen der Flussraten am jeweiligen Messpunkt z. B. durch eine Veränderung der hydrophoben Eigenschaften (BACHMANN et al. 2000, BUCZKO et al. 2005) wirken können. Insbesondere das Infiltrationsverhalten der Böden kann durch Trockenphasen empfindlich verändert werden (GIMBEL et al. 2016). Des Weiteren ist zu beachten, dass sommerliche Trockenperioden wie 2003 und 2015 immer wieder und in Zukunft wahrscheinlich mit einer höheren Frequenz und Intensität auftreten (AHRENDS et al. 2010, KIRILENKO u. SEDJO 2007, THIELE et al. 2017).

4 Schlussfolgerungen

Der Vergleich von Stoffkonzentrationen aus Bodenextrakten mit an identischen Standorten installierten Saugkerzen über einen Zeitraum von über drei Jahren zeigt, dass eine raumzeitliche Stabilität der durch eine Vorstratifizierung vorhergesagten Verteilungsstruktur für die ersten zwei Jahre für Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺ (nur 30 cm Tiefe), Na⁺ (nur 30 cm Tiefe), SO₄²⁻, NO₃⁻ (nur 30 cm Tiefe), Cl⁻ (nur 30 cm Tiefe) und für Al³⁺ (nur 100 cm Tiefe) gegeben war. Für diese Ionen zeigt sich wie zu erwarten ein Rückgang der Kovarianzen im Verlauf der Untersuchungsperiode. Bei den anderen Kombinationen aus Ion und Tiefe ergaben sich über den gesamten Untersuchungszeitraum geringe Korrelationskoeffizienten. Eine Hauptkomponentenanalyse zeigt, dass sich die Faktorladungen der jeweiligen Hauptkomponenten bei diesen Stoffen erheblich von den Beiträgen zur Erklärung der Datenvariabilität für den Vorstratifizierungsdatensatz unterscheiden. Insbesondere die Verringerung der Korrelationskoeffizienten im Trockenjahr 2015 verdeutlicht, dass die aktuelle Zusammensetzung der Bodenlösung nicht nur von langfristigen Prozessen, wie z. B. den atmosphärischen Stoffeinträgen bestimmt wird, sondern starken saisonalen und interannuellen Schwankungen unterworfen sein kann. Starke bodenchemischer Reaktionen in Folge von Trockenphasen, wie auch von LAMMERSDORF et al. (1998) postuliert, deuten sich auch in dieser Studie an. Da die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung von sehr unterschiedlichen Prozessen gesteuert wird und auf die unterschiedlichen Prozesse in einer unterschiedlichen Intensität wirkt (vgl. KÖLLING und

PRIETZEL 1995), ist eine zeitliche Vorhersage für mehrere Stoffe unsicher. Für das Monitoring der Bodenlösung in Waldökosystemen ergeben sich hieraus folgende Konsequenzen: Der aus Kostengründen häufig verwendete Umfang von Wiederholungen (5-10) reicht meistens nicht aus, Stoffkonzentration mit einer angemessenen Genauigkeit abzuschätzen (AHRENDS et al. in diesem Band, KOHLPAINTNER et al. 2012, STREBEL u. BÖTTCHER 1989). Da bei stofflichen Fragestellungen und Bilanzierungen häufig mehrere Stoffe (Ca2+, Mg2+, K+, NO3-, SO4-) im Fokus der Betrachtung stehen, ist es notwendig, die Konzentrationen all dieser Stoffe mit einer zufriedenstellenden Genauigkeit flächenrepräsentativ abschätzen zu können. Der Versuch, dieses durch eine Modifizierung der Vorstratifizierungsstrategie von KOHLPAINTNER et al. (2012) zu erreichen, zeigt für Ca2+, Mg2+ und SO4- zufriedenstellende Resultate. Für Stoffe, die jedoch ebenso häufig im Zentrum von stofflichen Bilanzierungen stehen, wie K⁺ und NO₃, konnte nur teilweise eine Verbesserung der Präzision erreicht werden. Insgesamt zeigt die Untersuchung, dass die angewendete Vorstratifizierung geeignet ist, die Anzahl von Wiederholungen für das Monitoring der Bodenlösung zu reduzieren. Trotzdem sollte weiter nach geeigneten Verfahren gesucht werden, eine flächenrepräsentative Charakterisierung der Bodenlösung mit einer höheren Genauigkeit zu gewährleisten.

Literatur

AG-BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover, 438 S.

- AHRENDS, B.; PENNE, C.; PANFEROV, O. (2010): Impact of target diameter harvesting on spatial and temporal pattern of drought risk in forest ecosystems under climate change conditions. The Open Geography J., 3, 91-102
- AHRENDS, B.; WAGNER, M.; SUTMÖLLER, J.; MEESENBURG, H. (2017): Auswirkungen des Klimawandels auf Waldböden. In: LAGB: Bodenbericht 2017. Mitteilungen zu Geologie und Bergwesen von Sachsen-Anhalt, 19, im Druck
- BACHMANN, J.; HORTON, R.; VAN DER PLOEG, R. R.; WOCHE, S. (2000): Modified sessile drop method for assessing initial soil-water contact angle of sandy soil. Soil Sci. Soc. Am. J., 64, 564-567
- BINKLEY, D.; FISHER, R. F. (2013): Ecology and management of forest soils. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, 363 S.
- BMEL BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2016): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland: Durchführungskonzept Forstliches Umweltmonitoring. Bund-Länder-AG zur Umsetzung der Verordnung über Erhebungen zum forstlichen Umweltmonitoring (ForUmV-AG), 40 S.
- BOCZON, A.; KOWALSKA, A.; DUDZINSKA, M.; WROBEL, M. (2016): Drought in Polish Forests in 2015. Pol. J. Environ. Stud., 25, (5), 1857-1862
- BÖTTCHER, J.; LAUER, S.; STREBEL, O.; PUHLMANN, M. (1997a): Spatial Variability of Canopy Throughfall and Groundwater Sulfate Concentrations under a Pine Stand. J. Environ. Qual., 26, 2, 503-510
- BÖTTCHER, J.; STREBEL, O.; LAUER, S. (1997b): Räumliche Variabilität von Stoffkonzentrationen am Grundwasserspiegel bei einem grundwasserfernen Sandstandort unter Kiefer. J. Plant Nutr. Soil Sci., 160, 67-72

- BUCZKO, U.; BENS, O.; HÜTTL, R. F. (2005): Variability of soil water repellency in sandy forest soils with different stand structure under Scots pine (*Pinus sylvestris*) and beech (*Fagus sylvatica*). Geoderma, 126, 317-336
- CRONAN, C. S.; GRIGAL, D. F. (1995): Use of Calcium/Aluminum Ratios as Indicators of Stress in Forest Ecosystems. J. Environ. Qual., 24, 2, 209-226
- DE WIT, H. A.; ELDHUSET, T. D.; MULDER, J. (2010): Dissolved Al reduces Mg uptake in Norway spruce: Results from a long-term field experiment in Norway. For. Ecol. Manage., 259, 2072-2082
- EVERS, J.; SCHULZE, A. (2005): Zur Schlüsselrolle eines integrierten Datenmanagements für die verbesserte Nutzbarmachung von Daten des Forstlichen Umweltmonitorings. Z. Agrarinformatik, 13, 9-17
- FERRETTI, M.; KÖNIG, N. (2013): Quality Assurance in International Forest Monitoring in Europe. In: FERRETTI, M.; FISCHER, R.: Forest Monitoring - Methods for terrestrial investigations in Europe with an overview of North America and Asia. Developments in Environmental Sci., 12, 387-396
- FLECK, S.; COOLS, N.; DE VOS, B.; MEESENBURG, H.; FISCHER, R. (2016): The Level II aggregated forest soil condition database links soil physicochemical and hydraulic properties with long-term observations of forest condition in Europe. Ann. Forest Sci., 73, 945-957, DOI: 10.1007/s13595-016-0571-4
- GEORGE, E.; SEITH, B.; SCHAEFFER, C.; MARSCHNER, H. (1995): Response of Picea, Pinus and Pseudotsuga roots to heterogeneous nutrient distribution in soil. Tree Physiology, 17, 39-45
- GIMBEL, K.; PUHLMANN, H.; WEILER, M. (2016): Does drought alter hydrological functions in forest soils? Hydrol. Earth System Sci., 20, 1301-1317
- GROSSMANN, J.; KLOSS, R. (1994): Variability of water quality in a spruce stand. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 157, (1), 47-51
- HARRELL Jr, F. E. (2016): Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4. 0-2. http://CRAN.R-project.org/package=Hmisc
- HEDDERICH, J.; SACHS, L. (2012): Angewandte Statistik: Methodensammlung R. Springer, Heidelberg, 881 S.
- ICP FORESTS (2016): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE, ICP Forests, Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany. [http://www.icp-forests.org/Manual.htm] (abgerufen am 09.06.2017). ISBN: 978-3-926301-03-1
- JACOBSEN, C.; SCHÖNFELDER, E.; PAAR, U.; EICHHORN, J. (2001): Die Bodenlösungschemie in einem stickstoffgesättigten Buchenwaldökosystem in Nordhessen (Fallstudie Zierenberg). Allg. Forst- u. J.-Ztg., 172, 117-125
- KIRILENKO, A. P.; SEDJO, R. A. (2007): Climate change impacts on forestry. Proc. National Academy of Sciences, 104, 50, 19697-19702
- KÖLLING, C.; PRIETZEL, J. (1995): Correlations between nitrate and sulfate in the soil solution of disturbed forest ecosystems. Biogeochemistry, 31, 121-138
- KÖNIG, N.; FORTMANN, H. (2012): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsund Qualitätskontrollmethoden des Umweltanalytik-Labors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. 3. Ergänzung: 1999-2011. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Band 79
- KOHLPAINTNER, M.; HUBER, C.; GÖTTLEIN, A. (2012): Improving the precision of estimating nitrate (NO₅) concentration in seepage water of forests by prestratification with soil samples. European J. Forest Res., 131, 5, 1399-1409
- LAGB Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt (Hrsg.) (2017): Bodenbericht 2017. Mitteilungen zu Geologie und Bergwesen von Sachsen-Anhalt, 19, im Druck
- LAMMERSDORF, N. P.; BEIER, C.; BLANCK, K.; BREDEMEIER, M.; CUMMINS, T.; FARRELL, E. P.; KREUTZER, K.; RASMUSSEN, L.; RYAN, M.; WEIS, W.; XU, X.-J. (1998): Effect of drought experiments using roof installations on acidification / nitrification of soils. For. Ecol. Manage., 101, 95-109

- LUDWIG, B.; MEIWES, K. J.; KHANNA, P.; GEHLEN, R.; FORTMANN, H.; HILDEBRAND, E. E. (1999): Comparison of different laboratory methods with lysimetry for soil solution composition – experimental and model results. J. Plant Nutr. Soil Sci., 162, 343-351
- MALEK, S.; MARTINSON, L.; SVERDRUP, H. (2005): Modelling future soil chemistry at a highly polluted forest site at Istebna in Southern Poland using the "SAFE" model. Environmental Pollution, 137, (3), 568-573
- MANDERSCHEID, B.; MATZNER, E. (1995): Spatial heterogeneity of soil solution chemistry in a mature Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) stand. Water, Air and Soil Pollution, 85, 1185-1190
- MATZNER, E.; THOMA, E. (1983): Auswirkungen eines saisonalen Versauerungsschubes im Sommer / Herbst 1982 auf den chemischen Bodenzustand verschiedener Waldökosysteme. Allgemeine Forstzeitschrift, 38, 677-683
- MEESENBURG, H.; AHRENDS, B.; KLINCK, U.; WAGNER, M.; MINDRUP, M.; SCHELER, B. (2017): Zur Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung forstlich genutzter Böden. In: LAGB: Bodenbericht 2017. Mitteilungen zu Geologie und Bergwesen von Sachsen-Anhalt, 19, S. im Druck
- MEIWES, K. J.; HAUHS, M.; GERKE, N.; ASCHE, N.; MATZNER, E.; LAMMERSDORF, N. (1984): Die Erfassung des Stoffkreislaufs in Waldökosystemen – Konzept und Methodik. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben, 7, 70-139
- MEIWES, K. J.; KHANNA, P. K.; ULRICH, B. (1986): Parameter for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. For. Ecol. Manage., 15, 161-179
- NIEMINEN, T. M.; DE VOS, B.; COOLS, N.; KÖNIG, N.; FISCHER, R.; IOST, S.; MEESENBURG, H.; NICOLAS, M.; O'DEA, P.; CECCHINI, G.; FERRETTI, M.; DE LA CRUZ, A.; DEROME, K.; LINDROOS, A. J; GRAF PANNATIER, E. (2016): Part XI: Soil Solution Collection and Analysis. Manual Part XI. In: UNECE ICP FORESTS PROGRAMME CO-ORDINATING CENTRE (Hrsg.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany, 29 S. [http://www.icp-forests.org/Manual.htm]. ISBN: 978-3-86576-162-0
- PENNE, C.; AHRENDS, B.; DEURER, M.; BÖTTCHER, J. (2010): The impact of the canopy structure on the spatial variability in forest floor carbon stocks. Geoderma, 158, (3-4), 282-297
- R CORE TEAM (2017): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org
- REINDS, G. J.; POSCH, M.; LEEMANS, R. (2009): Modelling recovery from soil acidification in European forests under climate change. Sci. Total Environ., 407, 5663-5673
- REVELLE, W. (2017): Psych: Procedures for Personality and Psychological Research, Northwestern University, Evanston, Illinois, USA, http://CRAN.R-project.org/package=psych Version = 1.7.3.
- SACHS, L. (1999): Angewandte Statistik. 9. Auflage. Springer Verlag, Berlin, 881 S.
- STREBEL, O.; BÖTTCHER, J. (1989): Solute input into groundwater from sandy soils under arable land and coniferous forest: Determination of area representative mean values of concentration. Agric. Water Manage, 15, 265-278
- SVERDRUP, H.; THELIN, G.; ROBLES, M.; STJERNQUIST, I.; SÖRENSEN, J. (2006): Assessing nutrient sustainability of forest production for different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Björnstorp Estate, Sweden. Biogeochemistry, 81, 219-238
- TEICHERT, A. (2000): Raum-Zeit-Strukturen von Messgrößen des Stoffhaushalts eines grundwassernahen sauren Sandbodens unter Kiefernwald. Horizonte – Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde, 5, 1-169
- THIELE, J. C.; NUSKE, R.; AHRENDS, B.; PANFEROV, O.; ALBERT, M.; STAUPENDAHL, K.; JUNGHANS, U.; JANSEN, M.; SABOROWSKI, J. (2017): Climate change impact assessment – A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. Ecological Modelling, 346, 30-47
- TUKEY, J. W. (1977): Exploratory data analysis. Addison-Wesley, 688 S.

- VON DER HEIDE, C.; BÖTTCHER, J.; DEURER, M.; WEYMANN, D.; WELL, R.; DUIJNISVELD, W. H. M. (2008): Spatial variability of N₂O concentrations and of denitrification-related factors in the surficial groundwater of a catchment in Northern Germany. J. Hydrol., 360, 230-241
- WEI, T.; SIMKO, V. (2016): corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. R package version 0.77, https://CRAN.R-project.org/package=corrplot
- WEIHERMÜLLER, L.; SIEMENS, J.; DEURER, M.; KNOBLAUCH, S.; RUPP, H.; GÖTTLEIN, A.; PÜTZ, T. (2007): In Situ Soil Water Extraction. A Review. J. Environ. Qual., 36, 1735-1748
- WEIS, W. (1997): Auswirkungen experimentell erzeugter Trockenperioden auf Wasser- und Stoffhaushalt im Boden eines Fichtenökosystems am Standort Höglwald. Hieronymus, München, 155 S.
- WEIS, W. (2004): Trockenjahre beeinflussen Sickerwasserchemie und Bodenversauerung. LWF aktuell, 43, 19-20
- WEIS, W.; AHRENDS, B. (2017): Berechnung der bodenbezogenen Stoffbilanzen. Freiburger Forstliche Forschung, in Druck
- WÖHRLE, N.; SCHACK-KIRCHNER, H.; HILDEBRAND, E. E. (2005): Randomisiert wandernde Messplots: Raum-Zeit-Modellierung von Stoffhaushaltsparametern in heterogenen Waldbeständen. Freiburger Forstliche Forschung, 62, 15-24
- ZETTERBERG, T.; OLSSON, B. A.; LÖFGREN, S.; BRÖMSSEN, C. V.; BRANDTBERG, P.-O. (2013): The effect of harvest intensity on long-term calcium dynamics in soil and soil solution at three coniferous sites in Sweden. For. Ecol. Manage., 302, 280-294
- ZINK, M.; SAMANIEGO, L.; KUMAR, R.; THOBER, S.; MAI, J.; SCHÄFER, D.; MARX, A. (2016): The German drought monitor. Environ. Res. Lett., 074002, doi: 10.1088/1748-9326/1011/1087/074002

Korrespondierender Autor:

Dr. Bernd Ahrends Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt Abt. Umweltkontrolle Grätzelstraße 2 D-37079 Göttingen bernd.ahrends@nw-fva.de www.nw-fva.de

Dr. Uwe Klinck Heike Fortmann Dr. Markus Wagner Dr. Henning Meesenburg Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt