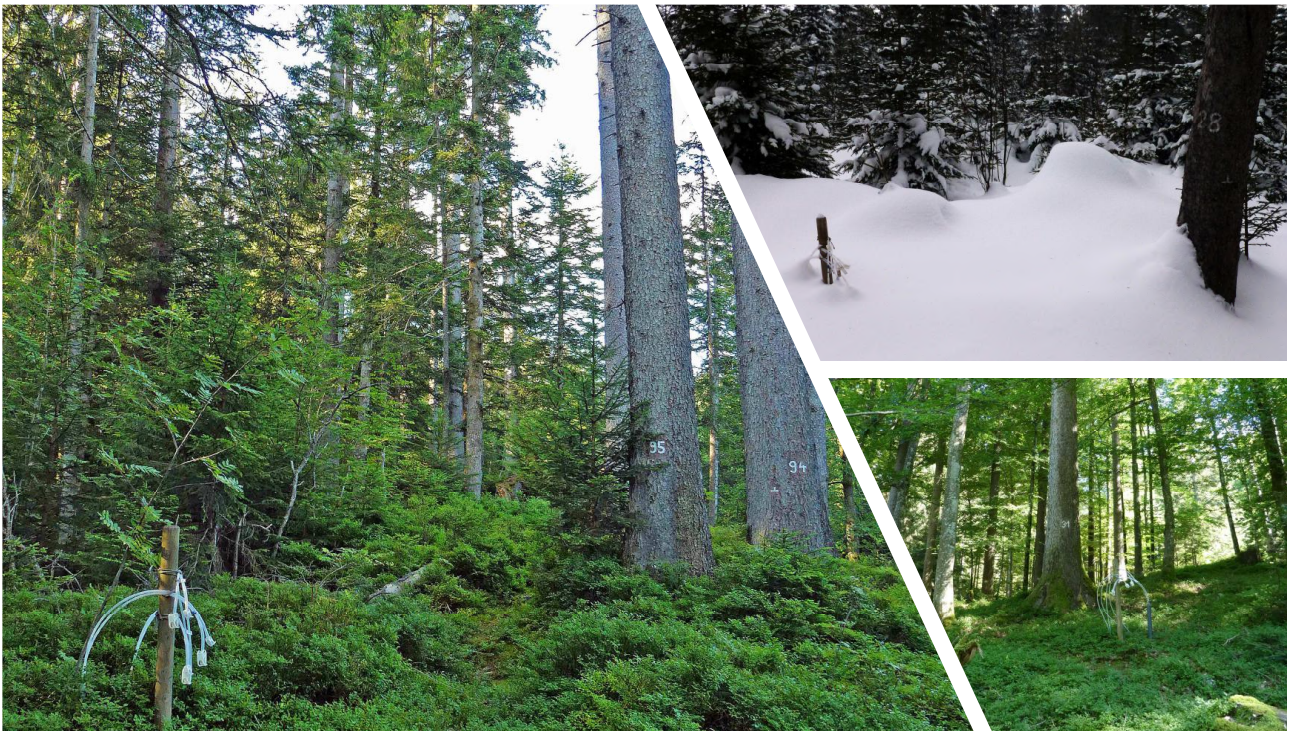




INSTITUT FÜR ANGEWANDTE PFLANZENBIOLOGIE AG
Benkenstrasse 254a, CH-4108 Witterswil
www.iap.ch

Untersuchungen über die Zusammensetzung der Bodenlösung in Standorten der Interkantonalen Walddauerbeobachtung

Bericht Periode 2017-2020



Sabine Braun & Simon Tresch

Witterswil, 11.12.2021

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

Impressum

Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Luftreinhaltung und Chemikalien sowie Abt. Wald, CH-3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Unter Einbezug von Ergebnissen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms, das durch die Forstämter der Kantone AG, BE, BL, BS, GR, SO, TG, und ZH sowie die Zentralschweizer Umweltfachstellen (LU, NW, OW, SZ, UR, ZG) finanziert wird.

Auftragnehmer

Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (IAP) AG
Benkenstrasse 254a
CH-4108 Witterswil
+41 61 485 50 70
www.iap.ch

Autor/Autorin

Sabine Braun und Simon Tresch

Begleitung BAFU

Reto Meier, Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien
Sabine Augustin, Abteilung Wald

DOI

10.5281/zenodo.5676083

Lektorat

Sven-Eric Hopf

Titelbild

Bild links: Simon Tresch: Aufnahmen während der Bonitierung im Sommer 2020: Walddauerbeobachtungsfläche Scheidwald (BE) Fichten.
Bild rechts oben: Dieter Bader: Lysimetersampling 04.02.2015: Walddauerbeobachtungsfläche Scheidwald (BE) Fichten.
Bild rechts unten: Simon Tresch: Aufnahmen während der Bonitierung im Sommer 2020 Walddauerbeobachtungsfläche Oberschrot (FR) Mischbestand Buchen und Fichten.

Hinweis

Dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Download

Dieser Bericht kann heruntergeladen werden unter www.iap.ch/publikationen.

Inhaltsverzeichnis

Seite

Zusammenfassung	1
1 Einleitung	2
1.1 Kritische Werte für Böden	2
1.1.1 Verhältnis zwischen basischen Kationen und Aluminium in der Bodenlösung	2
1.1.2 pH-Wert und Aluminium Konzentration	3
1.1.3 Alkalinität (Säureneutralisationskapazität)	3
1.1.4 Aziditätsgrad	4
1.1.5 Basensättigung	4
1.1.6 Stickstoffkonzentration und Stickstoffauswaschung	5
2 Material & Methoden	6
2.1 Untersuchungsflächen	6
2.2 Analysemethoden	9
2.2.1 Differenzierung in anorganisches und organisches Aluminium	9
3 Ergebnisse	10
3.1 Vergleich der Bodenlösungsmessungen mit kritischen Werten	10
3.1.1 Säure-Basen-Status der Bodenlösung	10
3.1.2 Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung	14
3.2 Zeitlicher Trend in den Bodenlösungsmessungen	16
3.2.1 Zeitlicher Verlauf des BC/Al-Verhältnis nach Bodentiefen und Basensättigungen	20
3.2.2 Moving window Analyse: Steigung des BC/Al-Verhältnis	20
3.2.3 Wichtige Einflussfaktoren auf das BC/Al-Verhältnis	21
3.3 Auswirkungen von Störungen auf die Bodenlösungsschemie	22
3.3.1 Borkenkäferbefall als Folge der extremen Trockenheit: Fallbeispiel Diessenhofen (TG)	22
3.3.2 Einfluss der Bodenversauerung auf die Baumvitalität: Fallbeispiel Scheidwald (BE)	24
3.4 Stickstoffdüngungsversuch Zugerberg (ZG)	25
3.4.1 Zeitlicher Trend in der Bodenlösung	25
3.4.2 Zeitlicher Trend in der Bodenlösung Zugerberg Regeneration (ZG)	28
3.5 Auswaschung von Stickstoff, Aluminium und basischen Kationen	30
3.5.1 Auswaschung von Stickstoff	30
3.5.2 Auswaschung von Aluminium	38
3.5.3 Auswaschung von basischen Kationen (BC)	38
4 Konklusion	42
5 Bodenlösung Einzelstandorte	44
5.1 Aarwangen (BE) Buchen	45
5.2 Aeschau (BE) Mischbestand Tannen, Fichten & Buchen	47
5.3 Aeschi (SO) Mischbestand Buchen & Fichten	49
5.4 Allschwil (BL) Fichten	51
5.5 Bachtel (ZH) Buchen	53
5.6 Bachtel (ZH) Fichten	55

5.7	Beromünster (LU) Fichten	57
5.8	Bonfol (JU) Buchen	59
5.9	Braunau (TG) Fichten	61
5.10	Breitenbach (SO) Buchen	63
5.11	Brislach (BL) Buchen	65
5.12	Brislach (BL) Fichten	67
5.13	Bürglen (UR) Fichten	69
5.14	Busswil (BE) Fichten	71
5.15	Diessenhofen (TG) Fichten	73
5.16	Frienisberg (BE) Mischbestand Buchen & Fichten	75
5.17	Gelfingen (LU) Buchen	77
5.18	Giswil (OW) Buchen	79
5.19	Grenchenberg (SO) Mischbestand Buchen & Fichten	81
5.20	Grosswangen (LU) Fichten	83
5.21	Habsburg (AG) Lotharfläche Kontrolle Buchen	85
5.22	Hinwil (ZH) Fichten	87
5.23	Le Châtelard (FR) Fichten	89
5.24	Lurengo (TI) Fichten	91
5.25	Möhlin (AG) Fichten	93
5.26	Muri (AG) Buchen	95
5.27	Muri (AG) Sturmfläche Fichten	97
5.28	Muri (AG) Fichten Fichten	99
5.29	MuttENZ (BL) Buchen	101
5.30	Oberschrot (FR) Mischbestand Buchen & Fichten	103
5.31	Olsberg (AG) Buchen	105
5.32	Pratteln (BL) Buchen	107
5.33	Rafz (ZH) Fichten	109
5.34	Riehen Mittelberg (BS) Buchen	111
5.35	Rünenberg (BL) Buchen	113
5.36	Sagno (TI) Fichten	115
5.37	Scheidwald (BE) Fichten	117
5.38	Sempach (LU) Buchen	120
5.39	Stans (NW) Buchen	122
5.40	Wangen (ZH) Mischbestand Buchen & Fichten	124
5.41	Wangen (SZ) Buchen	126
5.42	Wengernalp (BE) Fichten	128
5.43	Winterthur (ZH) Fichten	130
5.44	Zofingen (AG) Mischbestand Buchen & Fichten	132
5.45	Zugerberg Hintergeissboden (ZG) Mischbestand Buchen & Fichten	134
5.46	Zugerberg Vordergeissboden (ZG) Fichten	136
5.47	Zugerberg (ZG) N-Versuch Kontrolle	138
5.48	Zugerberg (ZG) N-Versuch	140
5.49	Zugerberg (ZG) N-Versuch Regeneration	142

6 Appendix 144

Appendix 144

6.1	Statistik	144
6.2	Tabellen	144
6.3	Abbildungen	154

Literaturverzeichnis 159

Abbildungen

Abb. 1	Untersuchungsflächen mit Lysimetern.	7
Abb. 2	Histogramme ausgesuchter Gradienten von den Walddauerbeobachtungsflächen. . . .	8
Abb. 3	Anteil organisch komplexierten Aluminiums am Gesamtaluminium.	9
Abb. 4	Häufigkeitsverteilung des Verhältnisses zwischen basischen Kationen und Al_{anorg}	10
Abb. 5	Häufigkeitsverteilung des pH-Wertes.	11
Abb. 6	Häufigkeitsverteilung Al_{anorg}	11
Abb. 7	Häufigkeitsverteilung der gemessenen Alkalinität.	12
Abb. 8	Berechnete Alkalinität vs. gemessene Alkalinität.	12
Abb. 9	Beziehung zu M_a und Azidität	13
Abb. 10	Beziehung BC/Al-Verhältnis zu Basensättigung und pH-Wert.	14
Abb. 11	Häufigkeitsverteilung der Konzentration an anorganischem Stickstoff (N_{anorg}).	15
Abb. 12	Häufigkeitsverteilung der Konzentration an Nitrat (NO_3^-).	15
Abb. 13	Veränderung des BC/Al-Verhältnis nach Jahresperioden.	16
Abb. 14	Zeitliche Veränderung des BC/ Al_{anorg} über alle Standorte.	17
Abb. 15	Jährliche Veränderung des BC/ Al_{anorg}	18
Abb. 16	Prozentuale Veränderungen im BC/Al-Verhältnis pro Zeitperiode.	19
Abb. 17	Entwicklung des BC/Al-Verhältnis nach Basensättigung und Bodentiefe.	20
Abb. 18	Änderung der mittelfristigen (5 Jahre) Steigung des log BC/Al-Verhältnis.	20
Abb. 19	Effektplots des LMEM Änderung der mittelfristigen Steigung des log BC/Al-Verhältnis	21
Abb. 20	Einflussfaktoren auf das BC/Al-Verhältnis.	21
Abb. 21	Effektplots von wichtigen Einflussfaktoren auf das BC/Al-Verhältnis.	22
Abb. 22	Kronenverlichtung Diessenhofen (TG).	22
Abb. 23	Fallbeispiel Diessenhofen (TG).	23
Abb. 24	Diessenhofen (TG) Bodenlösungsmessungen.	23
Abb. 25	Fallbeispiel Scheidwald	24
Abb. 26	Entwicklung des BC/Al-Verhältnis N-Versuch Zugerberg.	25
Abb. 27	Effekte der N-Düngung auf das BC/Al-Verhältnis im N-Versuch Zugerberg.	27
Abb. 28	Mittlere jährliche Effekte der N-Düngung auf das BC/Al-Verhältnis im N-Versuch. . . .	27
Abb. 29	Entwicklung des BC/Al-Verhältnis N-Versuch Zugerberg Regeneration.	28
Abb. 30	Regeneration nach langjährigen N-Zugabe auf das BC/Al-Verhältnis im N-Versuch. . . .	29
Abb. 31	Mittlere jährliche Regenerationseffekte nach einer N-Zugabe auf das BC/Al-Verhältnis.	30
Abb. 32	Häufigkeitsverteilung der N-Jahresfracht.	31
Abb. 33	Überschreitung der kritischen Werte für N-Auswaschung.	31
Abb. 34	Zeitliche Entwicklung der N-Auswaschung.	32
Abb. 35	Zeitliche Entwicklung der modellierten N-Deposition.	33
Abb. 36	Effektplots der Einflussfaktoren auf N-Leaching.	34
Abb. 37	Einflussfaktoren N-Leaching.	35
Abb. 38	Vergleich der Modelle N-Auswaschung.	35
Abb. 39	Bodenlösungsmessungen Aeschau (BE).	36
Abb. 40	Jährliche Frachten Aeschau (BE) Jahresfrachten.	37
Abb. 41	Baumartenbedingte Unterschiede.	37
Abb. 42	Auswaschung von Aluminium Bodentiefe in Beziehung zur Verwitterung.	38
Abb. 43	Abschätzung der Nachhaltigkeit der Bilanz basischer Kationen.	38
Abb. 44	Auswaschung von BC in Beziehung zur Verwitterung.	39

Abb. 45	Nährstoffentzug durch Baumernte im Vergleich zum Nährstoffleaching.	41
Abb. A1	Histogramme ausgesuchter Gradienten nach Baumart.	154
Abb. A2	Jährliche Veränderung des BC/Al_{anorg} pro Standort über alle Tiefen.	155
Abb. A3	Effekt der Basensättigung auf das BC/Al_{Anorg} über alle Standorte.	155
Abb. A4	Weitere Effektplots von wichtigen Einflussfaktoren auf das BC/Al -Verhältnis.	156
Abb. A5	Zeitliche Entwicklung der modellierten N-Deposition.	156
Abb. A6	Effektplots der Sickerwassermenge und dem Jahr auf das N-Leaching.	157
Abb. A7	Auswaschung von Aluminium Bodentiefe in Beziehung zur Verwitterung.	157
Abb. A8	Auswaschung von BC in Beziehung zur Verwitterung + Deposition.	158

Tabellen

Tab. 1	Bewertung der Alkalinität und Azidität	4
Tab. 2	Kritische N-Konzentration für ökologische Veränderungen	5
Tab. 3	Kritische Grenze der N-Auswaschung für verschiedene Ökosystemtypen	5
Tab. 4	Standorteigenschaften der Untersuchungsflächen	6
Tab. 5	Langzeitliche Veränderungen in der Bodenlösung	10
Tab. 6	Anzahl der Überschreitungen von kritischen Werten in der Bodenlösung.	12
Tab. 7	Jährliche Veränderung des BC/Al_{anorg} über alle Standorte	18
Tab. 8	Signifikante Veränderungen im BC/Al -Verhältnis aller Beobachtungsflächen.	19
Tab. 9	Veränderungen in der Bodenlösung im N-Versuch Zugerberg.	26
Tab. 10	Effekte der N-Düngung auf das BC/Al -Verhältnis umgerechnet pro Jahr.	27
Tab. 11	Veränderungen in der Bodenlösung im N-Versuch Zugerberg Regeneration	29
Tab. 12	Regenerationseffekte nach langjähriger N-Zugabe auf das BC/Al -Verhältnis.	29
Tab. 13	Langzeitliche Veränderungen der jährlichen N-Auswaschung.	30
Tab. 14	Anzahl der Überschreitungen der kritischen Werte der N-Jahresfracht.	31
Tab. 15	N-Jahresfrachten nach Untersuchungsstandort.	32
Tab. 16	Einstufung der Vernässung in den Bodenprofilen.	33
Tab. 17	Langzeitliche Veränderungen der jährlichen BC-Auswaschung.	38
Tab. 18	Anzahl der Überschreitungen BC-Leaching.	39
Tab. 19	BC Jahresfrachten nach Untersuchungsstandort.	40
Tab. 20	Nährstoffaustrag bei unterschiedlichen Erntemethoden.	40
Tab. A1	Anzahl der Untersuchungsstandorten mit Grenzwertüberschreitungen.	144
Tab. A2	LMEM: Beziehung BC/Al_{Anorg} und pH-Wert der Bodenfestphase über alle Standorte. . .	145
Tab. A3	LMEM: Beziehung BC/Al_{Anorg} und pH-Wert der Bodenfestphase über alle Standorte. . .	145
Tab. A4	LMEM: Zeitliche Veränderung des BC/Al_{Anorg} über alle Standorte.	146
Tab. A5	Bodenlösung Fallbeispiel Scheidwald (BE).	147
Tab. A6	Jährliche Veränderung des BC/Al_{anorg} pro Standort.	148
Tab. A7	LMEM: Veränderung des BC/Al_{anorg} getrennt nach Bodentiefen und Basensättigung. . .	151
Tab. A8	LMEM: Änderung der Steigung des $\log BC/Al_{anorg}$ über 5 Jahren (moving window Analyse)	151
Tab. A9	LMEM: Wichtigste Einflussfaktoren auf das BC/Al -Verhältnis.	151
Tab. A10	LM: N-Düngungsgaben auf BC/Al_{anorg}	152
Tab. A11	LM: Regeneration nach langjähriger N-Zugabe auf das BC/Al Verhältnis.	152
Tab. A12	LMEM: Veränderung des N-Leachings nach Jahresperioden.	152
Tab. A13	LMEM: Veränderung des N-Leachings nach Jahresperioden.	153
Tab. A14	LMEM: Entwicklung N-Deposition über die Zeit	153

Tab. A15	LMEM: Entwicklung N-Leaching.	153
Tab. A16	LMEM: Fichten und Buchen N-Leaching.	153

Zusammenfassung

Um den Zustand und die Veränderungen eines Waldbodens zu erfassen, braucht es repräsentativ verteilte Untersuchungsflächen, welche die Untersuchungsgradienten möglichst gut abdecken sollten. Für ein Langzeitmonitoring braucht es darüber hinaus auch verlässliche Indikatoren mit einer angepassten zeitlichen Auflösung.

Die Bodenlösung ist ein wertvoller Indikator für die Qualität des Waldbodens mit deren Hilfe Rückschlüsse auf ablaufende Bodenprozesse gezogen werden können. Die hohe zeitliche Auflösung der monatlichen Bodenlösungsmessungen auf den geografisch gut verteilten Untersuchungsflächen in der Interkantonalen Walddauerbeobachtung eignen sich auch um die Auswirkungen des Klimawandels wie z.B. der aktuellen Sommertrockenheit zusammen mit den Einflüssen von anthropogenen Luftschadstoffen auf den Boden zu messen. Die über 20 jährige Messreihe von momentan 47 Waldstandorten schaffen darüber hinaus eine wertvolle Grundlage für die Abschätzung und den Vergleich von Grenzwerten von international vereinbarten Kriterien zur Luftreinhaltung.

Der zeitliche Trend im Verhältnis der basischen Kationen zum anorganischen Aluminium in der Bodenlösung (BC/Al-Verhältnis) ist weiterhin sinkend. Das bedeutet, dass die Bodenversauerung in Schweizer Wäldern, unabhängig vom Standort und der Baumart, weiter fortschreitet. Eine Verlangsamung der Bodenversauerung in den Jahren 2006-2012, festgestellt vor allem in den Bodentiefen über 30 cm, hat in den letzten fünf Jahren zu einem deutlich negativen Trend gewechselt. Die jährliche Veränderung 2016-2020 war jedoch nur im Oberboden (0-30cm) signifikant negativ und lag bei durchschnittlich -5% pro Jahr. Es ist davon auszugehen, dass die fortschreitende Bodenversauerung in direktem Zusammenhang mit den versauernden Einträge aus der Luft stehen. Der in der Schweiz gültige kritische Wert für das BC/Al-Verhältnis von 7, wird immer noch sehr häufig unterschritten, in der aktuellen Zeitperiode (2016-2020) in 41% der Messungen auf 72% der Untersuchungsflächen.

Die hohen Stickstoff (N) Depositionen, welche auf rund 90% der Schweizer Waldflächen die kritischen Belastungsgrenzen übersteigen, haben hohe Stickstoff- und Nährstoffauswaschungsraten zur Fol-

ge. Eine Überschreitung der kritischen Werte der N-Auswaschung wurde 2016-2020 in 43% der Messungen und 45% der Untersuchungsflächen gefunden. Nach einer Abnahme in der N-Auswaschung stagniert der zeitliche Trend seit den letzten 10 Jahre. Die Abnahme in der N-Auswaschung kann zum Teil durch die Reduktion der N-Deposition im Verlauf der Zeit und durch die Trockenheit erklärt werden. Die N-Auswaschung wird auch durch die Reduktion der Bestandesdichte (Mortalität, Zwangsnutzung und Durchforstungen) beeinflusst. Die experimentelle N-Zugabe auf dem N-Versuch Zugerberg belegen die wichtige Rolle der Stickstoffeinträge bei der Bodenversauerung und zeigen exemplarisch wie lange es dauert bis sich der Boden zum Teil erholt hat. Bei der Nachhaltigkeitsbewertung von unterschiedlichen Erntemethoden konnte gezeigt werden, dass der Nährstoffentzug von Kalzium (Ca) und Magnesium (Mg) durch eine Baumernte auf den meisten Untersuchungsflächen kleiner ist als die Verluste durch Auswaschung. Wird der ganze Baum geerntet inklusive Äste und 70% der Blätter/Nadeln, dann beträgt die Anzahl der Flächen mit einem grösseren Nährstoffverlust durch die Baumernte für Ca 52% und für Mg 27%. Bei Kalium (K) waren die Verluste durch die Baumernte unabhängig von der Erntemethode um ein Vielfaches höher als der Nährstoffaustrag durch die Auswaschung. Daraus folgt, dass bei der Berechnung von Nährstoffbilanzen für unterschiedliche Ernteszenarien die Berücksichtigung der Auswaschungsverluste mit dem Sickerwasser von grosser Bedeutung ist. Die grossen Auswaschungsverluste bedeuten aber auch, dass die Nährstoffversorgung der Waldbäume bei den heute bestehenden Stickstoffbelastungen langfristig nicht gesichert ist.

Dieser Bericht zeigt eine Bewertung und Risikoabschätzung der wichtigsten Indikatoren der Bodenversauerung, wie das BC/Al-Verhältnis, den pH-Wert, die Alkalinität und die Basensättigung auf und es wird mit Hilfe der Jahresfrachten auf Nährstoffungleichgewichte und Eutrophierung hingewiesen. Die Fallbeispiele geben konkrete Einblicke in die Auswirkung der Bodenchemie auf die Baumvitalität. Durch das Langzeitmonitoring können anthropogene Störungen wie Durchforstungen oder durch den Klimawandel bedingte Auswirkungen auf die Bodenchemie und somit auch auf den Waldbestand aufgezeigt werden.

1 | Einleitung

Waldböden sind die Grundlage für anpassungsfähige Wälder und einer nachhaltigen Forstwirtschaft. Sie liefern nicht nur Wasser und Nährstoffe, sondern puffern auch schädliche Einträge ab und mildern den Wassermangel in Trockenperioden (Wellbrock et al. 2016). Der heutige Zustand der Waldböden ist das Ergebnis langfristiger natürlicher Entwicklungen wie der Bodenbildung und anthropogener Bewirtschaftung. Die Deposition von Luftschadstoffen hat einen grossen Einfluss auf die Elementkreisläufe von Waldböden in grossen Teilen der Welt (Ulrich et al. 1984). Die Bodenlösung ist einer der wichtigsten Indikatoren um den Zustand und die Veränderungen eines Waldbodens zu beobachten. Sie widerspiegelt ablaufende Bodenprozesse und die Qualität des Bodens als Wurzelraum. Die Chemie der Bodenlösung wird durch atmosphärischen Eintrag, Austauschprozesse zwischen Bodenfestphase und Bodenlösung, die Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln sowie durch Rhizosphärenprozesse beeinflusst (Nieminen et al. 2013).

Im Internationalen Kooperativen Programm ICP Modelling und Mapping der Genfer Luftreinhaltkonvention UNECE wurden aufgrund empirischer Befunde Grenzwerte für die Bodenversauerung vereinbart (CLRTAP 2004b). Als wichtige kritische chemische Parameter für die Bodenlösung von Waldökosystemen gelten danach das Verhältnis zwischen basischen Kationen und Aluminium (BC/Al-Verhältnis; Sverdrup und Warfvinge (1993)), die Konzentration von Aluminium in anorganischer Form und der pH-Wert. Weiter werden kritische Grenzen für die Basensättigung der Festphase des Bodens und für die Alkalinität bzw. Säureneutralisationskapazität in der Bodenlösung verwendet, um die kritischen Eintragsraten für versauernd wirkende Depositionen berechnen zu können.

Die versauernde Wirkung der N-Einträge wird berücksichtigt, indem eine maximal tolerierbare N-Auswaschung aus dem Wurzelraum definiert wurde. Werden diese Grenzen überschritten, so ist mit Verlusten von Nährstoffkationen und mit Versauerung zu rechnen. Mit Modellen können dann die ökosystemspezifisch maximal tolerierbaren Eintragsraten von versauernd wirkenden Depositionen berechnet werden, das sind diejenigen Raten, bei denen die kritische Werte nicht überschritten werden. Diese sind

in Abschnitt 3.1 ausführlich beschrieben.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Beschreibung des derzeitigen Zustands der Bodenlösung auf den Flächen der Interkantonalen Walddauerbeobachtung, die Beschreibung von Trends seit 1997 sowie die ökosystemare Bewertung der beobachteten Werte. Eine besondere Herausforderung ist dabei die vergleichende Beurteilung der Risiken anhand der verschiedenen international vereinbarten Kriterien und Indikatoren und die Analyse der Kriterien in Bezug auf die standortstabhängigen Probleme.

Die ersten Flächen wurden 1997 mit Saugkerzen (=Lysimeter) ausgerüstet. Da die Lysimeter fest installiert sind und damit immer die gleichen Punkte beprobt werden können, erlauben sie die Überwachung zeitlicher Veränderungen. Das Messnetz wurde in den letzten Jahren laufend erweitert und umfasst heute 47 Flächen. Die Erkenntnisse dieser einzigartigen grossen Messreihe von Bodenlösungen in der Zeit sowie im Raum lieferten wichtige Beiträge zur Beurteilung der Effekte der Luftschadstoffeinträgen auf den Wald, gemäss „Guidelines on Reporting Monitoring and Modelling of Air Pollution Effects“ der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE 2008).

1.1 Kritische Werte für Böden

Die nachstehend beschriebenen Kriterien und die kritischen Werten gelten für einen Wurzelraum von 0-50 cm Tiefe (Sverdrup et al. 1990a, Hettelingh und de Vries 1992, UNECE 1996, CLRTAP 2004a).

1.1.1 Verhältnis zwischen basischen Kationen und Aluminium in der Bodenlösung

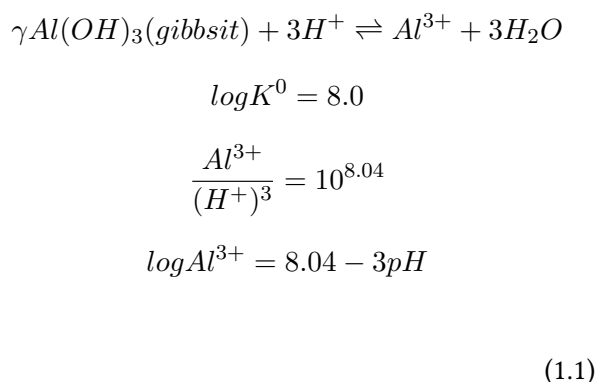
Das Verhältnis von basischen Kationen (BC = Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) zu Aluminium (Al^{3+}), BC/Al, in der Bodenlösung ist ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung des Säure-Basen-Zustands. Das BC/Al-Verhältnis steht in engem Zusammenhang mit Wachstums- und Vitalitätsparametern der Vegetation (Sverdrup und Warf-

vinge 1993). In älteren Versionen des Kartierungs- handbuchs des ICP Modelling und Mapping wurde ein BC/Al-Verhältnis von 1 als kritischer Wert vorgeschlagen (CLRTAP 2004a). In der neuesten Version des Mapping Manuals (CLRTAP 2004b) wurde eine differenziertere Betrachtung eingeführt. Diese geht zurück auf die Dosis-Wirkungs-Beziehungen von Sverdrup und Warfvinge (1993). Auswertungen neuerer Ergebnisse zeigen, dass bei einem BC/Al von 1 in der Bodenlösung die Basensättigung in der Bodenfestphase meist weit unter 10% ist. In Kanada wird deshalb ein kritischer BC/Al-Wert von 10 verwendet (Ouimet et al. 2006). Ein BC/Al-Verhältnis von 15 entspricht einer 2% Wachstumsreduktion bei Fichten. Bei Buchen und Eichen liegt dieser Wert bei BC/Al=2.5 Sverdrup und Warfvinge (1993).

Gestützt auf die neueren Erkenntnisse und die Empfehlungen im Kartierhandbuch des ICP Modelling und Mapping verwendet die Schweiz für die Berechnung der Critical Loads mittels Massenbilanzierung ein kritisches BC/Al-Verhältnis von 7 (Slootweg et al. 2015).

1.1.2 pH-Wert und Aluminium Konzentration

Beim pH-Wert wird ein Wert ≤ 4.0 und beim Aluminium in der Bodenlösung werden $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$ als kritisch eingestuft. Der Zusammenhang dieser Größen ist wie folgt (Lindsay 1979):



Gibbsit ist die gebräuchlichste Formulierung für Al-Oxide in Böden, da Gibbsit in Böden das stabilste Al-Mineral ist. In Böden haben aber auch die organische Substanz und das Vorliegen anderer Minerale einen grossen Einfluss auf die Löslichkeit der Al-Oxide, so dass der Wert 8.04 für die Gleichgewichtskonstante summarisch die ablaufenden Prozesse der Alumini-

umlöslichkeit in den Böden beschreibt (siehe Lindsay (1979), S. 74).

1.1.3 Alkalinität (Säureneutralisationskapazität)

Die Alkalinität (= Säureneutralisationskapazität, Acid neutralizing capacity = ANC) ist ein Mass für den Säurerestatus von Lösungen. Sie entspricht der Summe von HCO_3^- (Bicarbonat), OH^- und organischen Anionen ($RCOO^-$), sofern sie nicht durch H^+ und Al^{3+} begleitet werden:

$$\begin{aligned} ALK &= (HCO_3^- + OH^- + RCOO^-) \\ &\quad - (H^+ + \sum Al^{n+}) \end{aligned} \quad (1.2)$$

Die Alkalinität wurde in den Bodenlösungsproben durch Titration bis pH 4.3 bestimmt. Unterhalb von pH 4.3 ist keine Carbonat-Alkalinität (HCO_3^-) mehr vorhanden, da das Bikarbonat vollständig protoniert ist. Wegen der Schwierigkeit der exakten Bikarbonatbestimmung, der Bestimmung organischer Anionen und der Al-Speziation wird die Alkalinität häufig auch indirekt aus den Konzentrationen der übrigen Ionen in der Lösung berechnet. Wegen der Elektroneutralitätsbedingungen gilt (Block et al. 2000):

$$\begin{aligned} ALK &= (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+) \\ &\quad - (NO_3^- + SO_4^{2-} + Cl^-) \end{aligned} \quad (1.3)$$

Unterhalb von pH 4.3 werden Säuren im Boden zunehmend durch die Lösung von Al-Hydroxiden gepuffert. Dem Boden geht dadurch Säureneutralisationskapazität (Pufferkapazität) verloren. In der Bodenlösung treten messbare Al-Konzentrationen auf, die Alkalinität wird negativ (Gleichung 1.2).

Für die Critical Load Berechnungen wurde daher die Alkalinität in Bodenlösungen als weiteres Beurteilungskriterium vorgeschlagen. Als Grenzwert für die maximal tolerierbare Auswaschung von Alkalinität, bzw. Säureneutralisationskapazität, (= $ANC_{le(crit)}$: le = leaching, crit = kritisch) aus dem Wurzelraum wurde ein Wert von $-300 \mu\text{eq l}^{-1}$ berechnet (Sverdrup et al. 1990a).

Die Alkalinität (ANC) verbindet die beiden Kriterien Aluminium- und Protonen (H^+)-Konzentration (UN-ECE (1996), Gleichung 1.4):

$$ANC = -Al - H \quad (1.4)$$

Das Gleichgewicht zwischen Aluminium- und Protonen-Konzentrationen in Lösungen wird mit der Gibbssit-Konstante beschrieben, so dass sich der kritische Grenzwert für die maximal tolerierbare Auswaschung von ANC ($ANC_{le(crit)}$) von $-300 \mu\text{eq l}^{-1}$ durch Auflösung der Gibbssit-Lösungsgleichung nach pH 4.0 ergibt:

$$ANC_{le(crit)} = -Al_{le(crit)} - H_{le(crit)} = -0.2 - 0.1$$

$$ANC_{le(crit)} = -0.3 \text{ eqm}^{-3} = -300 \mu\text{eq l}^{-1}$$

Die Zahlenwerte entsprechen der kritischen Aluminiumkonzentration ($[Al]_{crit}=0.2 \text{ eq m}^{-3}$) und dem kritischen pH-Wert ($[H]_{crit}=0.1 \text{ eq m}^{-3}$) bei pH 4.0.

Die Bewertung der Alkalinität gemäss Vorschlag von Block et al. (2000) ist in Tab. 1 aufgelistet.

1.1.4 Aziditätsgrad

Neben der Alkalinität in $\mu\text{eq l}^{-1}$ lassen sich Bodenlösungen durch den Anteil der Azidität ($H^+ + M_a$ -Kationen¹⁾ an der Summe von Azidität und M_b -Kationen²⁾ charakterisieren (Aziditätsgrad) (Bruggenwert et al. (1986), Ulrich (1988), Block et al. (2000), Gleichung 1.6). Der Aziditätsgrad der Bodenlösung kann gemäss Tab. 1 bewertet werden.

$$\text{Aziditätsgrad} = 100 * \frac{Al^{3+} + Fe^{2+} + Mn^{2+} + H^+}{Al^{3+} + Fe^{2+} + Mn^{2+} + H^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+} \quad (1.6)$$

Tab. 1. Bewertung der Alkalinität und Azidität nach Block et al. (2000).

Alkalinität ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	Bewertung	Farbcode
<-500	sehr sauer	rot
-500 bis 0	sauer	orange
0 bis 100	stark versauerungsgefährdet	gelb
100-200	versauerungsgefährdet	hellblau
>200	nicht versauerungsgefährdet	blau
Aziditätsgrad (%)	Bewertung	
>70	sehr sauer	
40-70	sauer	
5-40	gering sauer	
<5	nicht sauer	

1.1.5 Basensättigung

Der kritische Wert der Basensättigung (BS) der Bodenfestphase von 20-40% basiert unter anderem auf Ergebnissen der Interkantonalen Walddauerbeobach-

tung, bei der Effekte auf den Wald unterhalb von 20% bzw. 40% beobachtet wurden. Dieses Kriterium wurde 2016 im Mapping Manual (CLRTAP 2004b) für die Critical Loads Berechnungen eingefügt. Die beobachteten Effekte bezogen sich auf das Sturmereignis

¹ M_a -Kationen sind Kationen, deren Hydroxide schwache Basen sind und die durch Hydrolysereaktionen in der Bodenlösung Protonen generieren können. z.B.: $Al^{3+} + 2 H_2O \rightarrow Al(OH)_2^+ + H_3O^+$ (bei dieser Reaktion erfolgt die Deprotonierung in tieferen Profilmereichen mit höherem pH). M_a fungieren als temporäre Protonen-Senken im oberen saureren Bereich, die das H^+ aus diesem Bereich heraus in die unteren Bodenbereiche transportieren (Bruggenwert et al. 1986). M_a : Al^{3+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} (= Kationsäuren) + NH_4^+ + H^+ ; M = Metall, a = acid

² M_b -Kationen: Na^2 , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} ; M-(Metall-)Kationen, deren Hydroxide starke Basen sind (=BC)

„Lothar“ im Jahr 1999. Es wurde eine deutliche Beziehung zwischen den Windwurfereignissen und der Basensättigung im Boden beobachtet (Braun et al. 2003). Dabei konnte aufgezeigt werden, dass auf Böden mit einer Basensättigung $\leq 40\%$ der Windwurf bei Buchen um den Faktor 4.8, bei den Fichten um den Faktor 3.6 erhöht war. Ein erhöhter Windwurf auf versauerten Standorten wurde auch von (Mayer et al. 2005) beschrieben; auf windgeschädigten Standorten war der mittlere pH-Wert um 0.3 Einheiten tiefer als auf nicht geschädigten Standorten. Eine Basensättigung von 40% entspricht im Mittel einem BC/Al-Verhältnis von 117 (Abb. 10). Eine Basensättigung von $\leq 20\%$ war zudem mit einer verminderten Wurzeltiefe in den Profilen verbunden (Braun et al. 2005). Eine Basensättigung von 20% entspricht gemäss dem Modell in Abb. 10 etwa einem BC/Al-Verhältnis von 18.

Die Basensättigung in den Walddauerbeobachtungsflächen wird durch Analyse der austauschbaren Kationen in einem ungepufferten Ammoniumchloridextrakt bestimmt (Trüby und Aldinger 1984).

Bei der Benadelung von Fichten erwies sich eine Basensättigung von $\leq 15\%$ ebenfalls als signifikanter Prädiktor; unterhalb dieser Schwelle war die Anzahl der Nadeljahrgänge vermindert (Abb. 14, Braun (2017)). Dieser Wert entspricht im Mittel einem BC/Al-Verhältnis von 9.8 (Abb. 10). Einen ähnlichen Zusammenhang zwischen Bodenzustand und

Benadelungsdichte bei Fichten fand Becher (1999). Bemerkenswert ist auch die Schadenssituation in der Fichtenfläche Scheidwald (BE). In dieser Fläche ist das BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung in allen gemessenen Bodentiefen (20, 50 und 80 cm) knapp über 1, d.h. der alte kritische Wert von 1 ist auch hier nicht unterschritten. In der gleichen Fläche hat die Kronenverlichtung seit Beobachtungsbeginn (1989) stark zugenommen (Abb. 25), und Windwurf ist in der ganzen Region auch in jüngeren Beständen sehr häufig.

1.1.6 Stickstoffkonzentration und Stickstoffauswaschung

Für das Kriterium „Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung“ wurde für Wälder ein Grenzwert von $\leq 0.2-0.4 \text{ mg N l}^{-1}$ festgelegt. Nährstoffungleichgewichte in der Baumernährung waren hierfür der massgebende Effekt (Tab. 2; CLRTAP (2004b)). Gleichzeitig gilt auch eine maximale N-Austragsrate im Sickerwasser von $2-4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Diese Werte sind insbesondere für Gebiete mit hohen Niederschlägen wichtig, da dort die Verluste von basischen Kationen bereits bei tiefen Austragsraten gross sein können, welche oft über der Nachlieferung durch die Verwitterung liegen. (Block et al. 2000). Ist die Auswaschung höher als die kritische Auswaschung, weist das auf eine deutliche N-Belastung für das Ökosystem hin (Tab. 3).

Tab. 2. Kritische N-Konzentration für ökologische Veränderungen (CLRTAP 2004b).

Ökologische Veränderung	$[\text{N}]_{\text{crit}}$ (in mg N l^{-1})
Vegetationsveränderungen (Schweden)	$\leq 0.2-0.4$
Flechten \rightarrow Moosbeeren	$\leq 0.2-0.6$
Preiselbeeren \rightarrow Heidelbeeren	$\leq 1-2$
Heidelbeeren \rightarrow Gras	1.5
Gras \rightarrow Kräuter	$\leq 3-5$
Andere Effekte auf Wälder	
Nährstoffungleichgewicht	$\leq 0.2-0.4$
N-Auswaschung/Sättigung	1
Feinwurzelbiomasse/-länge	1-3
Empfindlichkeit gegenüber Frost und Pilzkrankheiten	3-5

Tab. 3. Kritische Grenze der N-Auswaschung für verschiedene Ökosystemtypen (CLRTAP 2004b).

Ökosystemtyp	N-Auswaschung ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)	Anwendung in der Schweiz
Boreale und gemässigte Heiden und Moore	0-0.5	
Bewirtschaftete Koniferenwälder	0.5-1	
Intensiv bewirtschaftete Koniferenpflanzungen	1-3	-
Gemässigte Laubwälder	2-4	alle Wälder, Höhengradient (2 bei 1500 m, 4 bei 500 m)

2 | Material & Methoden

2.1 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungsflächen (Abb. 1 und Tab. 4) sind Bestandteile der Interkantonalen Walddauerbeobachtung (Braun et al. 2021). Im Jahr 2020 wurde auf 47 Standorten die Bodenlösung gemessen, inklusive dem N-Versuch auf dem Zugerberg, aber ohne die Unterteilung der Flächen Scheidwald (BE) (Abb. 118) und Beromünster (LU) (Abb. 58). Darunter befinden sich 21 Fichten-, 17 Buchen- und 8 Mischbestände aus Buchen und Fichten. Die Standorte decken ein einzigartig breites Spektrum von Waldböden in der Schweiz ab, mit Gradienten der Höhe (260-1870 m), des Niederschlags (915-2211 mm), der Basensättigung (0-40 cm: 6.2-99.9%) sowie der N-Deposition (modelliert nach Rihm und Künzle (2019): 10.1-81.2 kg ha⁻¹ a⁻¹), zu sehen in Abb. 2. Die Bodenlösungsproben der 826 Lysimeter (Stand 2020) wurden monatlich gesammelt und

nach Standort und Bodentiefe analysiert. Pro Standort und Tiefenstufe sind im Oberboden 8, im Unterboden 5-8 Saugkerzen installiert. Die Verwitterungsraten des Mineralbodens (Tab. 4) wurden durch D. Kurz, EKG GeoScience, mit dem dynamischen Stoffhausaltsmodell SAFE (Alveteg et al. 1998, Kurz et al. 1998) auf der Grundlage der chemischen und mineralogischen Analysen von Bodenprofilen berechnet und über die durchwurzelten Horizonte (Wurzeldichte mindestens 3 Wurzeln/dm², gemäss Stufe 2 der bodenkundlichen Kartieranleitung Benzler et al. (1982) oder über 60 cm Tiefe aufsummiert, je nachdem welcher Wert grösser war. Die Deposition von basischen Kationen (BC-Deposition) wurde durch B. Rihm, Me-teotest, (Rihm et al. 2013) berechnet.

Tab. 4. Standorteigenschaften der Untersuchungsflächen. Niederschlag und Sickerwasser sind berechnete Durchschnittswerte von 1981-2018 mit dem hydrologischen Modell Wasim-ETH (Schulla 2019). Der pH-Wert (CaCl₂) und die Basensättigung des Bodens sind gemittelte Werte 0-40 cm (Bodenbeprobung 2010 und 2016). Die Verwitterungsrate der basischen Kationen wurde mit SAFE (Sverdrup 1995) (0-60cm) berechnet. Die Bodentypen wurden nach FAO klassifiziert.

Standort	Abk.	Kanton	Baumart	Höhe (m.ü.M.)	Niederschlag (mm)	Sickerwasser (mm)	pH	BS (%)	CN	Verwitterung (keq ha ⁻¹ a ⁻¹)	Bodentyp	Start
Aarwangen	AW	BE	Buche	470	1140	482	3.9	16	14.5	1.7	Dystric Cambisol	2002
Aeschau	AU	BE	Buche/Fichte	940	1512	783	3.7	25	26.0	0.4	Dystric Arenosol	1997
Aeschi	AI	SO	Buche/Fichte	510	1160	472	3.8	11	21.2	1.6	Haplic Luvisol	1998
Allschwil	AL	BL	Fichte	350	896	153	4.3	84	14.0	1.3	Haplic Luvisol	2006
Bachtel Buchen	BAB	ZH	Buche	1030	1825	1093	3.9	30	15.6	4.0	Chromic Luvisol	1999
Bachtel Fichten	BA	ZH	Fichte	1040	1770	998	3.8	12	24.8	0.9	Chromic Luvisol	1997
Beromünster	BE	LU	Fichte	640	1220	321	5.0	84	23.1	7.3	Gleyic Cambisol	2016
Bonfol	BO	JU	Buche	450	1091	417	4.0	14	20.3	0.9	Dystric Cambisol	2004
Braunau	BRAU	TG	Fichte	710	1253	400	3.8	41	19.8	2.8	Haplic Luvisol	2006
Breitenbach	BB	SO	Buche	460	1111	346	4.5	89	14.3	1.3	Haplic Luvisol	2003
Brislach Buchen	BRB	BL	Buche	435	1041	378	4.0	31	13.3	1.2	Haplic Luvisol	2000
Brislach Fichten	BR	BL	Fichte	435	1042	258	3.9	19	23.3	1.1	Haplic Luvisol	1997
Bürglen	BUR	UR	Fichte	640	1582	572	4.8	99	22.2	0.4	Cambisol	2016
Busswil	BU	BE	Fichte	600	1195	388	3.7	8	18.9	1.0	Haplic Luvisol	2004
Diessenhofen	DI	TG	Fichte	520	942	290	3.6	13	20.8	0.6	Dystric Cambisol	2006
Frienrisberg	FR	BE	Buche/Fichte	725	1209	542	3.9	23	21.2	0.8	Dystric Arenosol	1997
Gelfingen	GE	LU	Buche	540	1135	451	6.5	100	21.9	2.5	Calcaric Cambisol	2006
Giswil	GI	OW	Buche	540	1306	479	5.9	100	19.5	9.3	Calcaric Cambisol	2016
Grenchenberg	GB	SO	Buche/Fichte	1220	1511	961	5.4	100	15.1	17.1	Calcaric Cambisol	1999
Grosswangen	GW	LU	Fichte	600	1114	320	3.5	13	21.9	1.2	Stagnic Acrisol	2016
Habsburg Sturm	HA	AG	Buche	430	1072	308	4.1	19	17.1	1.1	Haplic Luvisol	2004
Hinwil	HI	ZH	Fichte	650	1456	619	5.1	96	15.4	1.1	Eutric Cambisol	2002
Le Châtelard	LC	FR	Fichte	1010	1654	811	3.7	21	29.3	1.8	Gleyic Cambisol	2006
Lurengo	LUB	TI	Fichte	1620	1786	1098	3.8	25	26.2	1.0	Dystric Arenosol	1999
Möhlín	MO	AG	Fichte	290	1034	267	3.8	14	17.5	2.0	Haplic Luvisol	1998
Muri Buchen	MUB	AG	Buche	490	1110	340	3.9	21	18.3	0.6	Haplic Luvisol	1999
Muri Fichten	MUF	AG	Fichte	490	1104	278	3.8	9	26.5	1.0	Dystric Cambisol	2001
Muri Sturm	MU	AG	Fichte	490	1104	588	4.0	15	18.9	1.2	Haplic Luvisol	1997
Muttentz	MUU	BL	Buche	375	912	228	3.9	31	15.7	0.6	Stagnic Luvisol	2004
Oberschrot	OS	FR	Buche/Fichte	950	1340	541	3.6	11	17.2	2.5	Gleyic Stagnic Cambisol	2006
Olsberg	OL	AG	Buche	380	998	240	3.9	19	15.4	0.5	Dystric Planosol	2004
Pratteln	PR	BL	Buche	415	966	339	5.1	99	12.4	2.6	Chromic Luvisol	2002
Rafz	RAF	ZH	Fichte	540	995	315	3.9	14	19.0	1.0	Haplic Luvisol	2004
Riehen	RI	BS	Buche	470	1005	402	5.4	93	13.3	1.8	Haplic Luvisol	2002
Rünenberg	RU	BL	Buche	590	1017	245	4.0	33	17.2	0.7	Haplic Luvisol	2002
Sagno	SA	TI	Fichte	770	1782	943	3.7	31	21.8	0.5	Eutric Cambisol	1999
Scheidwald	SW	BE	Fichte	1170	1500	547	3.5	6	27.9	0.8	Dystric Gleysol	2008
Sempach	SE	LU	Buche	550	1139	450	3.7	26	21.6	2.2	Gleyic Luvisol	2016
Stans	ST	NW	Buche	560	1437	924	6.4	100	17.4	29.0	Calcaric Cambisol	2016
Wangen	WG	ZH	Buche/Fichte	500	1143	450	3.8	21	23.3	0.6	Chromic Luvisol	2008
Wangen SZ	WSZ	SZ	Buche	470	1536	634	4.4	93	14.8	2.0	Luvisol	2016
Wengernalp	WA	BE	Fichte	1870	1605	922	3.5	30	14.2	0.2	Podzol	1997
Winterthur	WI	ZH	Fichte	530	1178	465	4.9	94	16.0	16.4	Vertisol	2003
Zofingen	ZO	AG	Buche/Fichte	540	1130	370	3.8	19	17.9	1.2	Haplic Luvisol	2004
Zugerberg HG	ZBB	ZG	Buche/Fichte	980	1569	900	4.1	48	19.8	0.7	Eutric Cambisol	1999
Zugerberg VG	ZV	ZG	Fichte	900	1457	550	3.7	15	20.2	0.8	Dystric Cambisol	2002

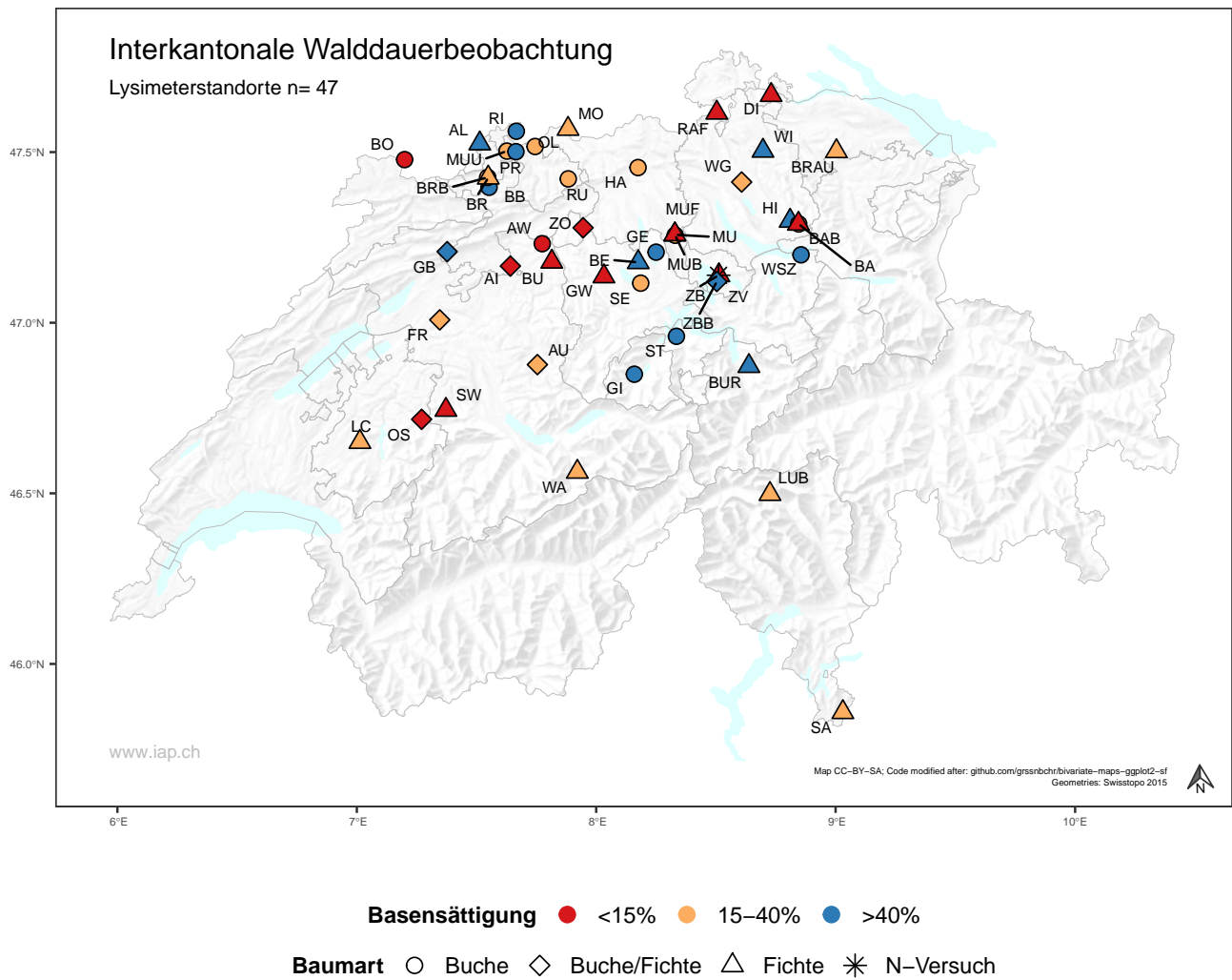


Abb. 1. Untersuchungsflächen mit Lysimetern (n=47) im Jahr 2020 (Abkürzungen in Tab.4). Alle Flächen sind Teil der Interkantonalen Walddauerbeobachtung (Braun et al. 2021). Die Farben entsprechen dem Mittelwert der Basensättigung 0-40 cm und die Formen der Baumart, respektive dem Sternsymbol für den N-Versuch.

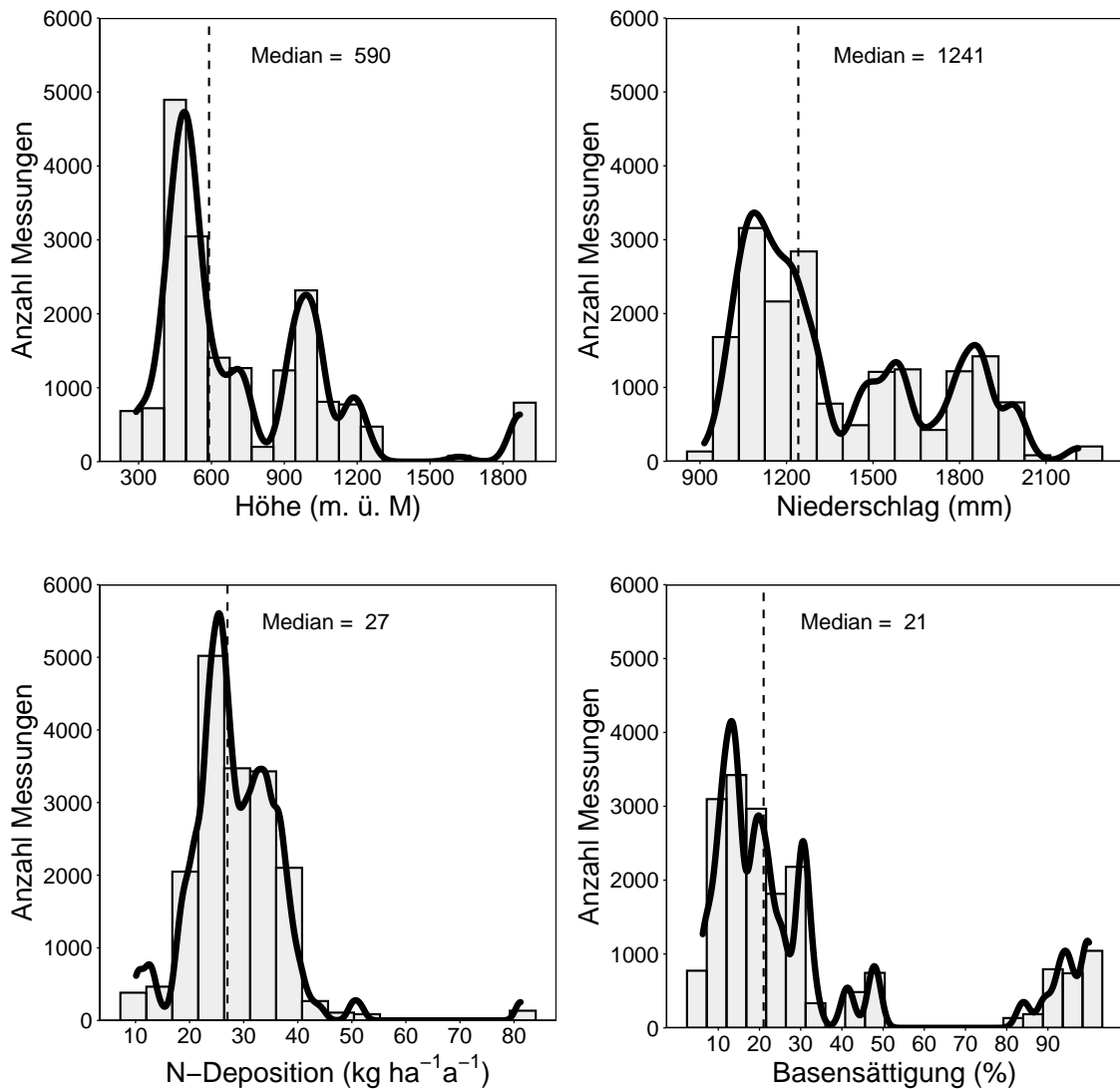


Abb. 2. Histogramme ausgesuchter Gradienten von den Walddauerbeobachtungsflächen mit Lysimetern. Dargestellt sind alle Messungen (18714 monatlich gesammelte Messungen von 1997-2020) seit Messbeginn der einzelnen Untersuchungsflächen (vgl. Tab. 4). Die Aufteilung der Histogramme nach Baumart ist in Abb. A1 zu sehen.

2.2 Analysemethoden

Folgende Parameter werden in den monatlichen Bodenlösungsproben gemessen: Boden pH-Wert (Metrohm pH-Meter 716 und 809 mit Metrohm Aquatrode), Leitfähigkeit (Metrohm conductivity Meter 712 und 856 mit Metrohm cell 6.0916.040). Alkalinität wird mittels Titration mit HCl bis pH 4.35 (Metrohm 809) gemessen. Für die Messung der Kationen werden die Bodenwasserproben durch eine Membrane gefiltert (0.45 μm). Die Kationen Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Al^{3+} , Mn^{2+} werden seit 2018 mittels Microwave Plasma Atomic Emission Spectroscopy (MP-AES 4210 Agilent) gemessen, vorher mit einem Atomic Absorption Spectrometer (AAS Varian 640). Inorganisches Aluminium (Al_{inorg}) und organisches Aluminium (Al_{org}) werden mit AAS bzw. MP-AES vor und nach Passieren durch einen Ionenaustauscher (0.5 ml IC-H, Alltech 30264) gemessen. Organisch komplexiertes Aluminium läuft dabei durch den Tauscher, das anorganische wird im Tauscher festgehalten. NH_4^+ wird

photometrisch bestimmt mit Indophenol (Walinga et al. 1995). NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- werden mit Ionenchromatographie (Dionex GP50 pump, ED50 electrochemical detector und AS3500 autosampler) gemessen. Gelöster organischer Kohlenstoff (dissolved organic carbon = DOC) wird mit UV-Absorption gemessen bei λ 280 nm. Ein ausführlicher Methodenbeschrieb kann in (Braun 2017) gefunden werden.

Die Qualitätskontrolle erfolgt durch die Berechnung der Ionenbilanz, einen Vergleich der berechneten mit der gemessenen Leitfähigkeit gemäss EMEP (1996), Jönsson et al. (1995) sowie durch die Analyse von Referenzproben, welche jährlich verteilt werden durch das Norwegian Institute for Air Research (NILU).

Die Berechnung der Elementflüsse erfolgte durch die Berechnung des Wasserflusses mit einem hydrologischen Modell (WASIM-ETH, Schulla (2019)) und der anschliessenden Multiplikation mit der in der Bodenlösung gemessenen Konzentration.

2.2.1 Differenzierung in anorganisches und organisches Aluminium

Für eine Beurteilung der Toxizität von Aluminium ist eine Differenzierung in Al_{org} und Al_{anorg} nötig, da vor allem Al_{anorg} toxisch relevant ist. Organische Komplexierung vermindert die Al-Toxizität (Ulrich und Matzner 1983). Organisch komplexiertes Aluminium konnte ab 2005 analysiert werden. Um auch in älteren Daten eine Differenzierung vornehmen zu können, wurde ein mittlerer Anteil an organisch komplexiertem Aluminium pro Standort und Tiefenstufe berechnet. Diese Verhältniszahl wurde eingesetzt, um rückwirkend, bis zum Beginn der Messreihe, Al_{anorg} zu berechnen. Abb. 3 zeigt, dass in den obersten Horizonten im Mittel mehr als 50% des Aluminiums organisch komplexiert sind. Im Unterboden sind es im Mittel noch 30%.

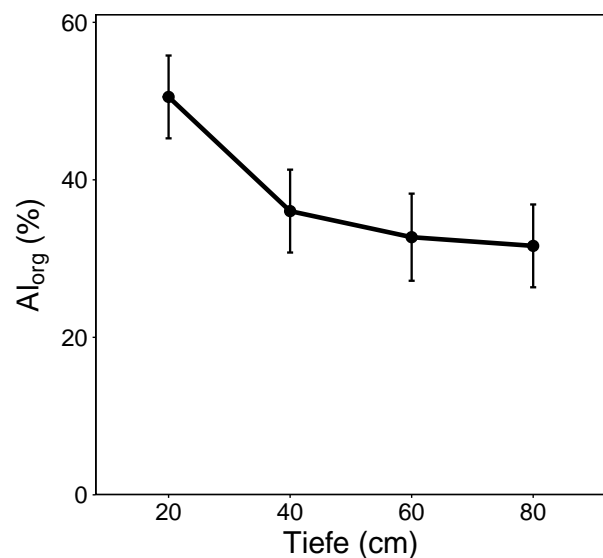


Abb. 3. Anteil organisch komplexierten Aluminiums am Gesamtaluminium über alle Bodenlösungsproben seit 2005 ($n=14490$). Der Effekt der Tiefenstufen wurde mit einem linear mixed effect model (LMEM) gerechnet mit den Standorten als random effect. Balken stellen 95%-Vertrauensbereiche dar.

3 | Ergebnisse

3.1 Vergleich der Bodenlösungsmessungen mit kritischen Werten

3.1.1 Säure-Basen-Status der Bodenlösung

Hier werden die wichtigsten Indikatoren des Säure-Basen-Status in den Bodenlösungen mit den kritischen Werten verglichen. Die Entwicklungen in den einzelnen Beobachtungsflächen inklusive den jährlichen Frachtenberechnungen sind in Kap. 5 zu finden.

Die Veränderungen des Säure-Basen-Status in der Bodenlösung von 1997-2020 ist in der Tab. 5 aufgelistet mit Ausschluss der N-Versuche, welche separat analysiert werden (Kap. 3.4.1). Die Anzahl Überschreitungen (Tab. 6) und die Anzahl Standorte mit Überschreitungen (Tab. A1) sind nach den in Kap. 1.1 vorgestellten kritischen Werte berechnet.

Tab. 5. Langzeitliche Veränderungen in der Bodenlösung. Die monatlich gemessenen Samples sind in 5 Jahresschritten angegeben. Die Angaben für die minimalen Al_{anorg} , N_{anorg} und NO_3^- sowie der maximalen BC/AL Werte wurden auf Grund der Detektionslimite für Al_{anorg} weggelassen. CV= Coefficient of Variation, ein statistisches Mass für die relative Streuung um den Mittelwert. Die angegebene Alkalinität ist die berechnete Alkalinität (vgl. Abb. 8).

	1997-2000	2001-2005	2006-2010	2011-2015	2016-2020	1997-2020
BC/Al_{anorg}						
Median	17.54	15.34	13.71	11.15	12.56	13.22
Min	0.76	0.77	0.54	0.22	0.27	0.22
CV	3.63	2.96	2.71	2.74	2.99	2.88
pH						
Median	5.11	5.13	5.17	5.31	5.35	5.23
Min	4.07	3.67	3.80	3.70	3.73	3.67
Max	8.00	8.19	8.44	8.58	8.71	8.71
CV	0.15	0.18	0.18	0.21	0.22	0.20
Al_{anorg} (mg l⁻¹)						
Median	0.20	0.19	0.15	0.15	0.14	0.15
Max	4.82	8.36	7.03	12.89	13.58	13.58
CV	1.29	1.42	1.54	1.69	2.04	1.75
Alkalinität (µeq l⁻¹)						
Median	-8.69	-19.63	1.79	17.78	26.43	13.99
Min	-1095.4	-2003.3	-2819.9	-1792.2	-1518.1	-2819.9
Max	3225.5	6679.6	8017.1	9907.3	6777.8	9907.3
CV	9.78	4.20	3.08	2.90	2.73	3.14
N_{anorg} (mg N l⁻¹)						
Median	1.44	1.09	0.37	0.20	0.29	0.79
Max	12.53	34.51	21.52	26.12	27.20	111.93
CV	1.12	1.25	1.56	1.86	1.96	1.89
NO_3^- (mg N l⁻¹)						
Median	1.40	1.08	0.34	0.17	0.27	0.76
Max	12.48	27.48	21.51	26.10	27.19	111.90
CV	1.13	1.24	1.59	1.88	1.98	1.93
Anzahl Messungen	1053	2895	4409	4869	5488	18714

BC/ Al_{anorg}

Das Verhältnis zwischen basischen Kationen und Al_{anorg} unterschreitet, wie in der Abb. 4 dargestellt, selten den kritischen Wert von 1 (bei 238 Messwerten, 1.3%). Die Unterschreitungen nahmen über die 23 jährige Messreihe kontinuierlich zu und lagen in den letzten fünf Jahren (2016-2020) bei 2% aller Messwerte. Diese Unterschreitungen wurden in 9 verschiedenen Flächen festgestellt, was 20% der Standorten entspricht. Der in der Schweiz gültige kritische Wert von 7 wurde in der letzten Zeitperiode in 41% aller Messwerte unterschritten, dies ist ein leichter Rückgang im Vergleich zur vorherigen Zeitperiode (2011-2015) mit 42%. Der in Kanada gebräuchliche kritische Wert von 10 wurde in 46% aller Fälle unterschritten. Auch dieser Trend ist im Vergleich zu den vorherigen Zeitperioden leicht rückläufig (Abb. 4). Der Medianwert aller Baumarten und Lysimetertiefen stieg von 11.2 (2011-2015) auf 12.6 (2016-2020).

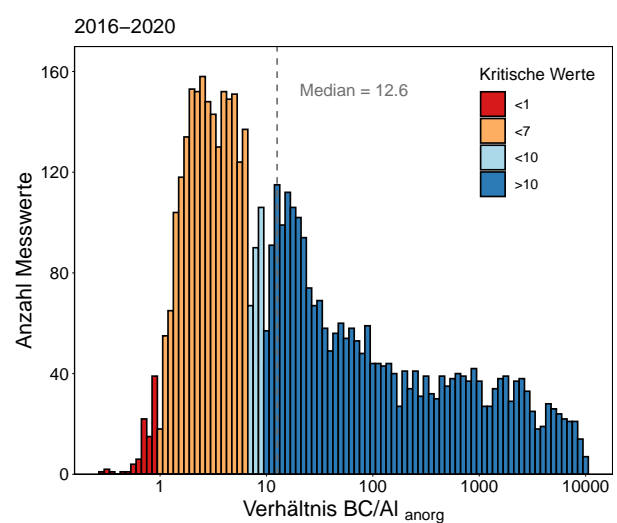


Abb. 4. Häufigkeitsverteilung des Verhältnisses zwischen basischen Kationen und Al_{anorg} . Kritische Werte: BC/ Al <1 (CLRTAP (2004a)) sind rot dargestellt, BC/ Al <7 (kritischer Wert in der Schweiz) orange und BC/ Al <10 (kritischer Wert in Kanada) hellblau.

pH-Wert

Der pH-Wert unterschreitet nur selten, in 58 Messwerten (oder 0.3% der Messwerte) den kritischen Grenzwert von $\text{pH}=4.0$. Diese Unterschreitungen wurden in 13 verschiedenen Untersuchungsflächen (oder 28 % der Standorten) festgestellt. Die Unterschreitung der Messwerte stieg von der letzten Messperiode (2011-2015) von 9 auf 38 Fälle an (Tab. 6, A1, Abb. 5). Der Median Wert stieg leicht von 5.31 (2011-2015) auf 5.35 (2016-2020).

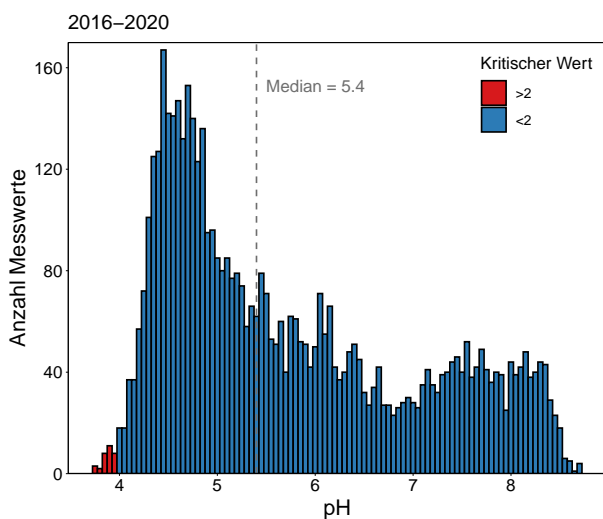


Abb. 5. Häufigkeitsverteilung der pH-Werte. Werte unter dem kritischen Wert $\text{pH} < 4$ nach CLRTAP (2004a) sind rot dargestellt.

Al_{anorg}

Der kritische Wert für anorganisches Aluminium von $> 2 \text{ mg l}^{-1}$ wird in 861 Messungen (5%) überschritten (Abb. 6). Dies auf 20 verschiedenen Flächen. Die Überschreitung der Messwerte stieg in den letzten Jahren an von 142 (3%) 2006-2010 auf 202 (4%) 2011-2015 und 355 (7%) in der aktuellen Zeitperiode. Diese Messwerte in der aktuellen Zeitperiode wurden in 16 verschiedenen Standorten gefunden (35%). Der Median Wert sank von 0.15 (2011-2015) auf 0.14 (2016-2020). Der pH-Wert und die Aluminiumkonzentration sind über die Gibbssit-Konstante quantitativ verbunden (vgl. Kap. 1.1.2). In der Beziehung zwischen dem pH-Wert und dem BC/Al -Verhältnis in der Bodenlösung (Abb. 10) entspricht ein pH-Wert von 4 im Mittel ziemlich genau einem BC/Al von 1.

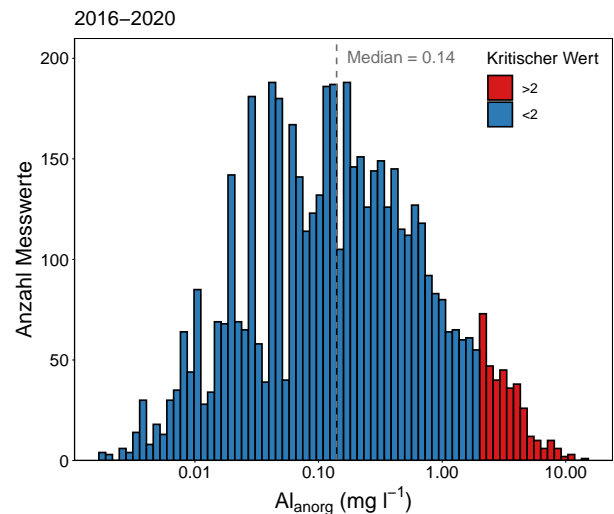


Abb. 6. Häufigkeitsverteilung Al_{anorg} . Werte unterhalb der Nachweisgrenze, in Kalkböden, wurden weggelassen. Werte über dem kritischen Wert von 2 mg l^{-1} CLRTAP (2004a) sind rot dargestellt. Die schwarze Linie markiert den kritischen Wert für Grundwasser von 0.2 mg l^{-1} nach Hettelingh und de Vries (1992).

Alkalinität (ANC)

Bei der Alkalinität liegt der grösste Teil der Proben oberhalb des „sehr sauren“ Bereichs von $-500 \mu\text{eq l}^{-1}$ (Abb. 7). Eine Unterschreitung dieses Werts wurde in 236 Messungen (1.3%) beobachtet. Messwerte unterhalb von $-500 \mu\text{eq l}^{-1}$ stiegen in der letzten Zeitperiode 2011-2015 von 29 (0.6%), gefunden in 9 Flächen, auf 77 (1.5%) gefunden in 15 Flächen an. Den kritischen Wert von $-300 \mu\text{eq l}^{-1}$ wird in 965 Messwerten (5%) unterschritten auf 27 verschiedenen Flächen. Diese Unterschreitung hat in der aktuellen Zeitperiode zugenommen von 181 (4%) auf 244 (5%) Messwerte. Der Median Wert stieg von 17.8 (2011-2015) auf 26.4 (2016-2020). Es besteht eine signifikante lineare Beziehung zwischen gemessener und berechneter Alkalinität ($R^2=0.95$), aber aus methodischen Gründen kann die gemessene (titrierte) Alkalinität nicht negativ sein (Abb. 8).

Die Konzentration an Kationsäuren geht in die Berechnung des Aziditätsgrads mit ein, der ähnlich wie die Basensättigung das Verhältnis zwischen sauren und basischen Kationen angibt. Den grössten Teil der M_a -Kationen Konzentration in der Bodenlösung kommt von Aluminium, gefolgt von Protonen und Mangan (vgl. Summe der Kationsäuren pro Standort, Abb. 9 in Braun (2017)). Der Aziditätsgrad ist stark vom pH-Wert der Bodenlösung abhängig. Diese Beziehung zwischen Aziditätsgrad und pH-Wert sowie der Basensättigung in der Bodenfestphase ist in Abb.

9 dargestellt.

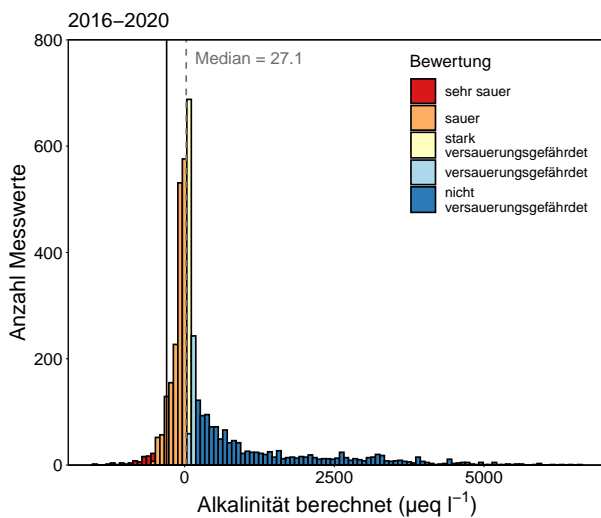


Abb. 7. Häufigkeitsverteilung der gemessenen Alkalinität. Die Farbcodierung richtet sich nach der Bewertung von Block et al. (2000) dargestellt in Tab. 1. Die schwarze Linie markiert den kritischen Wert von $-300 \mu\text{eq l}^{-1}$ nach Sverdrup et al. (1990a), Hettelingh und de Vries (1992).

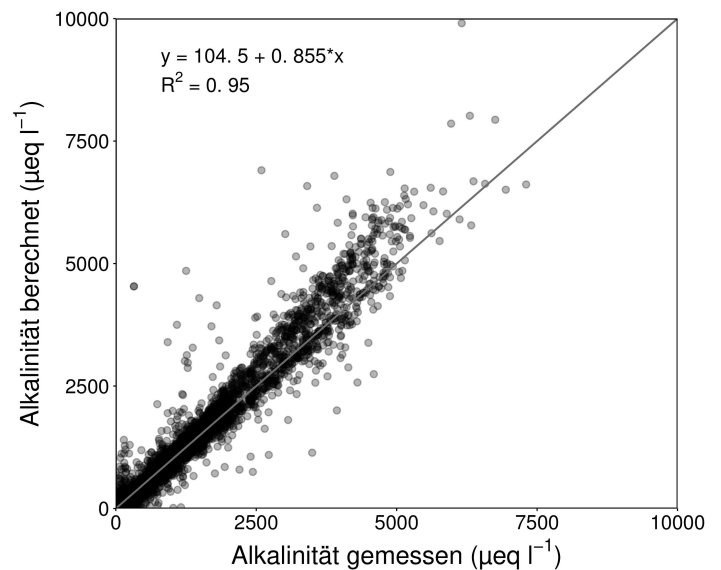


Abb. 8. Beziehung zwischen der berechneten Alkalinität und der gemessene Alkalinität. Die graue Linie ist die 1:1 Linie. Anzahl Messungen 14515.

Tab. 6. Anzahl der Überschreitungen von kritischen Werten in der Bodenlösung. Die Überschreitungen nach der Anzahl Standorten ist in der Tab. A1 ersichtlich.

Indikatoren	1997-2000	(%)	2001-2005	(%)	2006-2010	(%)	2011-2015	(%)	2016-2020	(%)	1997-2020	(%)	Referenz
BC/Al_{anorg}													
<1	2	0.2	3	0.1	40	0.9	84	1.7	109	2	238	1.3	CLRTAP (2004b)
<7	216	20.5	1037	35.8	1739	39.4	2045	42	2241	40.8	7278	38.9	CLRTAP (2004b)
<10	329	31.2	1221	42.2	2004	45.5	2309	47.4	2548	46.4	8411	44.9	CLRTAP (2004b)
>10	682	64.8	1622	56	2402	54.5	2452	50.4	2934	53.5	10092	53.9	CLRTAP (2004b)
pH-Wert													
<4	-	-	6	0.2	5	0.1	9	0.2	38	0.7	58	0.3	CLRTAP (2004b)
>4	1044	100	2863	99.8	4388	99.9	4793	99.8	5211	99.3	18299	99.7	CLRTAP (2004b)
Al_{anorg}													
>2	17	1.6	145	5	142	3.2	202	4.1	355	6.5	861	4.6	CLRTAP (2004b)
<2	995	94.5	2698	93.2	4265	96.7	4559	93.6	5131	93.5	17648	94.3	CLRTAP (2004b)
>0.2	508	50.2	1391	48.9	1960	44.5	2081	43.7	2250	41	8190	43.8	Hettelingh und de Vries (1992)
<0.2	504	49.8	1452	51.1	2447	55.5	2680	56.3	3236	59	10319	55.1	Hettelingh und de Vries (1992)
Alkalinität													
<-500	11	1.1	77	2.7	42	1	29	0.6	77	1.5	236	1.3	Block et al. (2000)
-500-0	547	52.5	1495	52.1	2115	48	1950	40.2	1677	32.8	7784	42.6	Block et al. (2000)
0-100	331	31.8	620	21.6	1239	28.1	1666	34.4	1756	34.3	5612	30.7	Block et al. (2000)
100-200	35	3.4	94	3.3	105	2.4	177	3.7	304	5.9	715	3.9	Block et al. (2000)
>200	118	11.3	585	20.4	901	20.5	1024	21.1	1302	25.4	3930	21.5	Block et al. (2000)
<-300	79	7.6	279	9.7	182	4.1	181	3.7	244	4.8	965	5.3	CLRTAP (2004b)
>-300	963	92.4	2592	90.3	4220	95.9	4665	96.3	4872	95.2	17312	94.7	CLRTAP (2004b)
N_{anorg}													
≥0.2	907	86.1	2277	78.7	2822	64	2789	57.3	3169	59.2	11964	64.4	CLRTAP (2004b)
≥0.4	838	79.6	2118	73.2	2498	56.7	2478	50.9	2822	52.7	10754	57.9	CLRTAP (2004b)
NO₃⁻													
<5.6	891	84.6	2454	84.8	4084	92.6	4431	91	4595	85.9	16455	88.6	GSchV (1998)
>5.6	153	14.5	426	14.7	320	7.3	418	8.6	633	11.8	1950	10.5	GSchV (1998)

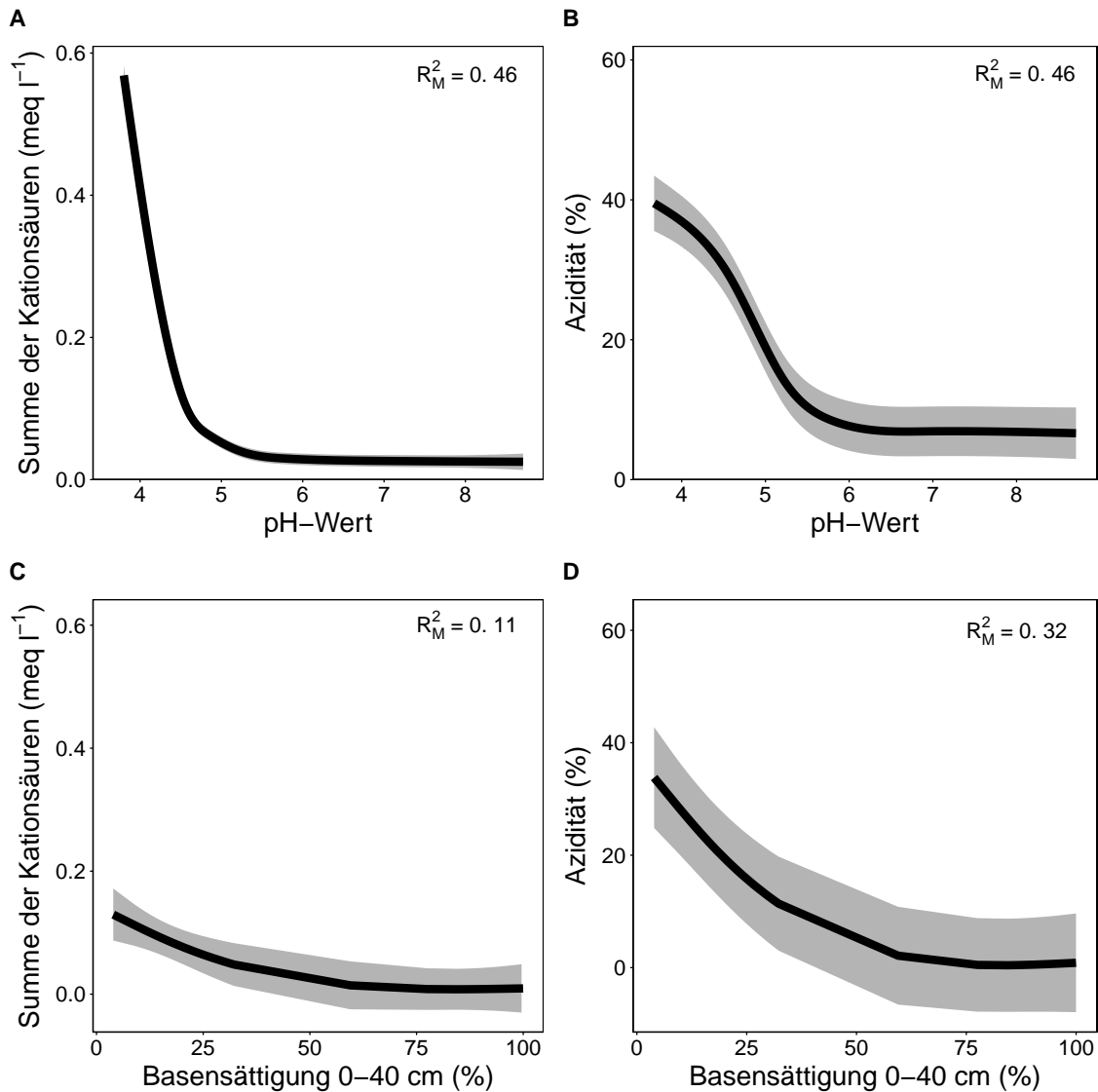


Abb. 9. Beziehung zwischen der Summe von Kationsäuren und dem pH-Wert der Bodenlösung (A) und zur Basensättigung der Bodenfestphase (C). Beziehung zwischen dem Aziditätsgrad und dem pH-Wert in der Bodenlösung (B) und zur Basensättigung der Bodenfestphase (D). Die nicht-linearen Beziehungen wurden mit LMEM berechnet mit Standorten und Tiefenstufe als random effects (n=18576). Die signifikanten Effekte des LMEM sind als Linien mit 95% Vertrauensintervall dargestellt. Eine Abschätzung der erklärten Varianz (ohne random effects) des LMEM wird mit dem R^2_M angegeben.

Der Anteil von Proben mit einem BC/Al-Verhältnis von < 1 ist gering, aber das in der Schweiz gültige $(BC/Al)_{crit}$ von 7 wurde in der letzten Zeitperiode 2016-2020 in 41% aller Fälle unterschritten (Tab. 6). Dies auf insgesamt 74% aller Flächen (Tab. A1). Wie in Braun et al. (2003) dargelegt, wurden in der Wald-dauerbeobachtung Effekte bei 20 oder 40% Basensättigung gefunden. Werden diese kritischen Werten der Basensättigung für eine Risikobewertung verwendet, so werden bei Standorten mit einer Basensättigung von $< 40\%$ in der letzten Zeitperiode 2016-2020 in 54% die kritische Grenze $(BC/Al)_{crit}$ von 7 unterschritten. Bei Standorten mit einer Basensättigung von $< 20\%$ sind es 65%.

Zwischen dem pH-Wert der Bodenlösung und dem BC/Al-Verhältnis besteht eine sehr enge Beziehung (Abb. 10). Die Beziehung zwischen dem pH-Wert gemessen im Boden (Mischprobe repräsentativ verteilt über die Untersuchungsfläche 0-40 cm) und dem BC/Al-Verhältnis ist nicht mehr linear und deutlich weniger stark, jedoch immer noch signifikant (Abb. 10). Die Streuung im Bereich von pH 4 ist durch die Wirkung des Aluminiumpufferbereichs bedingt (Ulrich 1981). Die signifikant positive Beziehung zwischen der Basensättigung der Bodenfestphase und dem BC/Al-Verhältnis ist in Abb. 10 dargestellt. Die erklärte Varianz durch die Basensättigung liegt bei 43%.

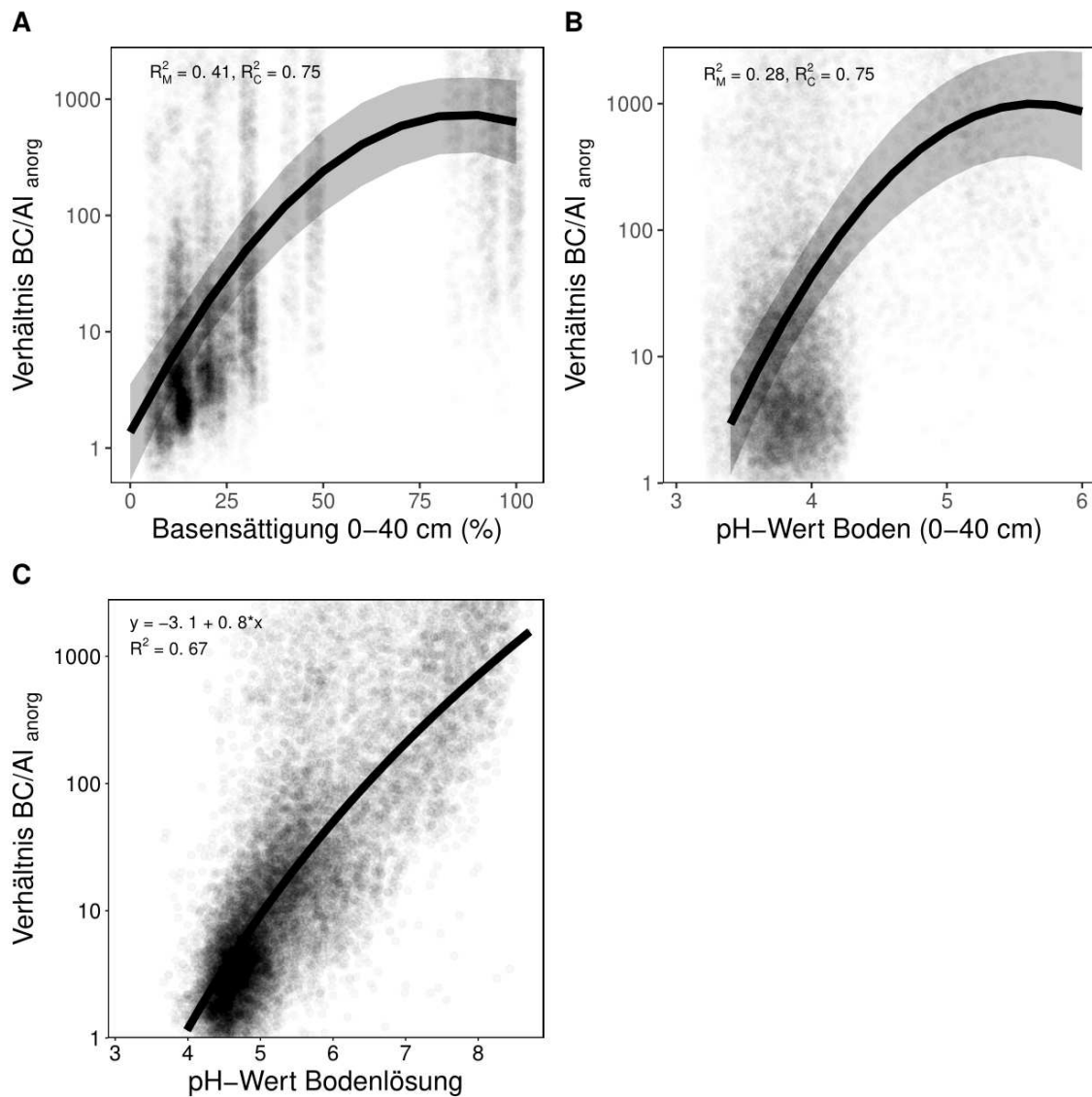


Abb. 10. Beziehung zwischen dem BC/Al-Verhältnis der Basensättigung der Bodenfestphase (A) sowie mit dem pH-Wert der Bodenfestphase (B) und mit dem pH-Wert der Bodenlösung C. Die nicht-linearen Beziehungen (A & B) wurden mit LMEM berechnet unabhängig vom Standort und Tiefenstufe der Lysimeter (LMEM in Tab. A2).

3.1.2 Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung

Der Anteil an Überschreitungen von kritischen Belastungsgrenzen bei den Stickstoffkonzentrationen ist deutlich grösser als bei den Indikatoren der Bodenversauerung. Der langjährige Median von N_{anorg} hat bis zur Zeitperiode (2011-2015) abgenommen und stieg aber in der aktuellen Zeitperiode (2016-2020) auf 0.27 mg N l^{-1} . Das bedeutet auch, dass nun 53% der Proben den oberen Wert der kritischen Belastungsgrenzen für Nährstoffungleichgewichte von 0.4 mg

N l^{-1} überschreiten. Der untere Wert wird von 59% überschritten. Dies auf praktisch allen Flächen (91% resp. 98%). Des Weiteren übersteigen in der aktuellen Zeitperiode 12% der Messungen (Tab. 6) den Grenzwert für Trinkwasser von $25 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ ($=5.6 \text{ mg N l}^{-1}$), dies in 57% der Flächen. Die Konzentrationen unterhalb des Wurzelraums ($\geq 70 \text{ cm}$ Tiefe) sind etwas geringer als die Konzentrationen im Oberboden (Abb. 11,12).

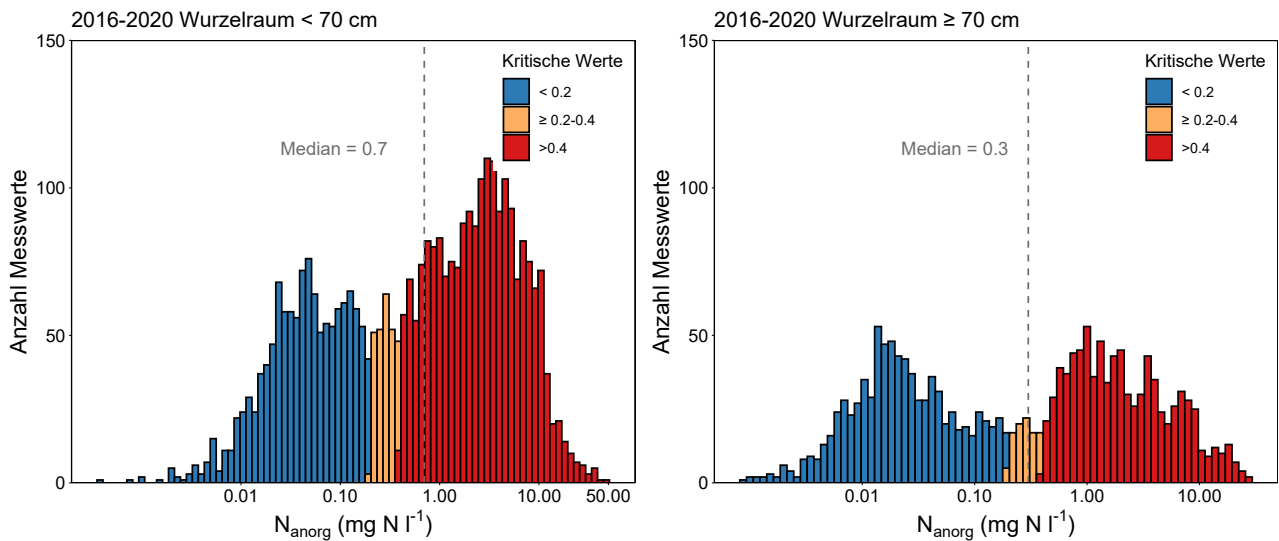


Abb. 11. Häufigkeitsverteilung der Konzentration an anorganischem Stickstoff ($N_{\text{anorg}} = \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) in der Bodenlösung 2016-2020. **Links:** Lysimetermessungen im Wurzelraum < 70 cm, **rechts:** Lysimetermessungen im Wurzelraum ≥ 70 cm. Kritische Werte bezüglich Nährstoffgleichgewicht (CLRTAP 2004b): $N_{\text{anorg}} > 0.2$ mg N l $^{-1}$ orange und > 0.4 mg N l $^{-1}$ rot.

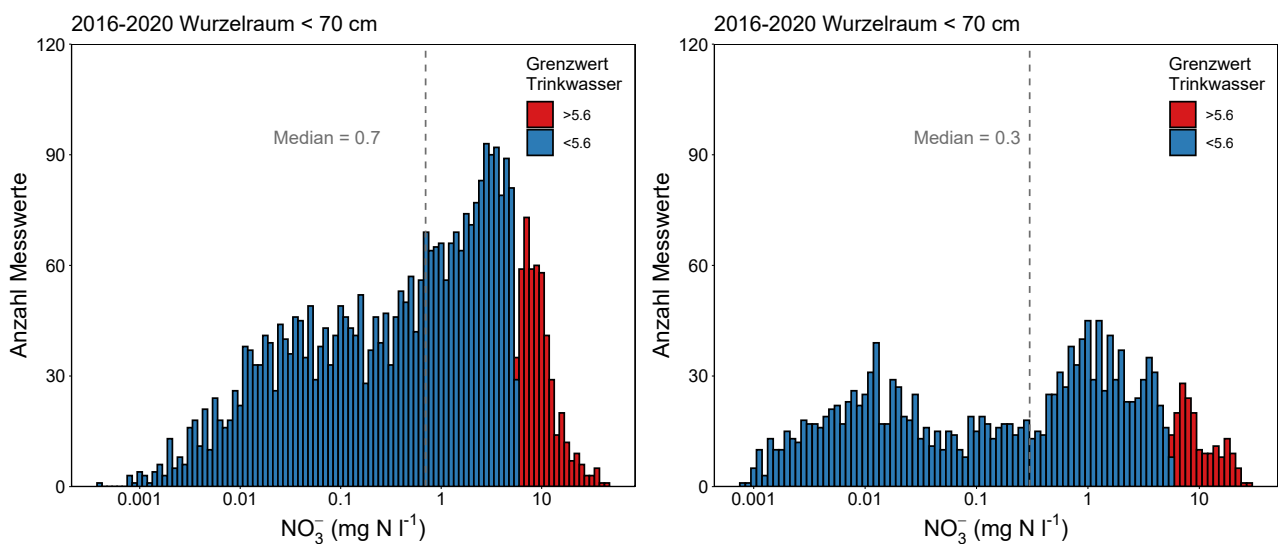


Abb. 12. Häufigkeitsverteilung der Konzentration an Nitrat (NO_3^-) in der Bodenlösung 2016-2020. Der Grenzwert für Trinkwasser (GSchV 1998) von > 5.6 mg N l $^{-1}$ ist rot dargestellt.

3.2 Zeitlicher Trend in den Bodenlösungsmessungen

Die zeitliche Entwicklung wichtiger chemischer Parameter in der Bodenlösung von jeder Untersuchungsfläche ist im Kap. 5 (Abb. 46 bis Abb. 143) dargestellt. Der zeitliche Trend des BC/Al-Verhältnis, gemittelt pro Jahresperiode und unabhängig vom Standort und anderen wichtigen Einflussgrößen, zeigt eine signifikante Abnahme im Laufe der Beobachtungszeit (Abb. 13, Tab. A3). Das bedeutet dass die Bodenversauerung unabhängig vom Standort weiter fortschreitet. Die Abnahme hat sich in der aktuellen Periode wieder beschleunigt.

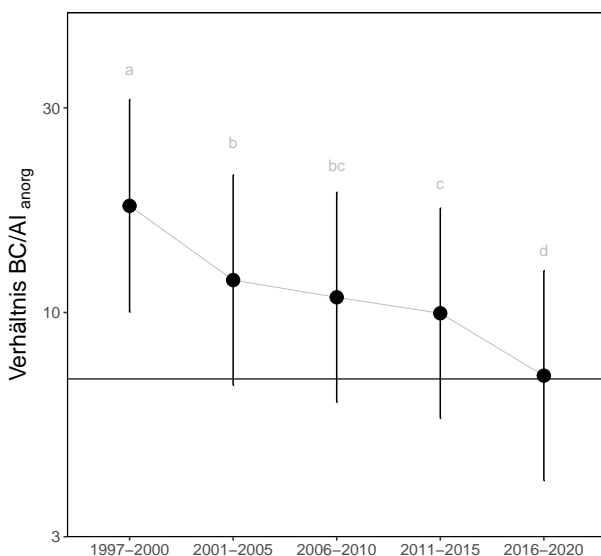
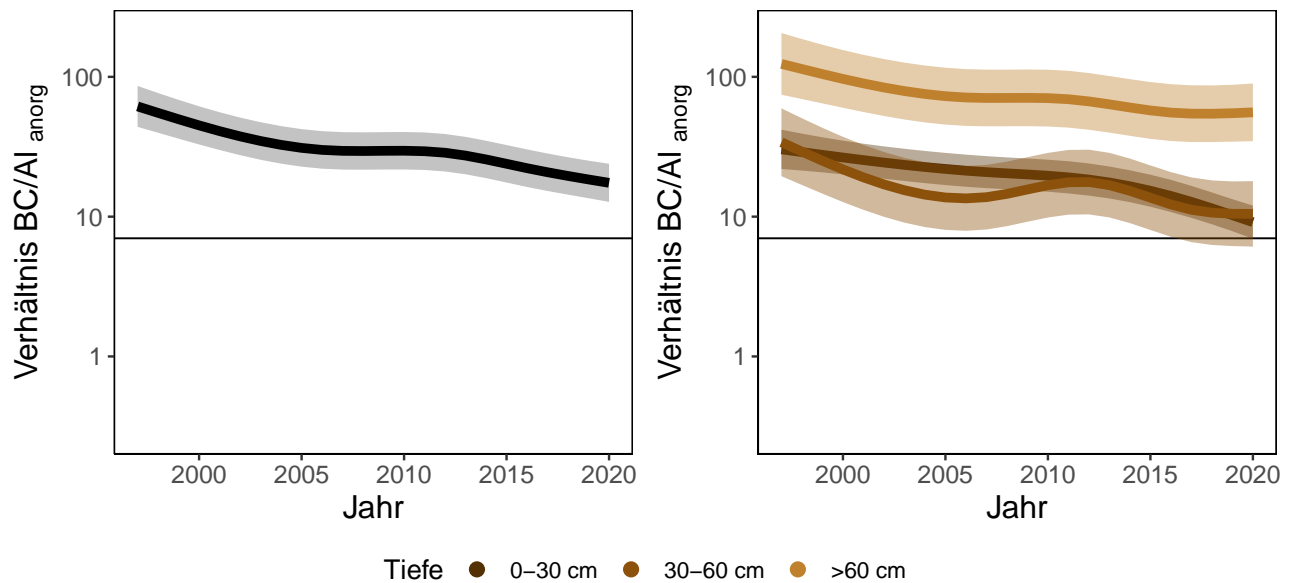


Abb. 13. Veränderung des BC/Al-Verhältnis nach Jahresperioden. Die Punkte sind die geschätzten mittleren Effekte unabhängig vom Untersuchungsstandort und gemittelt für die Einflussgrößen: Baumart, Tiefe und Basensättigung. Die Linien stellen die 95% Vertrauensintervalle des LMEM dar. Die signifikante Abnahme der Jahresperiode zusammen mit anderen Einflussfaktoren sind in Tab. A3 dargestellt. Der kritische BC/Al Wert von 7 ist als schwarze Linie eingezeichnet.

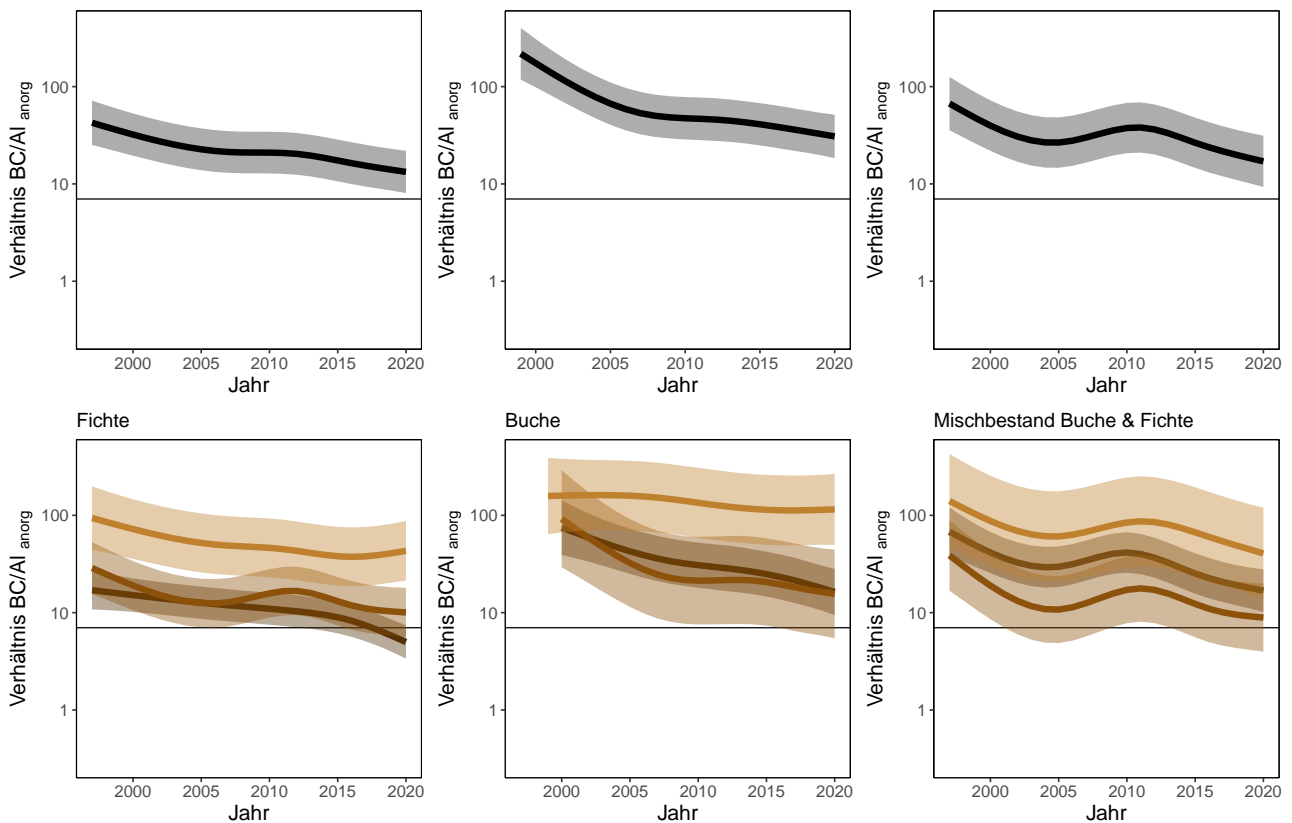
Eine detailliertere Analyse pro Jahr zeigt, dass diese Verlangsamung der Bodenversauerung in den Jahren 2006-2012 stattgefunden hat, dies vor allem in den Bodentiefen über 30 cm. Der Trend zur fortschreitenden Abnahme im BC/Al-Verhältnis stammt hauptsächlich von den Fichten und Mischbestandsflächen von Buchen und Fichten (Abb. 14 B). Die jährliche Veränderung 2016-2020 war nur im Oberboden (0-30 cm) signifikant negativ und lag bei durchschnittlich -5.3%

pro Jahr.

Die fortschreitende Abnahme des BC/Al-Verhältnisses ist auch in der Anzahl Flächen welche eine signifikante Abnahme aufweisen zu sehen (Abb. 16). Die Flächen mit einer signifikanten Abnahme stiegen nach 2010 wieder an, aber es gab auch Flächen mit einer Zunahme im BC/Al-Verhältnis, vor allem in den tieferen Bodenschichten über 30 cm. Die Flächen mit den grössten jährlichen Abnahmen im BC/Al-Verhältnis (Abb. A2) waren die Fichtenflächen Beromünster (LU), Bürglen (UR), Diessenhofen (TG), Grosswangen (LU), Le Châtelard (FR) und Rafz (ZH), die Mischbestandsflächen Grenchenberg (SO) und Wangen (ZH) und Buchenflächen Gelfingen (LU) und Stans (NW). Diese Flächen haben im Durchschnitt eine 30% höhere N-Deposition und eine 25% höhere N-Auswaschungsrate im Vergleich zu allen Flächen (Tab. 19). Beide Einflussfaktoren korrelieren signifikant negativ mit dem BC/Al-Verhältnis (Abb. 20). Die Flächen Aarwangen (BE) und Aeschi (SO) hatten 2016-2020 eine signifikante jährliche Zunahme im BC/Al-Verhältnis (Abb. 15). Beides sind Flächen mit einem tiefen pH Wert des Bodens von < 4 und einer tiefen Basensättigung von < 20%. In Aeschi waren auch die jährliche Zunahmen im Unterboden (>30 cm) signifikant positiv. Dies gilt auch für die Fläche Muri Fichten, welche aber von grossen Veränderungen durch Käfer- und Sturmschäden betroffen war. Auch dort ist die Basensättigung sehr tief (<10%) sowie auch der pH Wert des Bodens (< 4). Die zeitliche Analyse der Bodenlösung in diesen Flächen (Abb. 100 & 50) zeigen, dass die Konzentrationen der basischen Kationen in den letzten fünf Jahren angestiegen sind aber die Al-Konzentrationen eher gesunken sind. Dies resultiert dann in einem höheren BC/Al-Verhältnis. Das bedeutet aber in diesem Fall nicht, dass die Bodenversauerung nach gelassen hat. Da der Anstieg der basischen Kationen eher durch die Pufferwirkung (Al-Pufferbereich) des Bodens stammt, bei welchen auch Nährstoffkationen freigesetzt und ausgewaschen werden. Zusätzlich spielen auch die Durchforstungen auf Grund von Käfer- oder Sturmschäden eine Rolle. Die Nitratkonzentrationen steigen dabei an und waschen auch Nährstoffkationen aus. Dies kann dann kurzfristig zu einem Anstieg der BC-Konzentration in der Bodenlösung führen, aber längerfristig gesehen eher zu einem Nährstoffverlust.

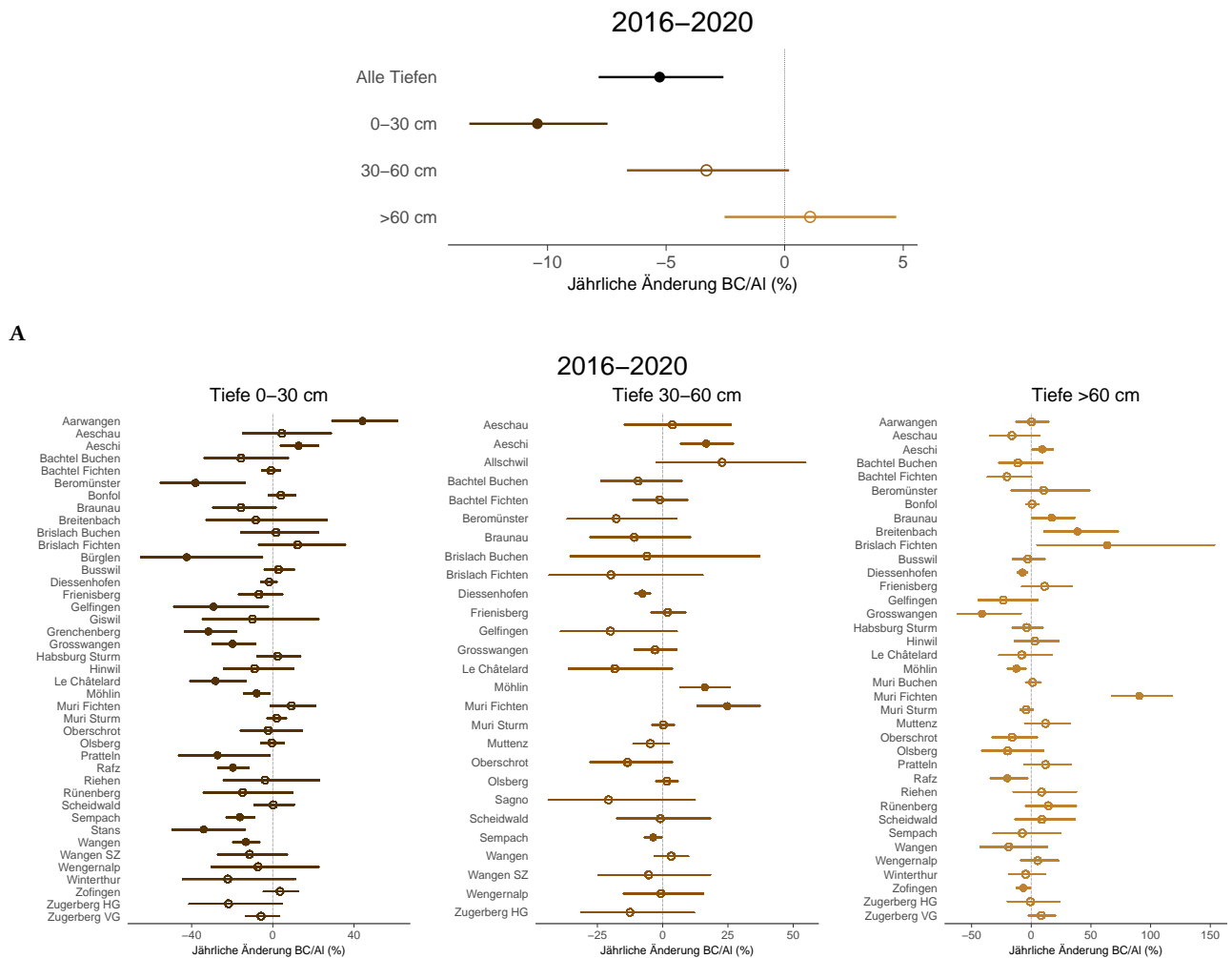


A



B

Abb. 14. Zeitliche Veränderung des BC/Al_{anorg} über alle Standorte und nach Baumart getrennt (**B**). Die signifikanten Effekte des LMEM sind als Linien mit 95 % Vertrauensintervall dargestellt. Nicht signifikante Trends sind ohne Vertrauensintervall dargestellt. Anzahl der Untersuchungsflächen $n=46$, Fichtenflächen $n=21$, Buchenflächen $n=17$ und Mischbestandsflächen Buche & Fichte $n=8$. Die Effekte der Basensättigung auf das BC/Al_{anorg} sind in Abb. A3 zu finden. Alle Angaben zu den LMEM sind in Tab. A4 zu finden. Der kritische BC/Al Wert von 7 ist als schwarze Linie eingezeichnet.



B

Abb. 15. A) Jährliche Veränderung des BC/Al_{anorg} über alle Standorte getrennt nach Bodentiefen. Es wurde das selbe Modell wie bei Abb.14 verwendet, mit den Standorten als random effect. Alle Zeitperioden sind in Tab. 7 beschrieben. **B)** Jährliche Veränderung des BC/Al_{anorg} pro Standort (**B**). Die mittleren jährlichen Veränderungen sind als Punkte dargestellt. Die Linien stellen das 95 % Vertrauensintervall dar. Die signifikanten Jahreseffekte sind mit ausgefüllten Punkten gekennzeichnet. Lineares Modell (LM): $lm(\log_{10}(BCAL) \sim Jahr + BS$. Die einzelnen Standorte sind in der Tabelle A6 zu finden und die Veränderungen über alle Tiefen in Abb. A2.

Tab. 7. Jährliche Veränderung des BC/Al_{anorg} über alle Standorte getrennt nach Bodentiefen. Der mittlere abgeschätzte Effekt des LMEM (Tab. A4) ist als jährliche Änderung in Prozent umgerechnet, mit den Vertrauensintervallen (VI). Signifikante Effekte sind fett markiert.

Tiefe	1997-2020			1997-2000			2001-2005		
	Jährliche Änderung (%)	2.5% VI	95%VI	Jährliche Änderung (%)	2.5% VI	95%VI	Jährliche Änderung (%)	2.5% VI	95%VI
Alle Tiefen	-4.03	-4.45	-3.62	-17.27	-25.93	-7.72	-10.05	-13.65	-6.35
0-30 cm	-4.75	-5.30	-4.21	-26.72	-34.80	-17.54	-4.80	-9.11	-0.24
30-60 cm	-2.98	-3.60	-2.40	-27.02	-35.90	-17.14	-5.25	-10.43	0.17
>60 cm	-2.66	-3.26	-2.08	-7.66	-24.20	11.93	-8.41	-13.29	-3.07
Tiefe	2006-2010			2011-2015			2016-2020		
	Jährliche Änderung (%)	2.5% VI	95%VI	Jährliche Änderung (%)	2.5% VI	95%VI	Jährliche Änderung (%)	2.5% VI	95%VI
Alle Tiefen	-5.23	-8.66	-1.63	-3.08	-6.73	0.76	-5.27	-7.84	-2.59
0-30 cm	-10.00	-14.41	-5.23	-5.26	-9.89	-0.34	-10.43	-13.30	-7.47
30-60 cm	-3.30	-8.53	2.16	-5.84	-11.35	-0.01	-3.30	-6.65	0.19
>60 cm	-1.22	-5.83	3.63	0.99	-4.31	6.40	1.07	-2.53	4.71

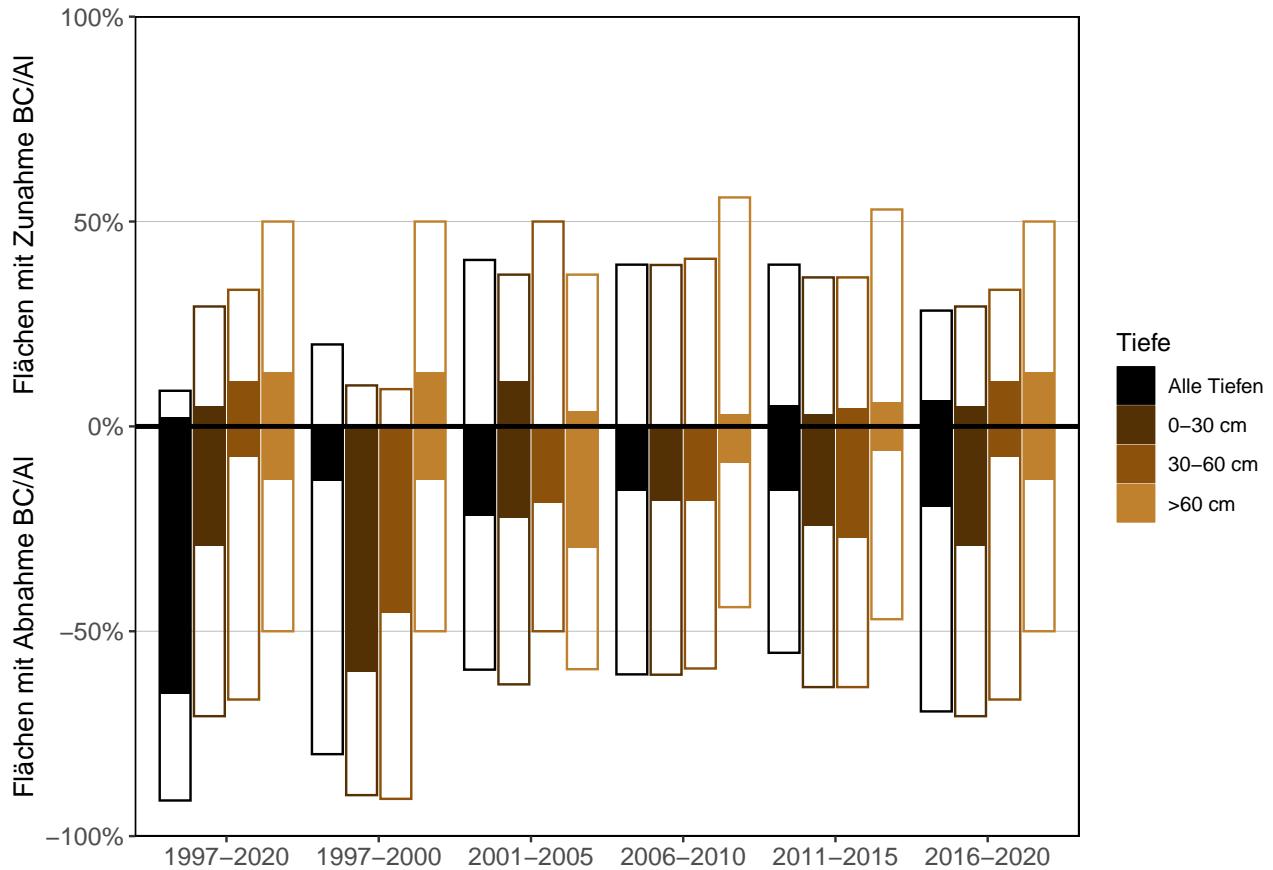


Abb. 16. Prozentuale Veränderungen im BC/Al-Verhältnis aller Beobachtungsflächen pro Zeitperiode, ohne N-Versuche. Der Anteil Flächen mit einer Abnahme ist mit nach unten gerichteten Balken dargestellt, der Anteil Flächen mit einer Zunahme mit nach oben gerichteten Balken. Signifikante Veränderungen (Tab. 8) sind mit ausgefüllten Balken dargestellt. Die Modelle sind in Abb. 15 B) zu sehen.

Tab. 8. Signifikante Veränderungen im BC/Al-Verhältnis aller Beobachtungsflächen pro Zeitperiode, ohne N-Versuche. Modell: siehe Abb. 15 B). n = Anzahl Flächen, Sign. negativ = Anzahl der Flächen mit einer signifikant negativen Veränderung des BC/Al-Verhältnisses. Sign. positiv = Anzahl der Flächen mit einer signifikant positiven Veränderung des BC/Al-Verhältnisses. Die jährliche Veränderung in Prozent ist in Tab. 7 angegeben.

Tiefe	1997-2020					1997-2000					2001-2005				
	n	Sign. negativ	(%)	Sign. positiv	(%)	n	Sign. negativ	(%)	Sign. positiv	(%)	n	Sign. negativ	(%)	Sign. positiv	(%)
Alle Tiefen	46	30	65.2	1	2.2	15	2	13.3	0	0.0	32	7	21.9	0	0.0
0-30 cm	41	12	29.3	2	4.9	10	6	60.0	0	0.0	27	6	22.2	3	11.1
30-60 cm	27	2	7.4	3	11.1	11	5	45.5	0	0.0	16	3	18.8	0	0.0
>60 cm	38	5	13.2	5	13.2	38	5	13.2	5	13.2	27	8	29.6	1	3.7

Tiefe	2006-2010					2011-2015					2016-2020				
	n	Sign. negativ	(%)	Sign. positiv	(%)	n	Sign. negativ	(%)	Sign. positiv	(%)	n	Sign. negativ	(%)	Sign. positiv	(%)
Alle Tiefen	38	6	15.8	0	0.0	38	6	15.8	2	5.3	46	9	19.6	3	6.5
0-30 cm	33	6	18.2	0	0.0	33	8	24.2	1	3.0	41	12	29.3	2	4.9
30-60 cm	22	4	18.2	0	0.0	22	6	27.3	1	4.5	27	2	7.4	3	11.1
>60 cm	34	3	8.8	1	2.9	34	2	5.9	2	5.9	38	5	13.2	5	13.2

3.2.1 Zeitlicher Verlauf des BC/Al-Verhältnis nach Bodentiefen und Basensättigungen

Der zeitliche Verlauf des BC/Al-Verhältnis aller Beobachtungsflächen getrennt nach Bodentiefe und Basensättigungswerten des Bodens ist in der Abb. 17 dargestellt. In allen Bodentiefen und Basensättigungsgruppen gab es eine Abnahme im BC/Al-Verhältnis über die gesamte Beobachtungszeit. Am deutlichsten ist die Abnahme im Oberboden (0-30 cm) und bei höheren Basensättigungswerten >40% (Tab. A7). Das bedeutet, dass der Trend in der BC/Al-Abnahme schwächer wurde je saurer der Boden oder je wei-

ter die Bodenversauerung vorangeschritten ist. Dies kennzeichnet sehr saure Böden, in denen Säureeinträge im Al-Pufferbereich gepuffert werden. Um diese Beziehung mit der Bodenversauerung noch genauer anzuschauen, wurde analog zu Braun et al. (2020) der fünf jährige Trend in der Veränderung des BC/Al-Verhältnis zusammen mit wichtigen Ausgangsparameter wie pH und Basensättigung sowie der Bodentiefe analysiert (Abb. 18).

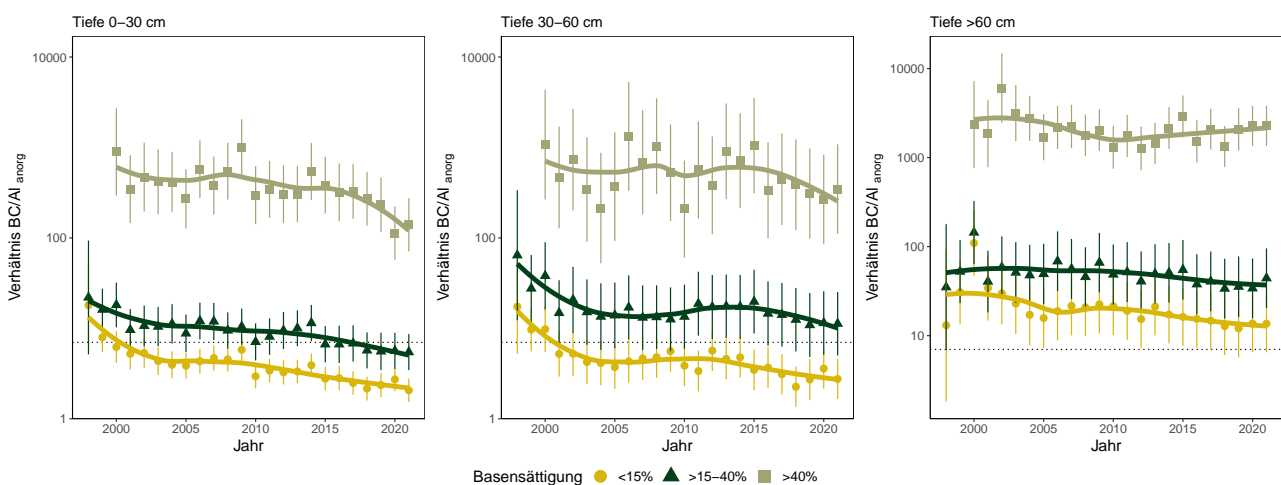


Abb. 17. Zeitliche Entwicklung des BC/Al-Verhältnis aller Beobachtungsflächen aufgeteilt nach Bodentiefe und Basensättigungsklassen (<15%, 15-40%, >40%). Die einzelnen Modelle sind in Tab. A7 zu finden. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.7$) Funktion dargestellt.

3.2.2 Moving window Analyse: Steigung des BC/Al-Verhältnis

Eine Abschätzung der mittelfristigen Veränderung im BC/Al-Verhältnis wurde mit Hilfe einer moving windows Analyse (vgl. Braun et al. (2020)) durchgeführt. Die wichtigsten Faktoren, welche die Steigung des BC/Al beeinflusst haben, sind in Abb. 18 dargestellt. Der grösste Effekt auf diese Veränderung hatte neben der Basensättigung der Bodenfestphase das BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung zu Beginn einer 5 Jahresperiode (LMEM: Tab. A7). Dabei war die Steigung in der Tendenz eher positiv bei einem BC/Al-Verhältnis von >84. In tieferen Bodenschichten (>60 cm) war die Veränderung tendenziell kleiner als in den oberen Schichten. Eine mittelfristige Abnahme im BC/Al-Verhältnis wird erwartet bei einer Basensättigung (0-40 cm) von > 72%. Dies bestätigt die Befunde der zeitlichen Analyse in Abb. 17, dass die Abnahme schneller war bei höheren Basensättigungswerten.

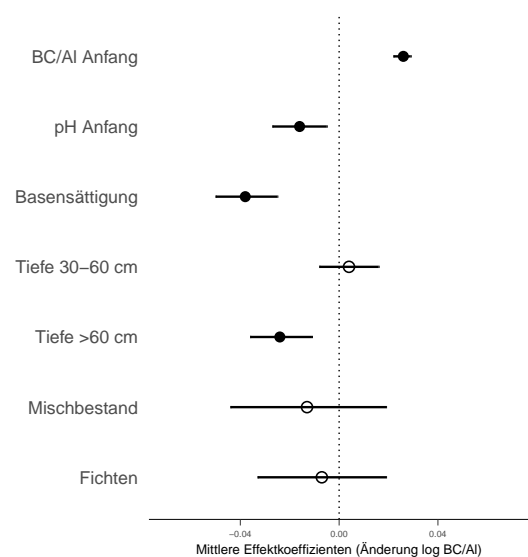


Abb. 18. Änderung der mittelfristigen Steigung des log BC/Al-Verhältnis (moving window Analyse, Tab. A8, Effektplots: Abb. 19). Die vom Modell erklärte Varianz der Variablen liegt bei 0.17 (R^2_M fixed effects) und inklusive den Standorten als random effect bei 0.30 (R^2_C total).

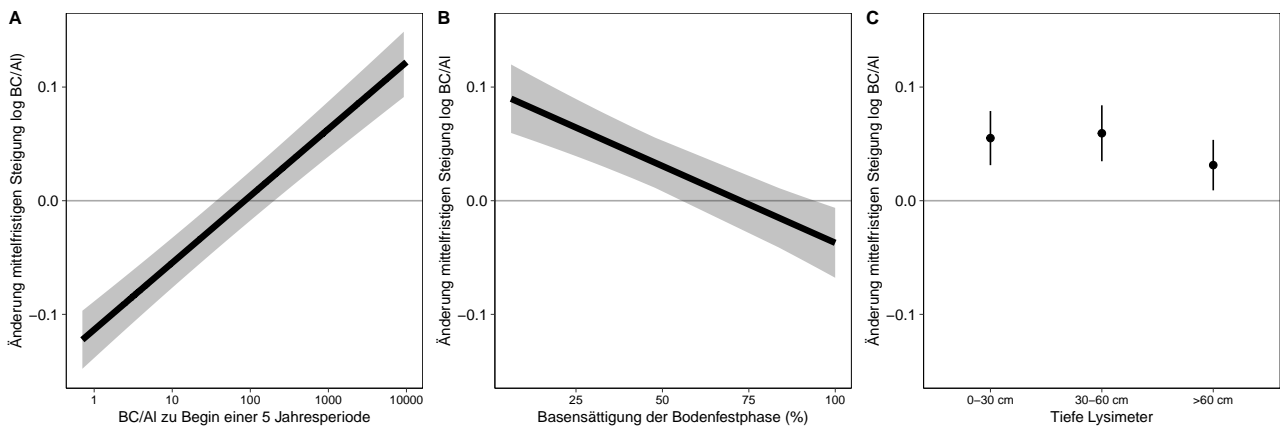


Abb. 19. Effektplots des LMEM Änderung der mittelfristigen Steigung des log BC/Al-Verhältnis (5 Jahre moving window Analyse, Tab A8).

3.2.3 Wichtige Einflussfaktoren auf das BC/Al-Verhältnis

Die grosse Zeitreihe und Abdeckung wichtiger Gradienten für Schweizer Wälder erlauben die Abschätzung verschiedener Einflussfaktoren auf das BC/Al-Verhältnis der Bodenlösung. Neben dem schon beschriebenen signifikant negativen Jahrestrend im BC/Al-Verhältnis aller Lysimetermessungen zeigt auch eine erhöhte N-Deposition eine signifikant negative Korrelation (Abb. 20). Unabhängig vom Standort, der Basensättigung und der Baumart führt eine N-Deposition von mehr als $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu einem BC/Al-Verhältnis unterhalb dem kritischen Wert von 7. Die 95% Vertrauensbereiche (Abb. 21) zeigen dabei auf, dass eine Unterschreitung des BC/Al-Werts von 7 auf einigen Flächen auch schon bei niedrigeren N-Depositionen von unter $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ der Fall sein kann. Die anorganischen N-Konzentrationen von Nitrat und Ammonium in der Bodenlösung korrelierten ebenfalls negativ mit dem BC/Al-Verhältnis.

Erwähnenswert ist auch die signifikante negative Beziehung mit der Bestandesreduktion, welche als Summe der abgestorbenen Bäume durch Windwurf, Stammbruch oder Käferbefall inklusive Zwangsnutzungen und Durchforstungen definiert wurde. Im Modell (Tab. A9) wurde nachgewiesen, dass sich die Effekte der Bestandesreduktion bis zu 4 Jahre nach dem Ereignis negativ auf das BC/Al-Verhältnis auswirken. Bei einer grossen Störung des Bodens steigen die N-Auswaschungsraten und begleitend Nährstoff-

auswaschungen. Dies hat dann ein tieferes BC/Al-Verhältnis und einen Nährstoffverlust für den Waldstandort zur Folge.

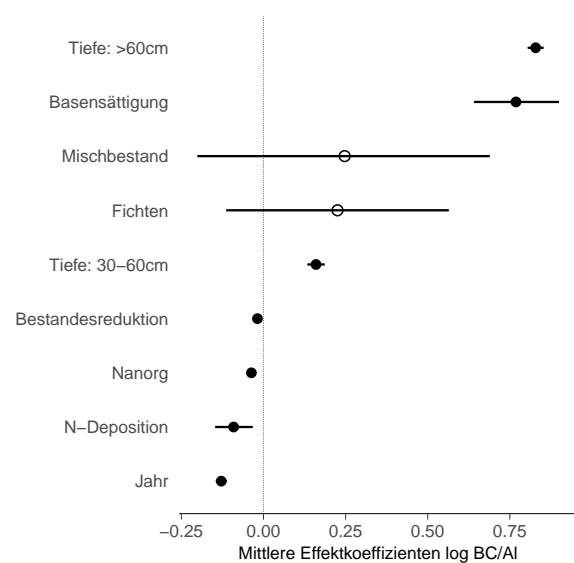


Abb. 20. Effektkoeffizienten von wichtigen Einflussfaktoren welche das BC/Al-Verhältnis beeinflussen. Das LMEM ist in Tab. A9 zu finden. Die signifikanten Faktoren sind mit ausgefüllten Punkten gekennzeichnet. Die vom Modell erklärte Varianz der Variablen liegt bei 0.50 (R^2_C fixed effects) und inklusive den Standorten als random effect bei 0.69 (R^2_C total).

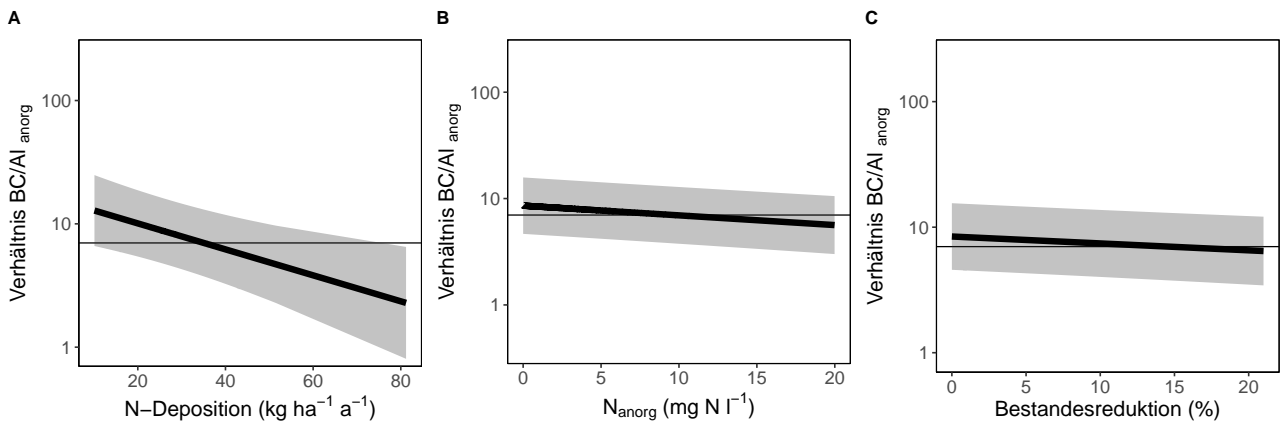


Abb. 21. Effektplots von wichtigen Einflussfaktoren auf das BC/Al-Verhältnis. Die weiteren signifikanten Effekte (Abb. 20) sind in (Fig. A4) dargestellt. Das LMEM ist in Tab A9 dargestellt). Der kritische BC/Al Wert von 7 ist als schwarze Linie eingezeichnet. Die Bestandesreduktion wurde als Lag-Effekt von 1 bis 4 Jahre nach dem Ereignis definiert.

3.3 Auswirkungen von Störungen auf die Bodenlösungschemie

3.3.1 Borkenkäferbefall als Folge der extremen Trockenheit: Fallbeispiel Diessenhofen (TG)

In der Beobachtungsfläche Diessenhofen (TG) ist der Fichtenbestand innerhalb von zwei Jahren abgestorben (Abb. 23). Im Jahr 2018 stieg der Anteil Fichten mit einer Kronenverlichtung >25% auf 16% und im Jahr 2019 auf 21% (Abb. 22). Im 2019 kamen dann auch zum ersten Mal Kronenverlichtungen der Schadstufe 2 von >60% vor inklusive 5 Ausfällen durch den Borkenkäferbefall. Im nächsten Jahr 2020 waren alle nummerierten Fichten, insgesamt 65 Bäume, ausgefallen. Aus diesem Grund musste die Untersuchungsfläche im Jahr 2021 aufgegeben werden. Die Fichten waren durch die extrem trockenen Jahre seit 2015 geschwächt und wurden deshalb von Borkenkäfer befallen.

Auf dieser Fläche werden die Auswirkungen von Störungen des Bestandes auf die Bodenchemie auf Grund des flächendeckenden Ausfalls der Fichten deutlich sichtbar. Das BC/Al-Verhältnis war seit Messbeginn 2006 unter dem kritischen Grenzwert von 7 (Abb. 74). Bei einer durchschnittlichen N-Deposition von $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und einer Basensättigung (0-40 cm) von 14%. Das Absterben der Bäume führte zu deutlich mehr H^+ -Ionen in der Bodenlösung und zu einem Abfall im pH-Wert um eine halbe Einheit (Abb. 24). Die Nitratkonzentrationen stiegen innerhalb von zwei Jahren um das Doppelte, auf Grund der verminderten Aufnahme durch die Vegetation. Dies führte wahrscheinlich zu einer grösseren Lösung und Aus-

waschung an Nährstoffkationen. Auch die Mangan und Al-Konzentrationen in der Bodenlösung stiegen deutlich an. Die berechnete Alkalinität fiel innerhalb dieser zwei Jahre vom sauren in den sehr sauren Bereich ($< -500 \mu\text{eq l}^{-1}$).

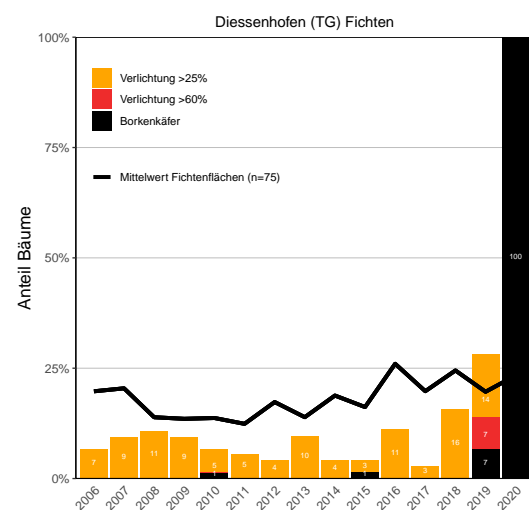


Abb. 22. Kronenverlichtung und Ausfälle durch Borkenkäfer in Diessenhofen (TG) 2006-2020. Verlichtungen > 25% sind orange dargestellt, >60% rot. Ausfälle durch den Borkenkäfer sind in schwarz dargestellt. Die schwarze Linie ist der gewichtete Mittelwert der Kronenverlichtung aller Fichtenflächen im Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramm.



Abb. 23. Lysimeter auf der geschädigten Fichtenfläche Diessenhofen (TG) während der Bonitierung im Sommer 2020. Deutlich zu sehen sind die abgeblätterten Rinden der abgestorbenen Fichten (links). Rechts ist eine umgestürzte Fichte direkt vor einer Lysimeterinstallation zu sehen.

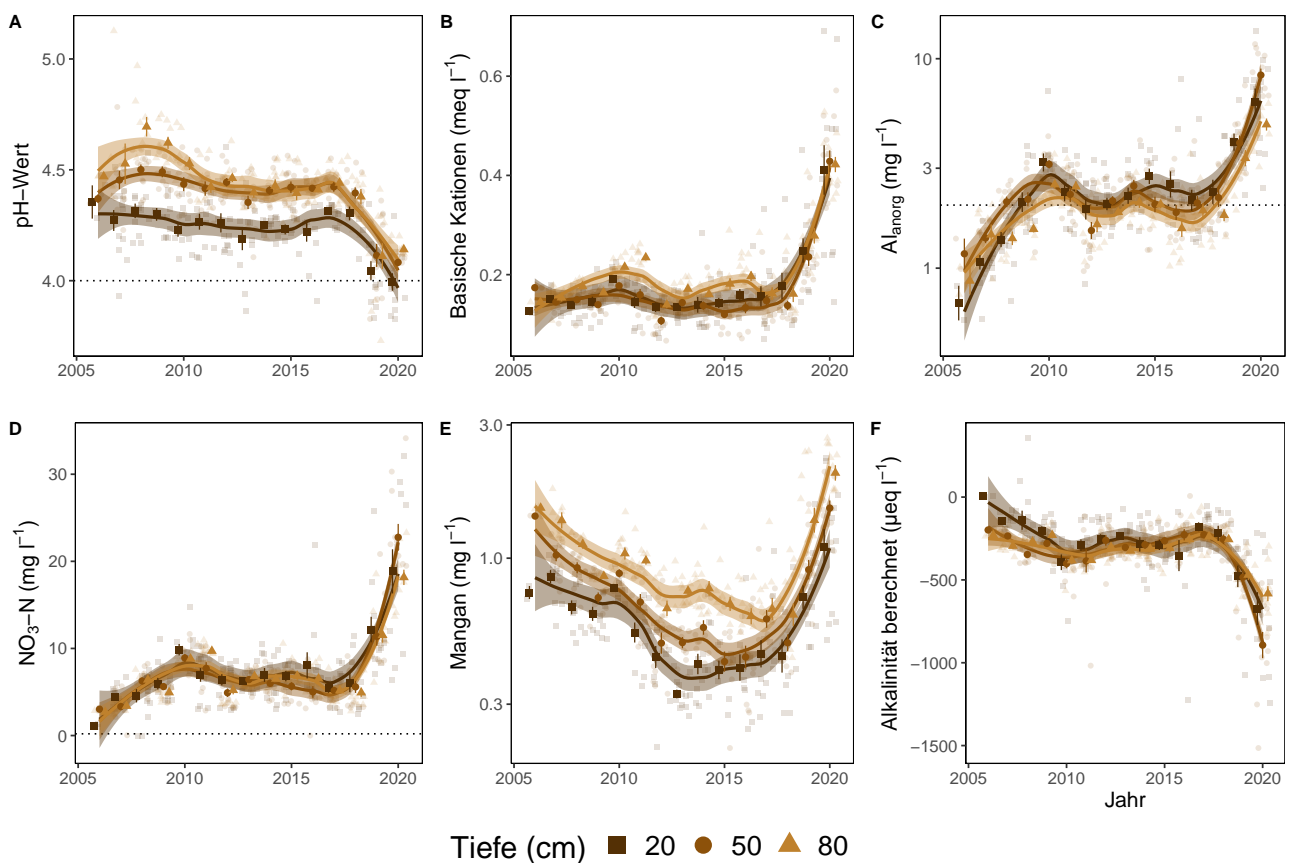


Abb. 24. Entwicklung der Bodenlösungsmessungen in der Fichtenfläche Diessenhofen (TG). A) pH-Wert mit Grenzwert = 4, C) basische Kationen (BC), D) Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration = 2 mg l^{-1} , F) Mangankonzentration, G) berechnete Alkalinität (ANC). Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting Funktion dargestellt.

3.3.2 Einfluss der Bodenversauerung auf die Baumvitalität: Fallbeispiel Scheidwald (BE)

Der Einfluss der Bodenchemie auf die Baumvitalität ist auf Grund der vielfältigen Einflussfaktoren wie Standortseigenschaften oder externe Faktoren wie eine Trockenheit nur bedingt zu erkennen. Allerdings gibt es ein Fallbeispiel, an dem sich das auf kleinem Raum zeigen lässt. Die Fichtenfläche Scheidwald (BE) musste nach starken Sturmschäden 2009 um eine Teilfläche erweitert werden (Scheidwald neu, SWN). Diese neue Teilfläche hat im Vergleich zur alten Fläche SW markant tiefere pH-Werte in der Bodenlösung. Die langjährigen Mittelwerte (2010-2020) der beiden Teilflächen pro Tiefenstufe sind in Tab. A5 dargestellt. An diesem Beispiel kann gezeigt werden wie sich unterschiedliche Bodenvoraussetzungen am selben Standort auf die Gesundheit der Waldbäume auswirkt. Die Fläche SWN (Abb. 119) hat im Vergleich zur Fläche SW (Abb. 118) markant tiefere pH-Werte in der Bodenlösung. Der langjährige Unterschied über

alle drei Tiefenstufen beträgt 12%. Die Säureneutralisationskapazität (Alkalinität) ist um 49% grösser und der Versauerungsgrad (Azidität) um 361% niedriger. Die Bodenlösung weist auch weniger Al_{anorg} , NO_3 , SO_4 und Mn auf. Das BC/Al-Verhältnis unterschreitet im Mittel die kritische Grenze von 7 bei der Fläche SW (Median = 1.8) nicht aber auf der Fläche SWN (Median = 23.4). Unterteilt nach Bodentiefe wird der kritische Wert bei SWN nur in der obersten Bodentiefe von 20 cm häufig unterschritten und nur in 80 cm Tiefe liegen die Werte immer darüber. Es ist davon auszugehen, dass die Unterschiede in der Kronenverlichtung mit den bodenchemischen Unterschieden zu tun haben (Abb. 25). So wurden auf der Fläche SW Verlichtungen über 60% festgestellt, zuletzt im Jahr 2020 bei 14% der Fichten. Auch gaben es dort Ausfälle durch den Borkenkäfer in den Jahren 2015 bis 2017.

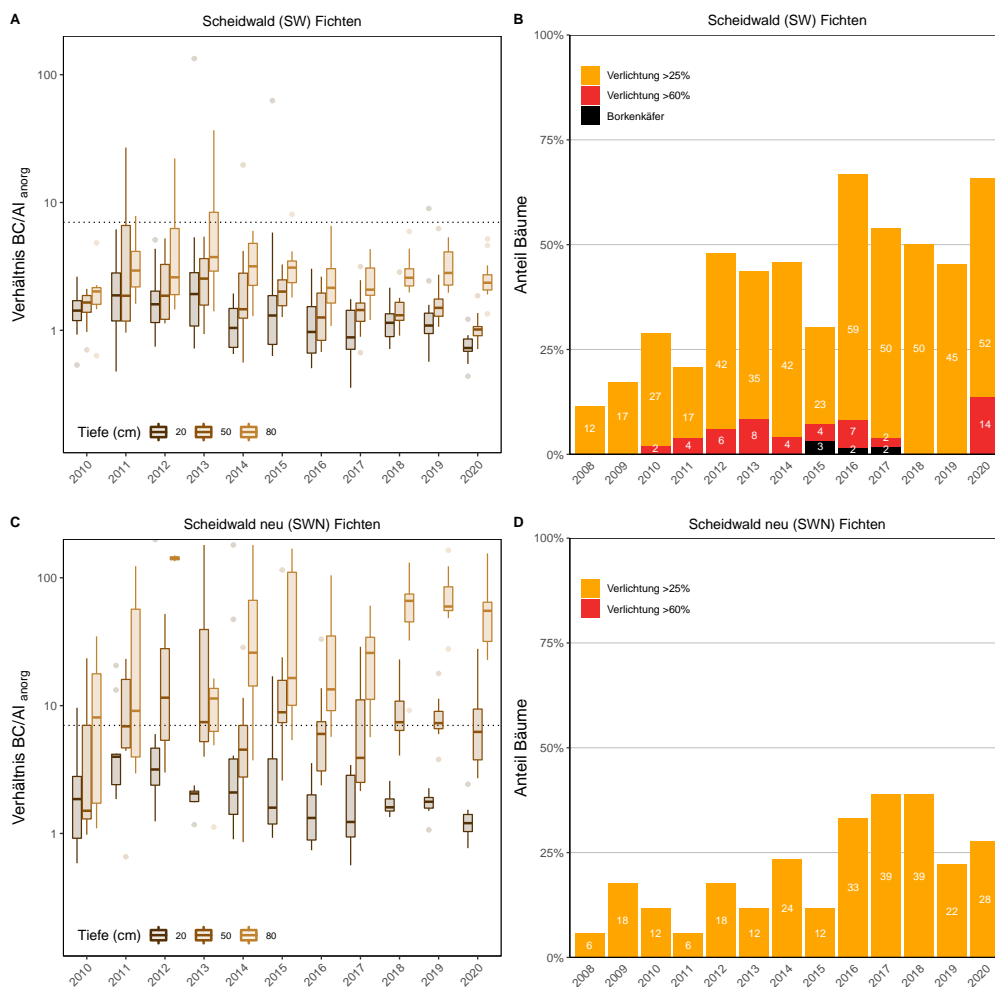


Abb. 25. Fallbeispiel Scheidwald (BE) Fichten. Auf der selben Beobachtungsfläche führten die Unterschiede im Boden, sichtbar durch die monatlichen Lysimetermessungen (A und C; Abb. 118,119) zu markanten Unterschieden in der Bonitierung der Kronenverlichtung (B und D).

3.4 Stickstoffdüngungsversuch Zugerberg (ZG)

3.4.1 Zeitlicher Trend in der Bodenlösung

Auf dem Zugerberg (ZG) und in Lurengo (TI) wurden seit 1992 N-Düngerversuche mit Ammoniumnitrat durchgeführt. Dabei wurde der N-Düngungseffekt von verschiedenen N-Gaben (0, 10, 20, 40, 80, 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹) auf junge Forstpflanzen der Buche, Eiche und Fichte untersucht. Seitdem Jahr 1997 sind auf dem Zugerberg und in Lurengo Lysimeter in den Versuchsvarianten 0, 20, 40 und 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ installiert. Im Jahr 2008 erfolgte eine Neupflanzung mit Buchen und

Eichen auf dem Zugerberg und mit Fichten in Lurengo. Auf dem Zugerberg wurde in diesem Jahr ein Teil der gedüngten Flächen als Regenerationsflächen inklusive neuen Lysimetern eingerichtet. Die Lysimeter in Lurengo wurden im Jahr 2017 abgeräumt. In der folgenden Auswertung wird auf die Entwicklung in der Bodenchemie auf der N-Versuchsfläche Zugerberg und deren Regenerationsfläche eingegangen.

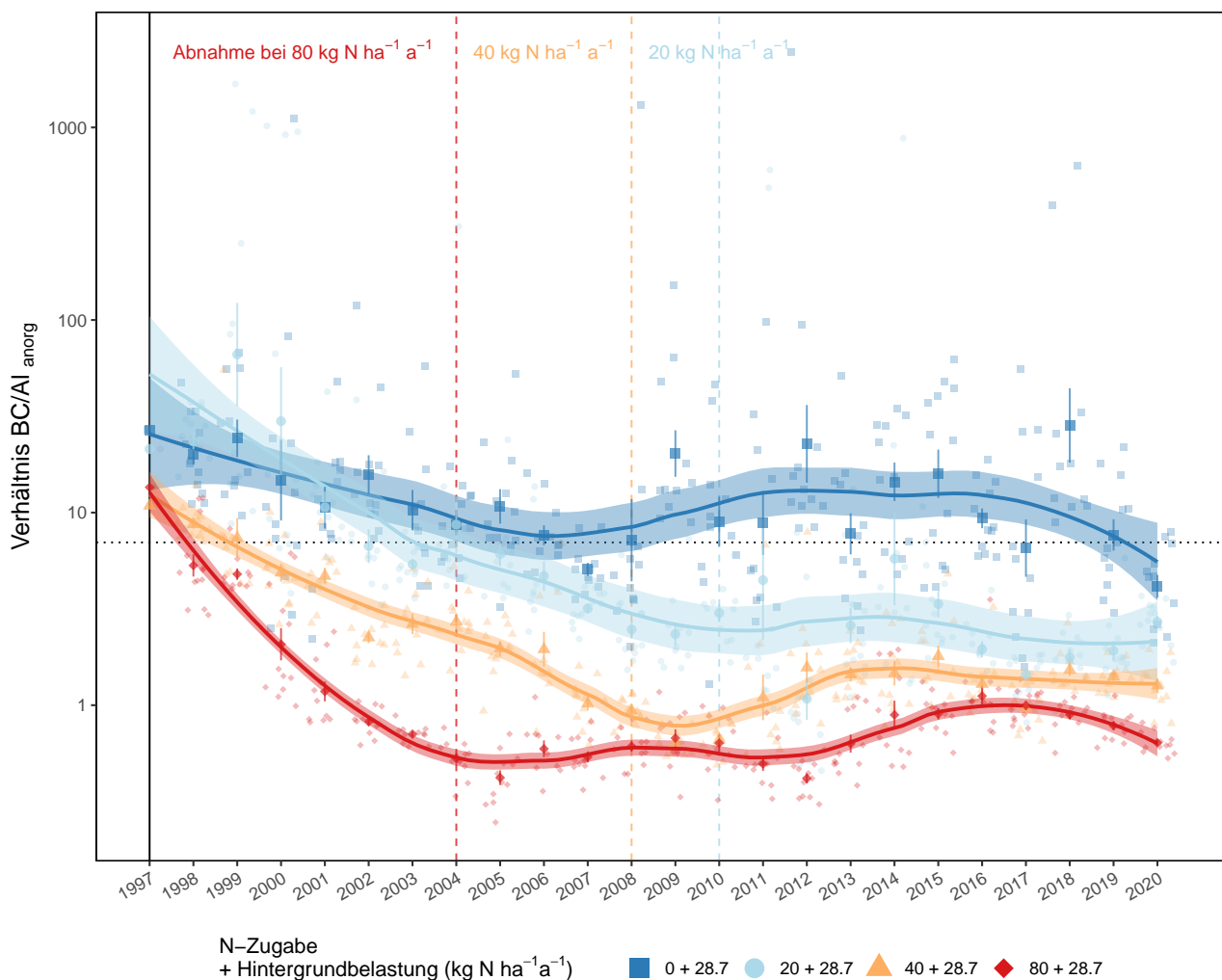


Abb. 26. Zeitliche Entwicklung des BC/Al-Verhältnis im N-Versuch Zugerberg gemessen in einer Tiefe von 50 cm. Aufgeteilt nach N-Düngungsstufen (0, 20, 40 und 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹) zusätzlich zur gemittelten Hintergrundbelastung für die Jahre 1997-2020 für Laub- und Nadelholz (Rihm und Künzle 2019). Dargestellt sind die monatlichen Messungen und pro Jahr ein Mittelwert mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt. Die vertikalen Linien stellen die Zeitabschnitte mit einer Abnahme durch die entsprechende N-Zugabe dar (vgl. Geschwindigkeit der jährlichen Abnahme in Tab. 10).

Tab. 9. Veränderungen in der Bodenlösung im N-Versuch Zugerberg. Die monatlich gemessenen Samples sind in die für den N-Versuch relevanten Zeitabschnitte aufgeteilt. Die Angaben für die minimalen Al_{anorg} und NO_3^- wurden auf Grund der Detektionslimite für Al_{anorg} weggelassen. CV= Coefficient of Variation, ein statistisches Mass für die relative Streuung um den Mittelwert. Die angegebene Alkalinität ist die berechnete Alkalinität (vgl. Abb. 8).

	0 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹			20 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹			40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹			80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹						
	1997-2004	2005-2008	2009-2020	1997-2004	2005-2008	2009-2020	1997-2004	2005-2008	2009-2020	1997-2004	2005-2008	2009-2020	1997-2020			
BC/Al_{anorg}																
Median	11.74	6.28	9.69	9.62	7.84	3.64	2.02	3.31	3.95	1.18	1.19	1.49	0.96	0.52	0.76	0.73
Min	2.08	2.02	1.29	1.29	2.73	1.53	0.46	0.46	1.30	0.57	0.49	0.49	0.31	0.25	0.31	0.25
Max	1116.33	1305.07	2466.14	2466.14	1680.58	19.55	878.03	1680.58	50.38	6.92	7.94	50.38	12.34	1.10	3.54	12.34
CV	3.94	5.29	5.48	5.15	3.20	0.74	5.87	4.78	1.14	0.70	0.69	1.43	1.11	0.31	0.48	1.33
pH																
Median	5.30	5.29	5.34	5.33	5.02	4.95	4.78	4.85	4.82	4.75	4.61	4.70	4.60	4.52	4.47	4.52
Min	4.03	4.77	4.57	4.03	4.24	4.60	4.13	4.13	4.11	4.45	3.84	3.84	3.39	4.21	3.98	3.39
Max	6.53	6.05	6.85	6.85	5.95	6.23	5.89	6.23	5.39	5.36	5.32	5.39	5.54	4.75	6.77	6.77
CV	0.08	0.05	0.09	0.08	0.06	0.05	0.06	0.06	0.04	0.04	0.04	0.05	0.05	0.03	0.07	0.06
Al_{anorg} (mg l⁻¹)																
Median	0.12	0.31	0.20	0.18	0.17	0.38	0.72	0.41	0.49	1.17	1.53	0.97	1.76	3.52	2.58	2.58
Max	1.81	1.23	3.83	3.83	0.57	1.69	7.70	7.70	2.69	5.46	4.64	5.46	7.88	9.28	12.77	12.77
CV	1.39	0.73	1.36	1.31	0.73	0.77	1.16	1.47	0.79	0.69	0.63	0.79	0.76	0.49	0.70	0.71
Alkalinität (µeq l⁻¹)																
Median	6.44	-13.97	-7.48	-1.16	-2.57	-62.62	-95.76	-54.16	-59.59	-188.57	-196.29	-137.44	-235.65	-527.60	-368.75	-375.53
Min	-308.36	-727.11	-475.51	-727.11	-129.78	-307.42	-849.60	-849.60	-335.62	-805.70	-908.43	-908.43	-1060.03	-1295.19	-1589.38	-1589.38
Max	106.24	182.78	134.01	182.78	50.20	66.83	54.17	66.83	55.48	-12.99	22.56	55.48	311.11	-207.79	27.14	311.11
CV	-100.06	-3.03	-4.55	-5.15	-2.82	-0.95	-1.23	-1.61	-0.96	-0.64	-0.69	-0.83	-0.84	-0.40	-0.68	-0.69
N_{anorg} (mg N l⁻¹)																
Median	0.28	1.57	1.67	1.16	0.64	2.05	2.41	1.69	2.29	3.88	4.30	3.61	5.94	9.30	7.03	7.38
Min	0.02	0.29	0.04	0.02	0.01	0.39	0.13	0.01	0.29	0.40	0.66	0.29	0.92	3.52	0.83	0.83
Max	7.68	6.94	9.86	9.86	4.12	6.24	21.19	21.19	11.21	14.26	14.49	14.49	23.63	20.16	26.01	26.01
CV	1.73	0.75	0.83	1.03	1.04	0.65	1.02	1.19	0.75	0.54	0.61	0.66	0.65	0.39	0.62	0.60
NO_3^- (mg N l⁻¹)																
Median	0.27	1.57	1.66	1.09	0.63	2.03	2.40	1.68	2.28	3.87	4.27	3.56	5.81	9.29	7.03	7.27
Max	7.64	6.93	9.85	9.85	4.10	6.23	20.71	20.71	11.19	14.08	14.48	14.48	17.33	20.15	25.97	25.97
CV	1.77	0.75	0.85	1.04	1.05	0.65	1.00	1.18	0.75	0.54	0.61	0.66	0.59	0.39	0.62	0.58
Anzahl Messungen	82	47	141	270	82	46	140	268	82	46	139	267	82	46	140	268

Der N-Versuch auf dem Zugerberg zeigt deutliche Effekte einer zusätzlichen N-Belastung auf Indikatoren der Bodenchemie. Es treten deutliche Unterschiede bei erhöhten N-Zugaben beim pH-Wert, NO_3^- , Mn, Azidität und in der berechneten Alkalinität auf (Abb. 141). Der pH-Wert sank im Mittel um eine Einheit, dies bei allen Düngestufen im Vergleich zur Kontrolle mit der Hintergrundbelastung von 28.7 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (gemittelter Wert für Laub- und Nadelholz 1997-2020). Die Al , NO_3^- sowie Mn Konzentrationen stiegen mit zunehmender N-Gabe deutlich an. Der kritische Wert von Al wird dabei bei der höchsten N-Zugabe von 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ häufig überschritten. Die Alkalinität war stark im negativen Bereich, teilweise sogar im sehr sauren Bereich von unterhalb -500 µeq l⁻¹ für die höchste N-Zugabe. Auch die Azidität ist sehr stark angestiegen, bei der höchsten N-Zugabe um das 3-fache. Das BC/ Al -Verhältnis, als wichtiger Indikator des Säure-Basen-Zustands in der Bodenlösung, hat

drastisch abgenommen, je höher die N-Zugabe war (Abb. 27). Bei allen N-Zugaben fiel BC/ Al -Verhältnis unter die kritische Grenze von 7. Die Zeit welche dafür gebraucht wurde war 1 Jahr für 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹, 2 Jahre für 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und 7 Jahre für 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die Abnahme in der höchsten N-Zugabe verlief in den ersten 8 Jahren (1997-2004) sehr schnell mit einer mittleren jährlichen Abnahme von -34% (Tab. 10). Danach stagnierte das BC/ Al -Verhältnis bei sehr tiefen Werten von < 1 (Tab. 9). Bei der zweithöchsten N-Zugabe von 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ dauerte die Abnahme 12 Jahre (1997-2008). Seitdem liegen die Werte knapp über 1 (2009-2020: 1.2; Tab. 9). In der tiefsten N-Zugabe von 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ dauerte die Abnahme 14 Jahre (1997-2010). Die Effekte einer N-Zugabe auf das BC/ Al -Verhältnis waren in allen N-Zugabestufen signifikant unterschiedlich zur Kontrolle (Abb. 27; Tab. A10).

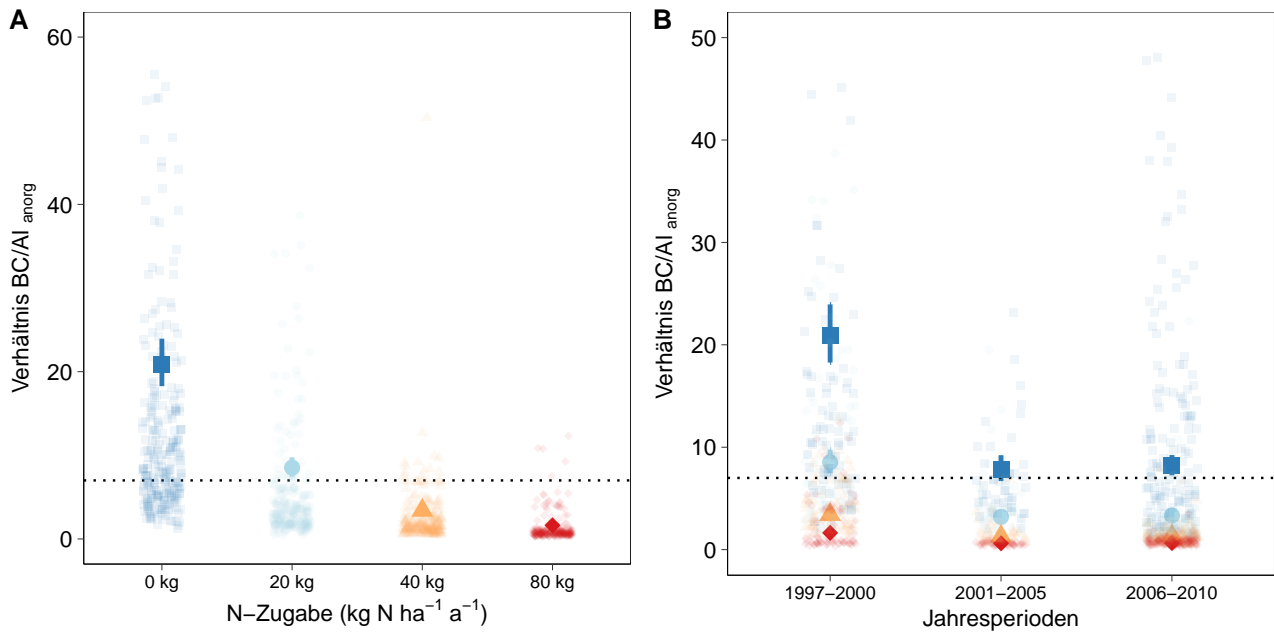


Abb. 27. Effekte der N-Düngung (ohne Hintergrundbelastung) auf das BC/Al-Verhältnis im N-Versuch Zugerberg. **(A)** Die Unterschiede zwischen den N-Düngungstufen und der Kontrolle sind signifikant (Tab. A10). **(B)** Unterschiede zwischen den N-Düngungstufen und der Kontrolle in verschiedenen Jahresperioden.

Tab. 10. Effekte der N-Düngung auf das BC/Al-Verhältnis umgerechnet pro Jahr. Der mittlere abgeschätzte Effekt der N-Zugabe ist als jährliche Änderung in Prozent umgerechnet inklusive den 95% Vertrauensintervallen analog zu Tab. 7 mit separaten Modellen je Zeitperiode und N-Zugabe, LM: $lm(\log_{10}(BCAL)) \sim \text{Jahr}$.

N-Zugabe	1997-2004			2005-2008			2009-2020			1997-2020		
	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
0 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ Jahreseffekt (%)	-13.70	-21.48	-4.94	-14.69	-34.08	10.15	-6.03	-10.87	-0.92	-2.05	-3.84	-0.23
20 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ Jahreseffekt (%)	-26.89	-36.61	-16.05	-25.70	-33.32	-17.40	-2.95	-7.53	2.09	-10.67	-12.50	-9.01
40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ Jahreseffekt (%)	-20.20	-23.79	-16.44	-24.32	-31.77	-15.67	4.95	2.57	7.15	-6.46	-7.53	-5.38
80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ Jahreseffekt (%)	-34.23	-37.05	-31.29	12.20	4.23	20.78	4.23	2.09	6.17	-3.84	-5.16	-2.73

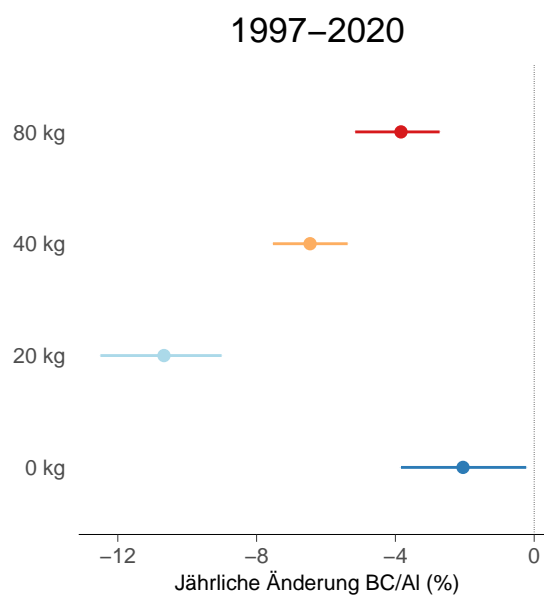


Abb. 28. Mittlere jährliche Effekte der N-Düngung auf das BC/Al-Verhältnis im N-Versuch Zugerberg. Alle Jahresperioden und deren Signifikanzen sind in der Tab. 10 zu sehen.

3.4.2 Zeitlicher Trend in der Bodenlösung Zugerberg Regeneration (ZG)

Auf einer Teilfläche des N-Versuchs auf dem Zugerberg wird seit 2008 die Regeneration nach einer N-Zugabe (0, 20, 40 und 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹) untersucht. Die zusätzlichen Lysimeter wurden im Jahr 2008 installiert und ab 2009 fand keine Düngung mehr statt. Mit diesem Versuchsaufbau konnte zum ersten Mal aufgezeigt werden, wie lange die Unterschiede im BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung noch signifikant sind. Schon nach einem Jahr (2009) war der Unterschied in der tiefsten N-Zugabe von 20 kg N ha⁻¹

a⁻¹ nicht mehr signifikant (Abb. 30; Tab. A11). Bei der N-Zugabe von 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ waren die Unterschiede zur Kontrolle nach zwei Jahren (2010) nicht mehr signifikant. Die höchste N-Zugabe von 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ stieg während zehn Jahre nach dem Stopp der N-Düngung an mit einer durchschnittlichen jährlichen Zunahme im BC/Al-Verhältnis von 10.4% und ist seitdem Jahr 2018 nicht mehr signifikant unterschiedlich zur Kontrolle von 0 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Tab. 12, Abb. 30).

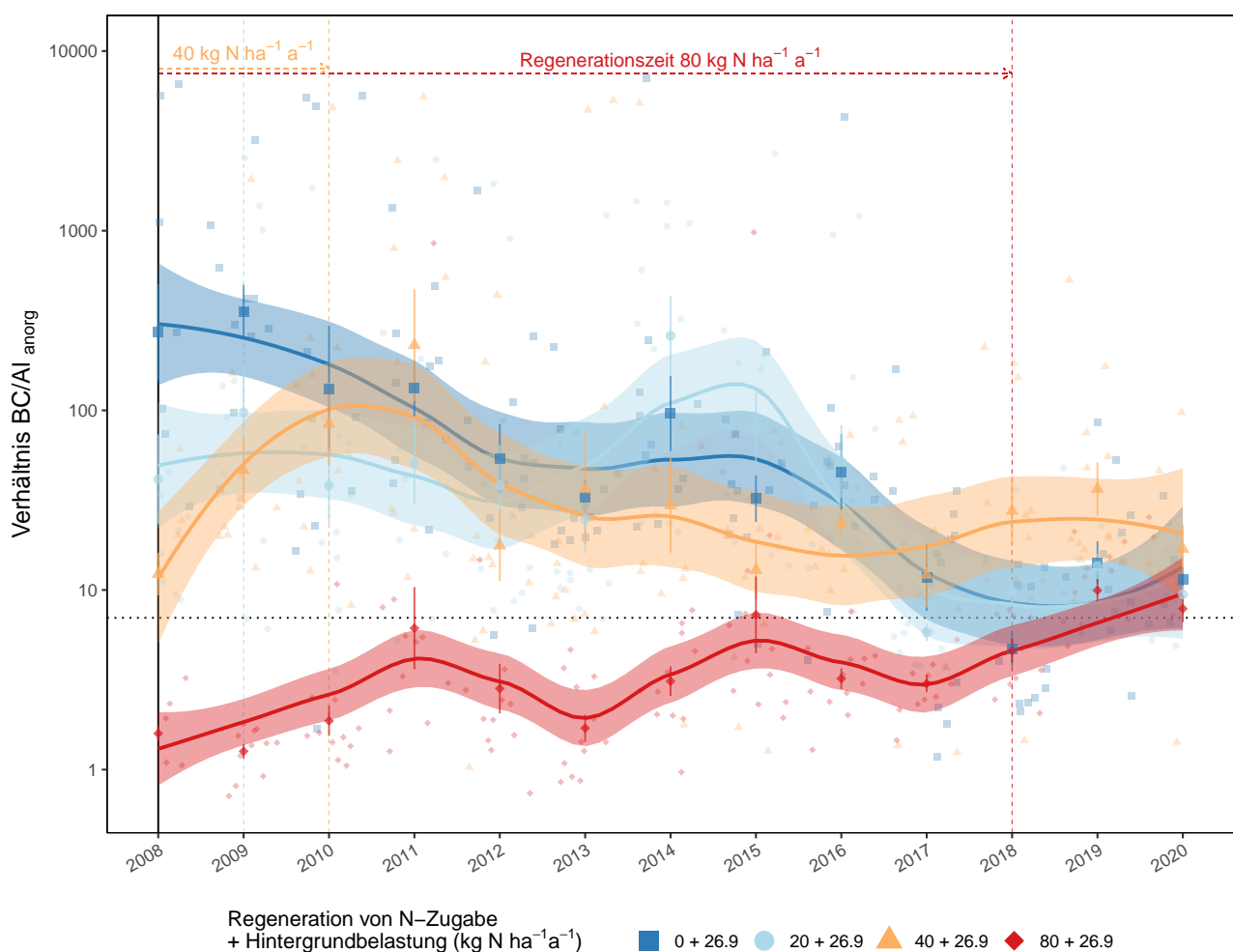


Abb. 29. Zeitliche Entwicklung des BC/Al-Verhältnis im N-Versuch Zugerberg in der Regenerationsfläche gemessen in einer Tiefe von 50 cm. Aufgeteilt nach ursprünglichen N-Düngungsstufen (0, 20, 40 und 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹) zusätzlich zur gemittelten Hintergrundbelastung für die Jahre 2008-2020 für Laub- und Nadelholz (Rihm und Künzle 2019). Die Untersuchungen über die Regeneration nach einer N-Gabe haben nach der Einstellung der Düngung 2007 und mit der Installation von zusätzlichen Lysimetern im Jahr 2008 begonnen. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und pro Jahr ein Mittelwert mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt. Die vertikalen Linien stellen die Zeitabschnitte bis zu einer Regeneration (keine Unterschiede zur Kontrolle) dar (Tab. 12).

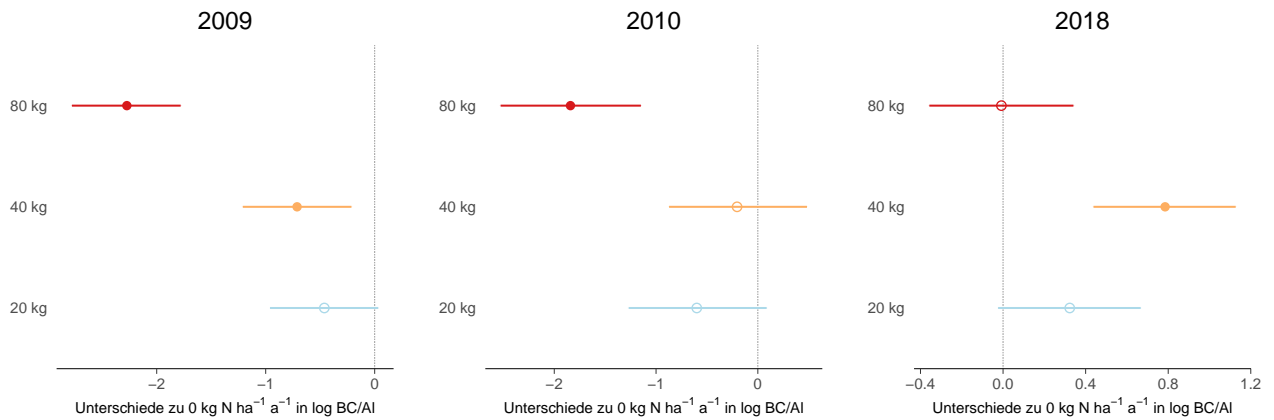


Abb. 30. Regeneration nach langjährigen N-Zugabe auf das BC/Al-Verhältnis im N-Versuch Zugerberg. Die Unterschiede zur Kontrolle mit keiner N-Zugabe sind nicht signifikant, wenn die 95% Vertrauensintervalle 0 nicht überschreiten. Die Modellangaben sind in Tab. A11 zu sehen.

Tab. 11. Veränderungen in der Bodenlösung im N-Versuch Zugerberg Regeneration. Die monatlich gemessenen Samples sind in die für den N-Versuch Regeneration relevanten Zeitabschnitte aufgeteilt. Die Angaben für die minimalen Al_{anorg} und NO_3^- wurden auf Grund der Detektionslimite für Al_{anorg} weggelassen. CV= Coefficient of Variation, ein statistisches Mass für die relative Streuung um den Mittelwert. Die angegebene Alkalinität ist die berechnete Alkalinität (vgl. Abb. 8).

	2008-2009				2008-2010				2008-2018				2008-2020			
	0 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	20 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	0 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	20 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	0 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	20 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	0 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	20 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹
BC/Al_{anorg}																
Median	176.47	32.86	22.42	1.41	164.21	29.18	27.80	1.47	41.59	21.06	20.89	2.45	35.74	17.93	20.14	2.98
Min	29.32	6.07	3.44	0.71	1.68	3.52	3.44	0.71	1.18	3.52	1.03	0.71	1.18	3.52	1.03	0.71
Max	7337.85	2931.37	1927.65	3.23	7337.85	2931.37	4851.45	10.78	7337.85	2931.37	5581.28	979.51	7337.85	2931.37	5581.28	979.51
CV	2.00	1.96	3.56	0.37	1.84	2.16	3.58	0.92	3.05	2.39	3.62	6.36	3.33	2.61	3.82	6.28
pH																
Median	6.73	5.52	6.22	4.82	6.66	5.54	6.20	4.84	6.89	5.80	6.69	5.06	6.92	5.76	6.77	5.07
Min	6.04	5.31	5.09	4.57	5.19	5.31	5.09	4.57	4.55	4.89	4.78	4.57	4.24	4.89	4.64	4.57
Max	7.02	5.98	6.60	5.06	7.02	6.44	6.60	5.20	7.48	7.20	7.66	7.23	7.60	7.20	7.67	7.23
CV	0.03	0.03	0.08	0.03	0.06	0.04	0.07	0.03	0.11	0.07	0.10	0.08	0.11	0.08	0.10	0.08
Al_{anorg} (mg l⁻¹)																
Median	0.03	0.08	0.23	1.76	0.04	0.05	0.15	1.32	0.16	0.06	0.22	0.42	0.19	0.09	0.22	0.37
Max	0.22	0.30	1.88	3.37	0.30	0.30	1.88	3.37	2.48	1.32	1.88	3.37	2.48	1.32	1.88	3.37
CV	1.04	0.97	1.20	0.40	1.06	1.03	1.44	0.59	1.34	1.50	1.17	1.02	1.18	1.31	1.14	1.09
Alkalinität (µeq l⁻¹)																
Median	362.56	-0.22	108.51	-239.74	341.18	11.89	142.11	-203.36	295.54	18.20	179.62	-39.89	271.02	16.81	183.47	-36.46
Min	175.47	-44.58	-187.74	-418.58	11.41	-44.58	-187.74	-474.38	-465.31	-106.86	-218.53	-474.38	-465.31	-116.30	-218.53	-474.38
Max	1270.21	245.64	408.77	-135.16	1270.21	245.64	408.77	1.39	1270.21	292.44	1113.73	298.48	1270.21	292.44	1113.73	298.48
CV	0.52	6.79	1.09	-0.35	0.50	3.46	0.84	-0.62	0.81	2.43	0.92	-1.43	0.86	3.55	0.86	-1.53
N_{anorg} (mg N l⁻¹)																
Median	0.95	2.07	3.05	5.66	0.69	1.57	2.09	5.08	2.22	1.19	1.98	1.57	2.63	1.32	2.08	1.55
Min	0.21	0.36	0.88	3.32	0.03	0.29	0.34	0.63	0.03	0.10	0.24	0.16	0.03	0.10	0.24	0.16
Max	3.12	3.65	9.00	12.94	3.12	3.65	9.00	12.94	9.46	6.43	9.00	12.94	9.46	6.43	9.00	12.94
CV	0.78	0.49	0.64	0.40	0.87	0.65	0.82	0.61	0.71	0.85	0.76	0.98	0.68	0.81	0.73	0.99
NO_3^- (mg N l⁻¹)																
Median	0.95	2.06	3.02	5.66	0.69	1.57	2.07	5.03	2.20	1.18	1.97	1.52	2.60	1.31	2.07	1.52
Max	3.11	3.63	8.98	12.92	3.11	3.63	8.98	12.92	9.45	6.37	8.98	12.92	9.45	6.37	8.98	12.92
CV	0.79	0.50	0.65	0.41	0.89	0.65	0.83	0.61	0.72	0.86	0.77	0.99	0.68	0.82	0.74	1.00
Anzahl Messungen	23	23	23	23	34	34	34	34	128	128	128	128	152	152	152	152

Tab. 12. Regenerationseffekte nach langjähriger N-Zugabe auf das BC/Al-Verhältnis umgerechnet pro Jahr. Der mittlere abgeschätzte Regenerationseffekt nach langjähriger N-Zugabe ist als jährliche Änderung in Prozent umgerechnet inklusive den 95% Vertrauensintervallen analog zu Tab. 7 mit separaten Modellen je Zeitperiode und N-Zugabe, $LM: lm(\log_{10}(BCAL)) \sim \text{Jahr}$.

Regeneration von N-Zugabe	2008-2009			2008-2010			2008-2018		
	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
0 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ Jahreseffekt (%)	-4.06	-78.72	313.05	-28.55	-69.59	69.43	-28.22	-34.39	-21.84
20 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ Jahreseffekt (%)	103.70	-65.01	1074.90	-9.43	-60.37	103.24	-11.49	-19.65	-2.50
40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ Jahreseffekt (%)	279.31	37.40	951.96	160.62	43.22	370.98	-7.96	-16.25	1.16
80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ Jahreseffekt (%)	-20.57	-40.02	5.68	7.89	-11.69	31.83	10.41	4.47	16.68

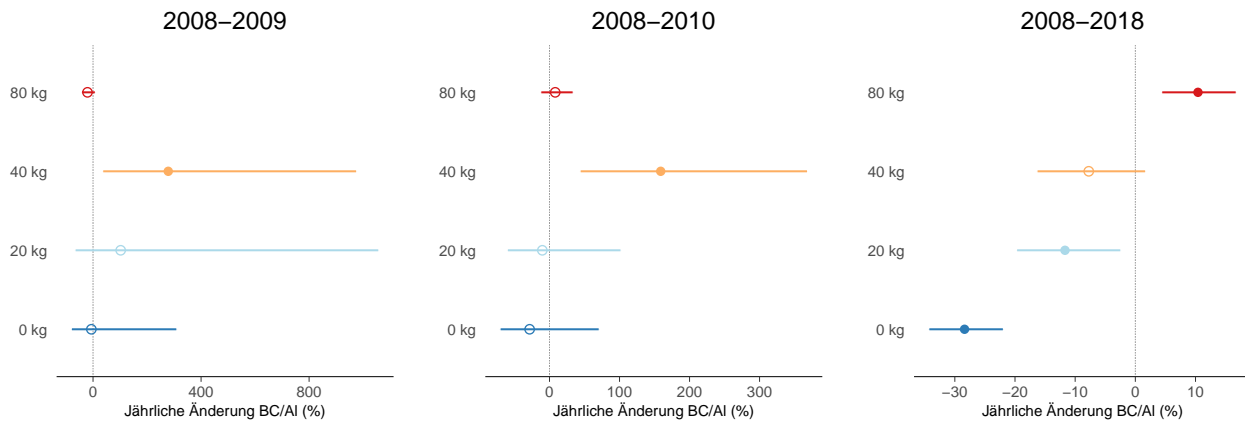


Abb. 31. Mittlere jährliche Regenerationseffekte nach einer N-Zugabe auf das BC/Al-Verhältnis im N-Versuch Zugerberg. Alle Jahresperioden und deren Signifikanzen sind in der Tab. 12 zu sehen.

3.5 Auswaschung von Stickstoff, Aluminium und basischen Kationen

3.5.1 Auswaschung von Stickstoff

Der kritische Wert für N-Leaching (Tab. 3) wurde im langjährigen Durchschnitt (1997-2020) in 23 Untersuchungsstandorten überschritten (Tab. 15; Tab. 13). Die Anzahl von jährlichen Überschreitungen sank kontinuierlich von 76.7% (1997-2000) auf 42.8% (2016-2020) (Tab. 14). Auch die Medianwerte sanken von 9.9 (1997-2000) auf 2.0 (2016-2020) (Tab. 13). Die höchste mittlere N-Auswaschungsrate ($48.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) wird in Allschwil (BL) beobachtet. Dieser Standort verzeichnet die tiefsten Niederschlagswerte (915 mm) und auch mit Abstand tiefsten Sickerwassermengen (67.6 mm). Möglicherweise kommen bei dieser Fläche laterale Nitrateinträge aus der Landwirtschaft in die staunassen Böden hinzu. Auch in der Fläche Sagno (TI) ist die N-Auswaschungsrate sehr hoch ($45.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Dort kann davon ausgegangen werden, dass die N-Deposition durch die Grenznähe zu Italien und den damit verbundenen Modellierungsbias noch höher liegt.

Die N-Auswaschung hat im Laufe der Beobachtungszeit signifikant abgenommen (Abb. 34). Nach einer Abnahme im N-Leaching stagniert der zeitliche Trend seit den letzten 10 Jahre. Die beobachtete Abnahme über alle Standorte wird auch in der Anzahl der Grenzwertüberschreitungen pro Jahr sichtbar (Abb. 33).

Tab. 13. Langzeitliche Veränderungen der jährlichen N-Auswaschung. Die jährlichen N-Frachten, berechnet mit dem hydrologischen Modell WASIM-ETH (Schulla 2019), sind in 5 Jahresschritten angegeben. CV= Coefficient of Variation, ein statistisches Mass für die relative Streuung um den Mittelwert.

	1997- 2000	2001- 2005	2006- 2010	2011- 2015	2016- 2020	1997- 2020
N-Leaching ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)						
Median	9.87	7.67	3.08	2.70	2.02	3.33
Min	0.22	0.01	0.02	0.02	0.01	0.01
Max	59.75	72.59	108.00	147.44	59.93	147.44
CV	0.98	1.18	1.79	1.96	1.48	1.64
Anzahl Messungen	30	111	177	188	217	723

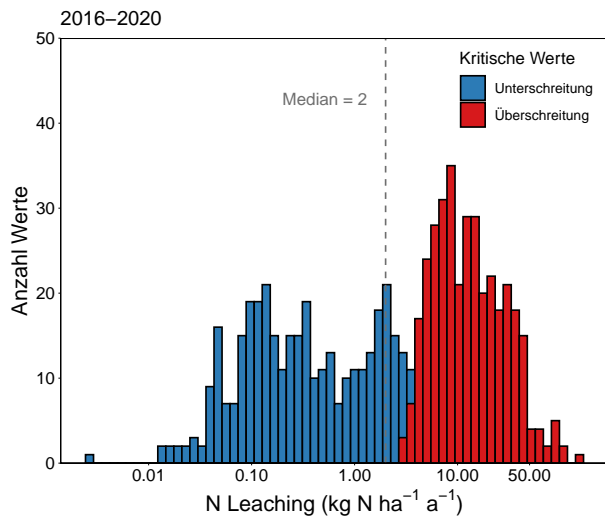


Abb. 32. Häufigkeitsverteilung der N-Jahresfracht (ohne N-Versuche). Die kritischen Werte der N-Auswaschung für Koniferen- und Laubwälder (Tab. 3) ist berechnet nach Höhenstufe: $\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$.

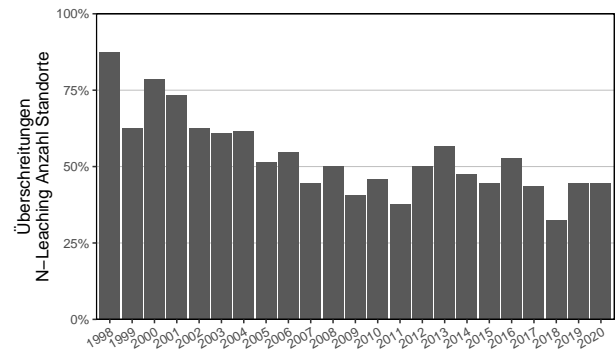


Abb. 33. Überschreitung der kritischen Werte für N-Auswaschung pro Standorte (Tab. 3).

Tab. 14. Anzahl der Überschreitungen der kritischen Werte der N-Jahresfracht. Unterteilt nach Messwerten (A) und Untersuchungsstandort (B). Die Überschreitungen sind berechnet gemäss (Tab. 3) unter Berücksichtigung der jeweiligen Höhenstufe.

	A) Anzahl Messwerte	1997-2000	(%)	2001-2005	(%)	2006-2010	(%)	2011-2015	(%)	2016-2020	(%)	1997-2020	(%)	Referenz
Überschreitung		7	23.33	44	39.64	94	53.11	99	52.66	123	57.21	367	50.90	CLRTAP (2004b)
Überschreitung		23	76.67	67	60.36	83	46.89	89	47.34	92	42.79	354	49.10	CLRTAP (2004b)
	B) Anzahl Standorte	1997-2000	(%)	2001-2005	(%)	2006-2010	(%)	2011-2015	(%)	2016-2020	(%)	1997-2020	(%)	Referenz
Überschreitung		3	18.75	19	51.35	25	51.02	27	52.94	33	55.00	35	49.30	CLRTAP (2004b)
Überschreitung		13	81.25	18	48.65	24	48.98	24	47.06	27	45.00	36	50.70	CLRTAP (2004b)

Tab. 15. N-Jahresfrachten nach Untersuchungsstandort. Sickerwasser (Wasim-ETH, Schulla (2019)), N-Deposition (Rihm und Künzle 2019) und N-Leaching sind Medianwerte 1997-2020. Die Überschreitungen der kritischen Werte für N-Leaching (Grenzwert N, Tab. 3) beziehen sich auf diese Medianwerte.

Standort	Abk.	Kanton	Baumart	Höhe (m.ü.M)	pH	BS (%)	Sickerwasser (mm)	N-Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	N-Leaching (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Grenzwert N (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Überschreitung Grenzwert N
Aarwangen	AW	BE	Buche	470	3.9	16	339	26	5.41	4.00	X
Aeschau	AU	BE	Buche/Fichte	940	3.7	25	707	31	2.79	3.12	
Aeschi	AI	SO	Buche/Fichte	510	3.8	11	335	34	7.44	3.98	X
Allschwil	AL	BL	Fichte	350	4.3	84	65	26	36.92	4.00	X
Bachtel Buchen	BAB	ZH	Buche	1030	3.9	30	993	26	8.55	2.94	X
Bachtel Fichten	BA	ZH	Fichte	1040	3.8	10	881	31	34.15	2.92	X
Beromünster	BE	LU	Fichte	640	5	84	313	81	4.11	3.72	X
Bonfol	BO	JU	Buche	450	4	14	381	18	0.08	4.00	
Braunau	BRAU	TG	Fichte	710	3.8	41	349	41	7.05	3.58	X
Breitenbach	BB	SO	Buche	460	4.5	89	309	21	0.09	4.00	
Brislach Buchen	BRB	BL	Buche	435	4	31	305	22	0.31	4.00	
Brislach Fichten	BR	BL	Fichte	435	3.9	19	183	26	1.36	4.00	
Bürglen	BUR	UR	Fichte	640	4.8	99	714	31	15.38	3.72	X
Busswil	BU	BE	Fichte	600	3.7	8	265	33	0.14	3.80	
Diessenhofen	DI	TG	Fichte	520	3.6	13	230	23	20.62	3.96	X
Frienisberg	FR	BE	Buche/Fichte	725	3.9	23	449	27	6.08	3.55	X
Gelfingen	GE	LU	Buche	540	6.5	100	391	38	0.23	3.92	
Giswil	GI	OW	Buche	540	5.9	100	499	28	7.66	3.92	X
Grenchenberg	GB	SO	Buche/Fichte	1220	5.4	100	827	19	5.76	2.56	X
Grosswangen	GW	LU	Fichte	600	3.5	13	291	52	0.36	3.80	
Habsburg Sturm	HA	AG	Buche	430	4.1	19	207	24	0.92	4.00	
Hinwil	HI	ZH	Fichte	650	5.1	96	575	36	10.47	3.70	X
Le Châtelard	LC	FR	Fichte	1010	3.7	21	638	33	0.50	2.98	
Lurengo	LUB	TI	Fichte	1620	3.8	25	1007	15	3.45	2.00	X
Möhlin	MO	AG	Fichte	290	3.8	14	200	27	2.63	4.00	
Muri Buchen	MUB	AG	Buche	490	3.9	21	244	33	11.09	4.00	X
Muri Fichten	MUF	AG	Fichte	490	3.8	9	190	38	12.74	4.00	X
Muri Sturm	MU	AG	Fichte	490	4	15	220	31	25.48	4.00	X
Muttentz	MUU	BL	Buche	375	3.9	31	164	21	0.53	4.00	
Oberschrot	OS	FR	Buche/Fichte	950	3.6	11	450	25	0.07	3.10	
Olsberg	OL	AG	Buche	380	3.9	19	212	22	0.09	4.00	
Pratteln	PR	BL	Buche	415	5.1	99	224	22	0.21	4.00	
Rafz	RAF	ZH	Fichte	540	3.9	14	239	24	0.12	3.92	
Riehen	RI	BS	Buche	470	5.4	93	274	19	1.13	4.00	
Rünenberg	RU	BL	Buche	590	4	33	170	22	0.09	3.82	
Sagno	SA	TI	Fichte	770	3.7	31	860	33	39.88	3.46	X
Scheidwald	SWN	BE	Fichte	1170	3.5	6	484	19	0.13	2.66	
Sempach	SE	LU	Buche	550	3.7	26	305	50	14.03	3.90	X
Stans	ST	NW	Buche	560	6.4	100	1021	28	31.42	3.88	X
Wangen	WG	ZH	Buche/Fichte	500	3.8	21	316	32	12.79	4.00	X
Wangen SZ	WSZ	SZ	Buche	470	4.4	93	566	32	0.41	4.00	
Wengernalp	WA	BE	Fichte	1870	3.5	30	972	11	0.20	2.00	
Winterthur	WI	ZH	Fichte	530	4.9	94	380	28	2.96	3.94	
Zofingen	ZO	AG	Buche/Fichte	540	3.8	19	318	26	1.27	3.92	
Zugerberg HG	ZBB	ZG	Buche/Fichte	980	4.1	48	857	29	6.77	3.04	X
Zugerberg VG	ZV	ZG	Fichte	900	3.7	15	533	30	6.95	3.20	X
Mittelwert ø				671	1338	43	445	29.3	7.6		
										Anzahl Prozent	23 50.0%

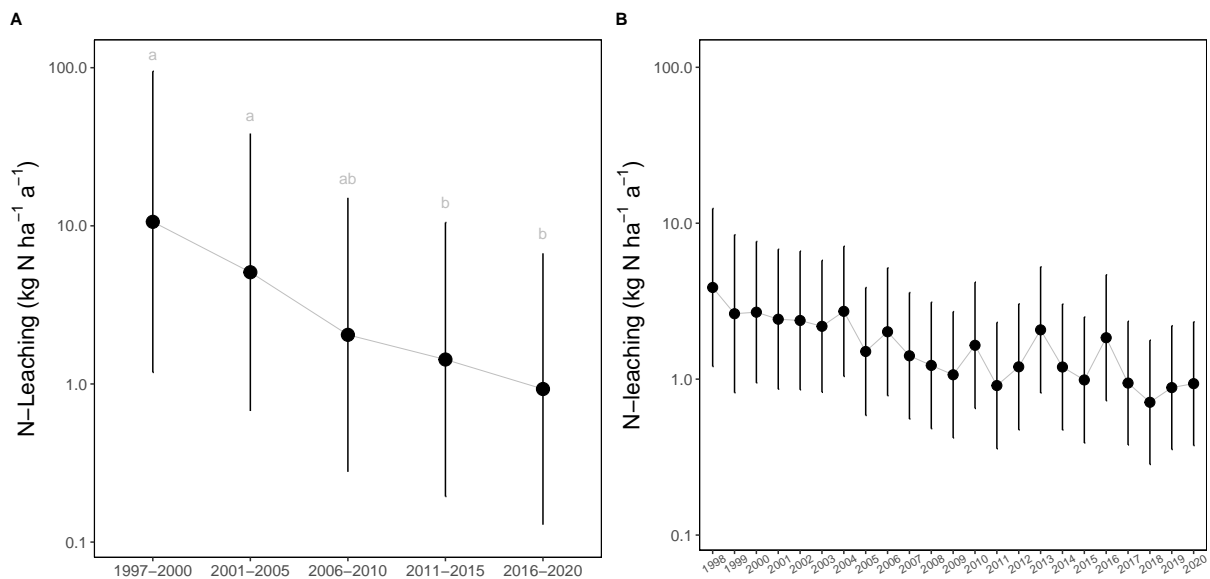


Abb. 34. Zeitliche Entwicklung der N-Auswaschung pro Zeitperiode (A) und pro Jahr (B). Die Punkte sind die geschätzten mittleren Effekte unabhängig vom Untersuchungsstandort und gemittelt für die Einflussgrößen: Baumart und Vernässung. Linien: 95% Vertrauensintervalle. Die Modelle sind in Tab. A12 und A13 finden.

Wichtige Einflussfaktoren auf N-Leaching

Neben der Abnahme im N-Leaching wurde parallel auch eine signifikante Abnahme in der N-Deposition im Untersuchungskollektiv beobachtet (siehe Abb. 35). Die durchschnittlichen N-Einträge gemittelt über alle Untersuchungsstandorte lagen im Jahr 2000 noch bei $29.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, im Jahr 2010 bei $27.2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und im Jahr 2016 bei $25.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Danach stiegen die modellierten Werte leicht an auf $28.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Jahr 2020.

Verschiedene Einflussfaktoren welche die Abnahme im N-Leaching über die Zeit erklären könnten wurden analog zur Auswertung in Braun et al. (2020) geprüft. Die N-Belastung gehörte zu den grössten positiven Einflussfaktoren auf das N-Leaching (Abb. 37). Dies bedeutet, dass durch die abnehmende N-Belastung auch die N-Auswaschungsrate vermindert wurde. Wie schon in Braun et al. (2020) aufgezeigt, konnte nun bestätigt werden, dass die Bestandesreduktion mit einer Erhöhung des N-Leachings einher ging. Die Bestandesreduktion wurde definiert als die Summe der abgestorbenen Bäume zusammen mit den Zwangsnutzungen und Durchforstungen sowie durch Windwurf und Stammbruch ausgefallene Bäume.

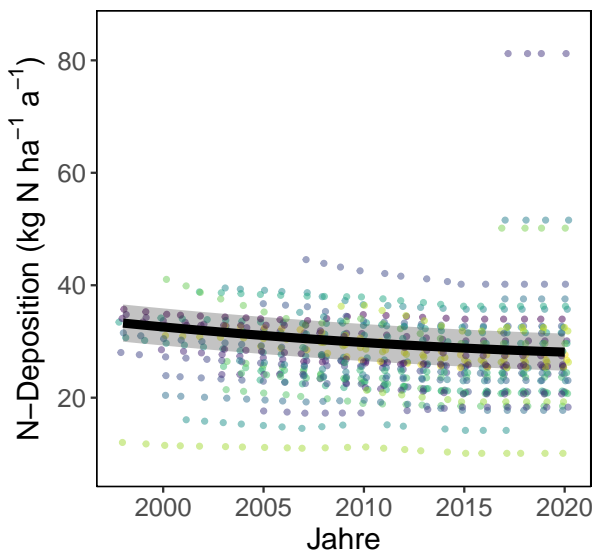


Abb. 35. Zeitliche Entwicklung der modellierten N-Deposition nach Start der Messungen (Tab. 4). Der nicht-lineare zeitliche Effekt wurde mit einem orthogonalen Polynom zweiten Grades modelliert gemittelt über alle Untersuchungsstandorte (Tab. A14). Farbe nach Standort (siehe Abb. A5).

Die N-Auswaschung korrelierte auch mit erhöhten Sickerwasserraten (Abb. A6). Weniger N-Auswaschung wurde bei erhöhter Trockenheit gefunden (potentielle Evapotranspiration (ETp) und minimale Standortswasserbilanz SWBmin, siehe Braun et al. (2015b)). Zeitlich weniger variable Standortsfaktoren, welche signifikante Prädiktoren waren, waren die nutzbare Feldkapazität (nFK) und die Vernässung (Denitrifikationsfaktor). Dieser wurde analog zu Braun (2017) aus Vernässungsmerkmalen des Bodenprofils hergeleitet (Tab. 16). Der Denitrifikationsfaktor hatte den grössten negativen Effekt auf die N-Auswaschung, d.h. je geringer das Denitrifikationspotenzial des Bodens, desto grösser war der N-Austrag (Abb. 36). Ebenso stieg die N-Auswaschung bei geringer Wasserspeicherkapazität (nFK).

Ein Vergleich der Modelle, welche signifikante Prädiktoren der N-Auswaschung beinhalten (Abb. 38) zeigt, dass die Reduktion der N-Auswaschung in den letzten 20 Jahren nicht nur auf die Reduktion in der N-Deposition zurück zu führen ist. Klimatische Veränderungen, vor die Trockenheit (ETp, SWBmin) und die Menge an Sickerwasser hatten einen ähnlich grossen Effekt auf das N-Leaching. Der Verlauf zeigt auch, dass sich die Gewichtung der einzelnen Faktoren mit der Zeit geändert hat.

Tab. 16. Einstufung der Vernässung in den Bodenprofilen nach Standortskartierung (2003), Frei et al. (1980). Angegeben ist die Tiefe des ersten Auftretens des entsprechenden Vernässungsmerkmals in cm. Zugeordneter Denitrifikationsfaktor gemäss Rihm (1996), CLRTAP (2004b). Die letztere Quelle gibt Faktoren von 0-0.8 an, wobei 0 für exzessiv drainiert und 0.8 für Torf steht, diese kommen im Untersuchungskollektiv aber nicht vor. Sd: Stauwassereinfluss, wasserstauend, Sw: Stauwassereinfluss, stauwasserleitend, Go: Grundwassereinfluss, oxidiert. Klammer: Merkmal nur schwach ausgeprägt.

Vernässungsstufe	Profilmerkmal Sd	Mineralbodenhorizonte (Sd)	Sw	(Sw)	Go	Denitrifikationsfaktor
0	≥90	>70		40		0.1
1	>70-90	>50-70	50	30	80-90	0.3
2	>50-70		40	≤20	60-70	0.4
3	>30-50		30		40-50	0.5
4	30		20		20-30	0.6
5	20					0.7
6						0.8

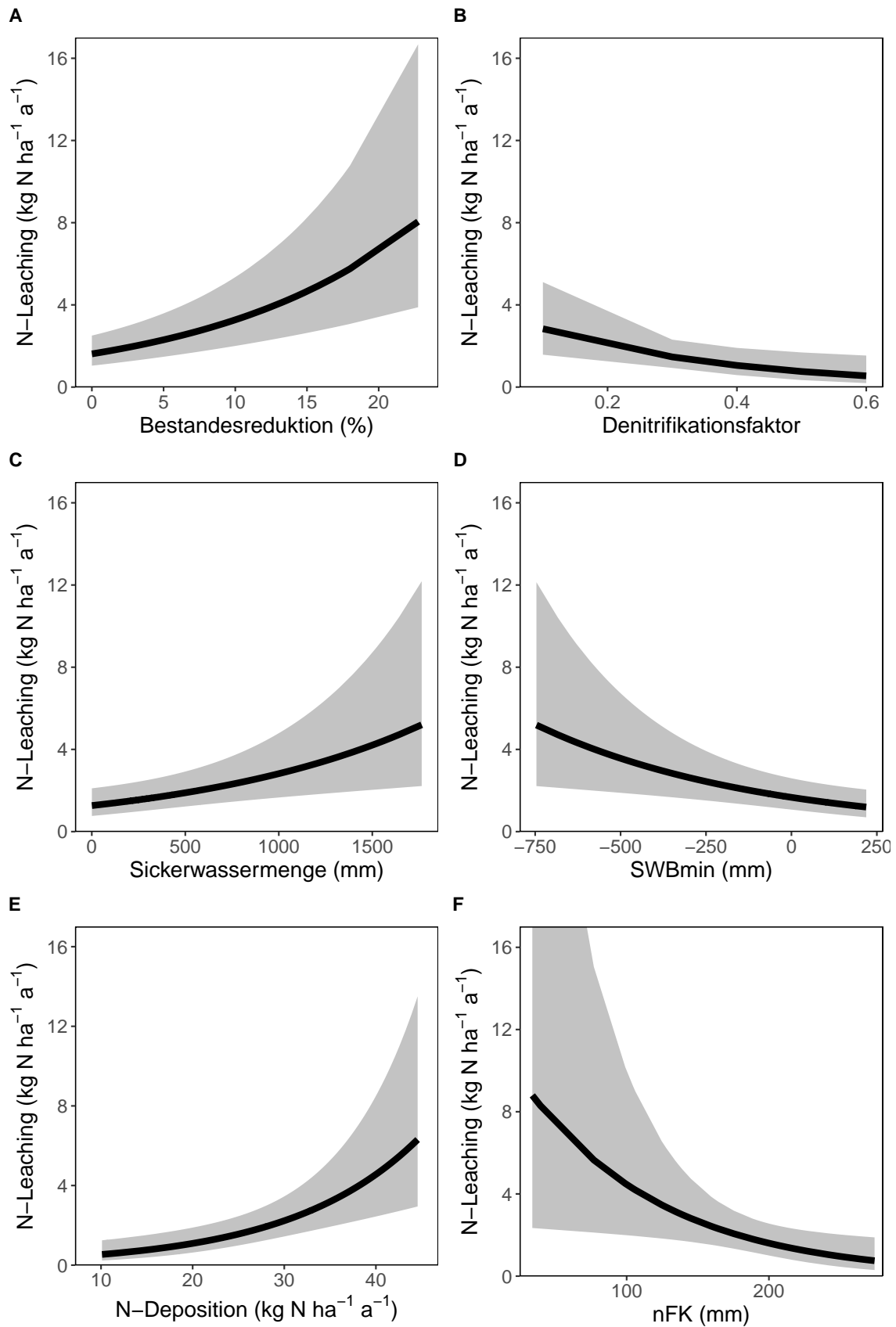


Abb. 36. Effektplots der Einflussfaktoren auf N-Leaching. Die Effektplots der Sickerwassermenge und dem Jahr sind in der Abb. A6 dargestellt. Die Effektstärke ist in der Abb. 37 zu sehen. Das LMEM ist in Tab. A15 zu finden. Die vom Modell erklärte Varianz der Variablen liegt bei 0.33 (R^2_M fixed effects) und inklusive den Standorten als random effect bei 0.75 (R^2_C total).

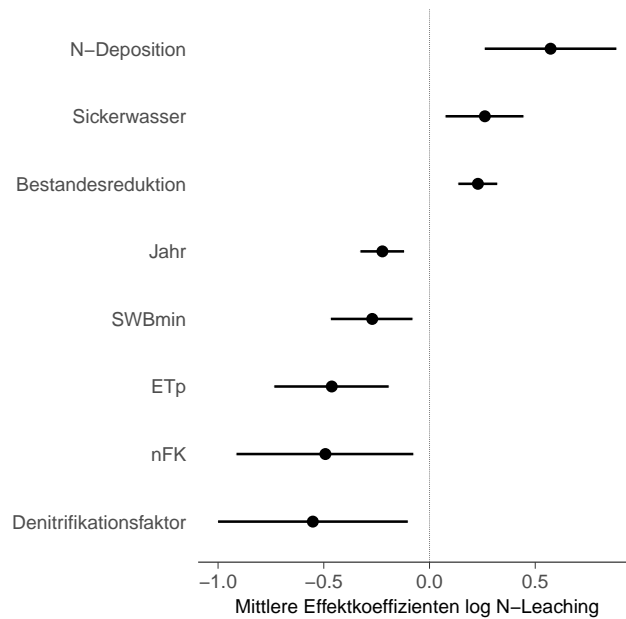


Abb. 37. Effektkoeffizienten von wichtigen Einflussfaktoren welche das N-Leaching beeinflussen. Das LMEM ist in Tab. A15 zu finden. Bestandesreduktion: Summe der abgestorbenen Bäume, lag über 4 Jahre, SWBmin: minimale Standortwasserbilanz, nFK: nutzbare Feldkapazität, ETp: potentielle Evapotranspiration.

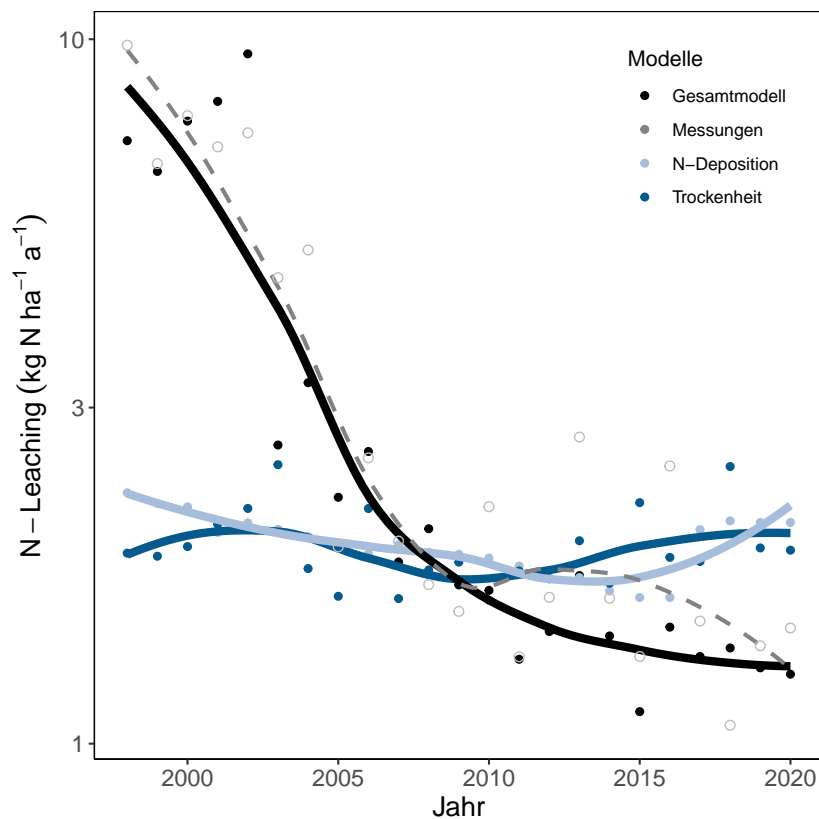


Abb. 38. Vergleich der Modelle für die N-Auswaschung. Die zeitlichen Trends der Messwerte (grau) und der Modelle sind mit einer Loess Funktion ($\alpha=0.7$) dargestellt. Das Modell 'Trockenheit' beinhaltet die Effekte von der ETp, der SWBmin und des Sickerwassers und das Modell 'N-Deposition' der Effekt der N-Deposition. Das 'Gesamtmodell' beinhaltet alle Variablen vom Modell von Tab. A15 mit dem fixed Effekt Jahr, welcher potentiell unbekannte Effekte pro Jahr kumuliert.

Durchforstungsmassnahmen und N-Auswaschungsrate

Der Einfluss von Durchforstungsmassnahmen ist unter anderem in der Fläche Aeschau (BE) (Abb. 49) zu beobachten. Diese Fläche hat eine durchschnittliche N-Deposition von $31 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und eine Basensättigung (0-40 cm) von 24% (Tab. 15). Im Jahr 2003 wurde in dieser Mischbestandsfläche eine grosse Plenterung durchgeführt. Deutlich sichtbar ist der Anstieg der Nitratkonzentrationen nach der Durchforstung (Abb. 39). Diese waren in allen Bodentiefen für 4-5 Jahre erhöht. Zusammen mit den höheren Nitratwerten wurden auch basische Kationen gelöst und ausgewaschen. Das BC/Al-Verhältnis sank vor allem im Unterboden (>40 cm) in den darauf folgenden Jahren.

Es traten auch erhöhte Mn-Konzentrationen auf. Der Versauerungsgrad (Azidität) stieg leicht an über die folgenden 4-10 Jahre, je nach Bodentiefe. Die jährlichen N-Auswaschungsraten sowie die Aluminium und BC-Frachten stiegen nach der Durchforstung stark an (Abb. 40) und sanken zwei Jahre später wieder langsam. Der Effekt ist in den berechneten Jahresfrachten bis 2009, also 6 Jahre lang sichtbar. Eine solche Durchforstung kann also die N-Auswaschung um einige Kilogramm pro Hektar ansteigen lassen. Die Effekte sind nach 4-10 Jahren nur noch schwach zu sehen. Auf die Baumvitalität konnten keine negativen Einflüsse gefunden werden.

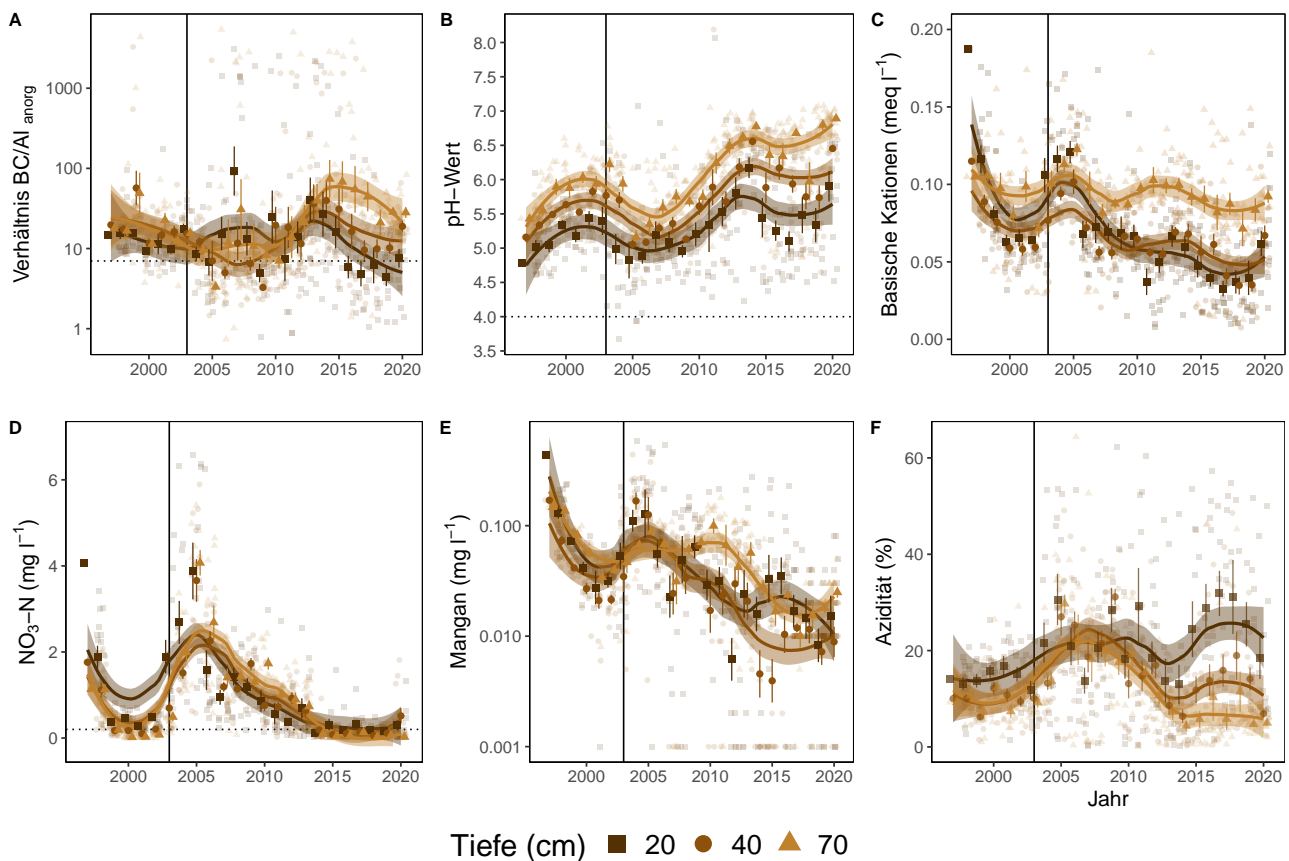


Abb. 39. Entwicklung der Bodenlösungsmessungen in der Mischbestandsfläche Aeschau (BE). A) BC/Al-Verhältnis mit kritischem Grenzwert als Punktlinie (BC/Alcrit =7), B) pH-Wert mit Grenzwert =4, C) basische Kationen (BC), D) Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration = 2 mg l^{-1} , F) Mangankonzentration, G) berechnete Alkalinität (ANC). Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting Funktion dargestellt.

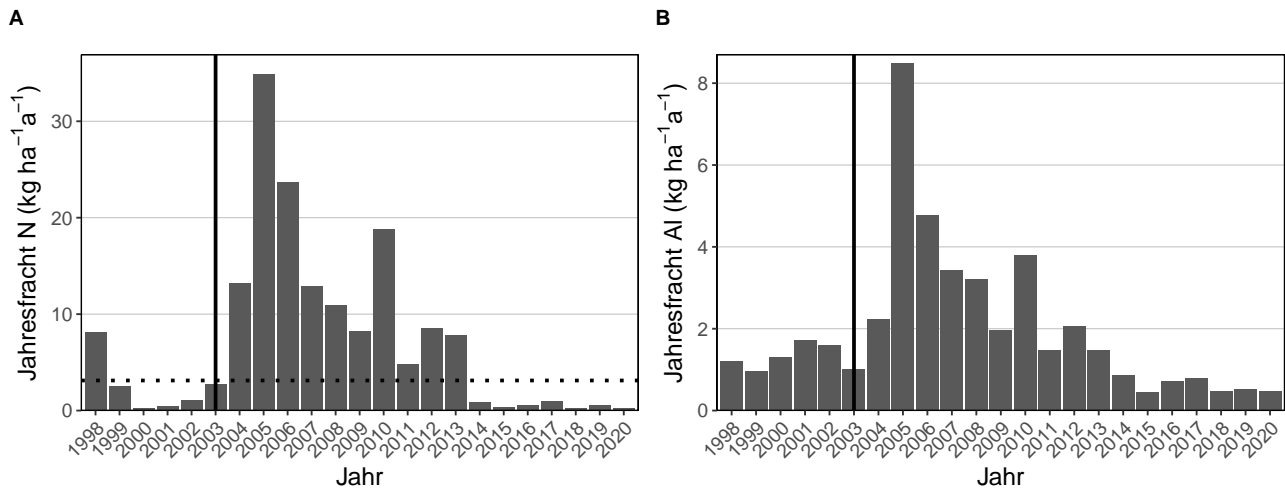


Abb. 40. Jährliche Frachten in der Bodenlösung Mischbestandsfläche Aeschau (BE). A) Nitratfracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie (Auf dieser Fläche = $3.12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, abhängig von der Höhe). B) Aluminiumfracht pro Jahr. Die Jahresfrachten wurden mit dem hydrologischen Modell Wasim-ETH und der in der Bodenlösung gemessenen Konzentrationen berechnet. Die schwarze Linie symbolisiert die Durchforstung im Jahr 2003.

Baumartenzusammensetzung und N-Auswaschungsrate

Der Einfluss der Baumarten Fichte und Buche auf die N-Auswaschungsraten konnte auf zwei Walddauerbeobachtungsflächen untersucht werden. Das Bodenwasser auf der Fläche Bachtel (ZH) (Abb. 55 & 57) wird seit 1997 (Fichten) und 1999 (Buchen) untersucht und auf der Fläche Brislach (BL) (Abb. 67 & 69) seit 1997 (Fichten) und 2000 (Buchen). Der Einfluss der Baumarten in den benachbarten Buchen- und Fichtenbeständen zeigte ein deutliches Bild von erhöhten N-Leachingraten unter Fichtenbeständen (Abb. 41). Auch die Nitratkonzentration war unter Fichten im Vergleich zu den Buchenflächen signifikant erhöht

(Tab. A16). Dies trotz der tieferen Sickerwassermengen unter Fichten und der höheren Kroneninterzeption im Vergleich zu den Buchen. Die höheren N-Auswaschungsraten resultieren wahrscheinlich aus höheren N-Einträgen in Fichtenwäldern, denn Fichten kammern mit ihrer grossen Nadelmasse und bei ganzjähriger Benadelung mehr Stickstoff aus der Luft aus. Diese Resultate sind vergleichbar mit Ergebnissen aus Deutschland (Rothe et al. 2002) und zeigen die Bedeutung der Baumartenwahl auf die Bodenversauerung, da Nitrat auswaschung aus dem Boden auch den Verlust von Nährstoffkationen bedeutet.

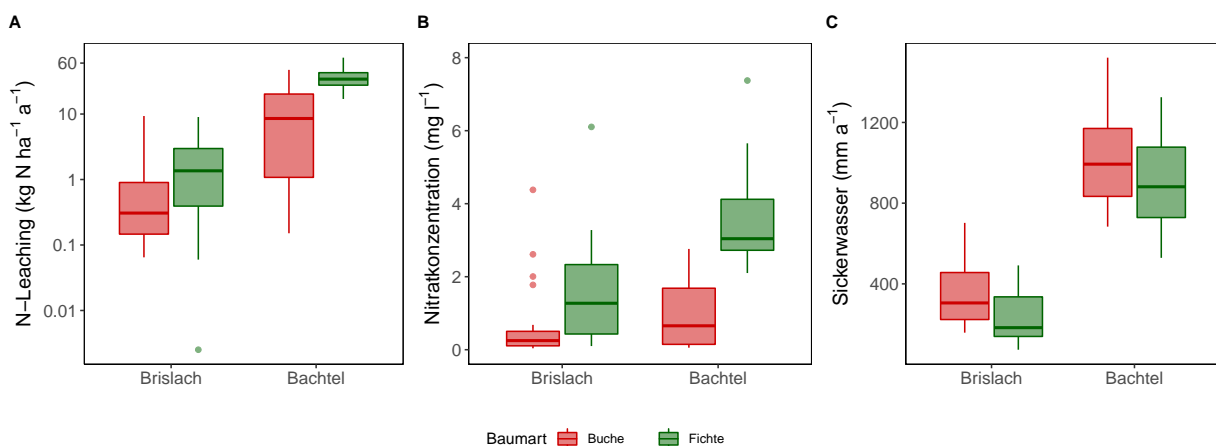


Abb. 41. Baumartenbedingte Unterschiede in benachbarten Buchen- und Fichtenbeständen. Die Modelle ist in Tab. A16 abgebildet.

3.5.2 Auswaschung von Aluminium

Ein weiteres Beurteilungskriterium für die Bodenlösung ist die Auswaschung von Aluminium. Die Verwitterung von Al sollte dabei die Auswaschung nicht übersteigen (Sverdrup et al. 1990a, CLRTAP 2004a). Da die Verwitterungsrate von Al mit SAFE nicht direkt berechnet wird, wird sie aus der Verwitterung basischer Kationen durch Multiplikation mit dem Faktor 2 geschätzt (Sverdrup et al. 1990b).

Die Al-Leachingraten übersteigen die Al-Verwitterungsraten bei keinem Standort (Abb. 42). Das Kriterium wird auch nicht überschritten wenn die Werte nicht über alle Beobachtungsjahre gemittelt werden sondern die einzelnen Jahresdaten genommen werden (Abb. A7). Die Verwitterungsraten sind in der Regel bis zu einer Tiefe von 60 cm berechnet (Berücksichtigung der Durchwurzelungsintensität), bei den Auswaschungsfrachten wurde, wenn möglich, die Fracht in 50 cm Tiefe verwendet.

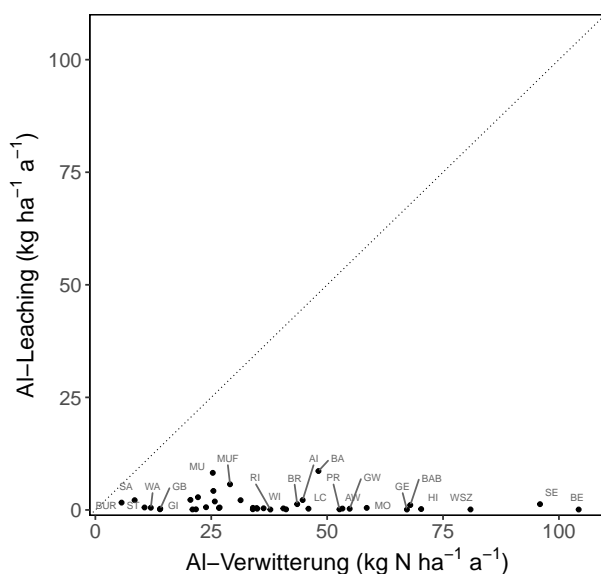


Abb. 42. Auswaschung von Aluminium aus 50-60 cm Bodentiefe in Beziehung zur Verwitterung (aufsummiert über den Wurzelraum) gemittelt über alle Beobachtungsjahre (siehe Abb. A7 für die ungemittelten Messwerte). Die Auswaschung sollte die Verwitterung nicht übersteigen.

3.5.3 Auswaschung von basischen Kationen (BC)

Die Auswaschung basischer Kationen (BC-Leaching) aus dem durchwurzelten Bodenraum ist relevant für die Beurteilung der Versauerung und der Nachhal-

tigkeit in der Nährstoffversorgung. Korrelationsrechnungen mit Ca-Konzentrationen im Laub und austauschbarem Ca im Boden ergaben, dass die Buche unterhalb einer Tiefe von 60 cm nicht mehr viel Ca aufnimmt (Braun et al. 2015a). Die nachstehenden Auswertungen wurden deshalb wenn möglich für eine Tiefe von 60 cm durchgeführt. In vielen Flächen wird die Bodenlösung in 50 cm Tiefe gemessen, die Berechnungen der Austräge wurden dann für diese Tiefe durchgeführt.

Tab. 17. Langzeitliche Veränderungen der jährlichen BC-Auswaschung. Die jährlichen BC-Frachten, berechnet mit dem hydrologischen Modell WASIM-ETH (Schulla 2019), sind in 5 Jahresschritten angegeben. CV= Coefficient of Variation.

	1997-2000	2001-2005	2006-2010	2011-2015	2016-2020	1997-2020
BC-Leaching (kg BC ha ⁻¹ a ⁻¹)						
Median	2.20	1.59	1.13	1.01	1.12	1.17
Min	0.71	0.23	0.14	0.11	0.06	0.06
Max	17.38	20.68	27.62	34.90	36.76	36.76
CV	1.04	1.33	1.57	1.63	1.63	1.57
Anzahl Messungen	30	111	177	188	217	723

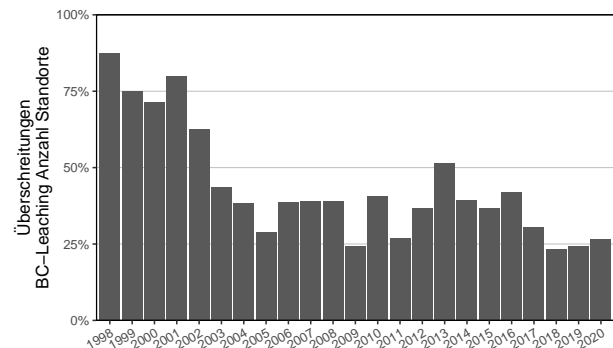


Abb. 43. Abschätzung der Nachhaltigkeit der Bilanz basischer Kationen. Dargestellt sind Überschreitungen des BC-Leachings im Vergleich zur BC-Verwitterungsrate und BC-Deposition (Tab. 18).

Die BC-Auswaschung übersteigt die Verwitterungsrate in 24 von 46 Standorten (52.2%), oft um das Vielfache (Abb. 44, Tab.19). Wird zur Verwitterungsrate noch die BC-Deposition über die Luft hinzugezählt, reduziert sich die Anzahl Flächen mit negativer Bilanz auf 15 Standorte (32.6%). Die Abnahme des BC-Leachings über die Zeit ist ähnlich wie beim N-Leaching, nimmt aber in den ersten beiden 5 Jahresperioden am schnellsten ab und stagniert seitdem (Tab. 17).

Tab. 19. BC Jahresfrachten nach Untersuchungsstandort. Sickerwasser (Wasim-ETH, Schulla (2019)), N-Deposition (Rihm und Künzle 2019), BC-Deposition (Rihm et al. 2013) + BC-Verwitterung (modelliert von EKG Geoscience mit SAFE, Sverdrup (1995)) und BC-Leaching sind Medianwerte 1997-2020. Eine Überschreitung liegt vor, wenn das BC-Leaching die BC-Deposition + BC-Verwitterung übersteigt (Tab. 3). Die Werte werden in der Abb. 44 gezeigt.

Standort	Abk.	Kanton	Baumart	Höhe (m.ü.M)	pH	BS (%)	Sickerwasser (mm)	N-Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	BC-Depo+Verw (keq ha ⁻¹ a ⁻¹)	BC-Leaching (keq ha ⁻¹ a ⁻¹)	Überschreitung x-fache
Aarwangen	AW	BE	Buche	470	3.9	16	339	26	2.3	0.7	0.3
Aeschau	AU	BE	Buche/Fichte	940	3.7	25	707	31	1	1.6	X 1.6
Aeschi	AI	SO	Buche/Fichte	510	3.8	11	335	34	2.2	0.7	0.3
Allschwil	AL	BL	Fichte	350	4.3	84	65	26	1.8	4.5	X 2.5
Bachtel Buchen	BAB	ZH	Buche	1030	3.9	30	993	26	4.6	1.3	0.3
Bachtel Fichten	BA	ZH	Fichte	1040	3.8	10	881	31	1.5	1.7	X 1.2
Beromünster	BE	LU	Fichte	640	5	84	313	81	8	5.6	0.7
Bonfol	BO	JU	Buche	450	4	14	381	18	1.4	0.5	0.4
Braunau	BRAU	TG	Fichte	710	3.8	41	349	41	3.4	15.4	X 4.5
Breitenbach	BB	SO	Buche	460	4.5	89	309	21	1.9	12.6	X 6.8
Brislach Buchen	BRB	BL	Buche	435	4	31	305	22	1.9	2.7	X 1.4
Brislach Fichten	BR	BL	Fichte	435	3.9	19	183	26	1.8	1.6	0.9
Bürglen	BUR	UR	Fichte	640	4.8	99	714	31	0.9	5	X 5.5
Busswil	BU	BE	Fichte	600	3.7	8	265	33	1.6	0.4	0.2
Diessenhofen	DI	TG	Fichte	520	3.6	13	230	23	1.3	1.1	0.8
Frienisberg	FR	BE	Buche/Fichte	725	3.9	23	449	27	1.4	0.6	0.5
Gelfingen	GE	LU	Buche	540	6.5	100	391	38	3.3	2	0.6
Giswil	GI	OW	Buche	540	5.9	100	499	28	9.8	16.1	X 1.6
Grenchenberg	GB	SO	Buche/Fichte	1220	5.4	100	827	19	17.5	13	0.7
Grosswangen	GW	LU	Fichte	600	3.5	13	291	52	2	0.7	0.3
Habsburg Sturm	HA	AG	Buche	430	4.1	19	207	24	1.7	0.5	0.3
Hinwil	HI	ZH	Fichte	650	5.1	96	575	36	1.7	18.3	X 10.6
Le Châtelard	LC	FR	Fichte	1010	3.7	21	638	33	2.3	0.8	0.3
Lurengo	LUB	TI	Fichte	1620	3.8	25	1007	15	1.6	1.1	0.7
Möhlin	MO	AG	Fichte	290	3.8	14	200	27	2.6	0.6	0.2
Muri Buchen	MUB	AG	Buche	490	3.9	21	244	33	1.3	0.8	0.6
Muri Fichten	MUF	AG	Fichte	490	3.8	9	190	38	1.7	0.5	0.3
Muri Sturm	MU	AG	Fichte	490	4	15	220	31	1.9	1.3	0.7
Muttenz	MUU	BL	Buche	375	3.9	31	164	21	1.3	0.9	0.7
Oberschrot	OS	FR	Buche/Fichte	950	3.6	11	450	25	3	0.3	0.1
Olsberg	OL	AG	Buche	380	3.9	19	212	22	1.1	0.6	0.6
Pratteln	PR	BL	Buche	415	5.1	99	224	22	3.4	12.4	X 3.7
Rafz	RAF	ZH	Fichte	540	3.9	14	239	24	1.7	0.8	0.5
Riehen	RI	BS	Buche	470	5.4	93	274	19	2.3	3.5	X 1.5
Rünenberg	RU	BL	Buche	590	4	33	170	22	1.4	0.3	0.2
Sagno	SA	TI	Fichte	770	3.7	31	860	33	1.2	4.9	X 4
Scheidwald	SWN	BE	Fichte	1170	3.5	6	484	19	1.3	0.2	0.1
Sempach	SE	LU	Buche	550	3.7	26	305	50	3	2.7	0.9
Stans	ST	NW	Buche	560	6.4	100	1021	28	29.6	25.4	0.9
Wangen	WG	ZH	Buche/Fichte	500	3.8	21	316	32	1.2	6.8	X 5.8
Wangen SZ	WSZ	SZ	Buche	470	4.4	93	566	32	2.8	1.4	0.5
Wengernalp	WA	BE	Fichte	1870	3.5	30	972	11	0.5	0.5	0.8
Winterthur	WI	ZH	Fichte	530	4.9	94	380	28	16.9	21.5	X 1.3
Zofingen	ZO	AG	Buche/Fichte	540	3.8	19	318	26	1.7	0.5	0.3
Zugerberg HG	ZBB	ZG	Buche/Fichte	980	4.1	48	857	29	1.3	3.9	X 3.1
Zugerberg VG	ZV	ZG	Fichte	900	3.7	15	533	30	1.4	0.7	0.5
										Anzahl	15
										Prozent	32.6%

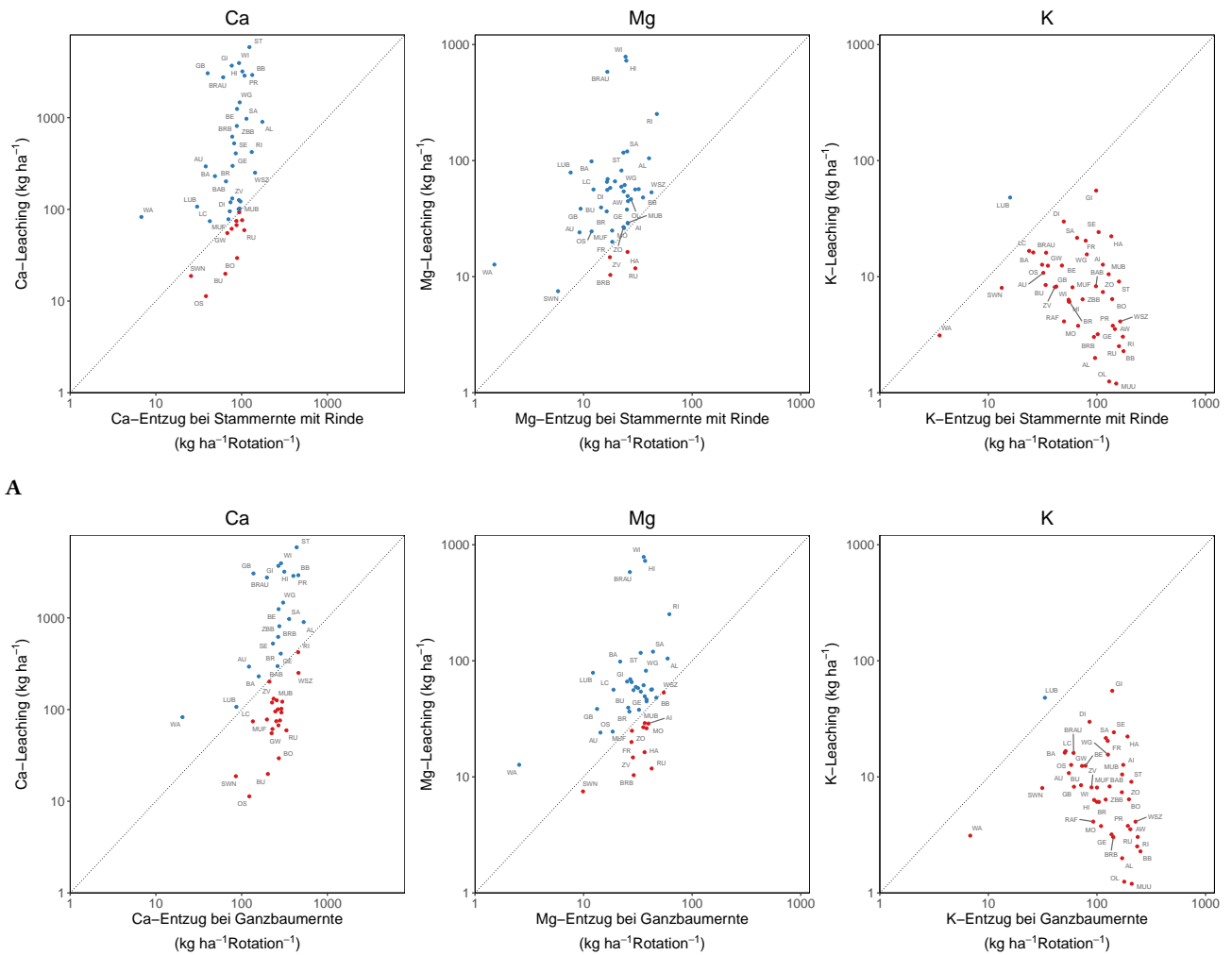
Nährstoffentzug durch unterschiedliche Erntemethoden im Vergleich zum Nährstoffaustrag.

Eine Abschätzung des Nährstoffentzug durch unterschiedliche Erntemethoden ist in Abb. 45 dargestellt. Der Nährstoffaustrag von Ca und Mg ist bei der Stammernte mit Rinde auf den meisten Flächen um ein Vielfaches kleiner als die Auswaschungsverluste (Tab. 45). Wird der ganze Baum geerntet inklusive Äste und 70% der Blätter/Nadeln, dann steigt die Anzahl der Flächen, bei welchen die Baumernte grössere Nährstoffverluste zeigen als das Leaching auf 52% bei Ca und 27% bei Mg. Die Nährstoffverluste von K sind durch eine Baumernte (hochgerechnet auf 120 Jahre) in 98% der Untersuchungsflächen grösser als durch das Nährstoffleaching. Diese Abschätzungen zeigen, dass die Berechnung von Nährstoffbilanzen nur in Kombination mit den Auswaschungsverlusten gemessen in Bodenlösungen realistische Werte liefern.

Tab. 20. Nährstoffaustrag bei unterschiedlichen Erntemethoden. Gegeben sind die Anzahl der Flächen (Fl.) und die Prozentangabe. Bei der Ganzbaumernte werden die Äste und 70% der Blätter/Nadeln dazu gezählt.

	Ca Fl.	(%)	Mg Fl.	(%)	K Fl.	(%)
Stammernte mit Rinde						
Leaching > Baumernte	33	(75)	40	(91)	1	(2)
Leaching < Baumernte	11	(25)	4	(9)	43	(98)
Ganzbaumernte						
Leaching > Baumernte	21	(48)	32	(73)	1	(2)
Leaching < Baumernte	23	(52)	12	(27)	43	(98)

Details der Nährstoffbilanzrechnungen sind im Bericht über „Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte“ (Braun et al. 2015a) beschrieben. Darin wird auch der Einfluss unterschiedlicher Erntemethoden analysiert.



B

Abb. 45. Nährstoffentzug durch Baumernte im Vergleich zum Nährstoffleaching. **A)** Nährstoffentzug durch Stammernte (Summe pro Rotationsperiode, 120 Jahre). **B)** Nährstoffentzug durch Ganzbaumernte im Vergleich zum Austrag basischer Kationen in 50 cm Tiefe. Übersteigt die Auswaschung (langjähriger Medianwert hochgerechnet für 120 Jahre) den Nährstoffentzug durch die Ernte, dann sind die Standorte blau eingefärbt.

4 | Konklusion

Die Langzeitmessungen der Bodenlösung bilden die Grundlage, um Veränderungen der Waldbodenqualität auf zu zeigen. Die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung ermöglicht einen Vergleich und die Bewertung von international vereinbarten kritischen Werten und Kriterien zum Säure-Basen-Status (Indikatoren: BC/Al-Verhältnis und pH-Wert der Bodenlösung) sowie zur Auswaschung von N und Al sowie basischen Kationen.

Indikatoren der Bodenversauerung

Der **kritische BC/Al Wert von 7** wird sehr häufig unterschritten (in 40.1% der Messungen auf 72 % der Untersuchungsflächen zwischen 2016-2020). Das **BC/Al-Verhältnis von 1** wurde in der gesamten Messreihe von (1997-2020) nur sehr selten unterschritten (in 233 Messungen, 1.3%). Die Unterschreitungen lagen in den letzten 5 Jahren (2016-2020) bei 2.1% auf 8 verschiedenen Untersuchungsflächen. Untersuchungen aus dem Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramm haben aufgezeigt, dass ein BC/Al-Verhältnis von 1 nicht ausreicht um vor negativen Veränderungen in der Vegetation und im Boden zu schützen. Beim Sturmereignis „Lothar“ war der Windwurf von Buchen und Fichten an versauerten Standorten mit einer Basensättigung von $\leq 40\%$ um den Faktor 4.8, respektive 3.6 bei den Fichten erhöht (Braun et al. 2003). Die Wurzeltiefe in versauerten Standorten war stark vermindert bei einer Basensättigung von $\leq 20\%$ (Braun et al. 2005). Eine Basensättigung von 20% entspricht gemäss dem Modell in Abb. 10 einem BC/Al-Verhältnis von 18. Eine tiefe Basensättigung ($\leq 15\%$) beeinflusst auch die Anzahl der Nadeljahrgänge negativ (Braun 2017). Eine Basensättigung von 15% entspricht einem BC/Al-Verhältnis von 10.02, welches identisch mit dem in Kanada gebräuchlichen kritischen Wert von 10 ist. Dieses **BC/Al-Verhältnis von 10** wird sehr häufig unterschritten (in 46% der Messungen auf 76 % der Untersuchungsflächen zwischen 2016-2020). Im Fallbeispiel Scheidwald (Kap. 3.3.2) kann der Einfluss eines tiefen BC/Al-Verhältnis auf die Baumvitalität in zwei direkt benachbarten Fichtenflächen beobachtet werden. Die Teilfläche SW mit einem BC/Al-Verhältnis von 1.6 zeigt eine stark erhöhte Kronenverlichtung,

welche häufig über der Schwelle für die Schadstufe 2 von 60% liegt, im Vergleich zur Teilfläche SWN mit einem BC/Al-Verhältnis von 11.8 mit keinen Kronenverlichtungen über 60% oder Mortalitäten. Auf der Teilfläche SW wurden auch vermehrte Sturmschäden oder in den letzten Jahren (2015-2017) Ausfälle durch den Borkenkäfer beobachtet. Auswirkungen von Störungen auf die Bodenlösung wie Durchforstungen oder Auswirkungen des Klimawandels wurden in Kap. 3.3 & 3.5.1 diskutiert.

Die Ergebnisse aus der Interkantonalen Walddauerbeobachtung sind zusammen mit anderen Erkenntnissen in die Bestimmung der Basensättigung (kritischer Wert BS: 20-40%) als Kriterium für Critical Loads im Mapping Manual (CLRTAP 2004b) eingeflossen. Bei einer Grenze der Basensättigung von 20% werden 39.1% der Walddauerbeobachtungsflächen mit Lysimetern (n=46) als kritisch eingestuft. Bei einer Grenze von 40% sind es 67.4%. Die Bodenlösungsdaten zusammen mit den Daten aus dem Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramm bilden somit eine Grundlage für epidemiologische Auswertungen zur Ableitung von kritischen Belastungsgrenzen.

Indikatoren der Nährstoffungleichgewichte und Eutrophierung

Die Einträge von Stickstoff liegen in weiten Teilen der Schweiz über den kritischen Belastungsgrenzen, unterhalb derer keine schädlichen Auswirkungen auf die Umwelt auftreten (Rihm und Achermann 2016). Auf rund 90% der Schweizer Waldflächen sind die N-Depositionen zu hoch (Rihm und Künzle 2019). Diese übermässigen Stickstoffeinträge haben Folgen für die Gewässer- und Bodenqualität, auf welche sie eutrophierend beziehungsweise versauernd wirken. Eine Überschreitung der kritischen Werte für die N-Auswaschung (CLRTAP 2004b) wurden 2016-2020 in 43% der Messungen und 45% der Untersuchungsflächen gefunden.

Eine Überschreitung der kritischen Werte der N-Auswaschung wurde 2016-2020 in 43% der Messungen und 45% der Untersuchungsflächen gefunden. Nach einer Abnahme im N-Auswaschung stagniert

der zeitliche Trend seit den letzten 10 Jahre. Die Abnahme in der N-Auswaschung kann zum Teil durch die Reduktion der N-Deposition im Verlauf der Zeit und durch die Trockenheit erklärt werden. Die N-Auswaschung wird auch durch die Reduktion der Bestandesdichte (Mortalität, Zwangsnutzung und Durchforstungen) beeinflusst. Auch die kritischen Werte bezüglich Nährstoffgleichgewicht werden häufig überschritten. Der obere Wert der kritischen Belastungsgrenze für N_{anorg} von 0.4 mg N l^{-1} wurden zwischen 2016-2020 in 53% der Proben auf 91% der Flächen überschritten. Des Weiteren wurde der Grenzwert für Trinkwasser von $>5.6 \text{ mg N l}^{-1}$ in 12% der Messwerte auf 57% der Untersuchungsflächen nicht eingehalten.

Die Bodenlösungsmessungen liefern auch eine wichtige Grundlage zur Nachhaltigkeitsbewertung der Nährstoffversorgung durch Auswaschungsverluste. Die Auswaschung von basischen Kationen (Mg, Ca, K) übersteigt den Nachschub durch Verwitterung und BC-Deposition über die Luft in 15 von 46 Standorten (32.6%). Das BC-Leaching stagniert seit der initialen Abnahme 1997-2005, ähnlich wie das beim N-Leaching beobachtet wurde.

Bei der Nachhaltigkeitsbewertung von unterschiedlichen Erntemethoden war der Nährstoffentzug von Ca und Mg durch eine Baumernte auf den meisten Untersuchungsflächen kleiner als die Verluste durch Auswaschung (gerechnet auf eine Rotationsperiode von 120 Jahren). Wird der ganze Baum geerntet, inklusive der Äste und 70% der Blätter/Nadeln, dann steigt die Anzahl der Flächen mit einem grösseren Nährstoffverlust durch die Baumernte für Ca auf 52% und für Mg auf 27%. Die Kaliumverluste durch die Baumernte war unabhängig von der Erntemethode um ein Vielfaches höher als der Nährstoffaustrag durch die Auswaschung. Bei der Berechnung von Nährstoffbilanzen für unterschiedliche Ernteszenarien ist deshalb die Berücksichtigung der Auswaschungsverluste mit dem Sickerwasser von grosser Bedeutung.

Ausblick

Folgenden Gründe sprechen für eine Weiterführung der Bodenlösungsmessungen:

- Die schweizweit einzigartige Datenreihe in Kombination mit den in der Interkantonalen Walddauerbeobachtung aufgenommenen Vitalitätsparameter sind wichtige Grundlagen zur

Bewertung und Überprüfung von international vereinbarten kritischen Werten.

- Nährstoffbilanzen auf Ökosystemebene machen nur Sinn in Kombination mit Bodenlösungsdaten, welche zeitlich und vor allem räumlich gut ausgewählt sind.
- Die zeitlichen Verläufe der Konzentrationen dienen unter anderem der Erfolgskontrolle für Luftreinhaltemassnahmen, können aber, wie im Fall von den zu hohen N-Depositionen, auf die Risiken für die Waldgesundheit hinweisen.
- Das Monitoring dient auch zur Abschätzung der Folgen des Klimawandels durch die gehäuften Trockenperioden während der Vegetationszeit. Nur durch langjährige Zeitreihen können diese Interaktionen zwischen der Pedosphäre, Hydrosphäre, Atmosphäre und Biosphäre aufgedeckt werden.

Verdankungen

Die Untersuchungen wurden vom Bundesamt für Umwelt, Abteilungen Wald sowie Luftreinhaltung und Chemikalien, sowie von den Kantonen AG, BE, BL, BS, FR, GR, SO, TG, ZH, ZG und den Zentralschweizer Umweltfachstellen in verdankenswerter Weise finanziert. Die monatlichen Lysimeterproben werden bei jedem Wetter durch das erprobte Feldteam (Dieter Bader, Moïse Groelly und Roland Woëffray für TI) des Instituts für Angewandte Pflanzenbiologie gesammelt und mit viel Geduld durch das Laborteam (Delphine Antoni, Ute Schröder und Caroline Stritt) gemessen.

5 | Bodenlösung Einzelstandorte

5.1 Aarwangen (BE) Buchen

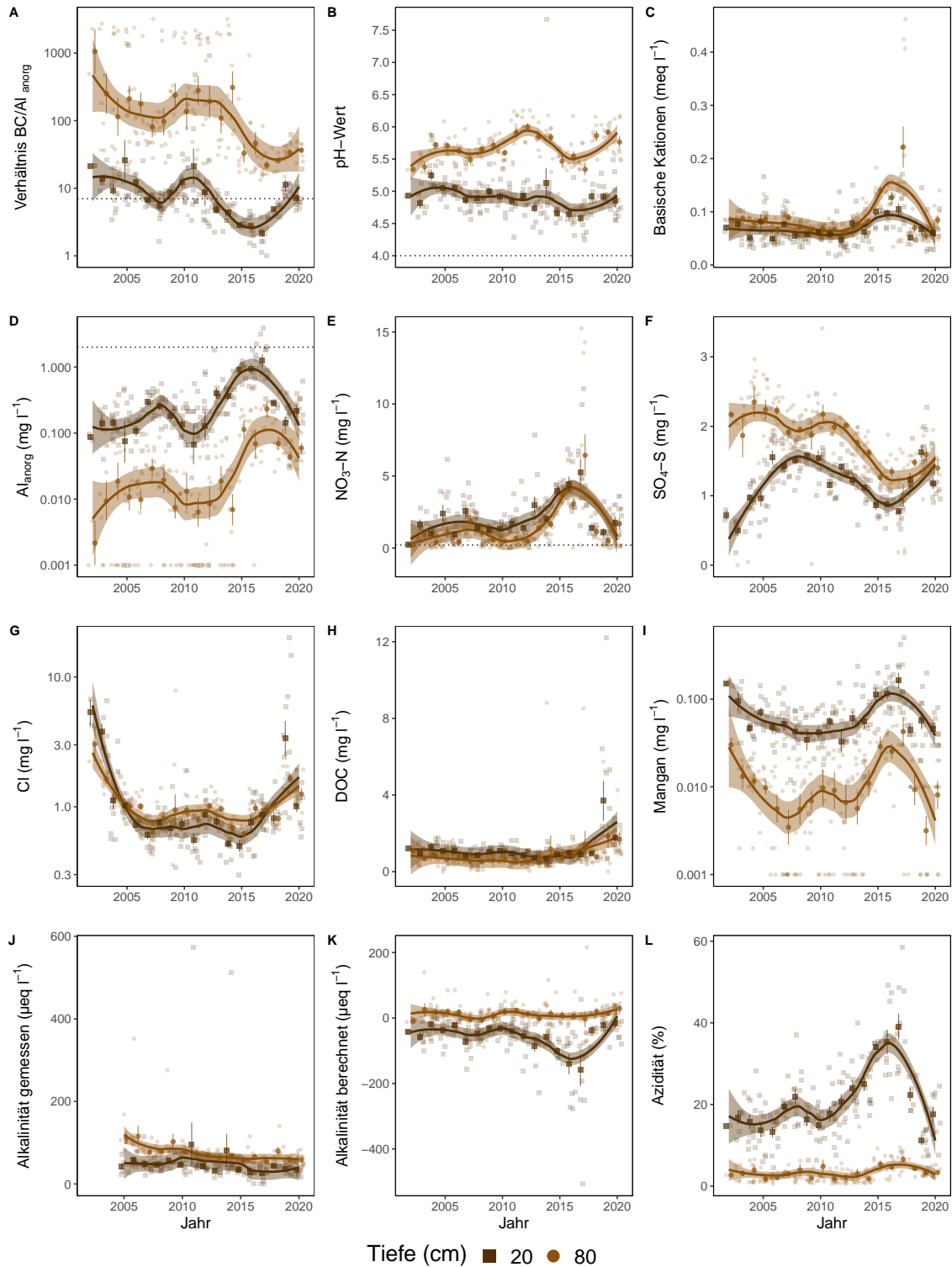


Abb. 46. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Aarwangen (BE) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

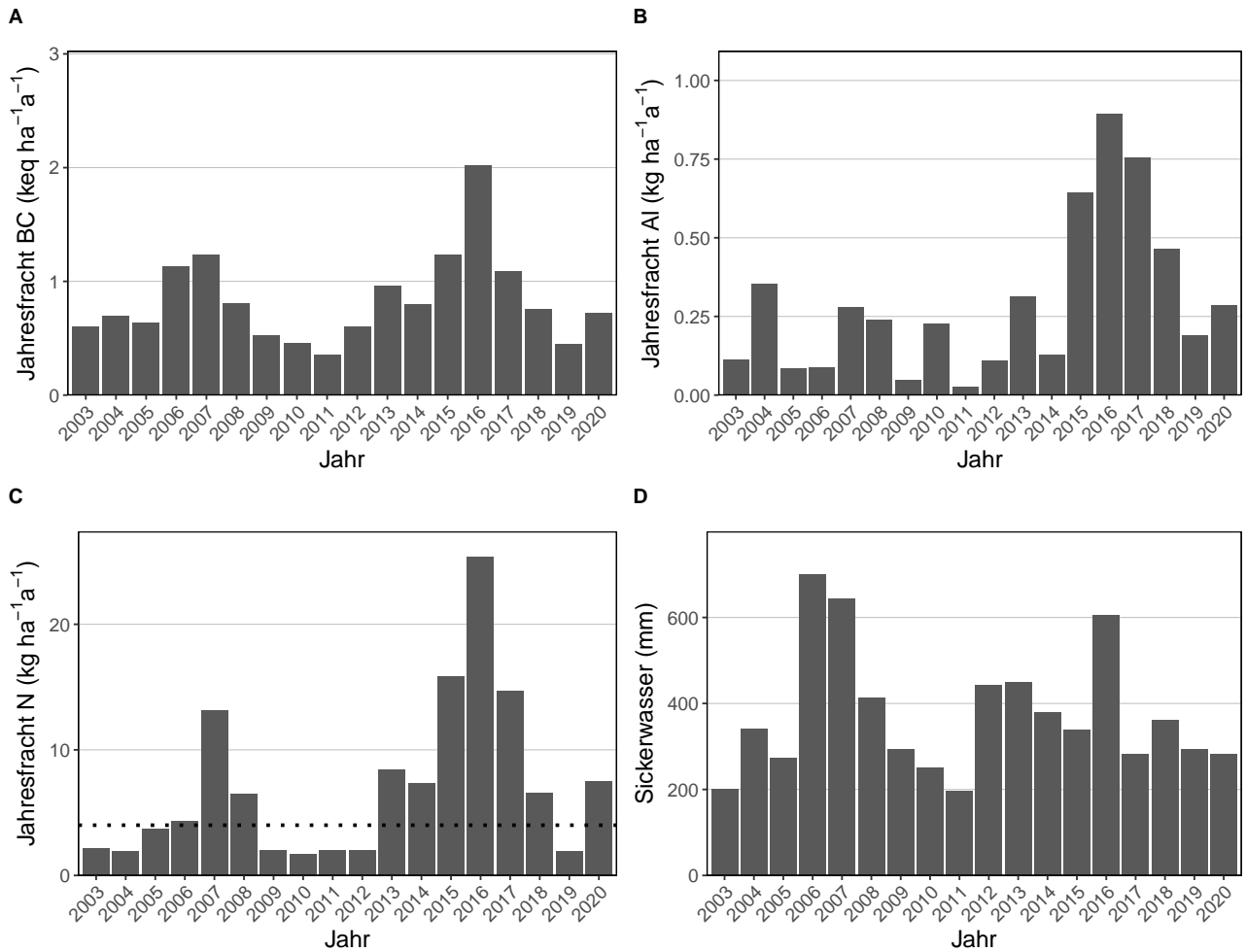


Abb. 47. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Aarwangen (BE) Buchen in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.2 Aeschau (BE) Mischbestand Tannen, Fichten & Buchen

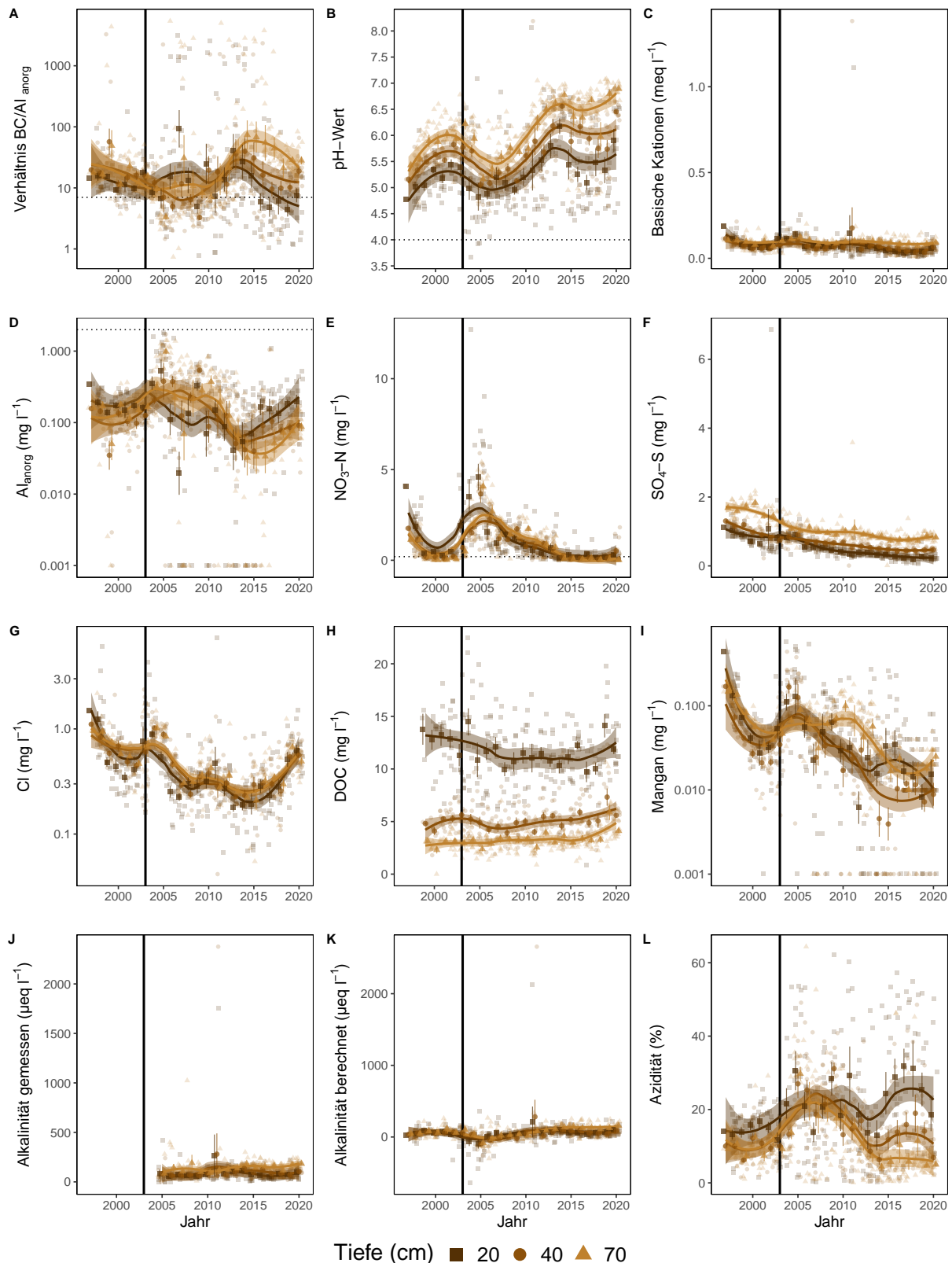


Abb. 48. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Aeschau (BE) Mischbestand Tannen, Fichten & Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt. Die durchgezogene Linie symbolisiert die Durchforstung im Jahr 2003.

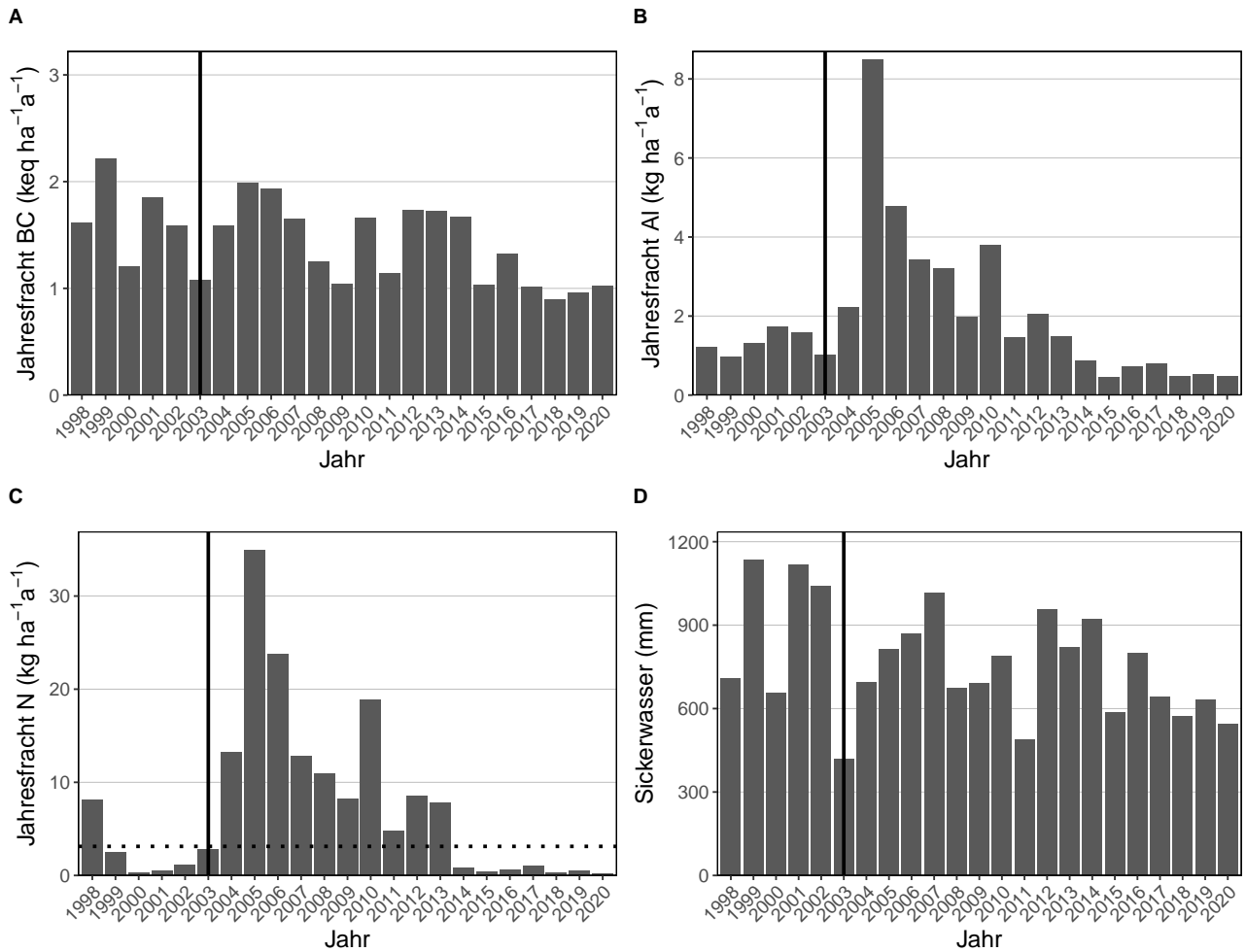


Abb. 49. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Aeschau (BE) Mischbestand Tannen, Fichten & Buchen in 70 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4\text{-}2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge. Die durchgezogene Linie symbolisiert die Durchforstung im Jahr 2003.

5.3 Aeschi (SO) Mischbestand Buchen & Fichten

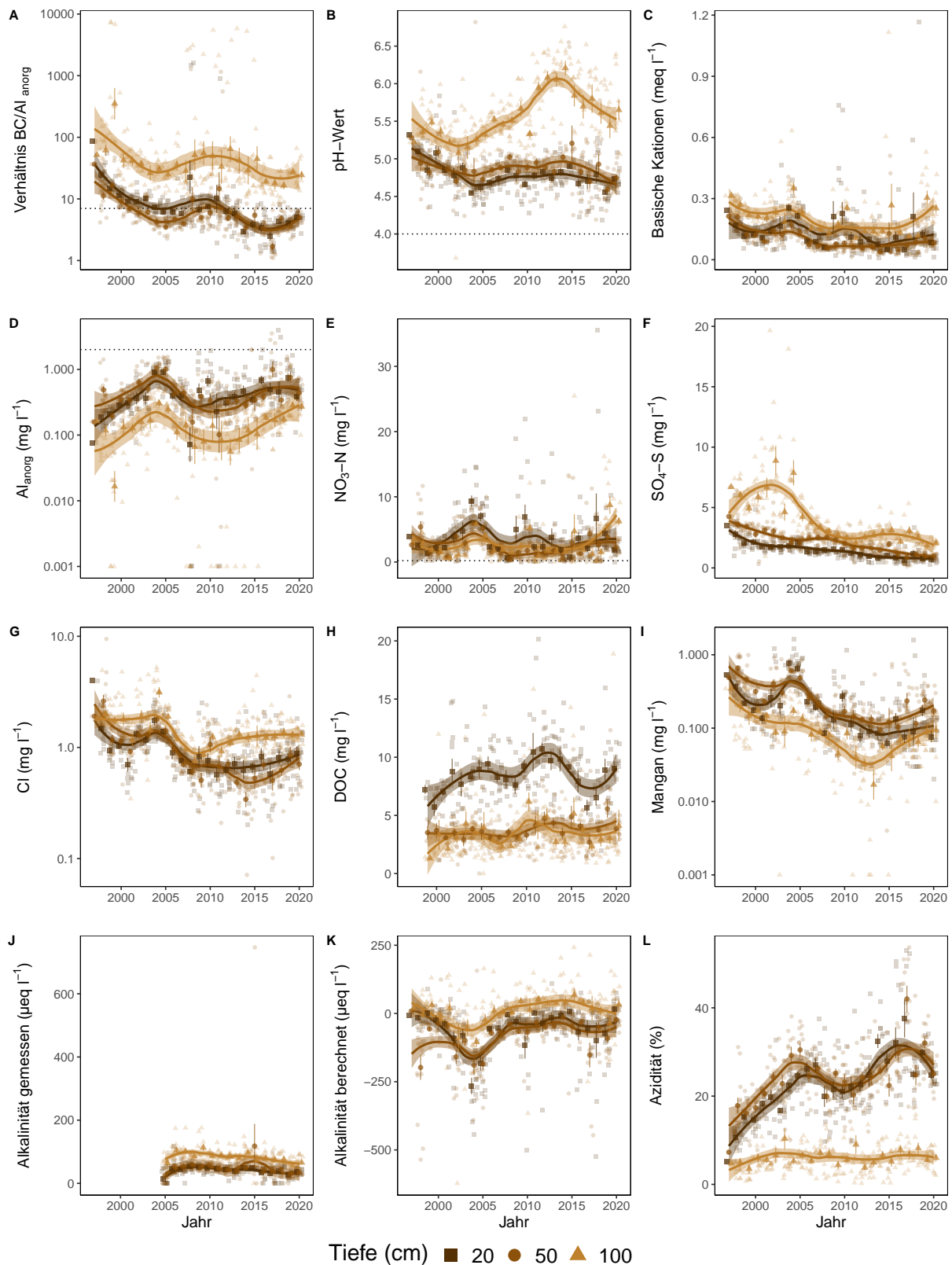


Abb. 50. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Aeschi (SO) Mischbestand Buchen & Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

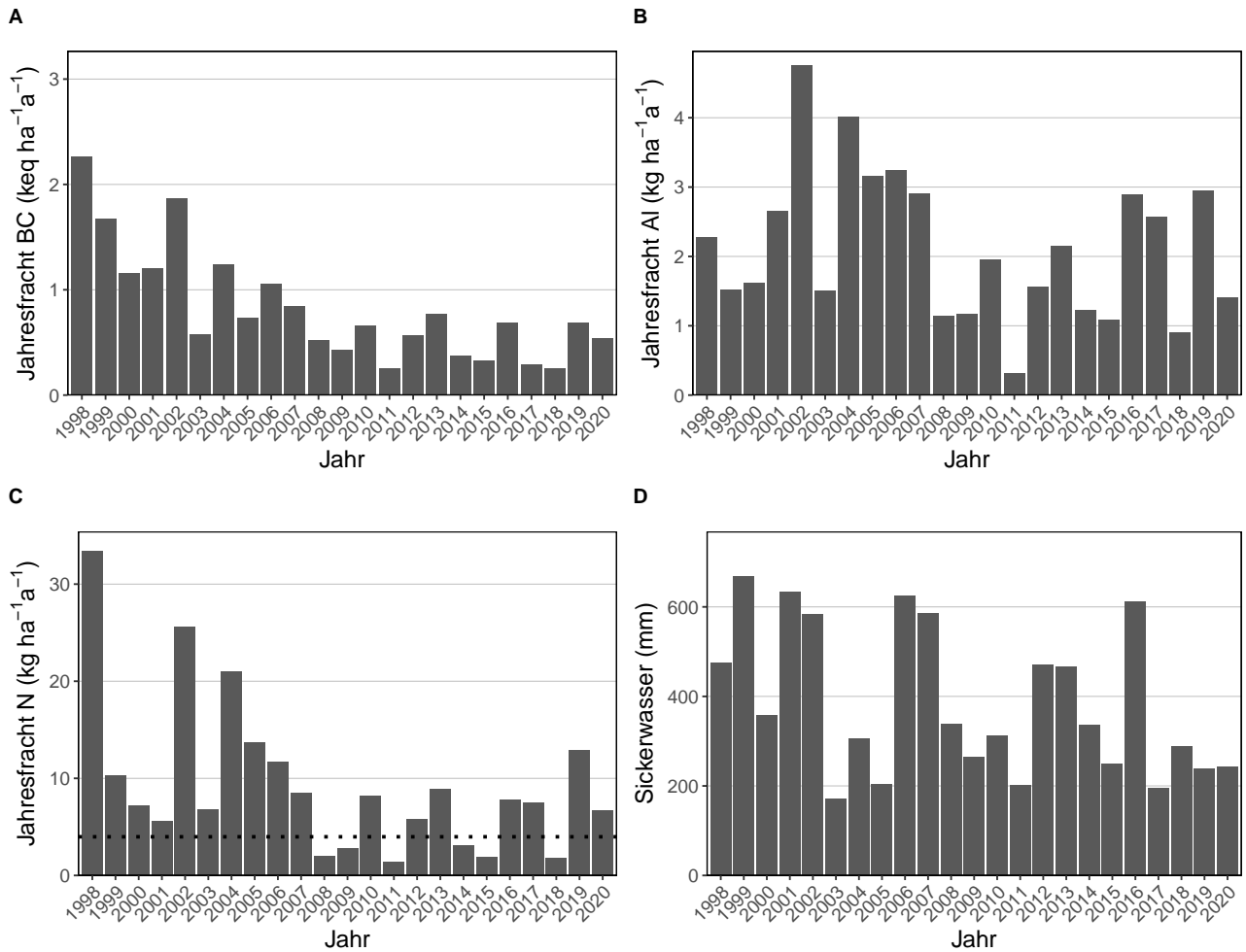


Abb. 51. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Aeschi (SO) Mischbestand Buchen & Fichten in 70 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.4 Allschwil (BL) Fichten

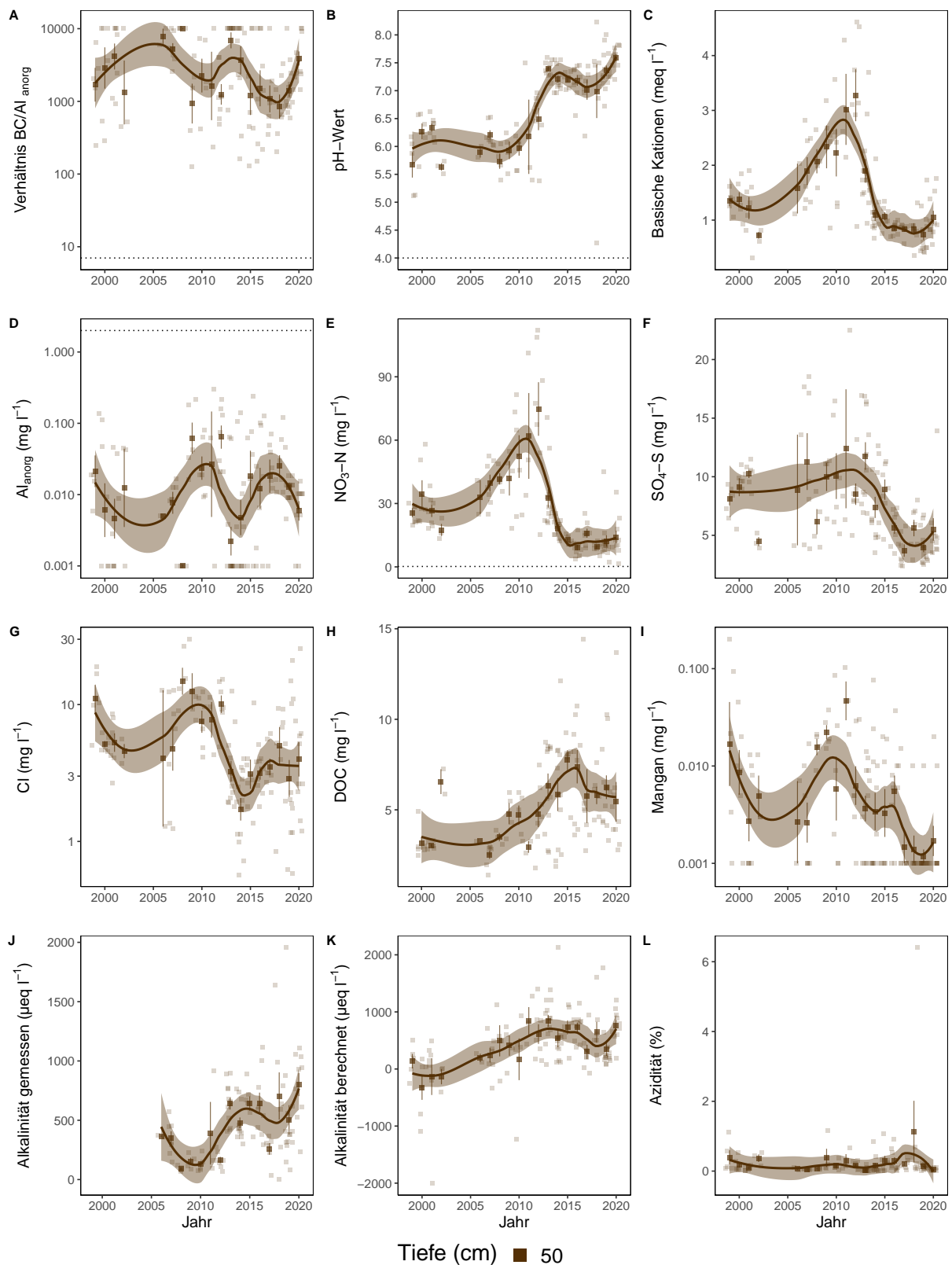


Abb. 52. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Allschwil (BL) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

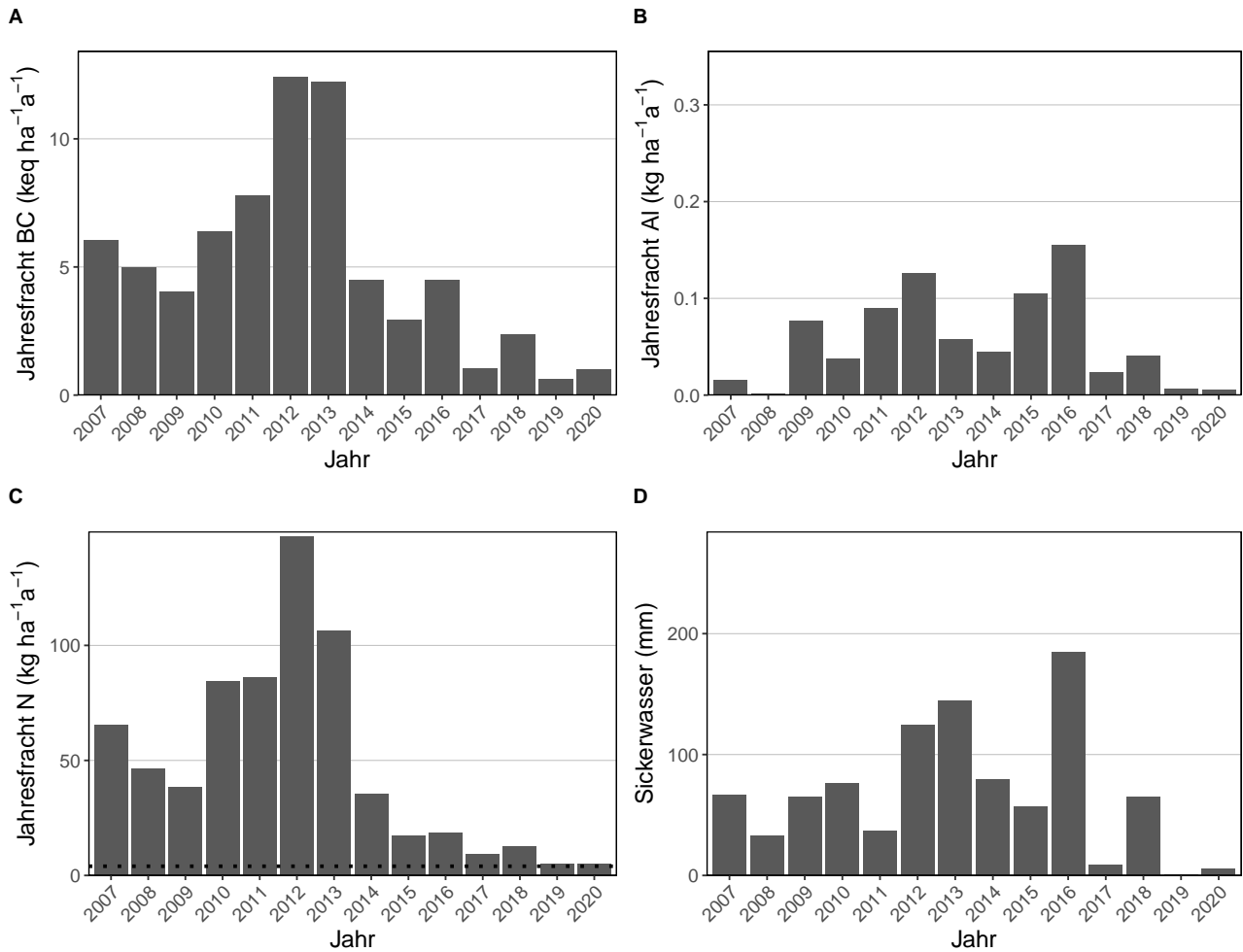


Abb. 53. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Allschwil (BL) Fichten in 50 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.5 Bachtel (ZH) Buchen

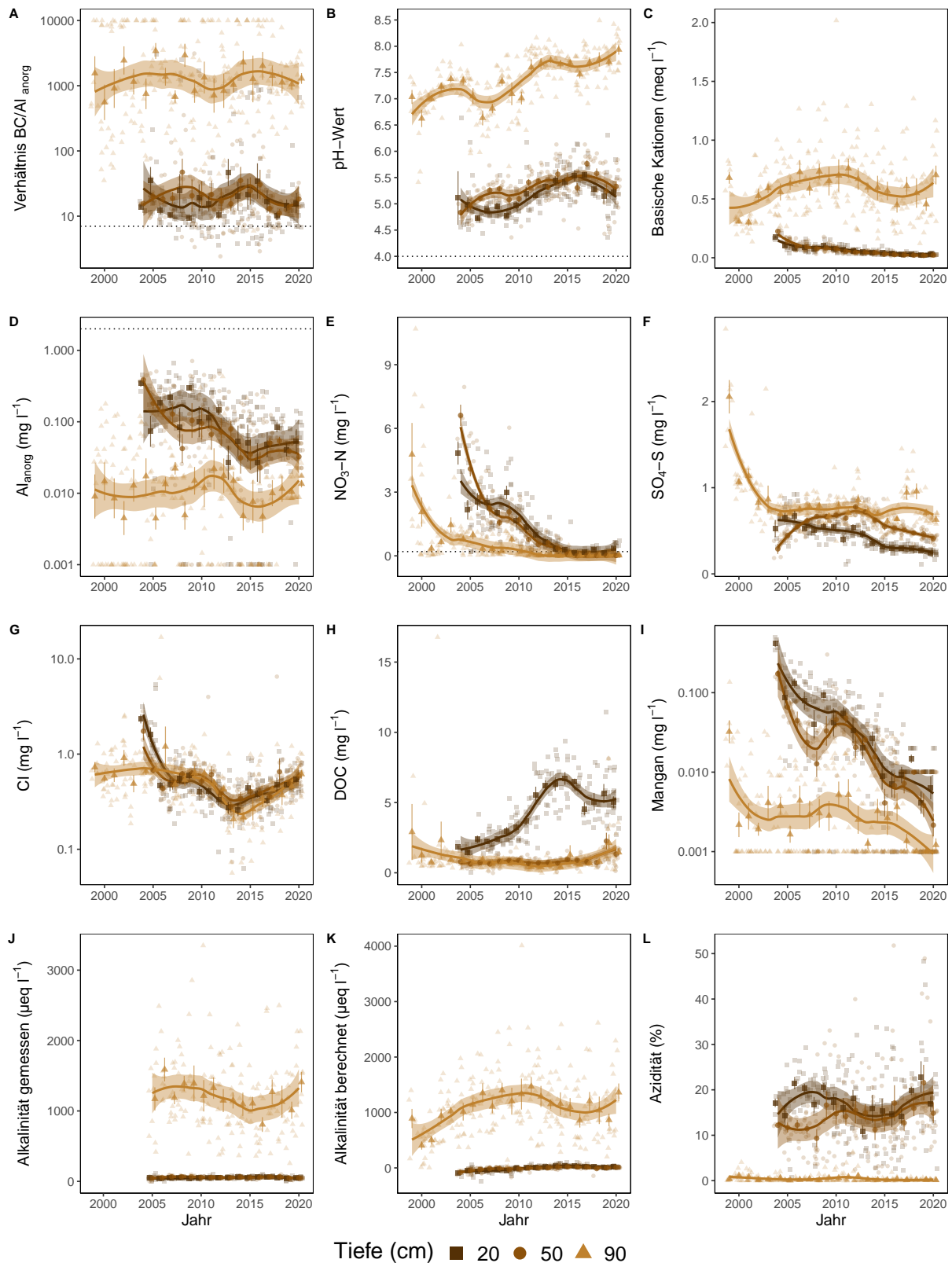


Abb. 54. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Bachtel (ZH) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

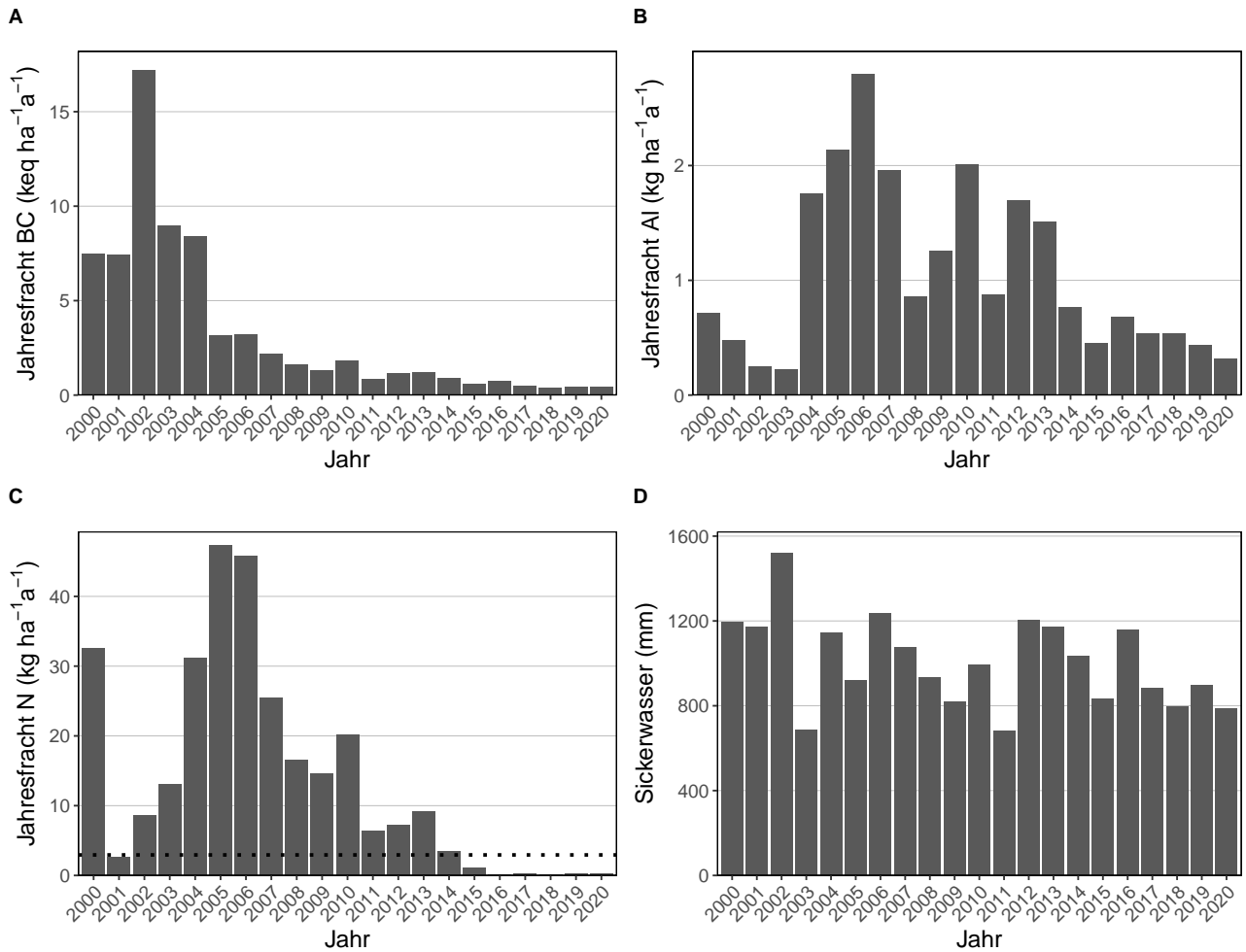


Abb. 55. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Bachtel (ZH) Buchen in 90 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.6 Bachtel (ZH) Fichten

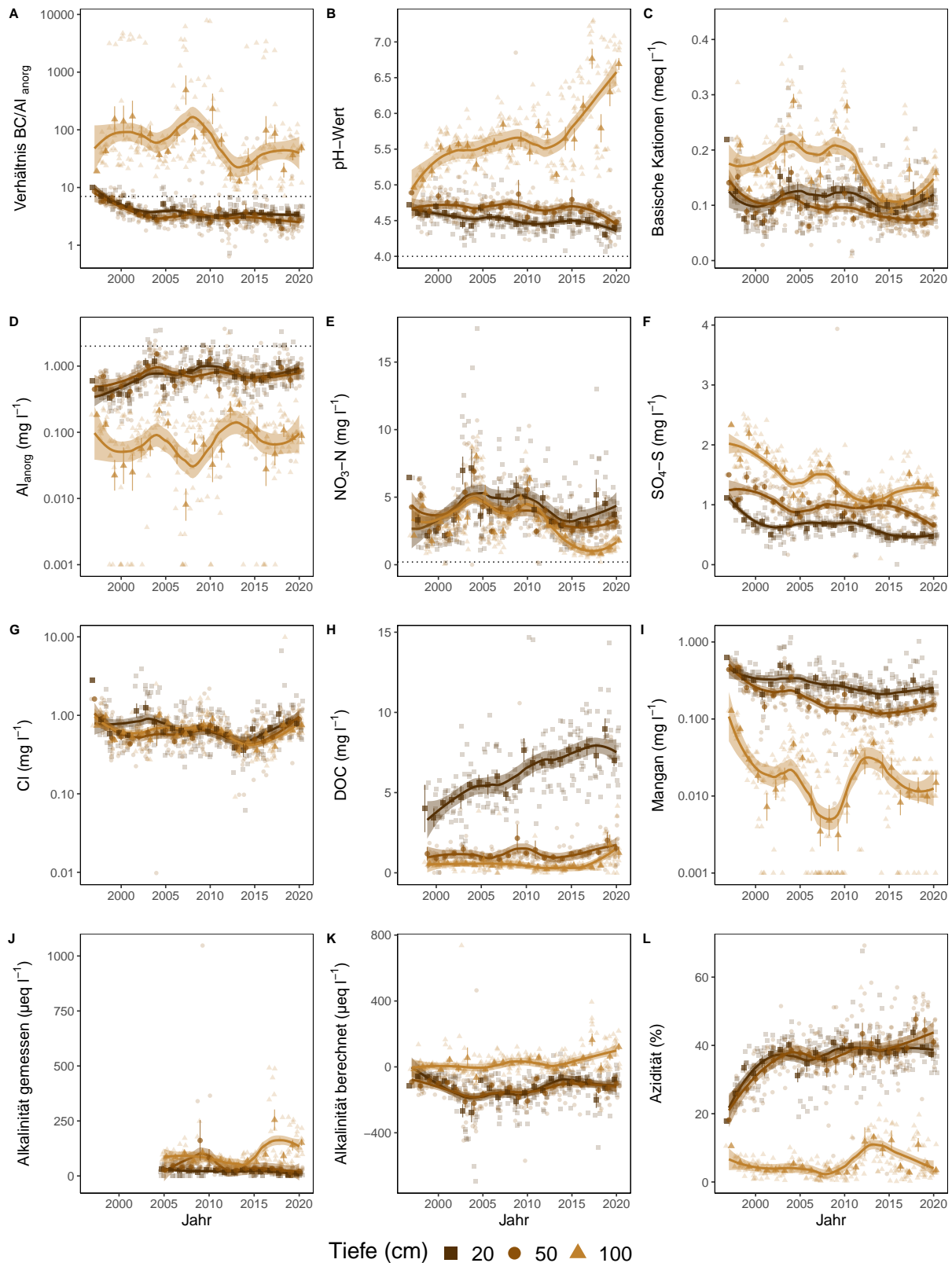


Abb. 56. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Bachtel (ZH) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

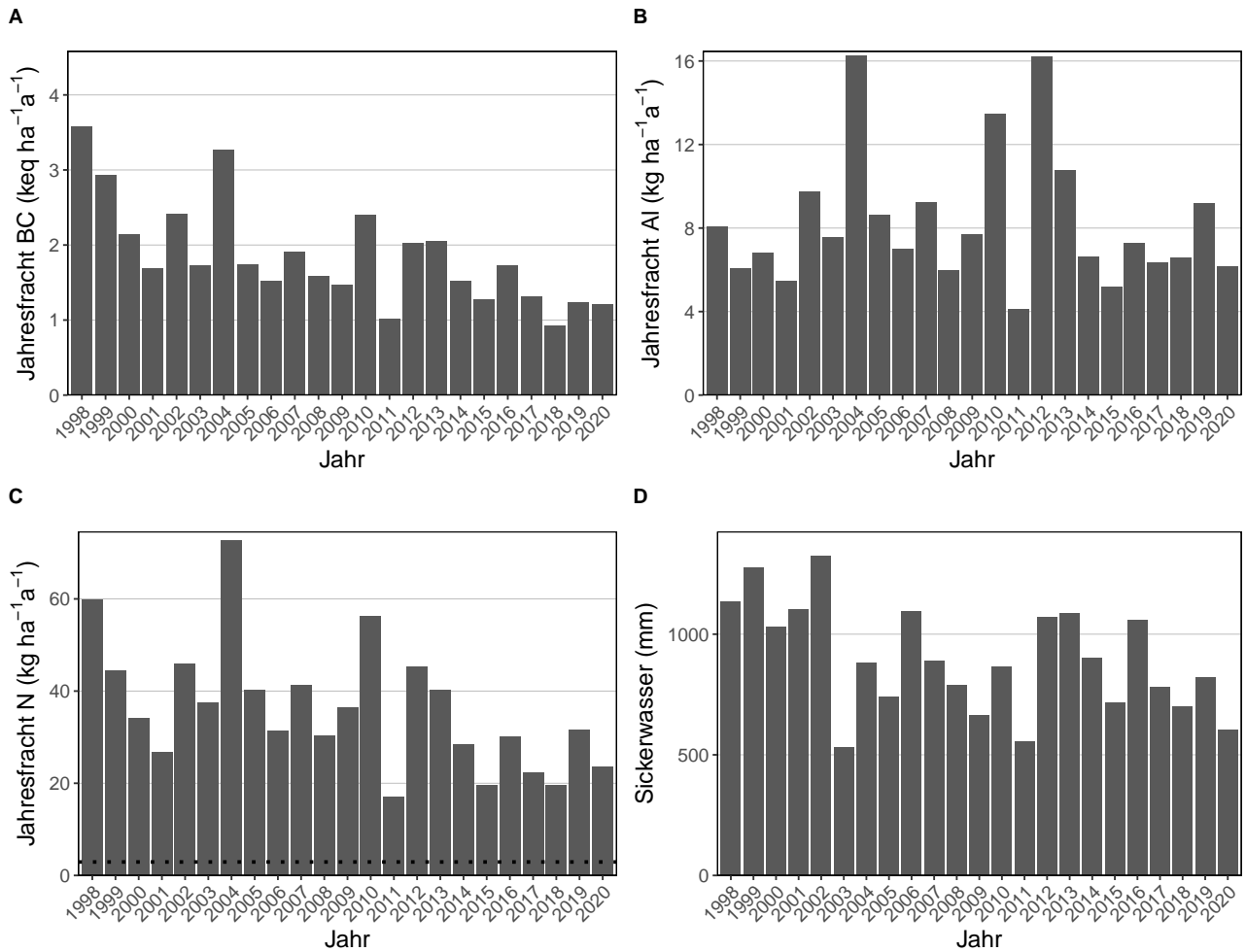


Abb. 57. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Bachtel (ZH) Fichten in 100 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.7 Beromünster (LU) Fichten

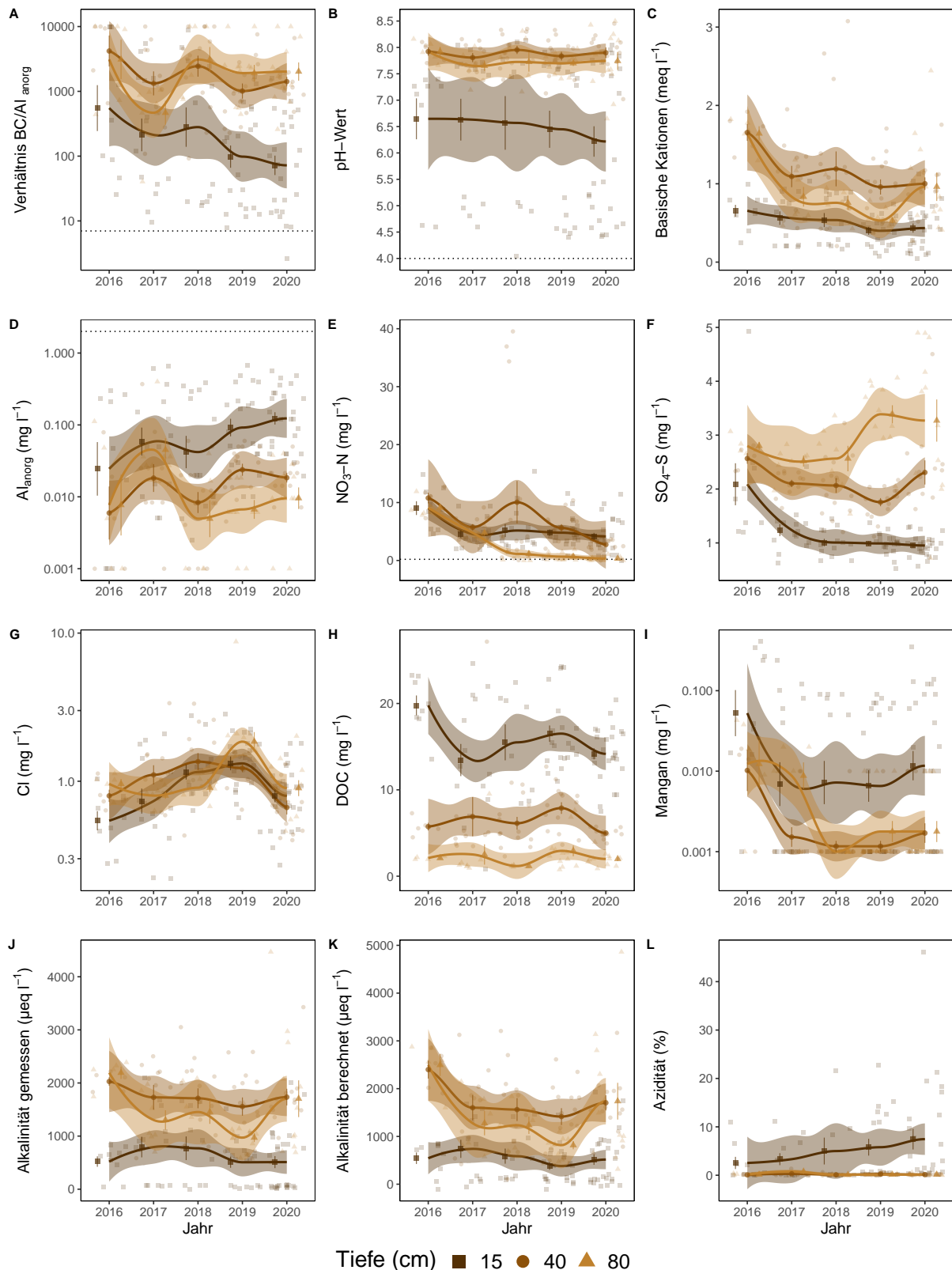


Abb. 58. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Beromünster (LU) Subplot 1 Fichten. Auf Grund der grossen räumlichen Heterogenität der Bodenlösungswerte wurden die obersten Lysimeter in 15 cm Tiefe in zwei Subplots aufgeteilt. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(\text{BC}/\text{Al})_{\text{crit}} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

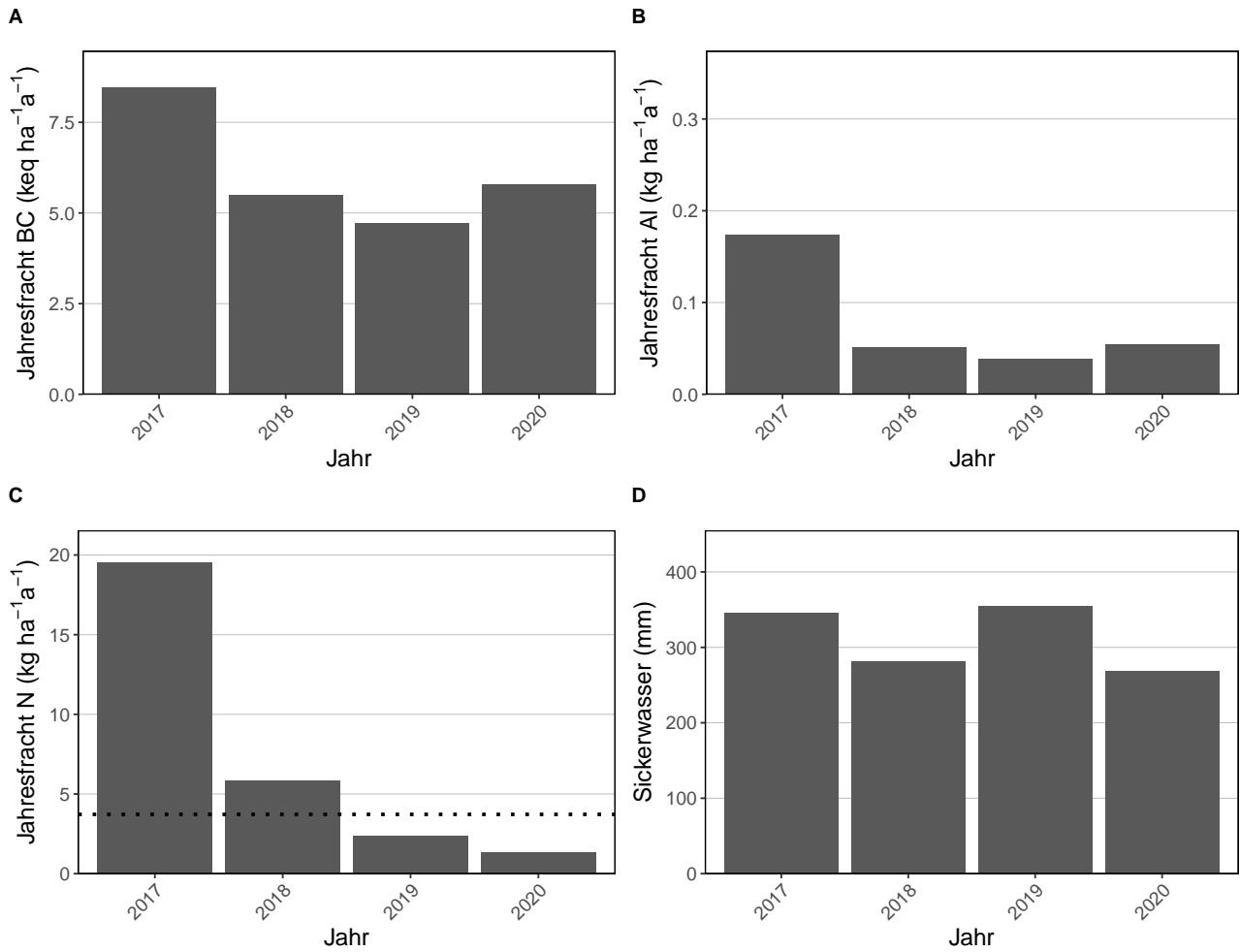


Abb. 59. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Beromünster (LU) Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.8 Bonfol (JU) Buchen

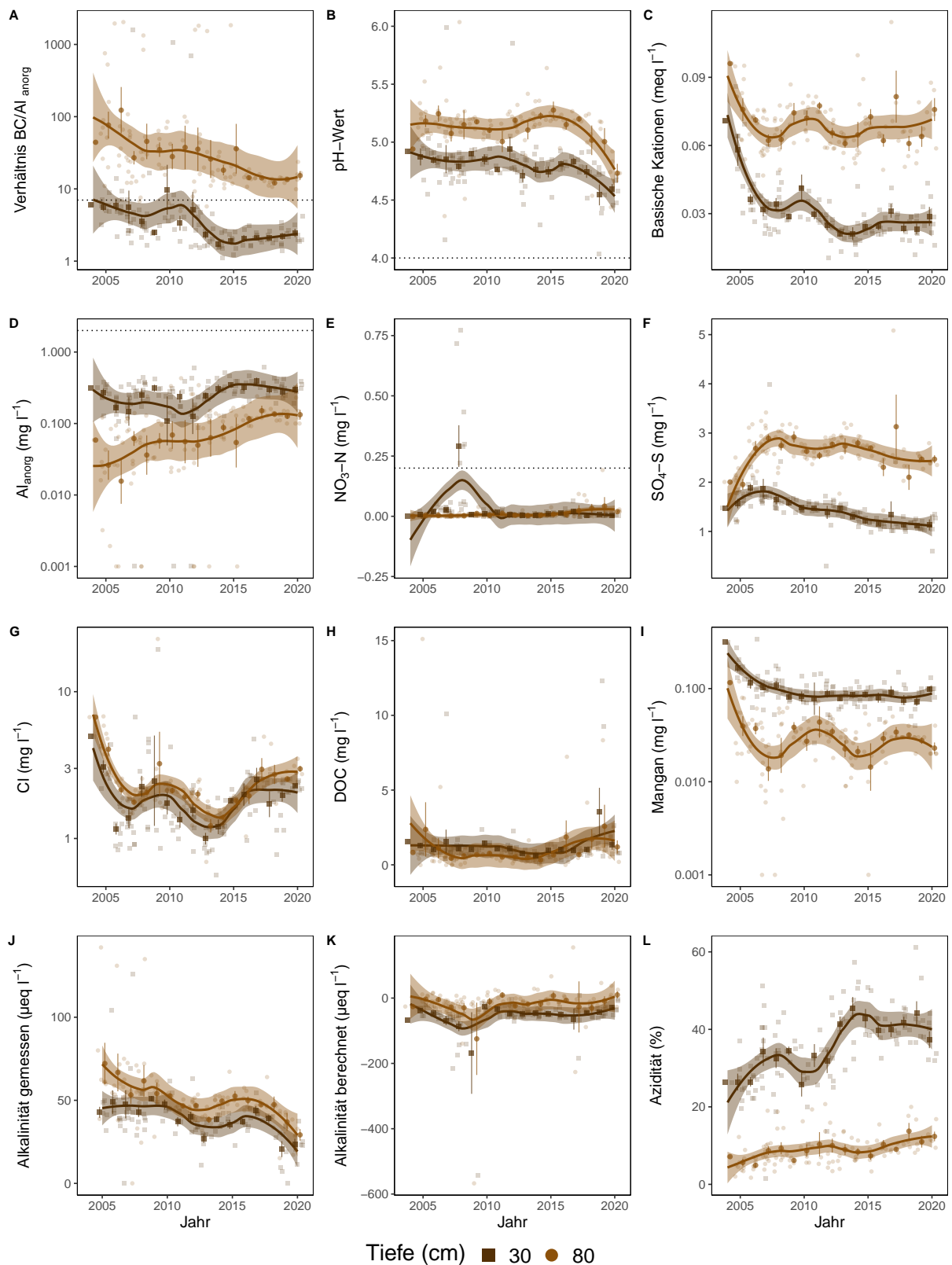


Abb. 60. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Bonfol (JU) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

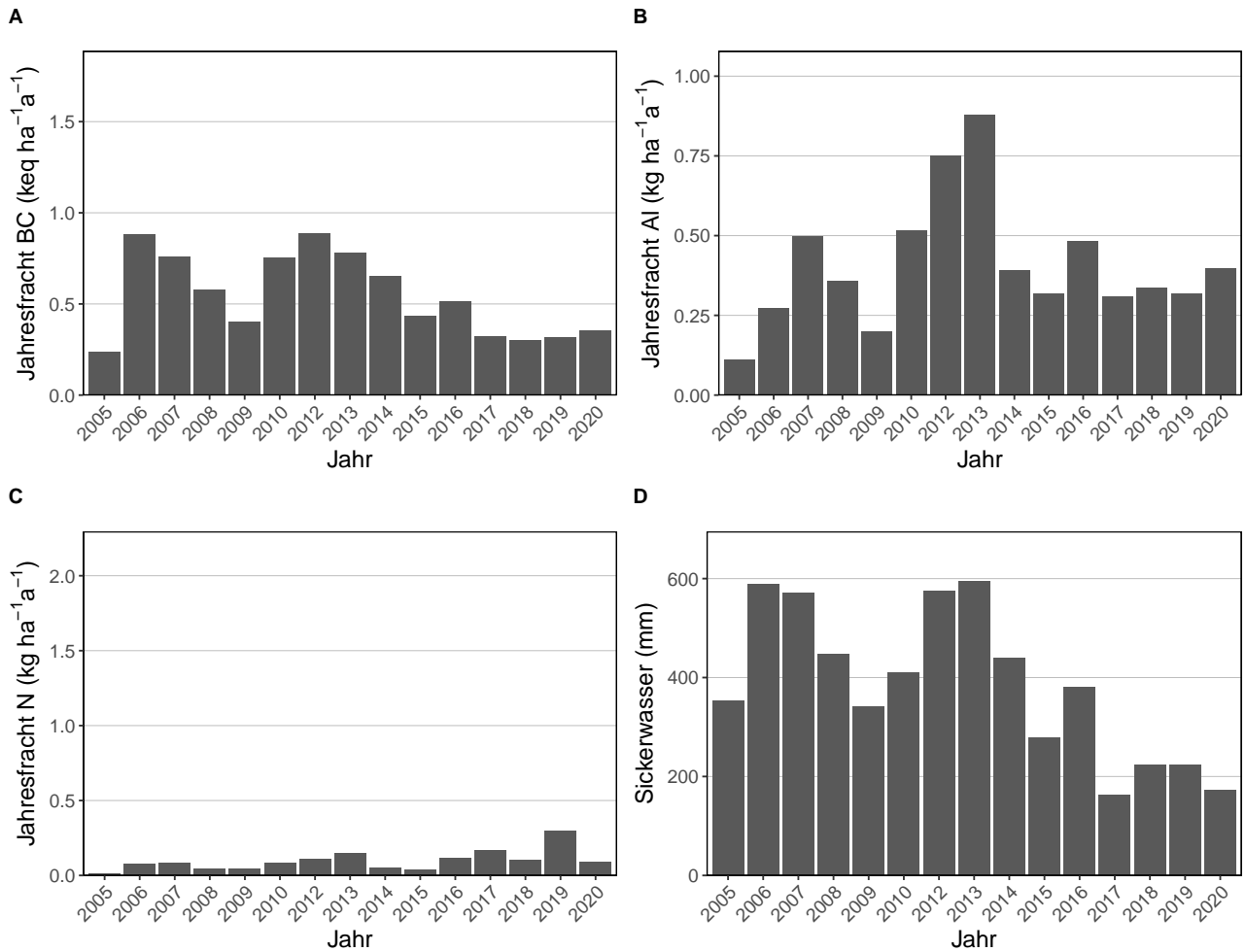


Abb. 61. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Bonfol (JU) Buchen in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.9 Braunau (TG) Fichten

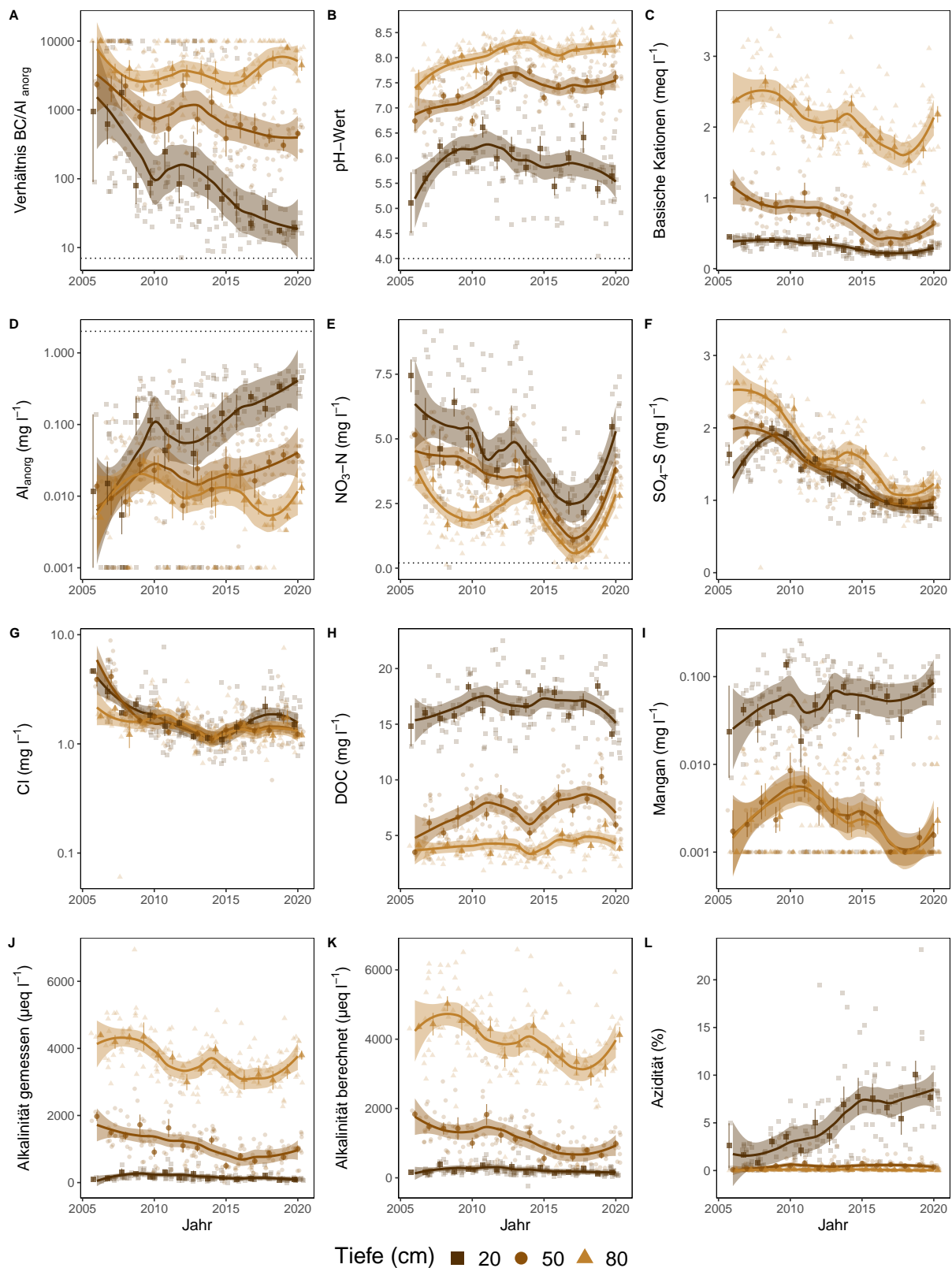


Abb. 62. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Braunau (TG) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

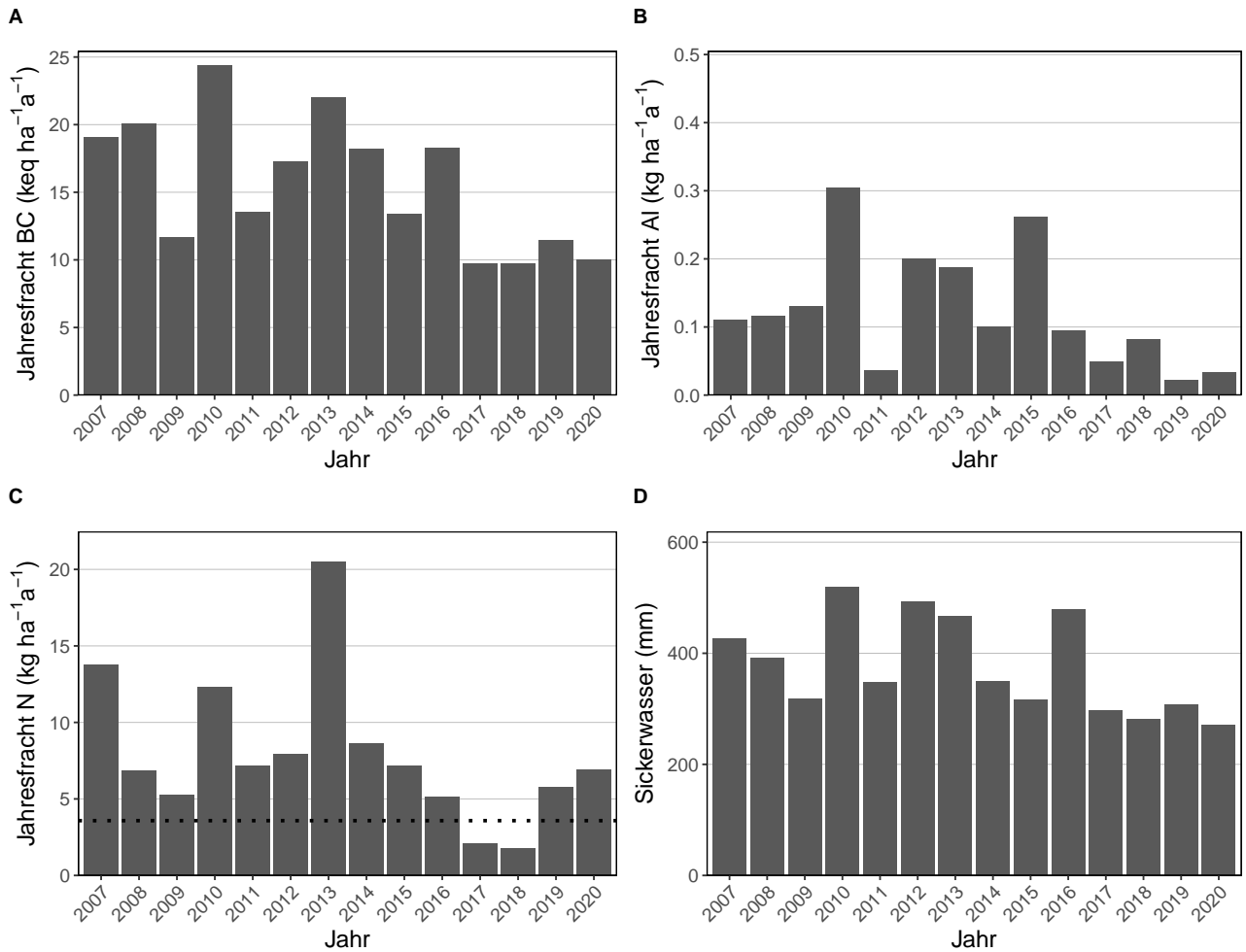


Abb. 63. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Braunau (TG) Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.10 Breitenbach (SO) Buchen

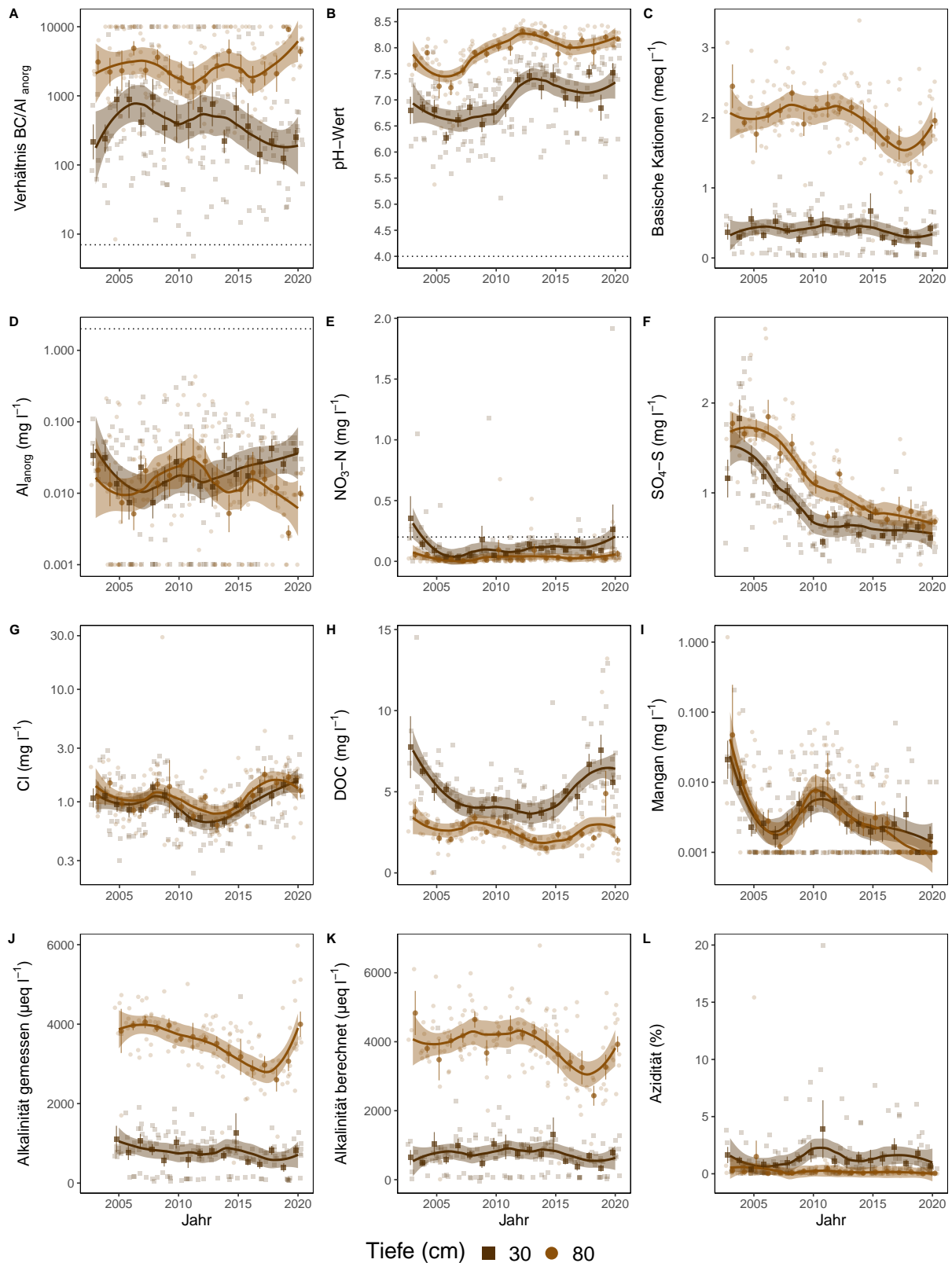


Abb. 64. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Breitenbach (SO) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

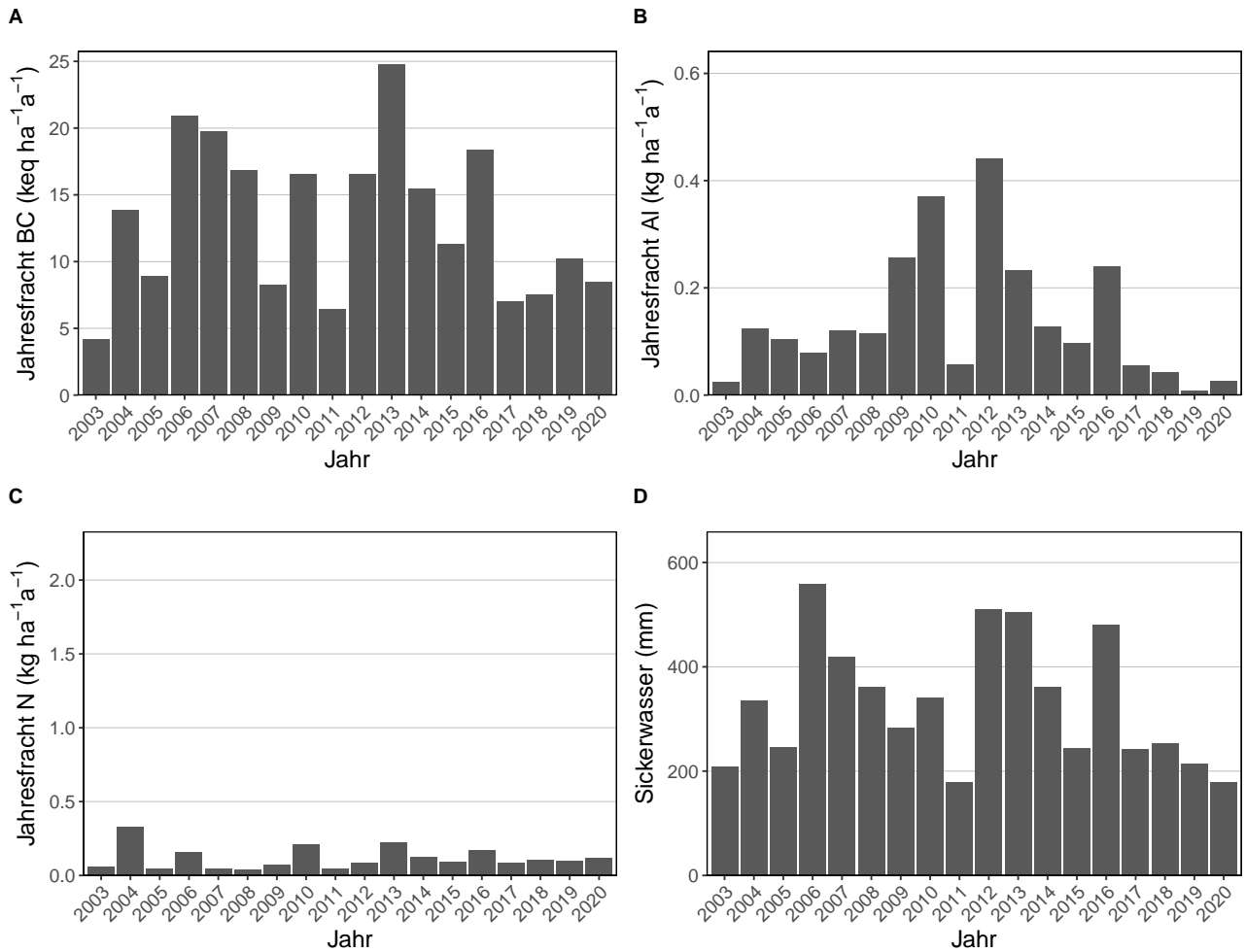


Abb. 65. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Breitenbach (SO) Buchen in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.11 Brislach (BL) Buchen

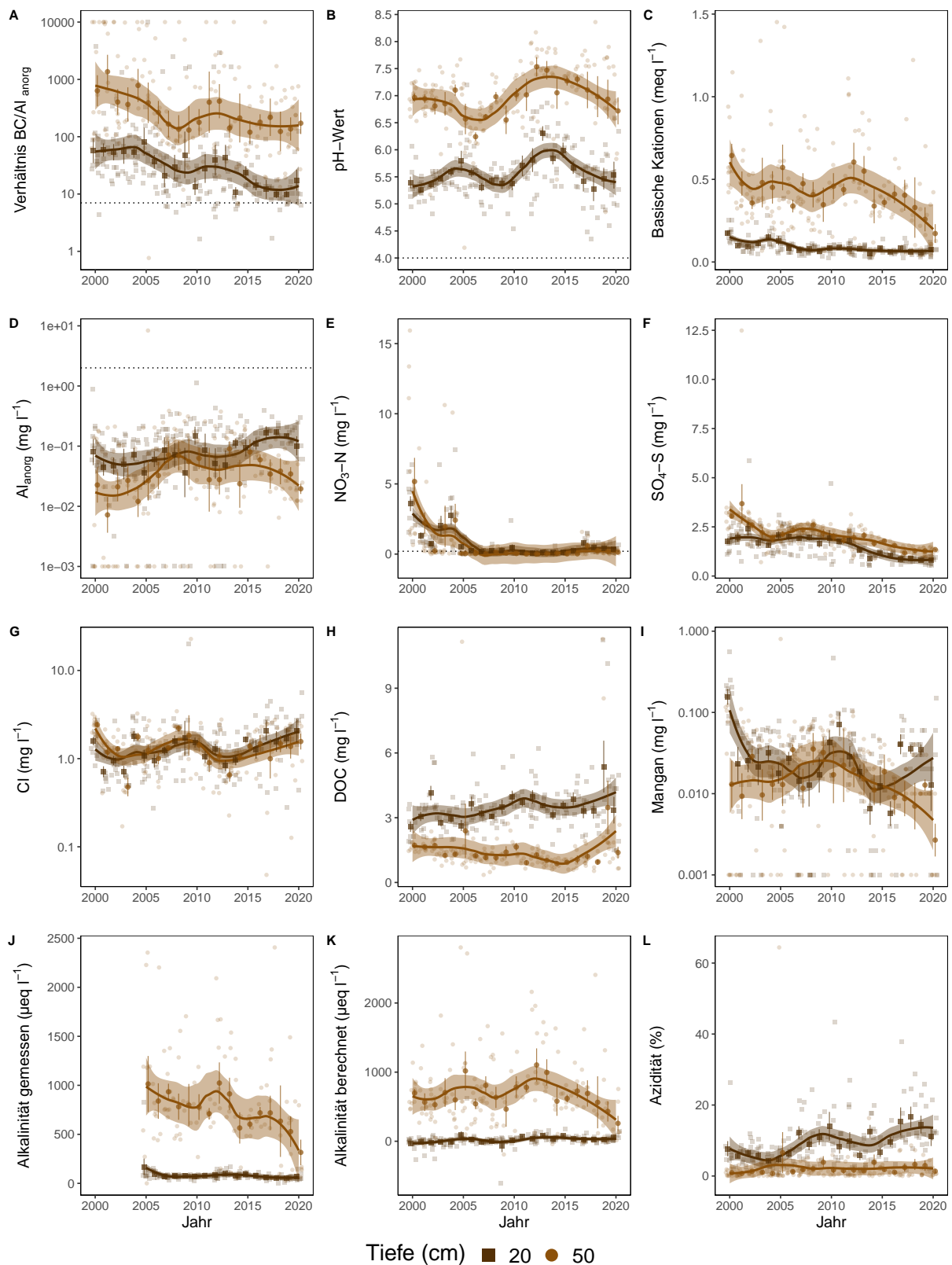


Abb. 66. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Brislach (BL) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

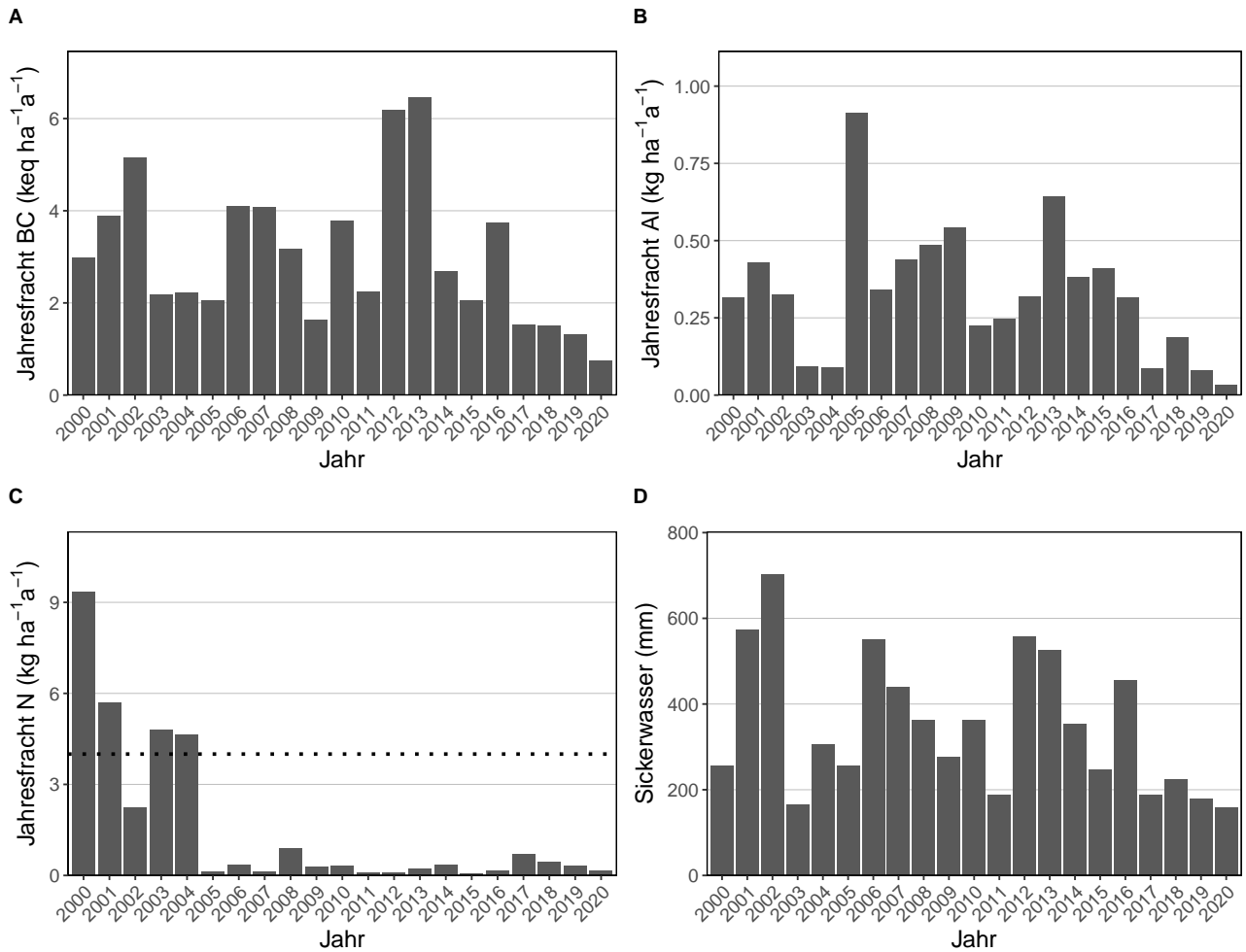


Abb. 67. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Brislach (BL) Buchen in 50 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.12 Brislach (BL) Fichten

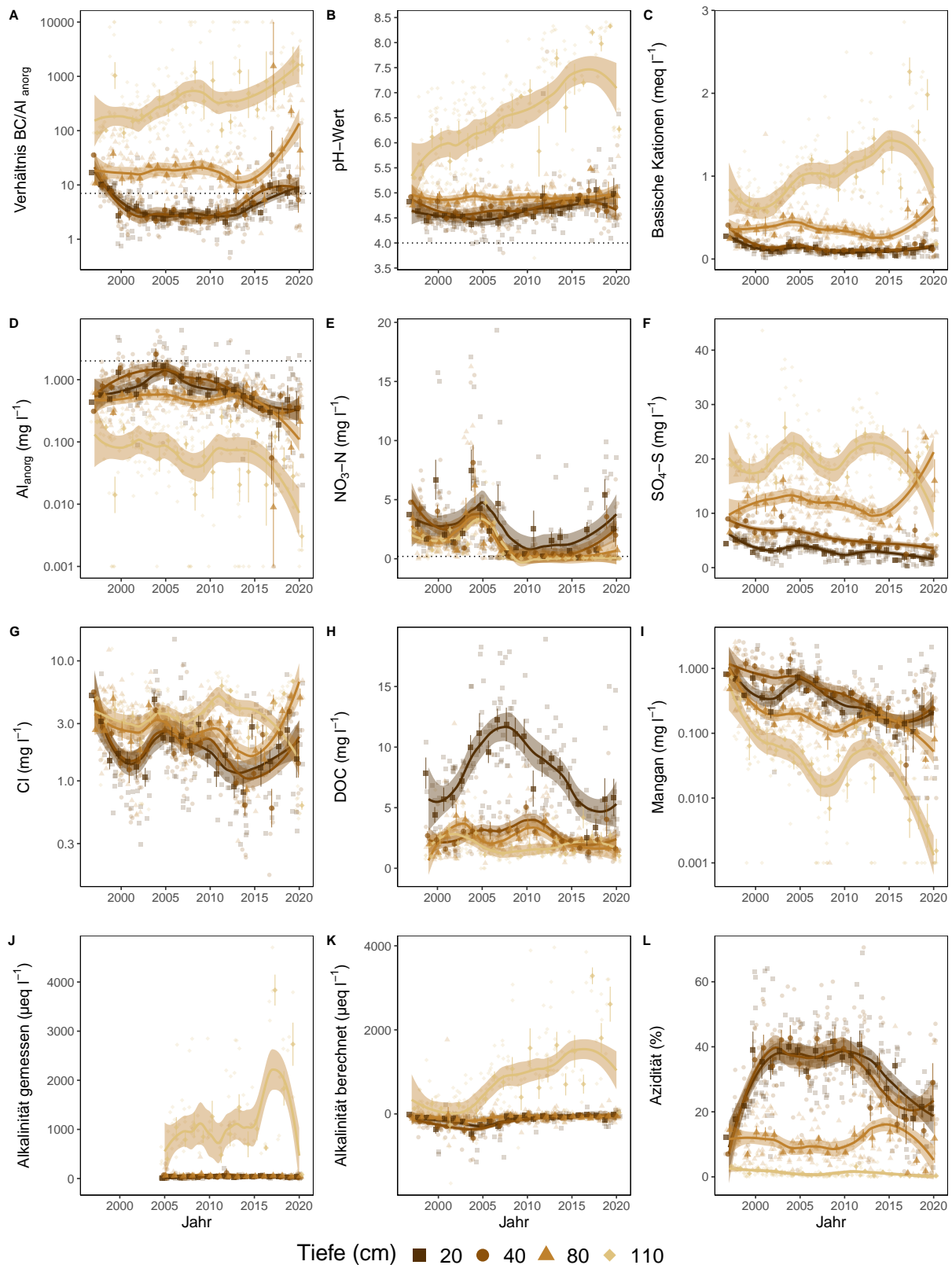


Abb. 68. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Brislach (BL) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

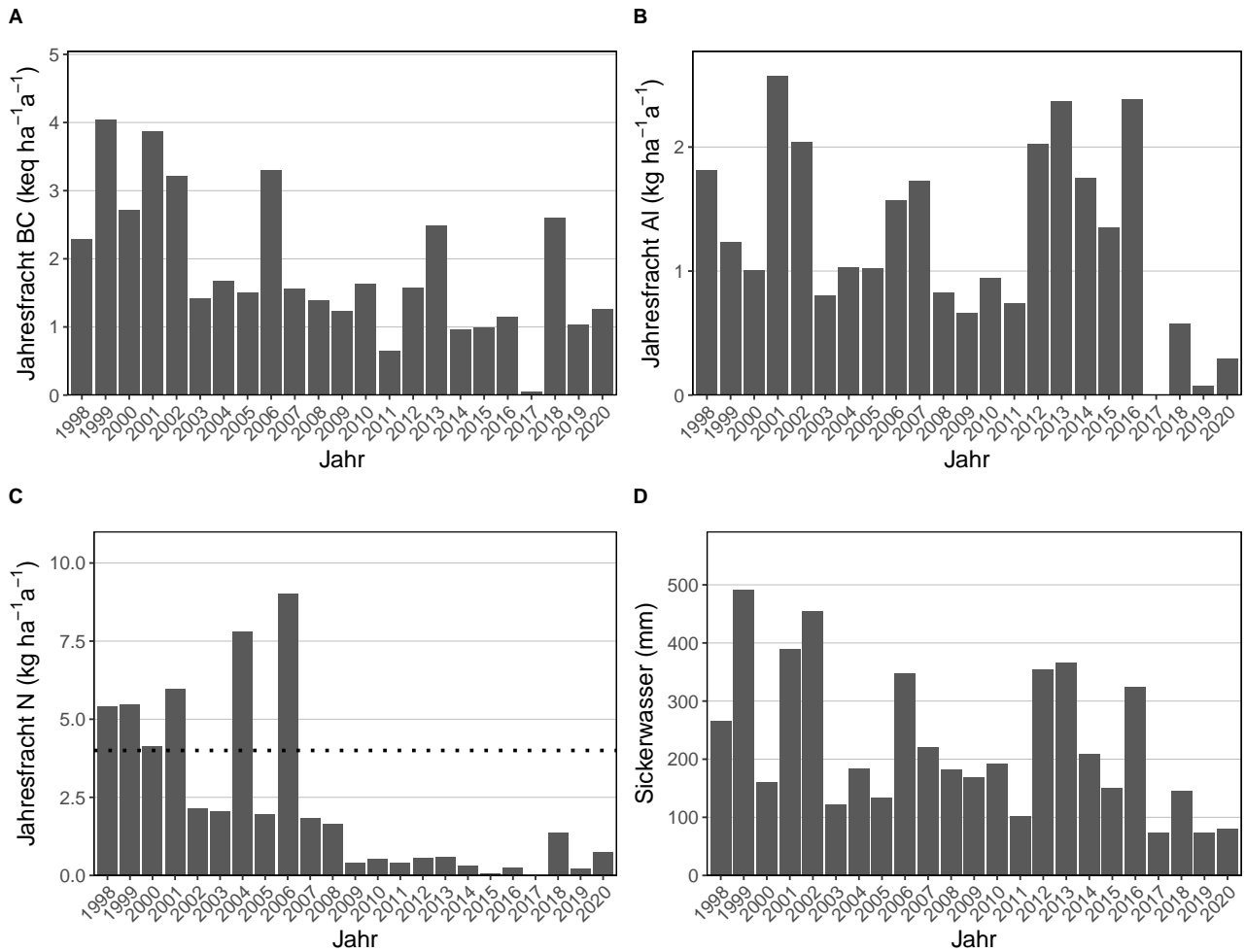


Abb. 69. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Brislach (BL) Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.13 Bürglen (UR) Fichten

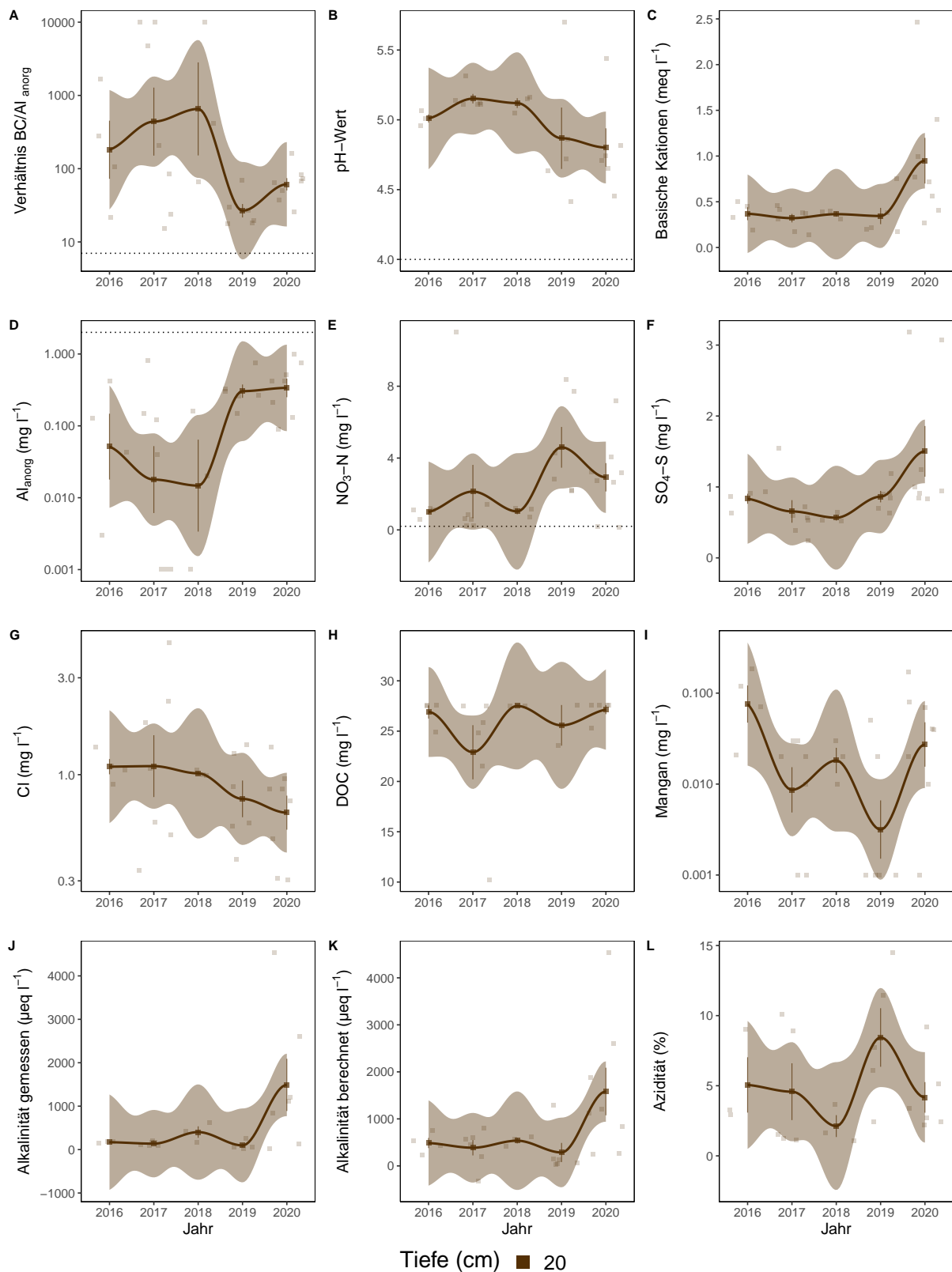


Abb. 70. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Bürglen (UR) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

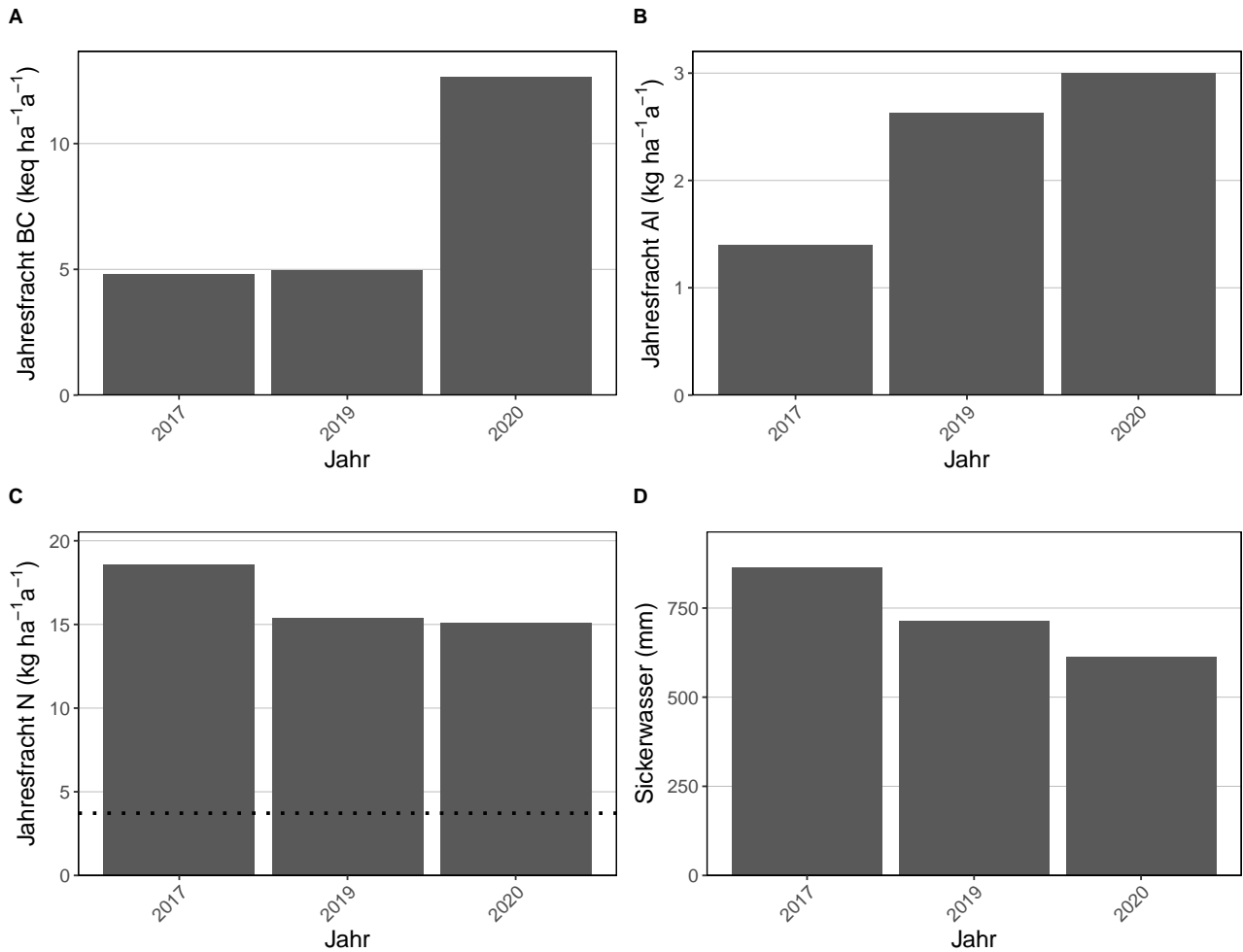


Abb. 71. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Bürglen Fichten in 20 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge. Für das Jahr 2018 konnten keine Frachten berechnet werden da wegen der Trockenheit zu wenig Proben gesammelt werden konnten.

5.14 Busswil (BE) Fichten

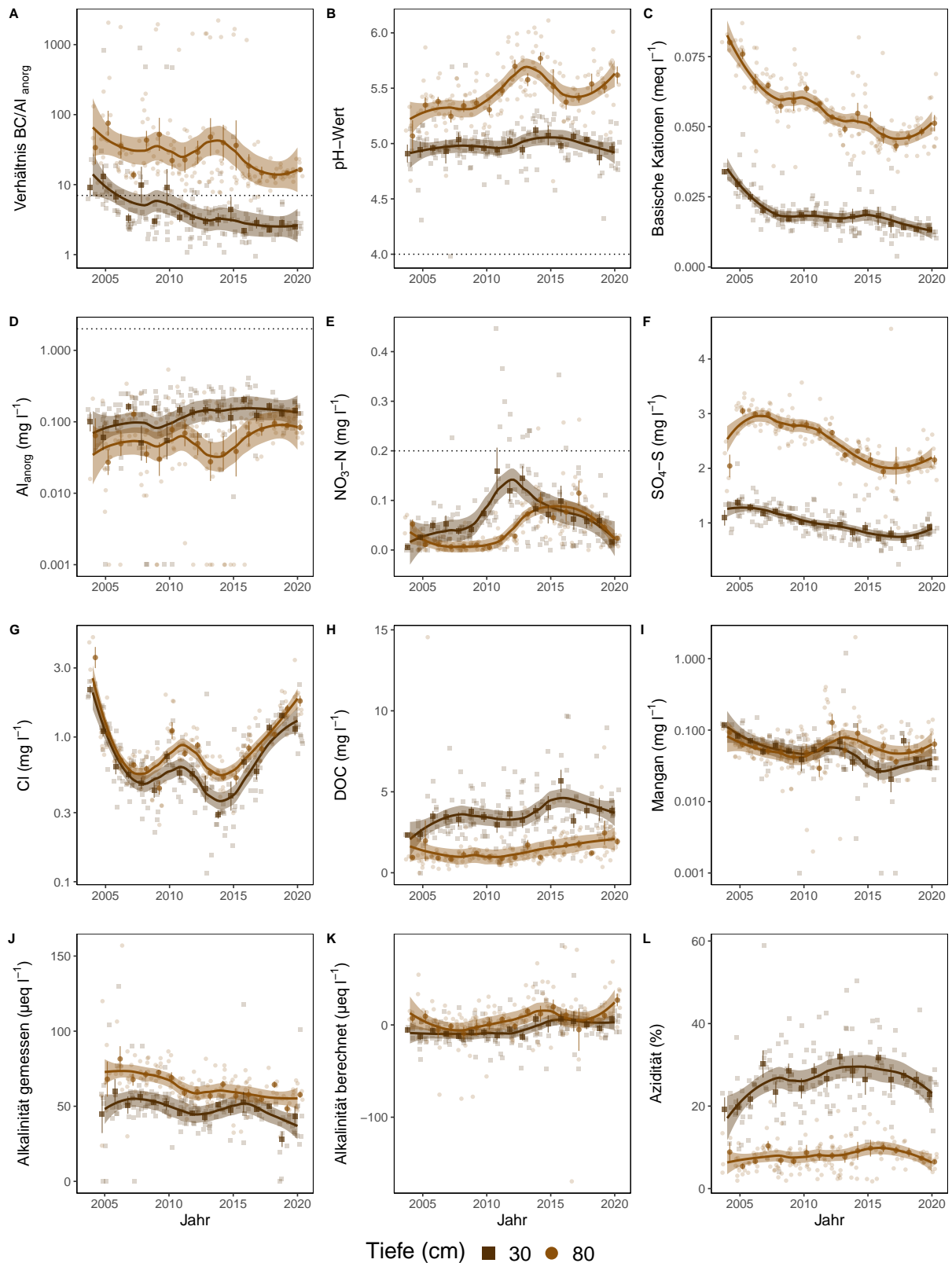


Abb. 72. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Busswil (BE) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

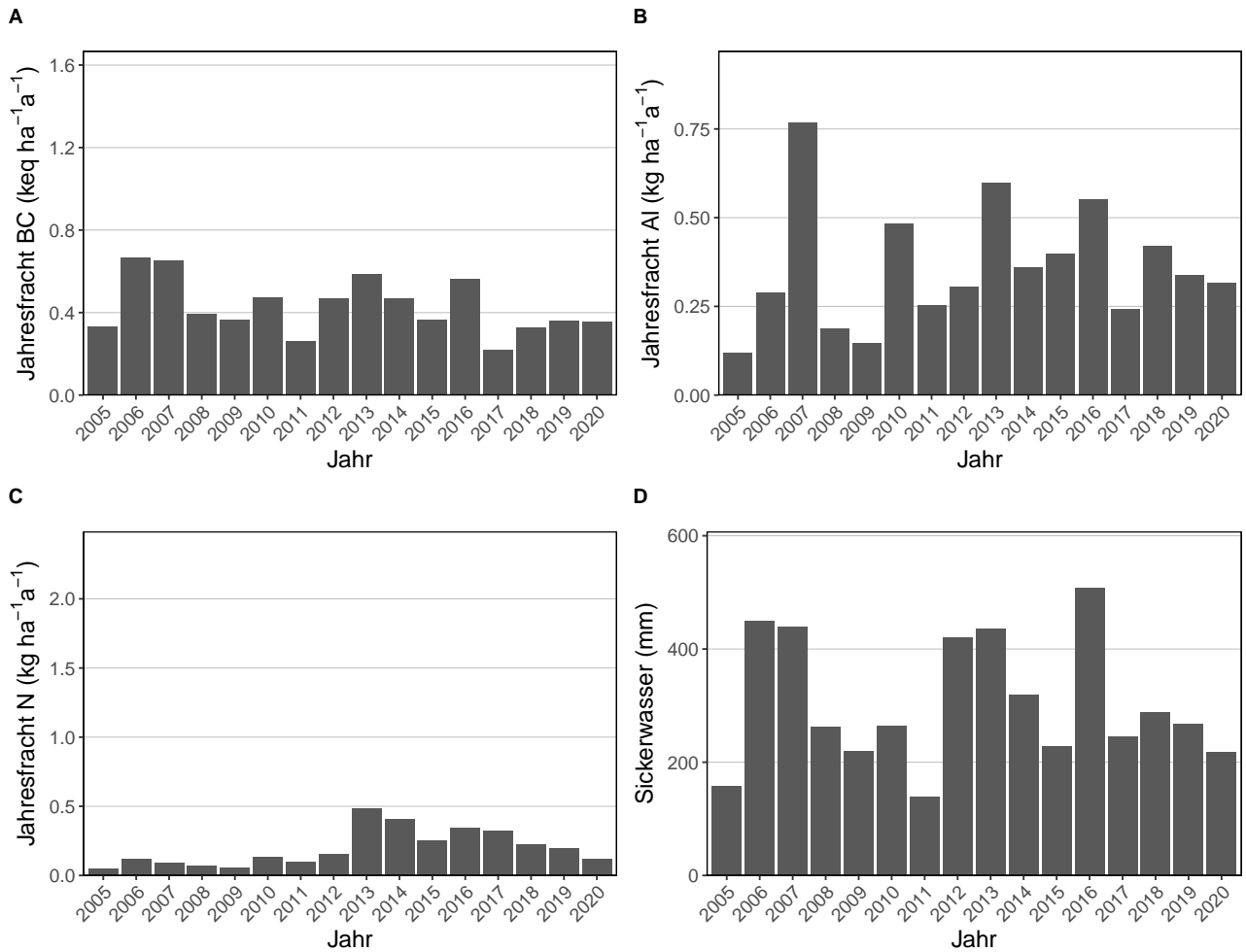


Abb. 73. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Busswil (BE) Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.15 Diessenhofen (TG) Fichten

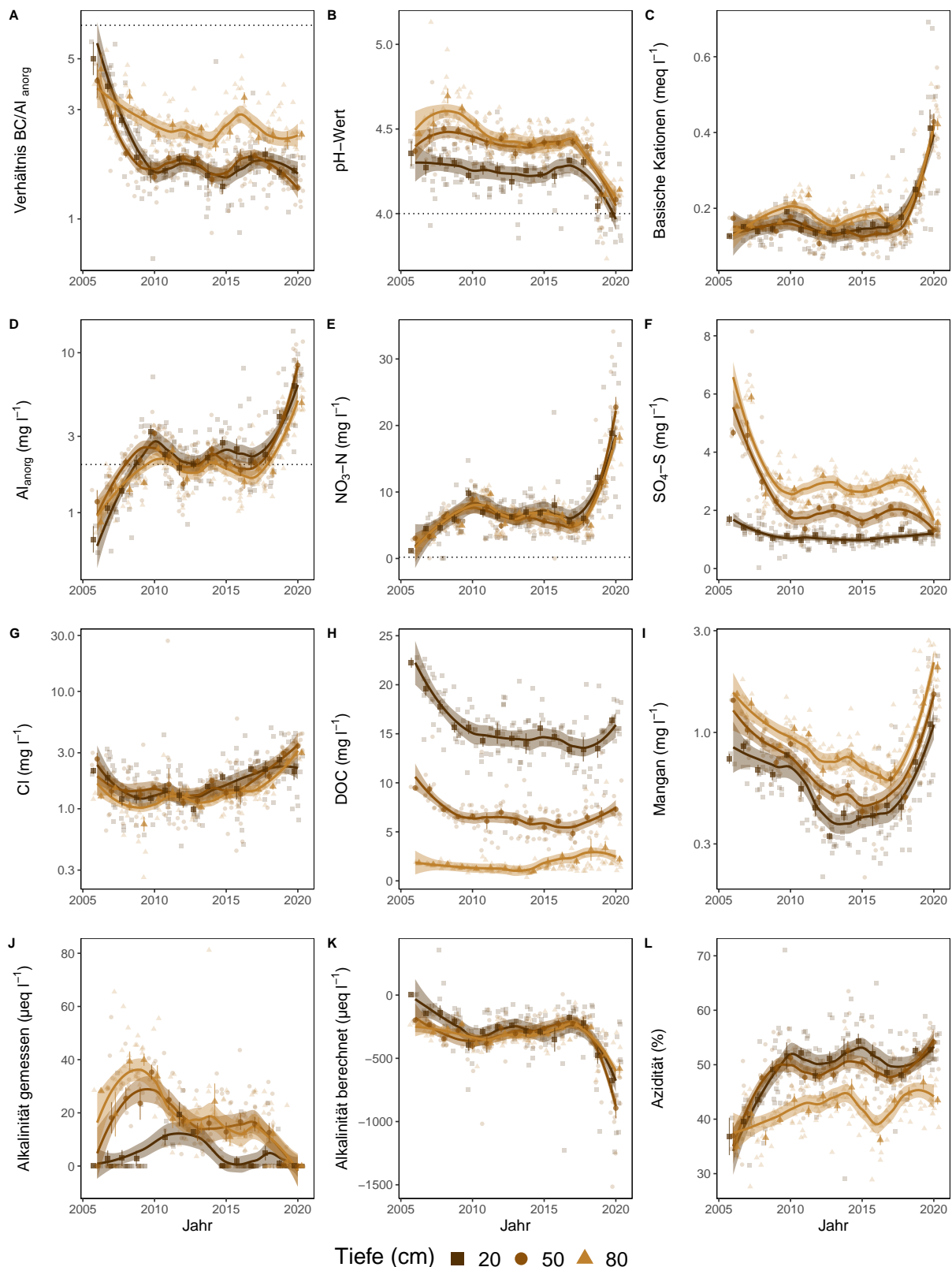


Abb. 74. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Diessenhofen (TG) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

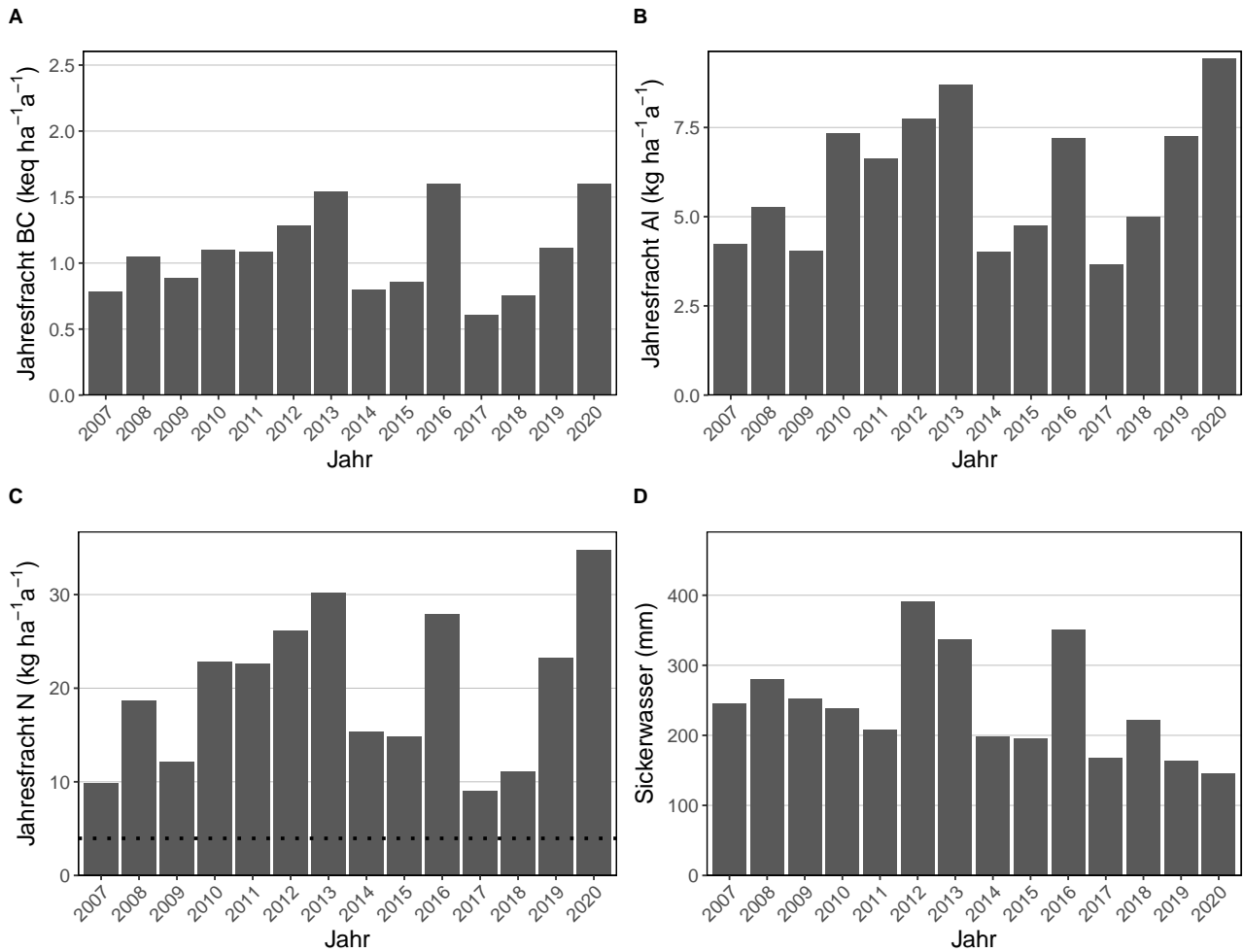


Abb. 75. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Diessenhofen (TG) Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.16 Frienisberg (BE) Mischbestand Buchen & Fichten

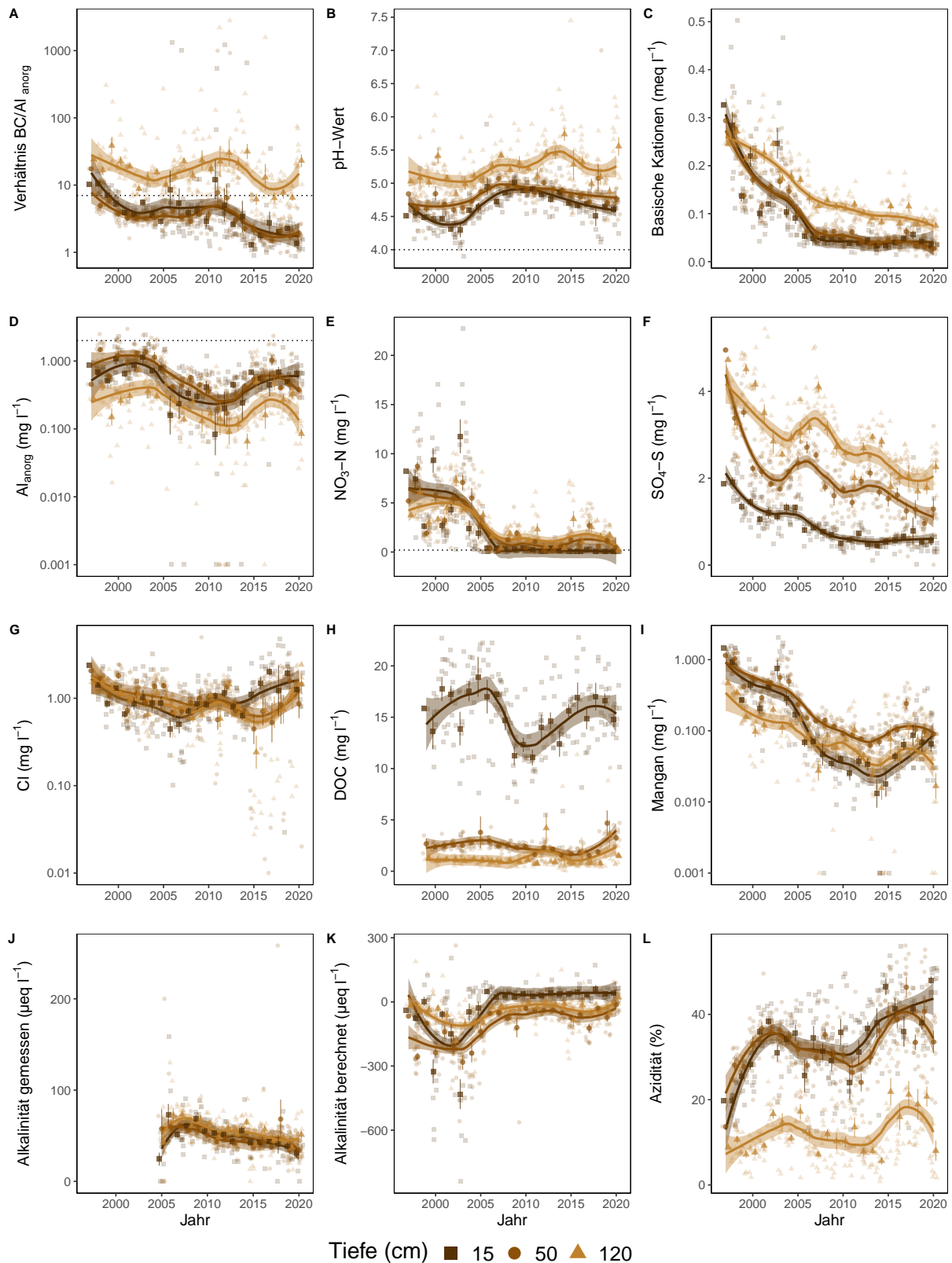


Abb. 76. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Frienisberg (BE) Mischbestand Buchen & Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(\text{BC}/\text{Al})_{\text{crit}} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

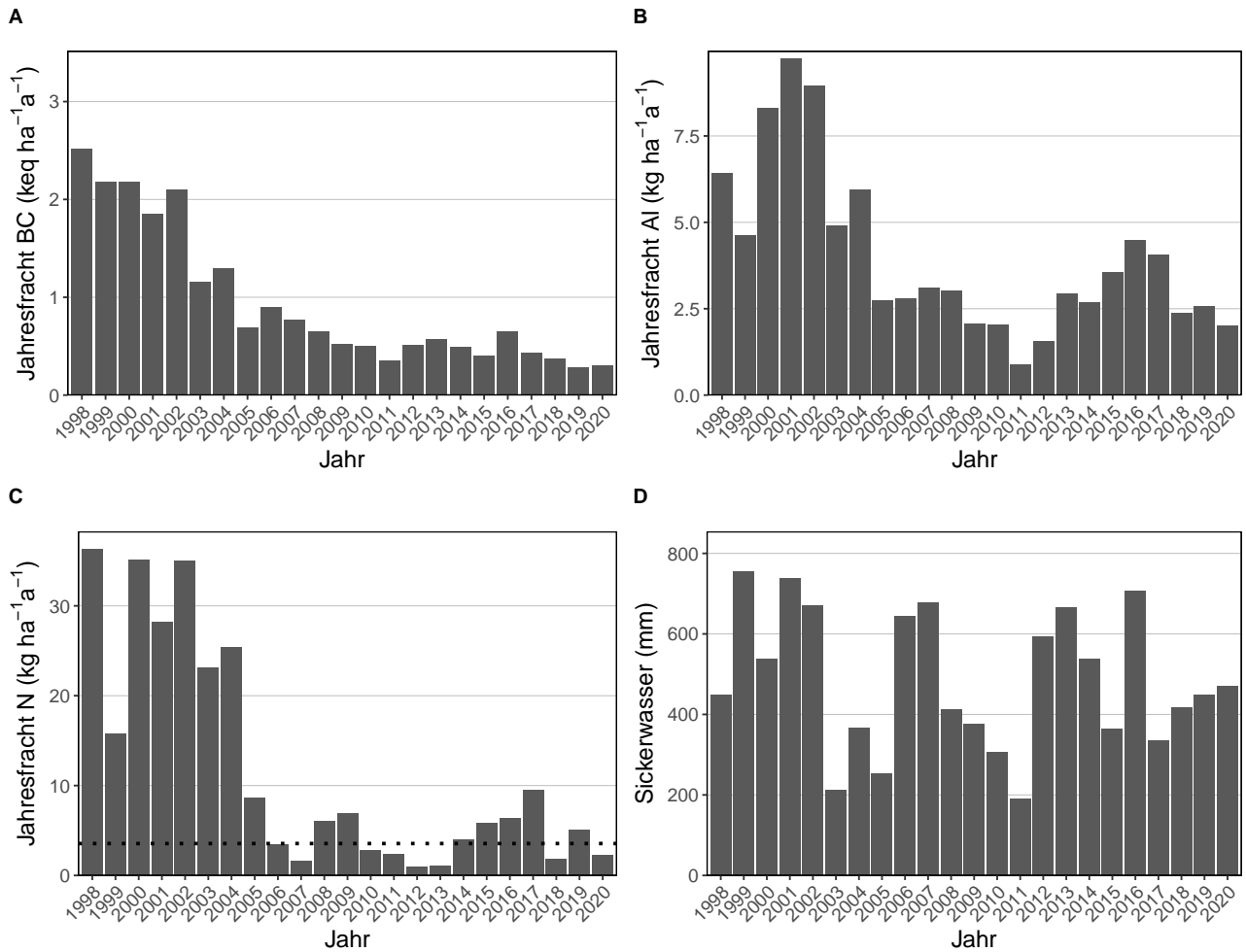


Abb. 77. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Frienisberg (BE) Mischbestand Buchen & Fichten in 120 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4\text{-}2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.17 Gelfingen (LU) Buchen

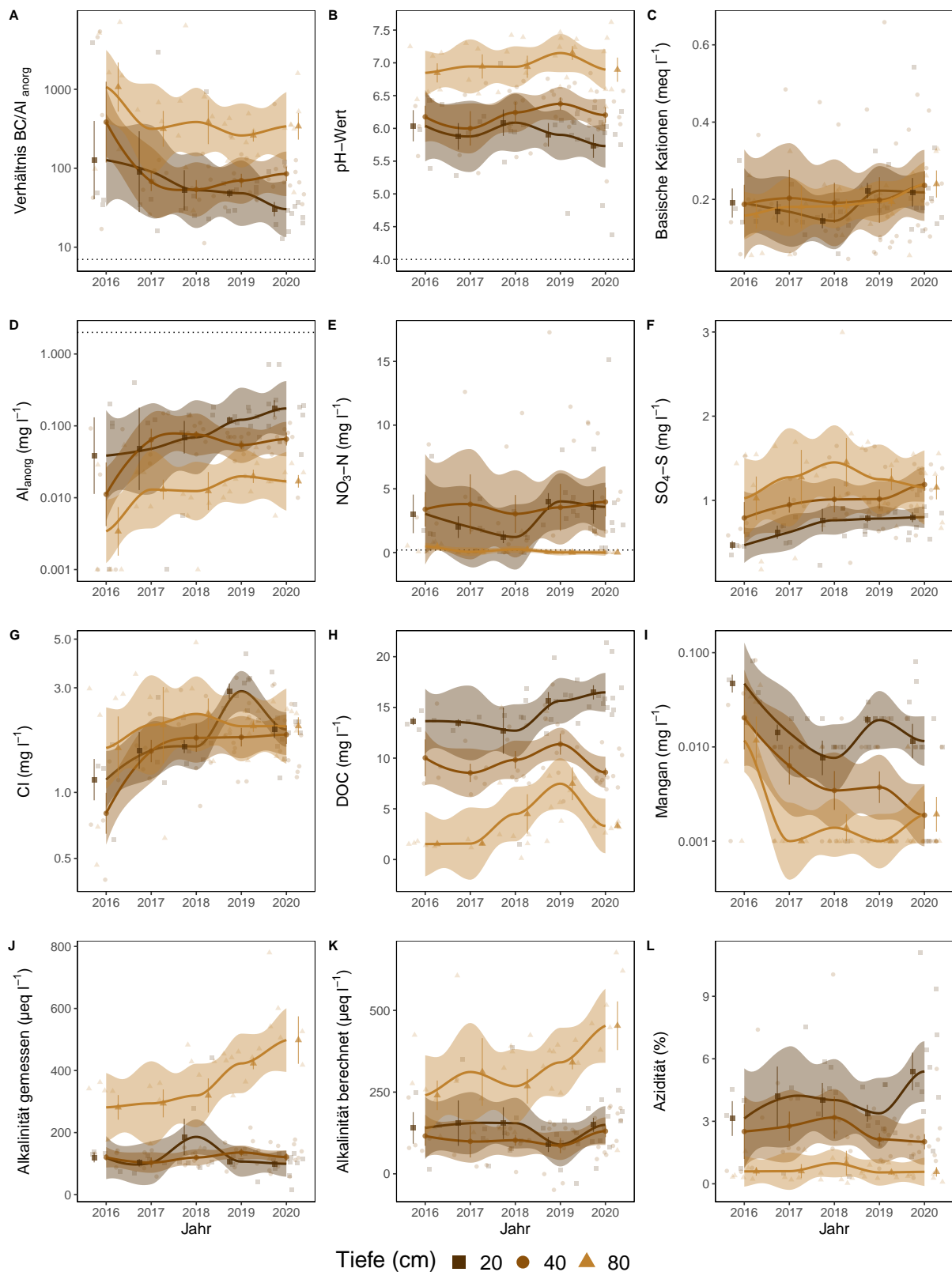


Abb. 78. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Gelfingen (LU) Buchen. **A)** BC/Al -Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2\ mg\ l^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2\ mg\ l^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

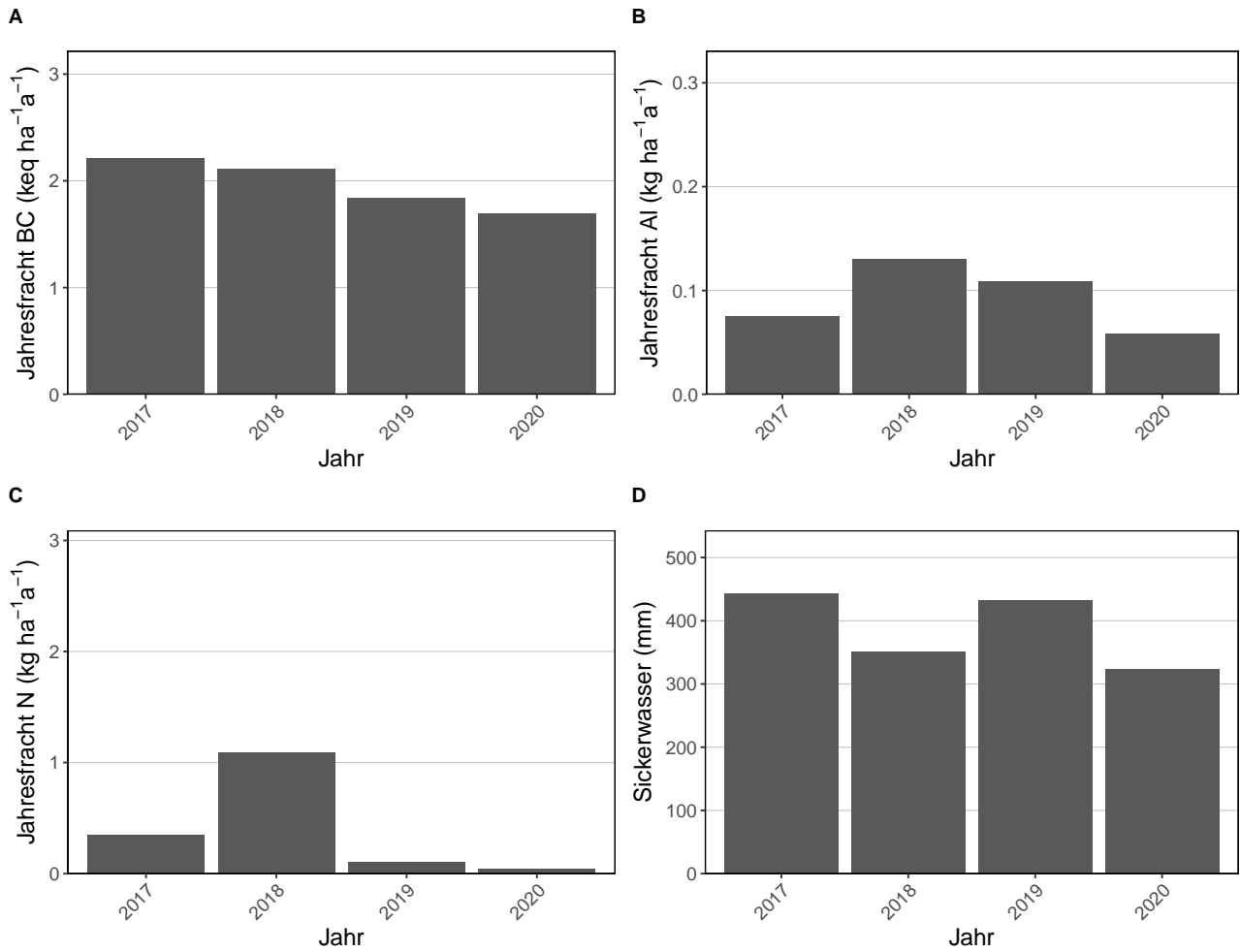


Abb. 79. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Gelfingen (LU) Buchen in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.18 Giswil (OW) Buchen

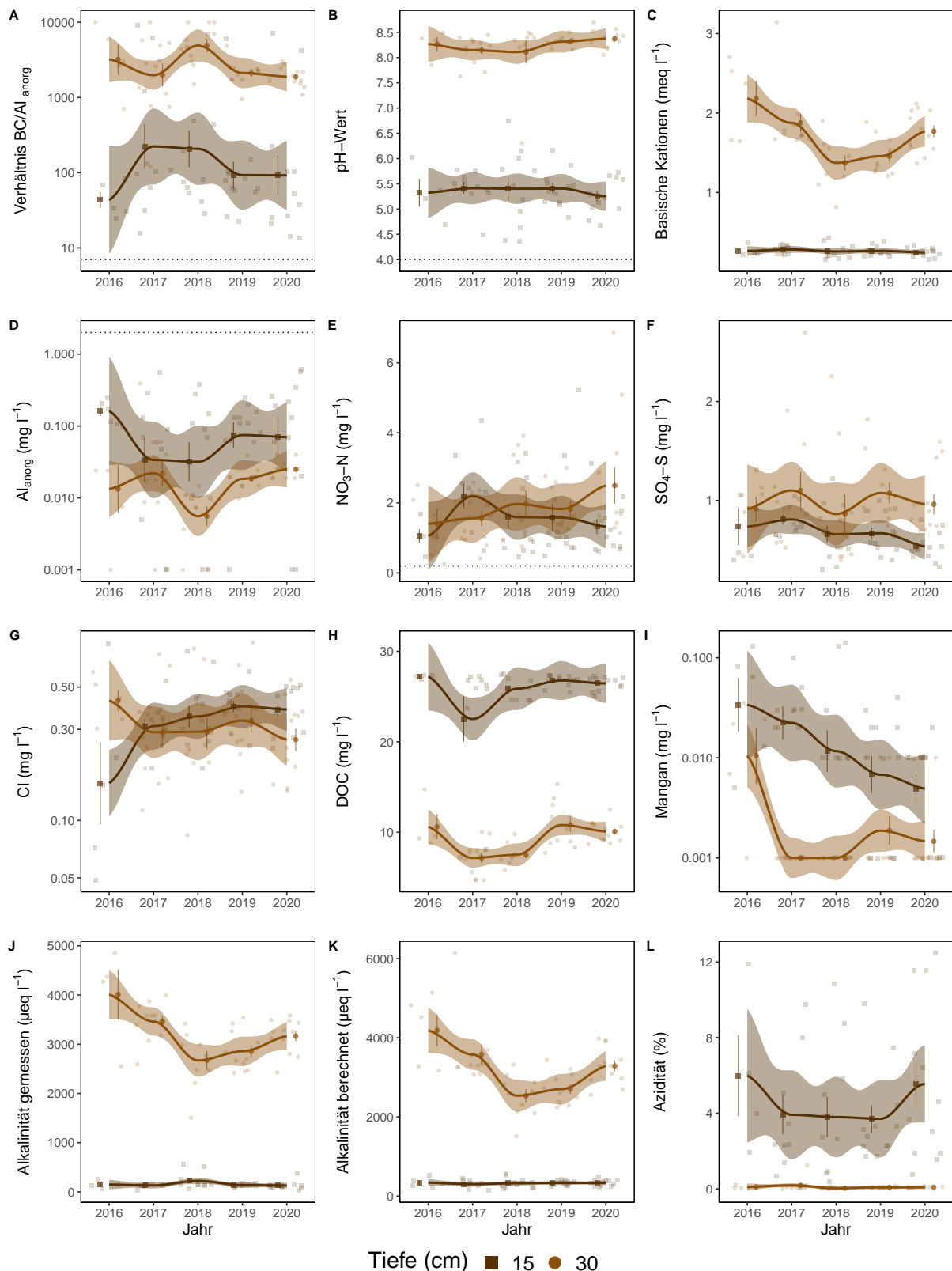


Abb. 80. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Giswil (OW) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

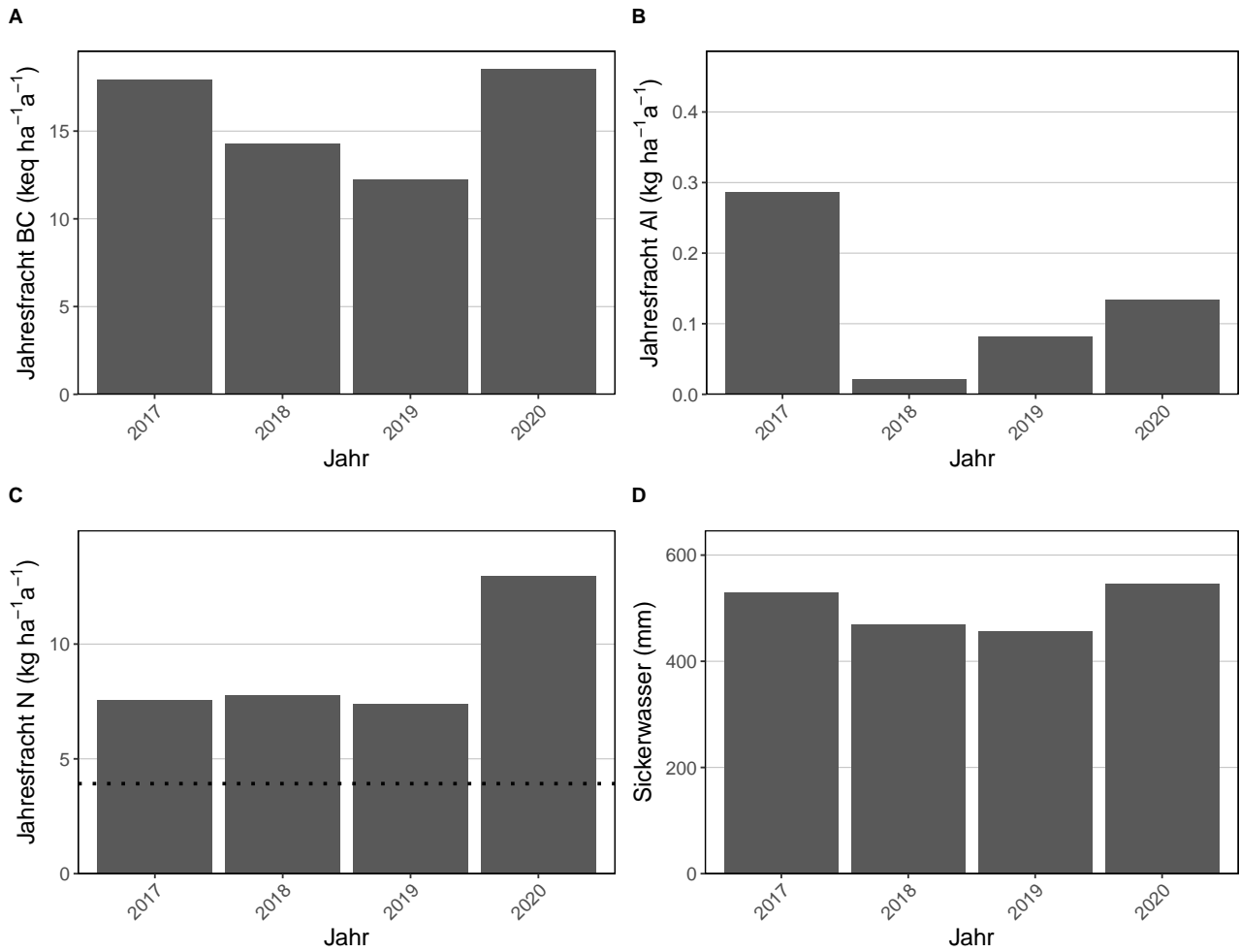


Abb. 81. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Giswil (OW) Buchen in 30 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.19 Grenchenberg (SO) Mischbestand Buchen & Fichten

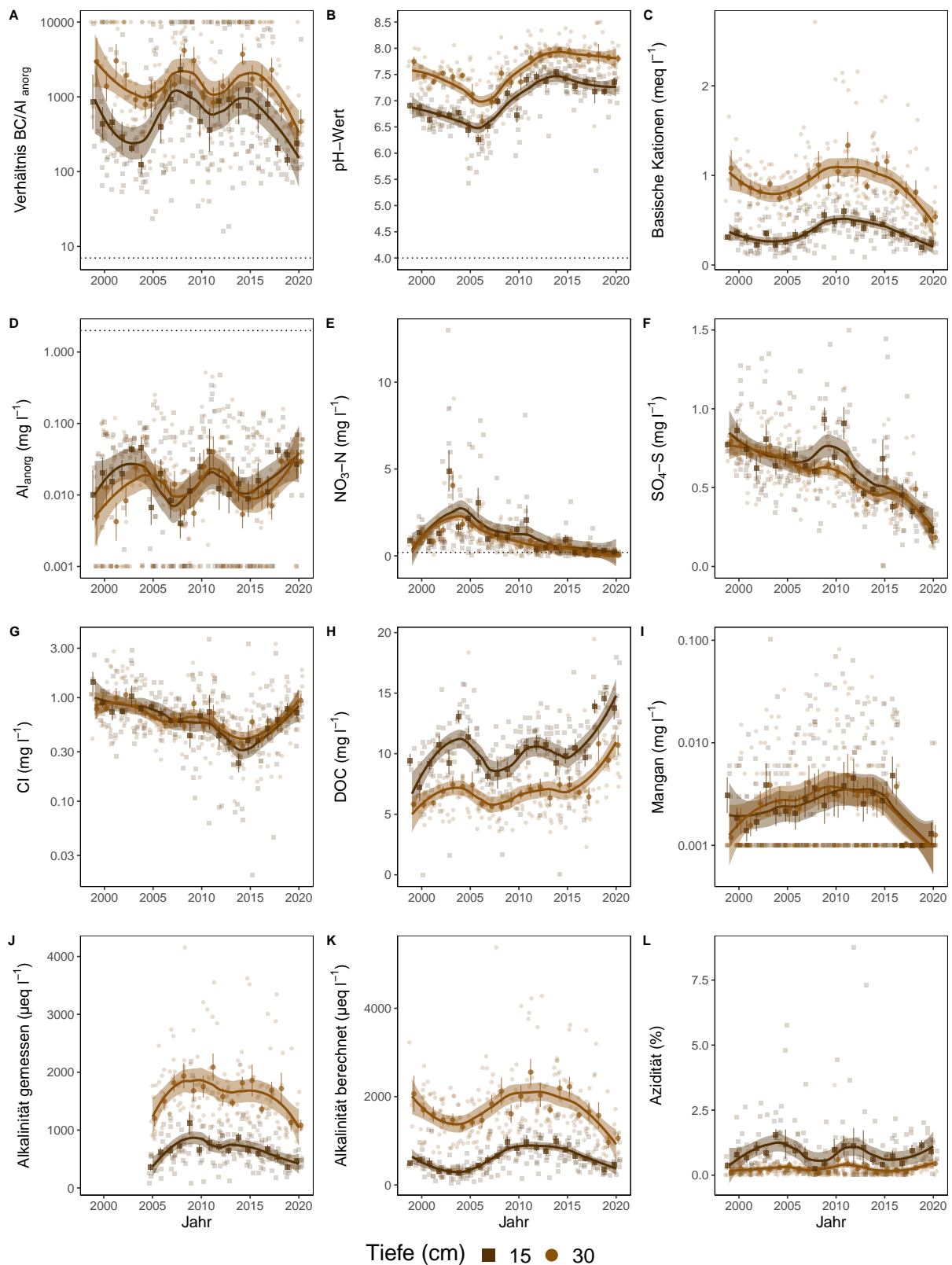


Abb. 82. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Grenchenberg (SO) Mischbestand Buchen & Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

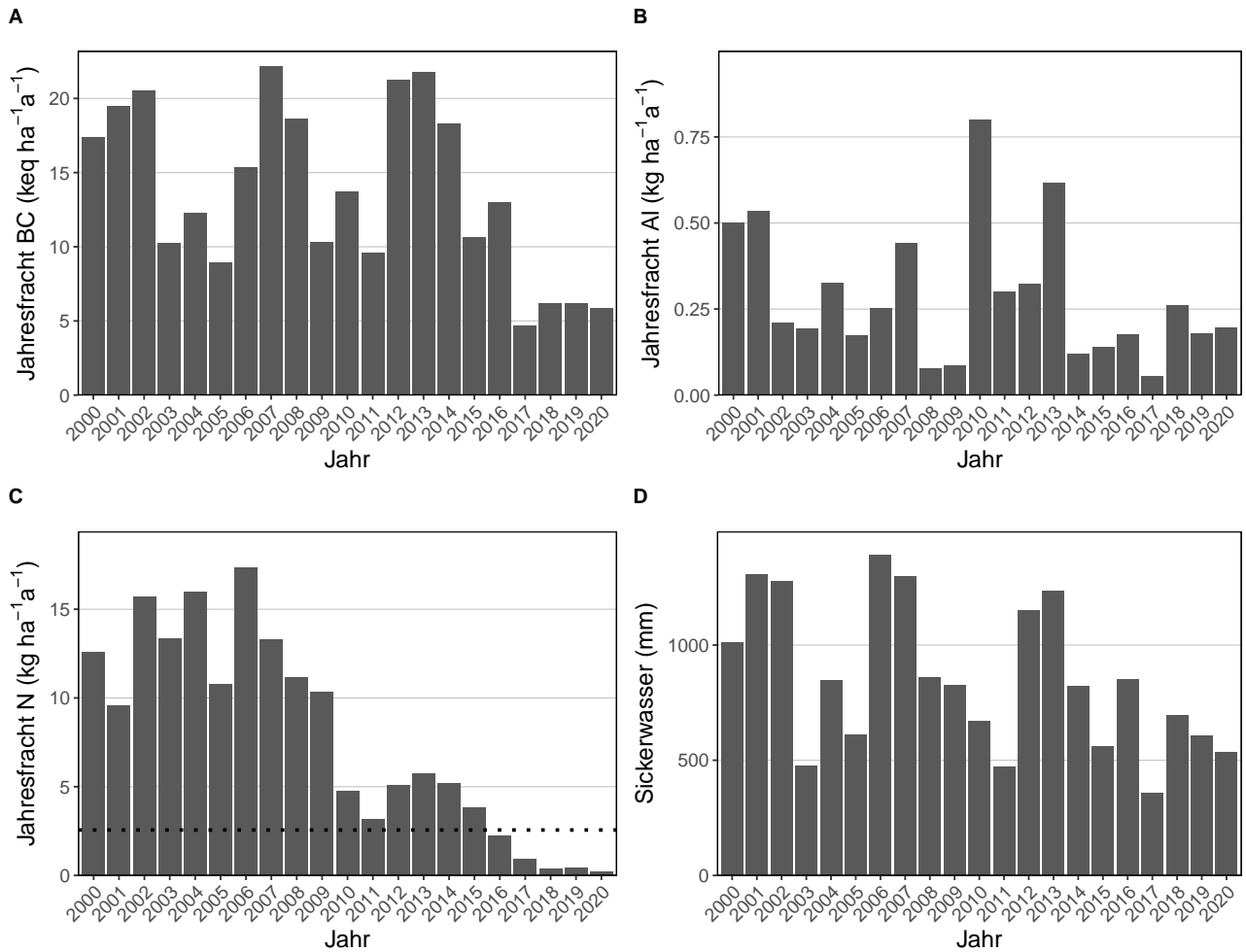


Abb. 83. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Grenchenberg (SO) Mischbestand Buchen & Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4\text{-}2\text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.20 Grosswangen (LU) Fichten

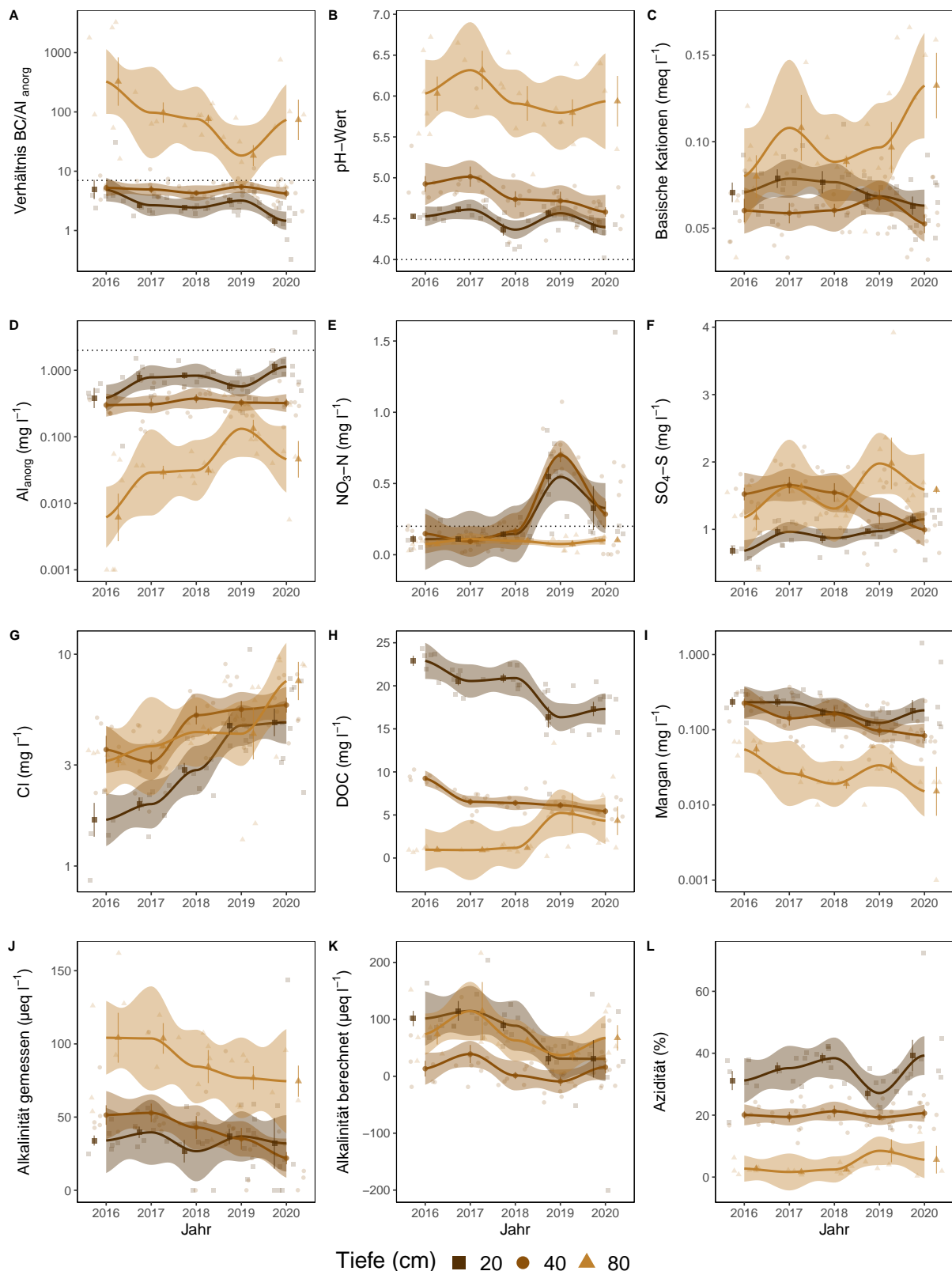


Abb. 84. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Grosswangen (LU) Fichten. **A**) BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B**) pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C**) basische Kationen (BC), **D**) Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E**) Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F**) Sulfatschwefel, **G**) Chloridkonzentration, **H**) gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I**) Mangankonzentration, **J**) gemessene Alkalinität, **K**) berechnete Alkalinität (ANC) **L**) Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

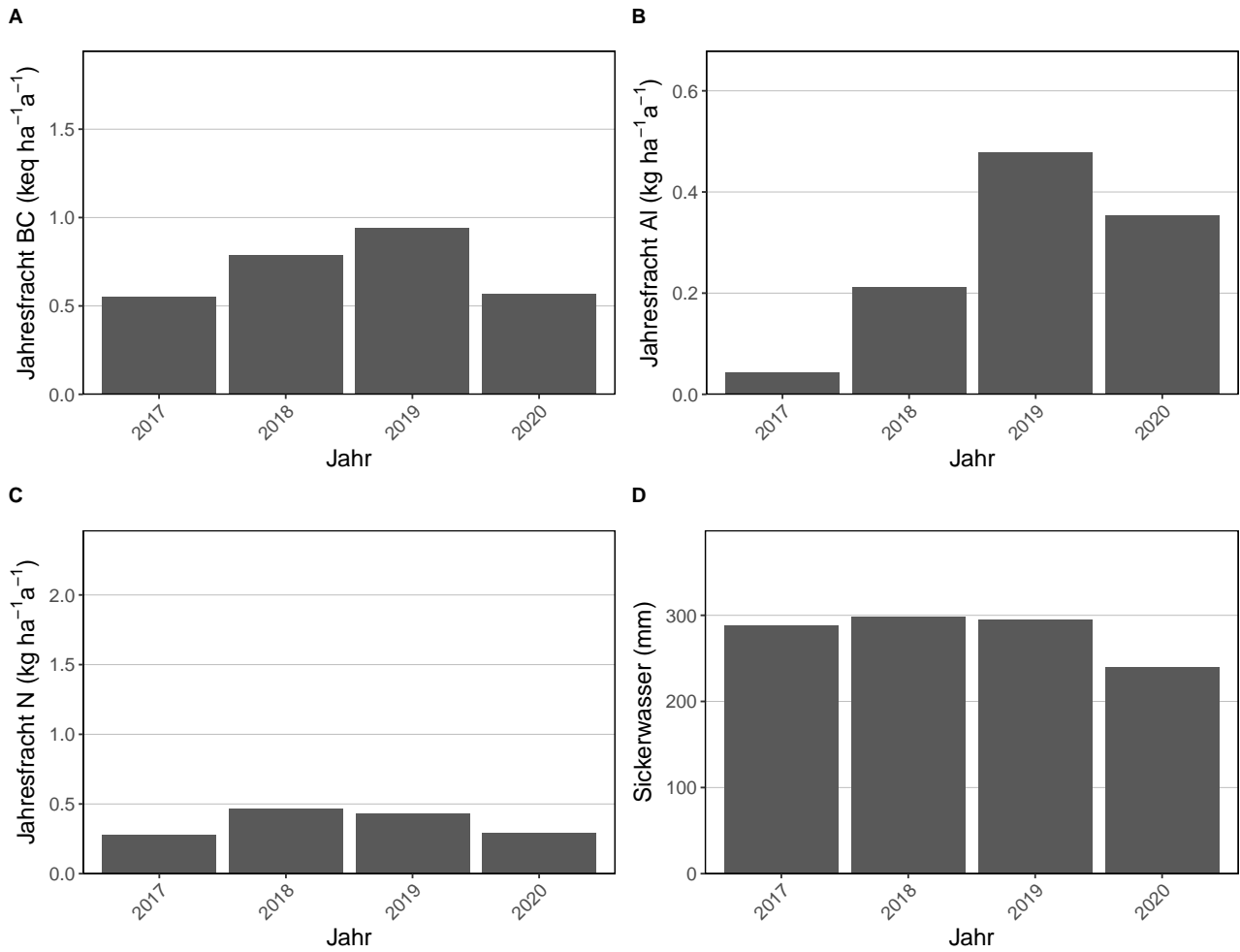


Abb. 85. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Grosswangen (LU) Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.21 Habsburg (AG) Lotharfläche Kontrolle Buchen

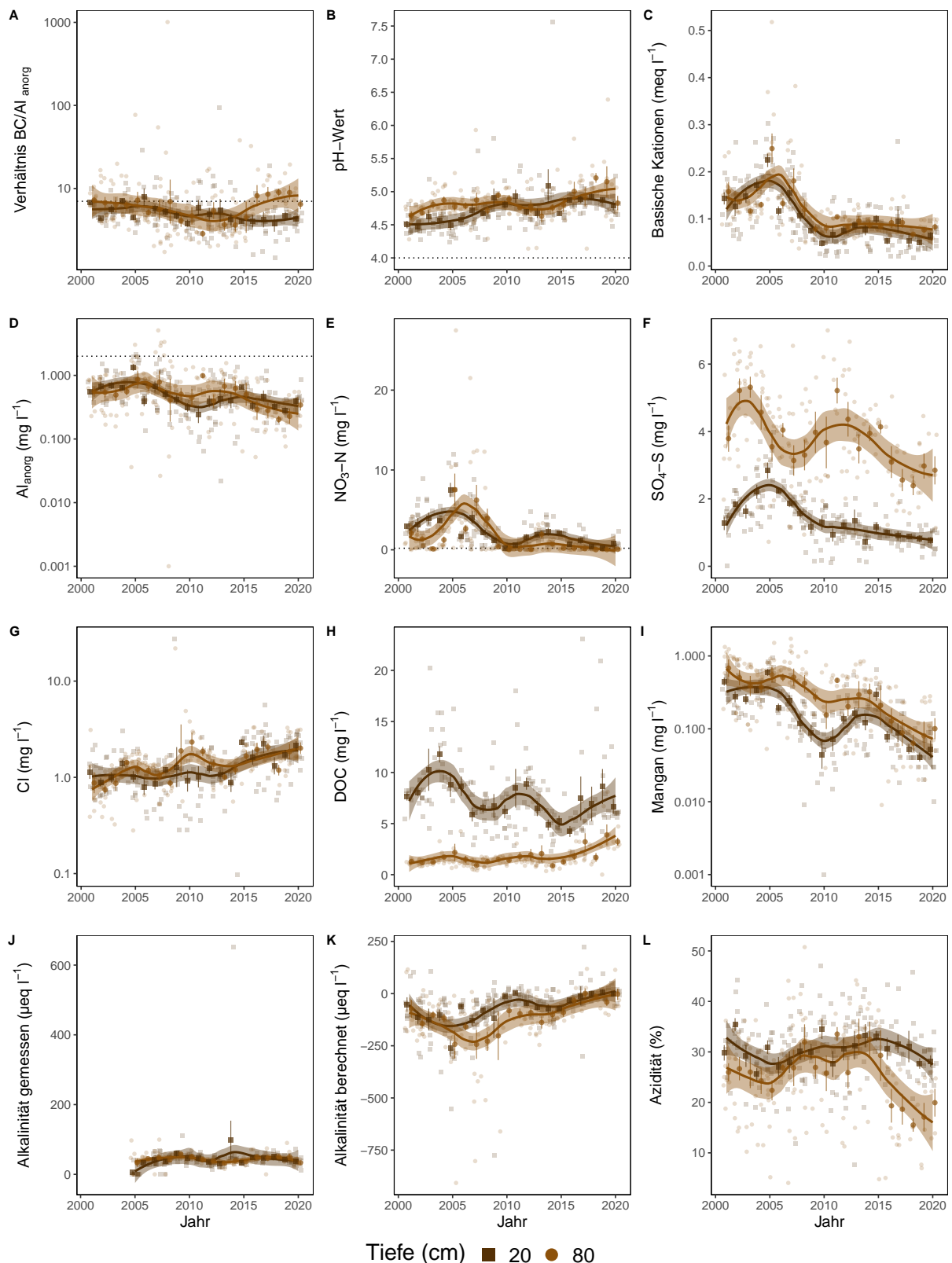


Abb. 86. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Habsburg (AG) Lotharfläche Kontrolle Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(\text{BC}/\text{Al})_{\text{crit}} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

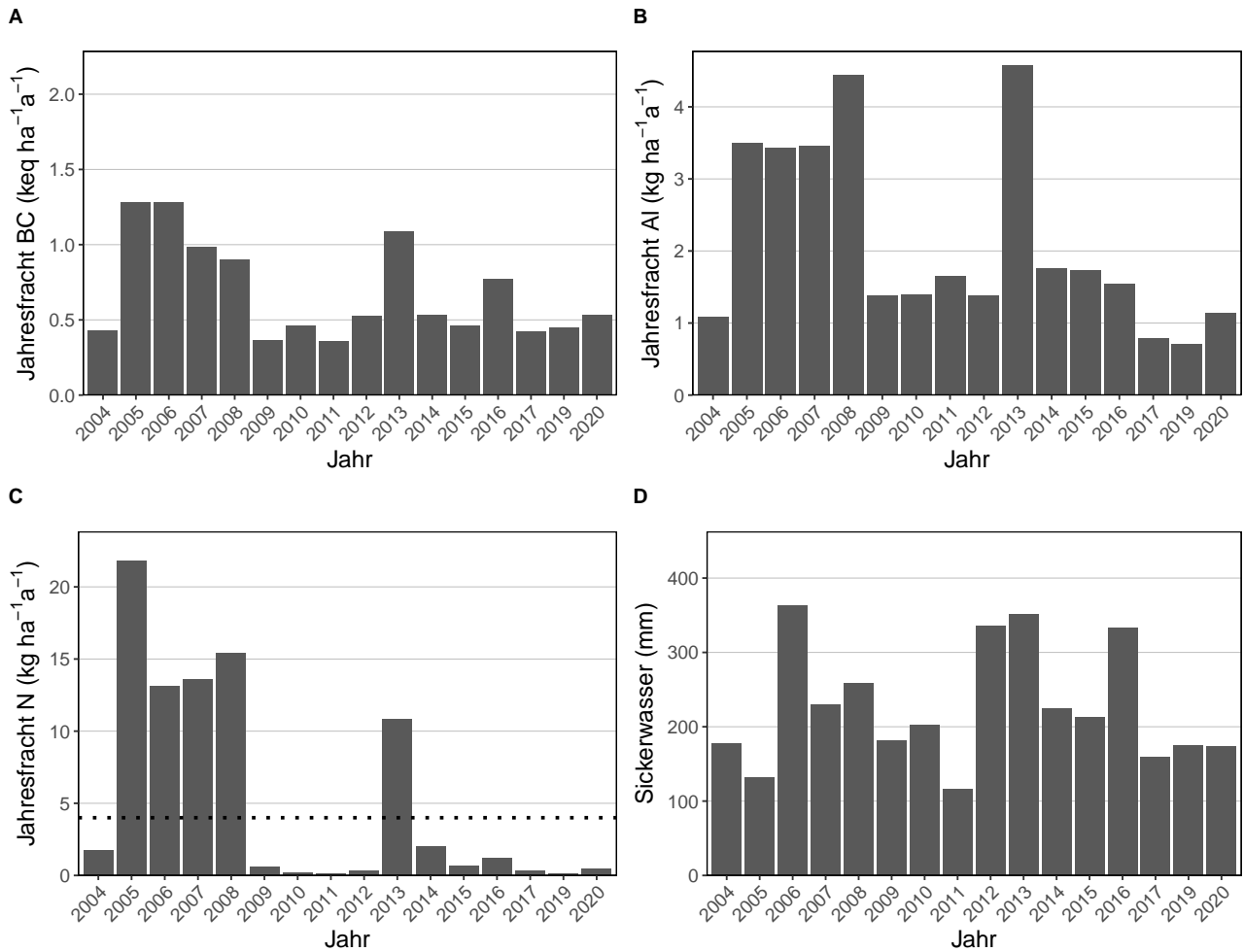


Abb. 87. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Habsburg (AG) Lotharfläche Kontrolle Buchen in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.22 Hinwil (ZH) Fichten

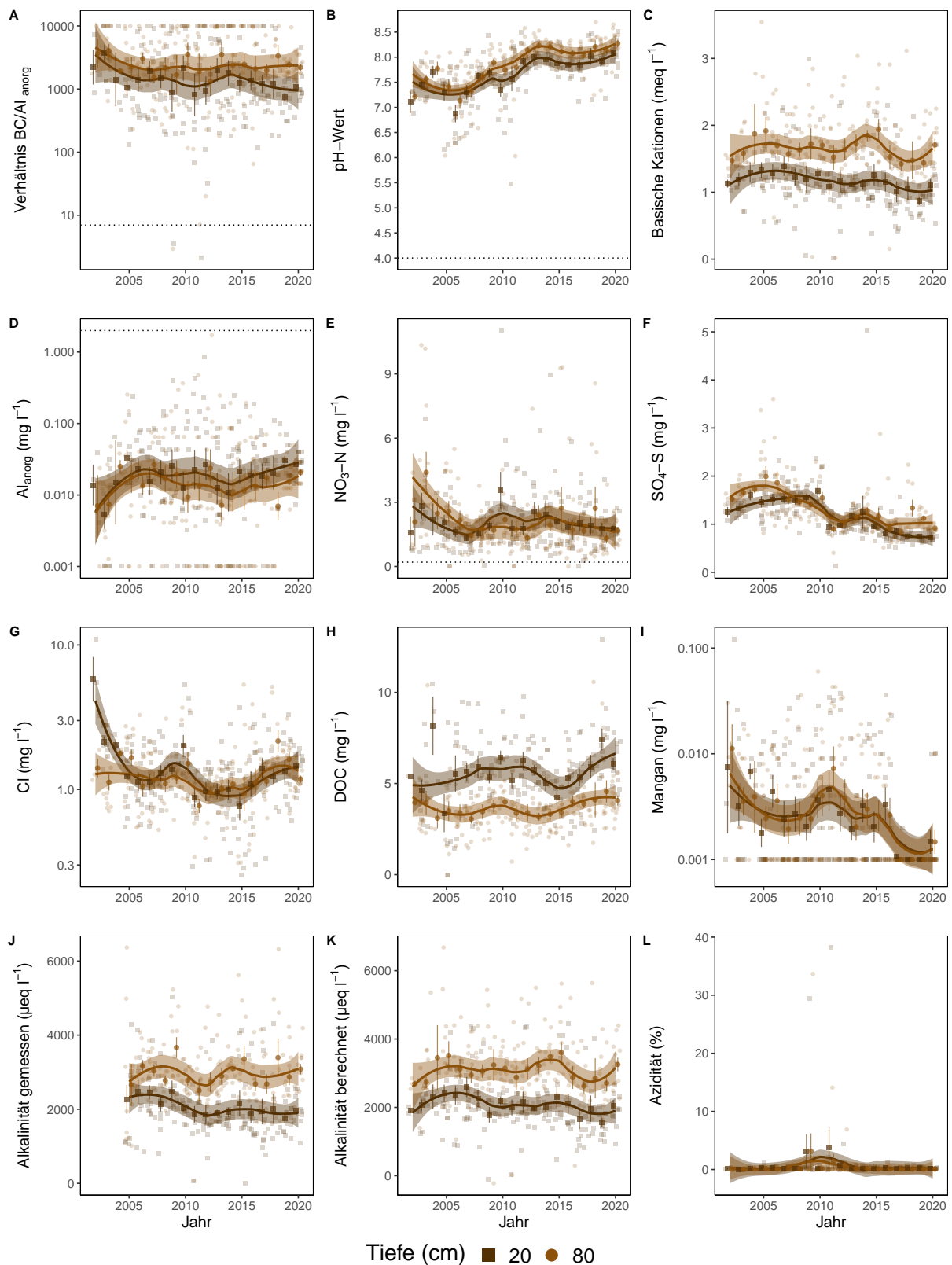


Abb. 88. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Hinwil (ZH) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

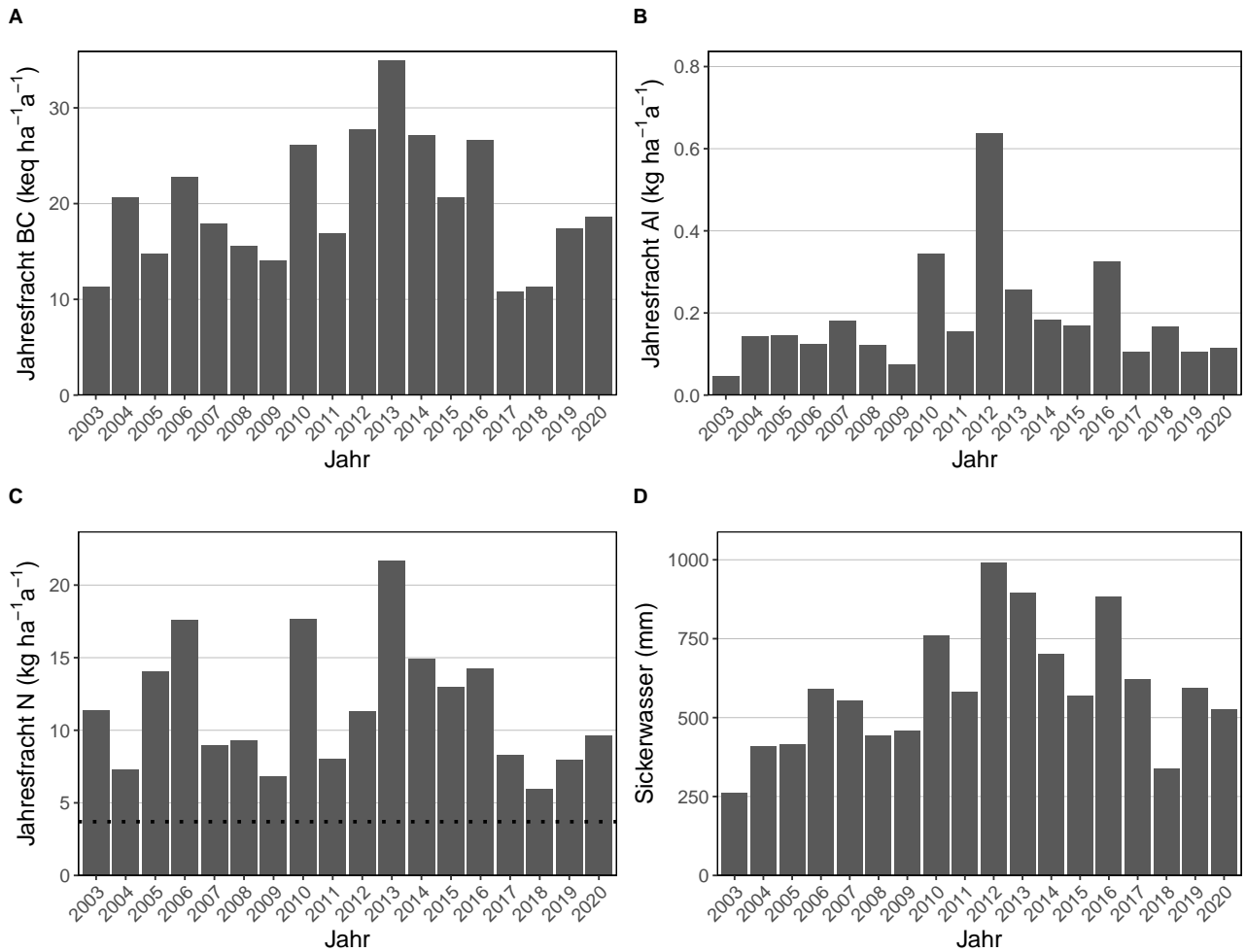


Abb. 89. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Hinwil (ZH) Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.23 Le Châtelard (FR) Fichten

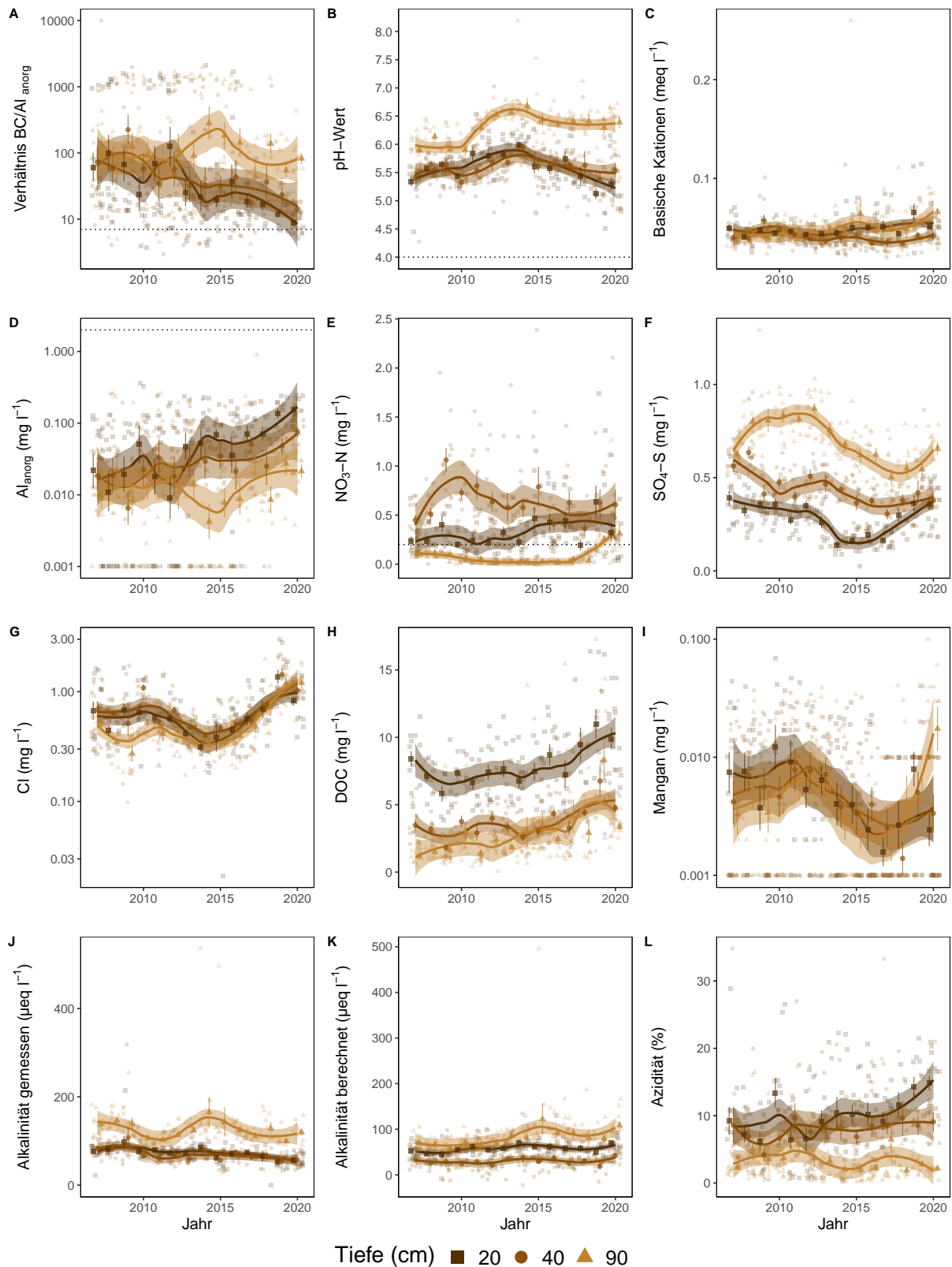


Abb. 90. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Le Châtelard (FR) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

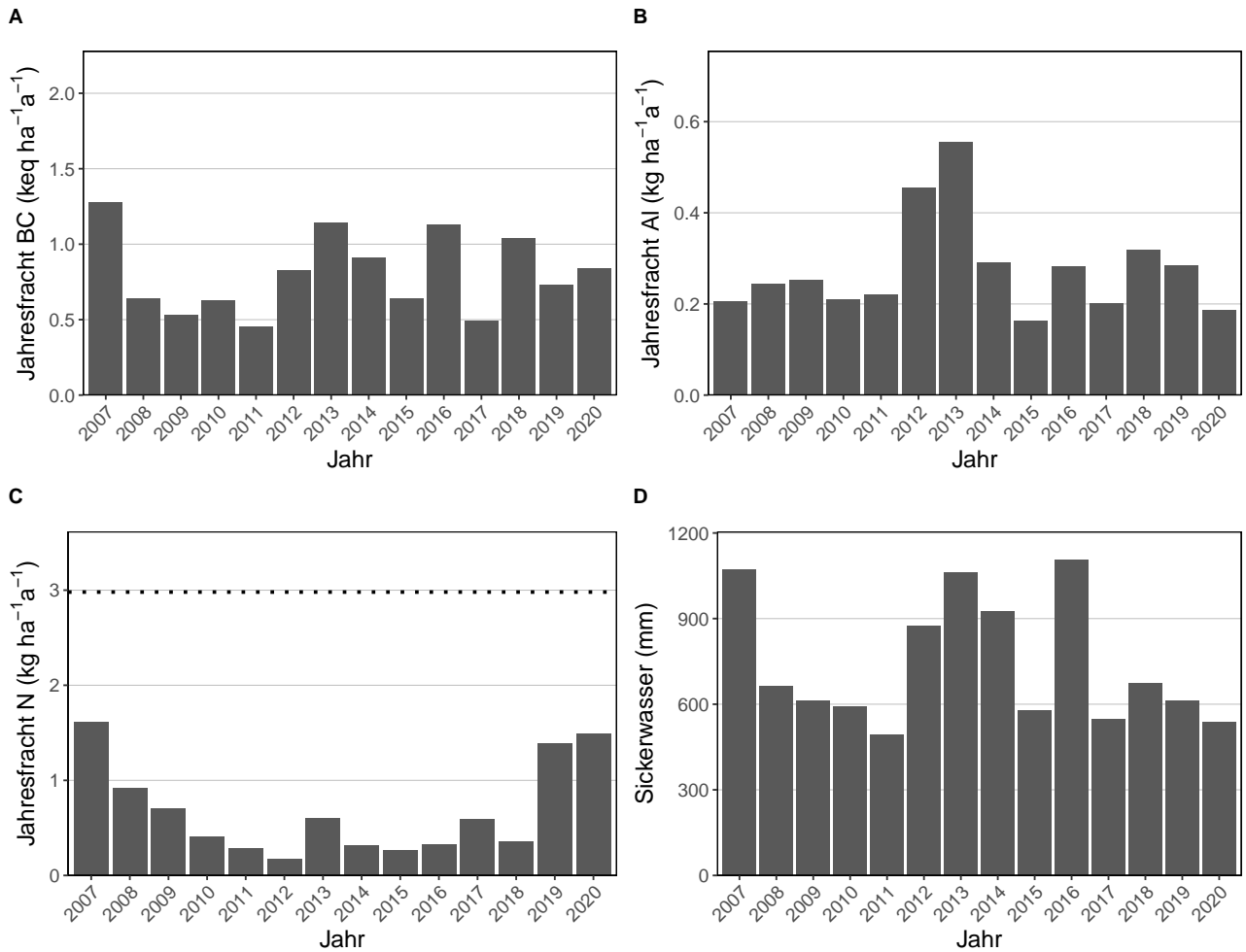


Abb. 91. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Le Châtelard (FR) Fichten in 90 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.24 Lurengo (TI) Fichten

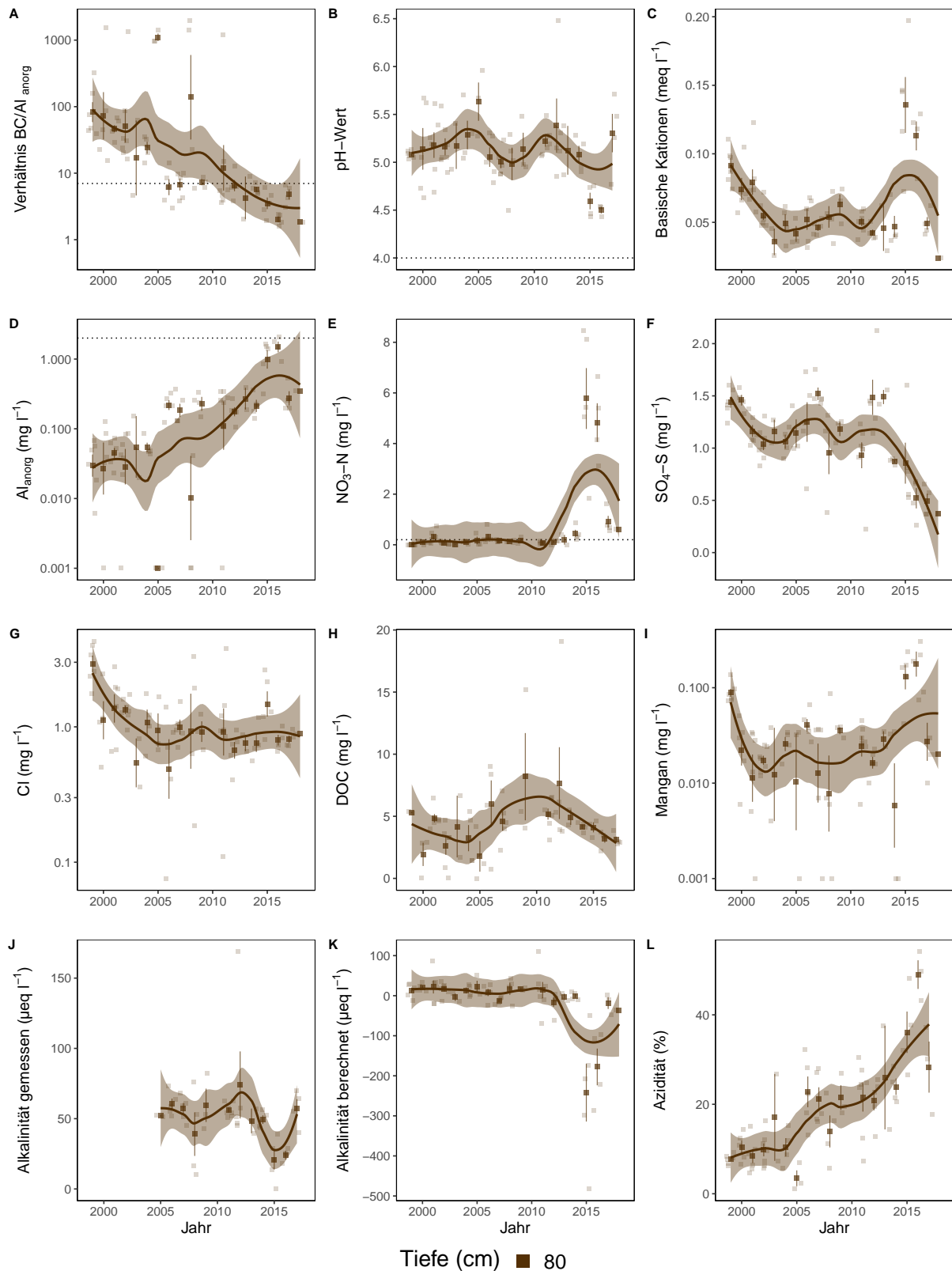


Abb. 92. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Lurengo (TI) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

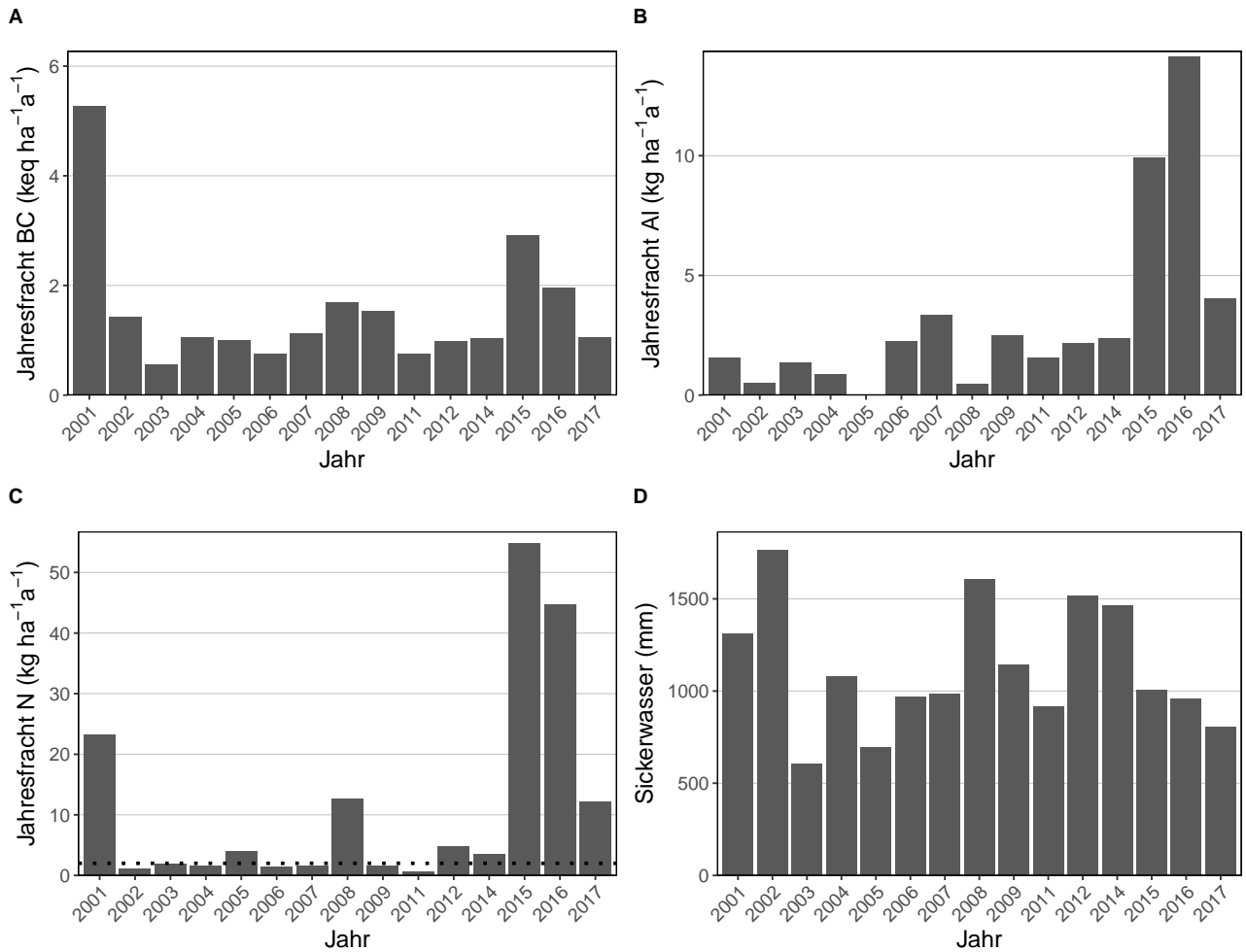


Abb. 93. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Lurengo (TI) Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.25 Möhlin (AG) Fichten

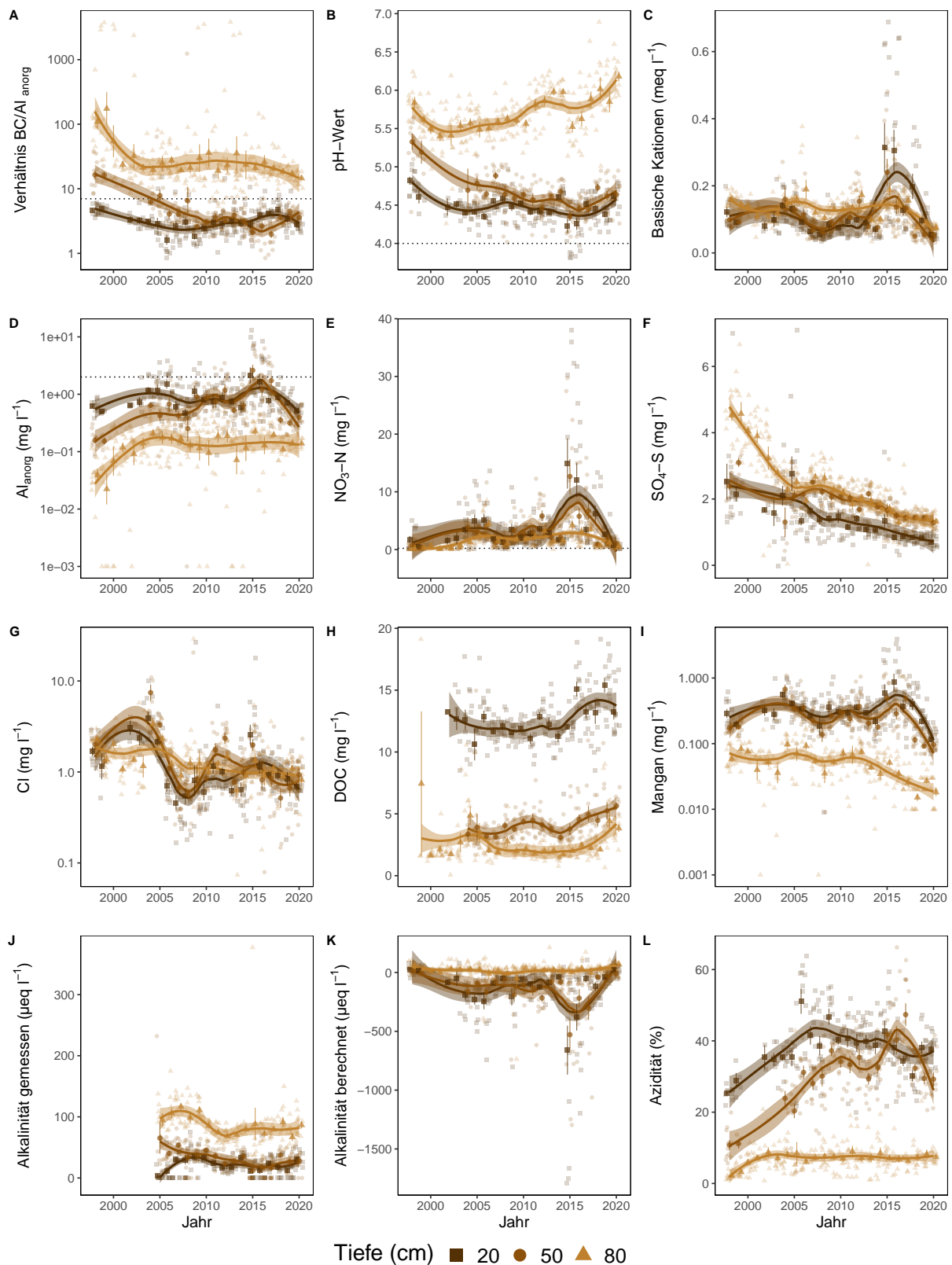


Abb. 94. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Möhlin (AG) n. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

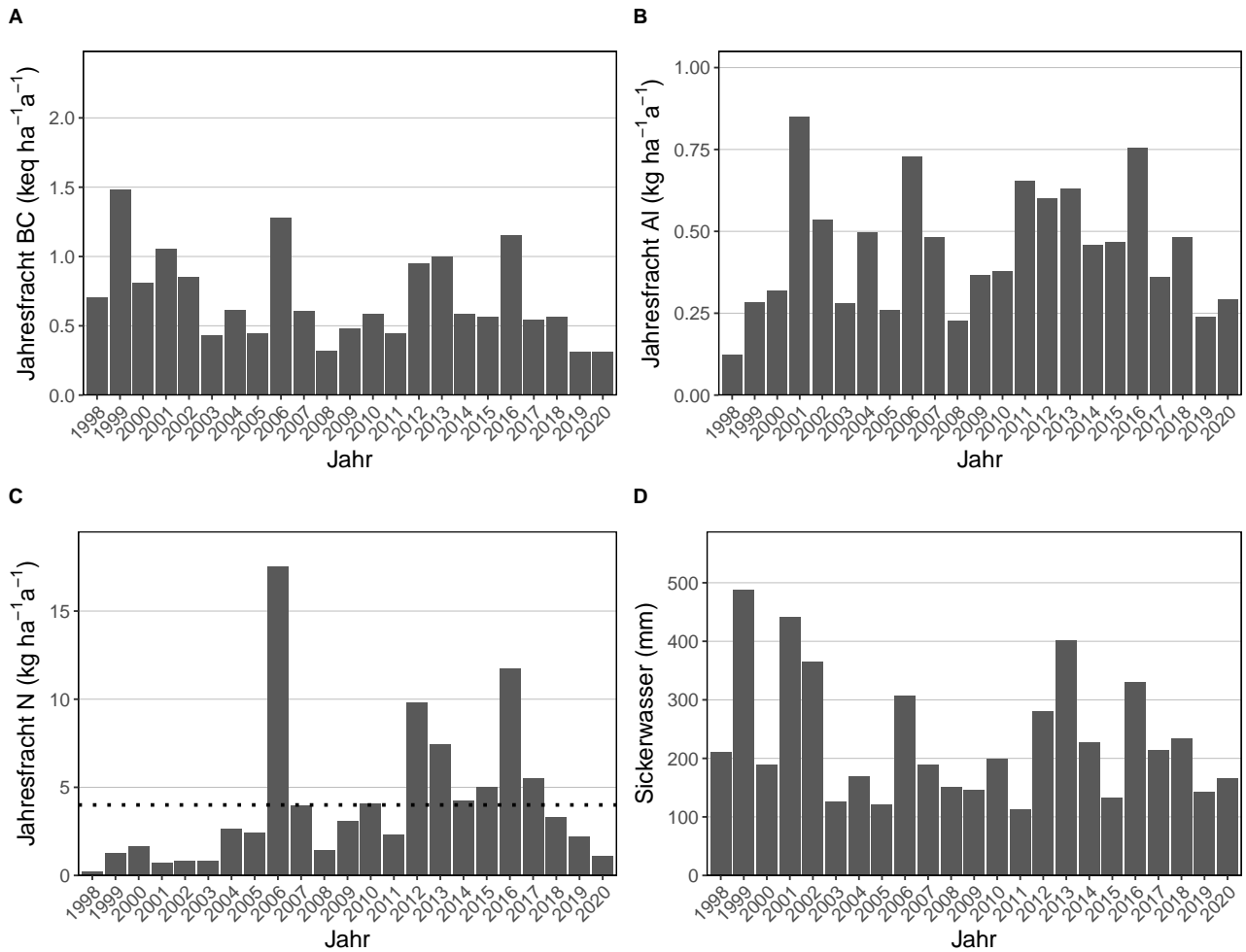


Abb. 95. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Möhlin (AG) n in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.26 Muri (AG) Buchen

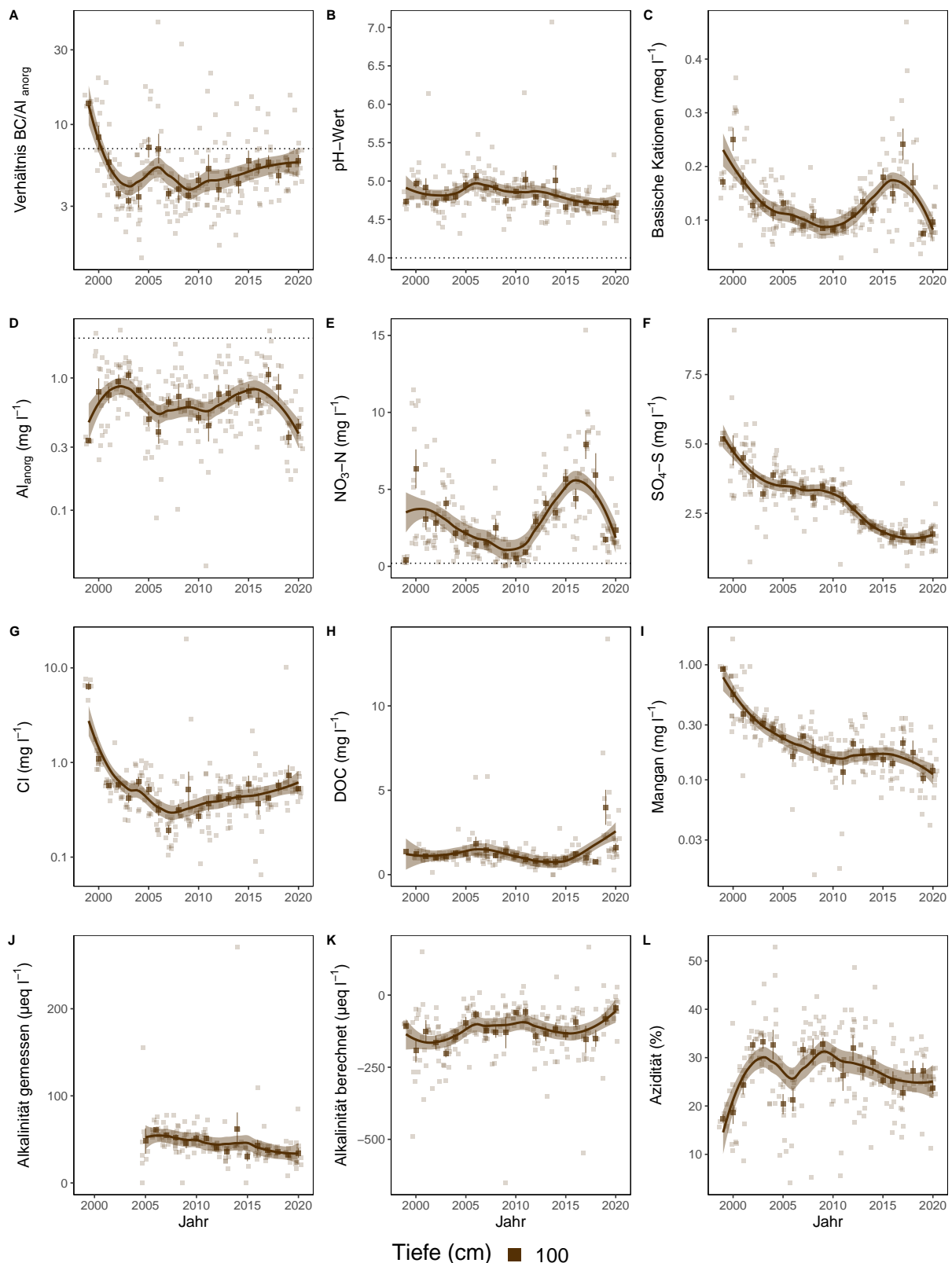


Abb. 96. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Muri (AG) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

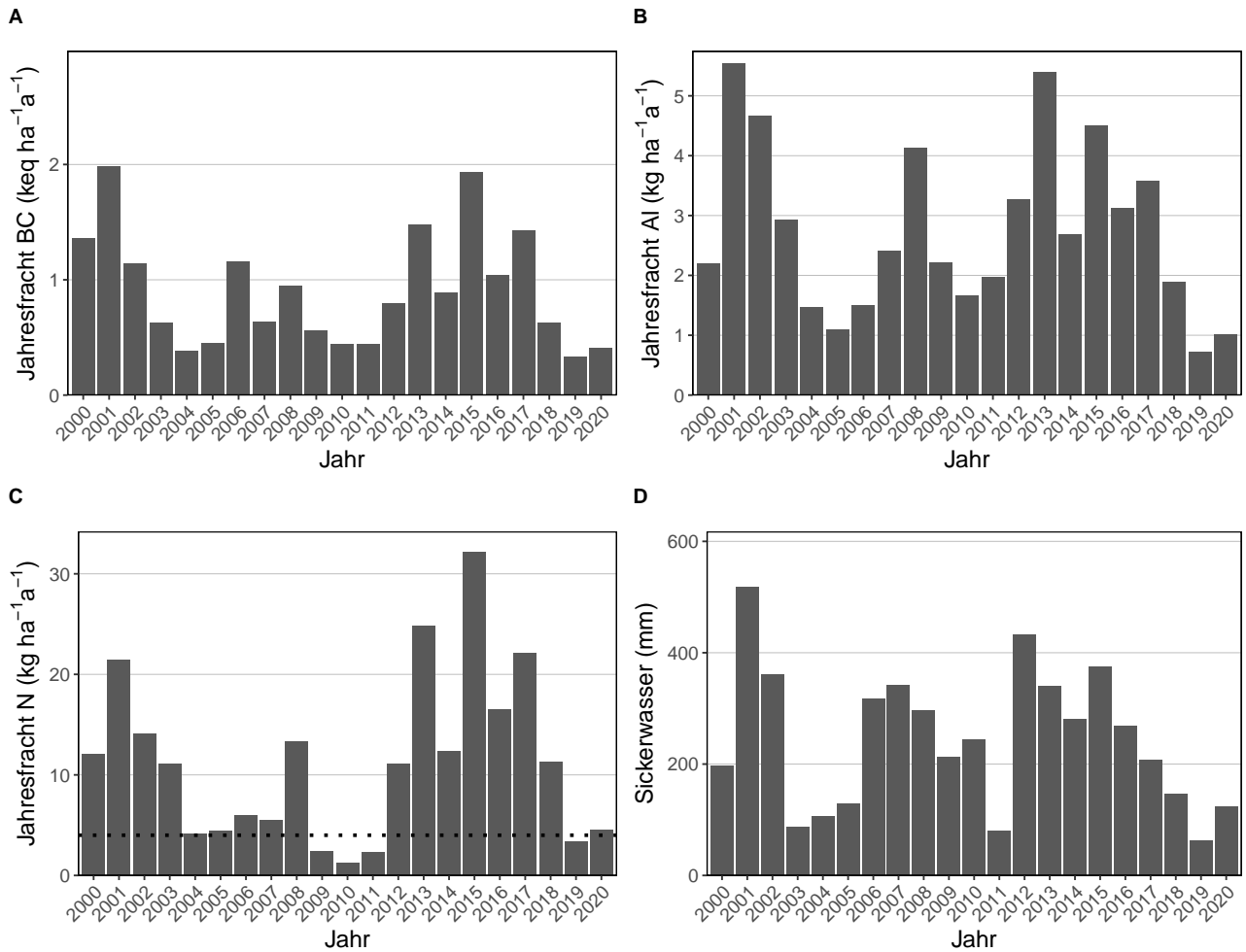


Abb. 97. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Muri (AG) Buchen in 100 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.27 Muri (AG) Sturmfläche Fichten

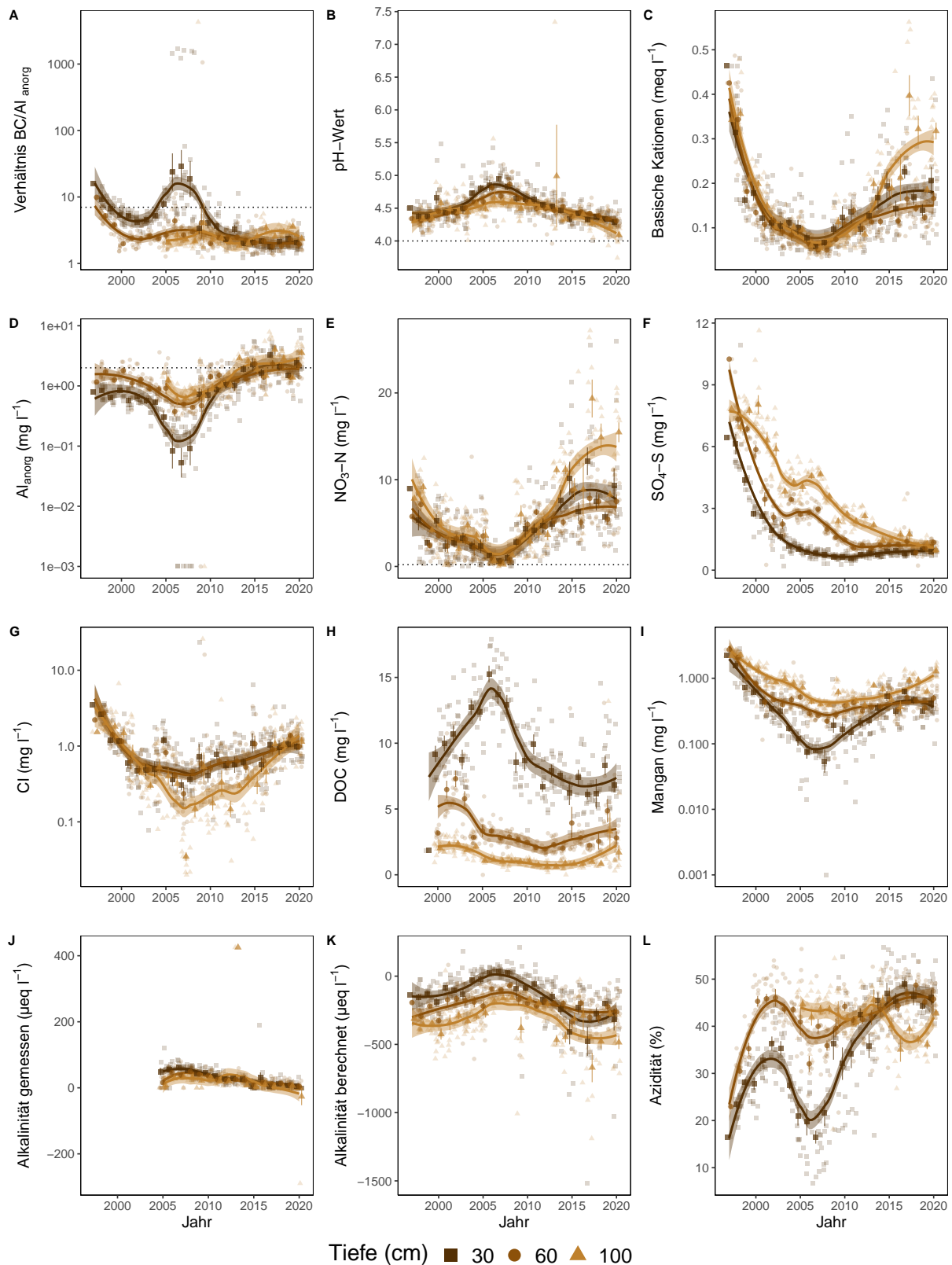


Abb. 98. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Muri (AG) Sturmfläche Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

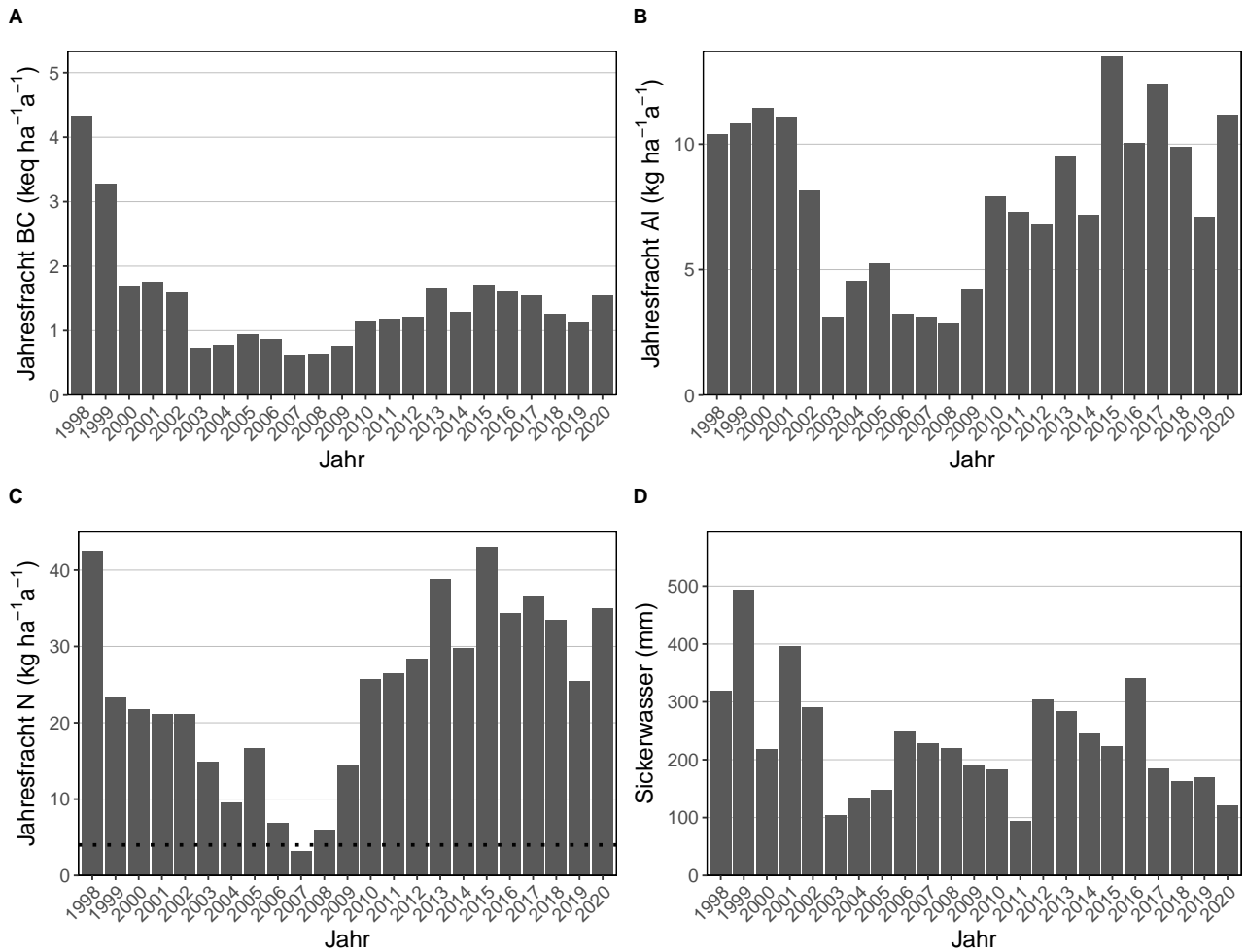


Abb. 99. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Muri (AG) Sturmfläche Fichten in 100 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.28 Muri (AG) Fichten Fichten

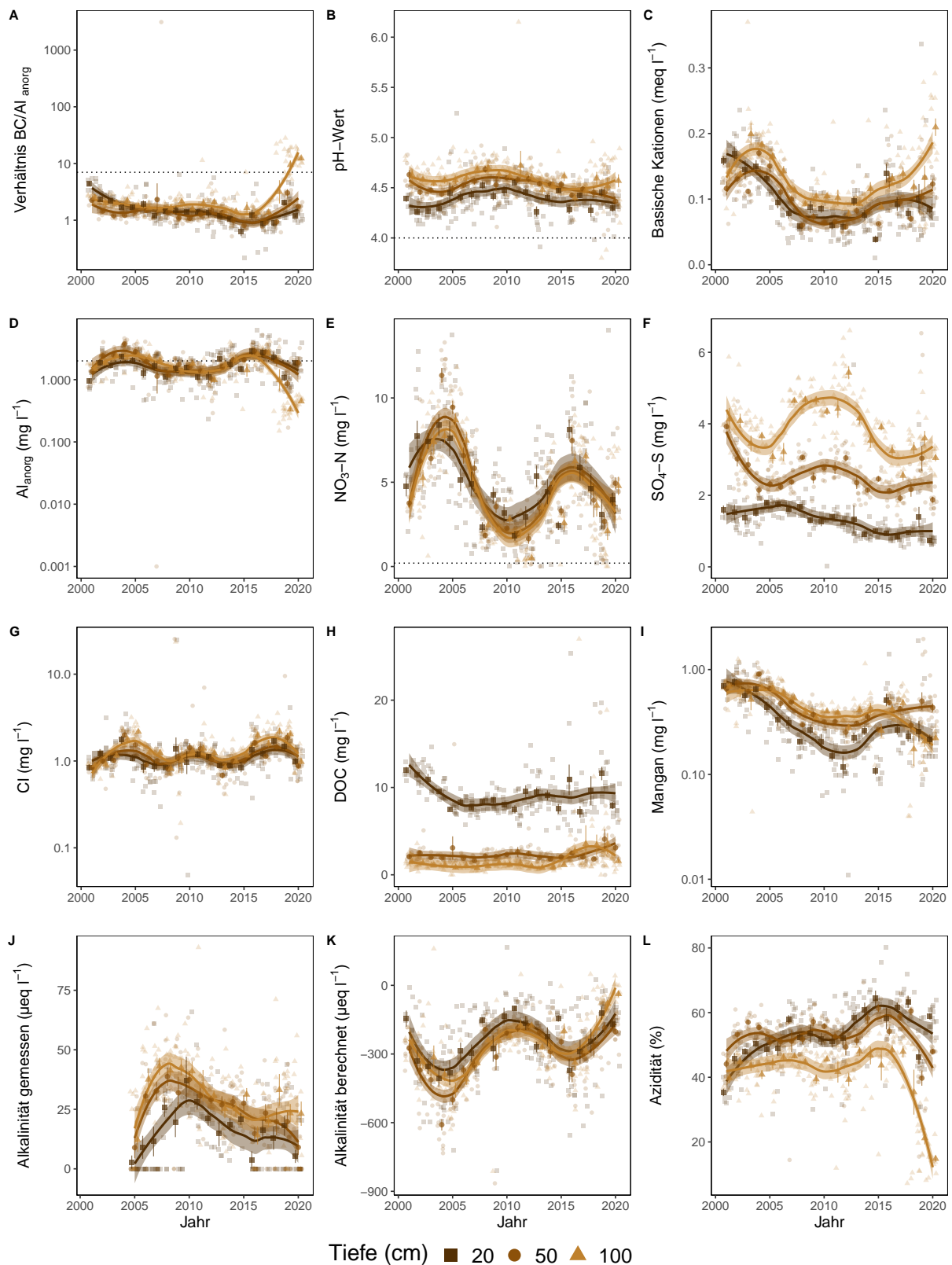


Abb. 100. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Muri (AG) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

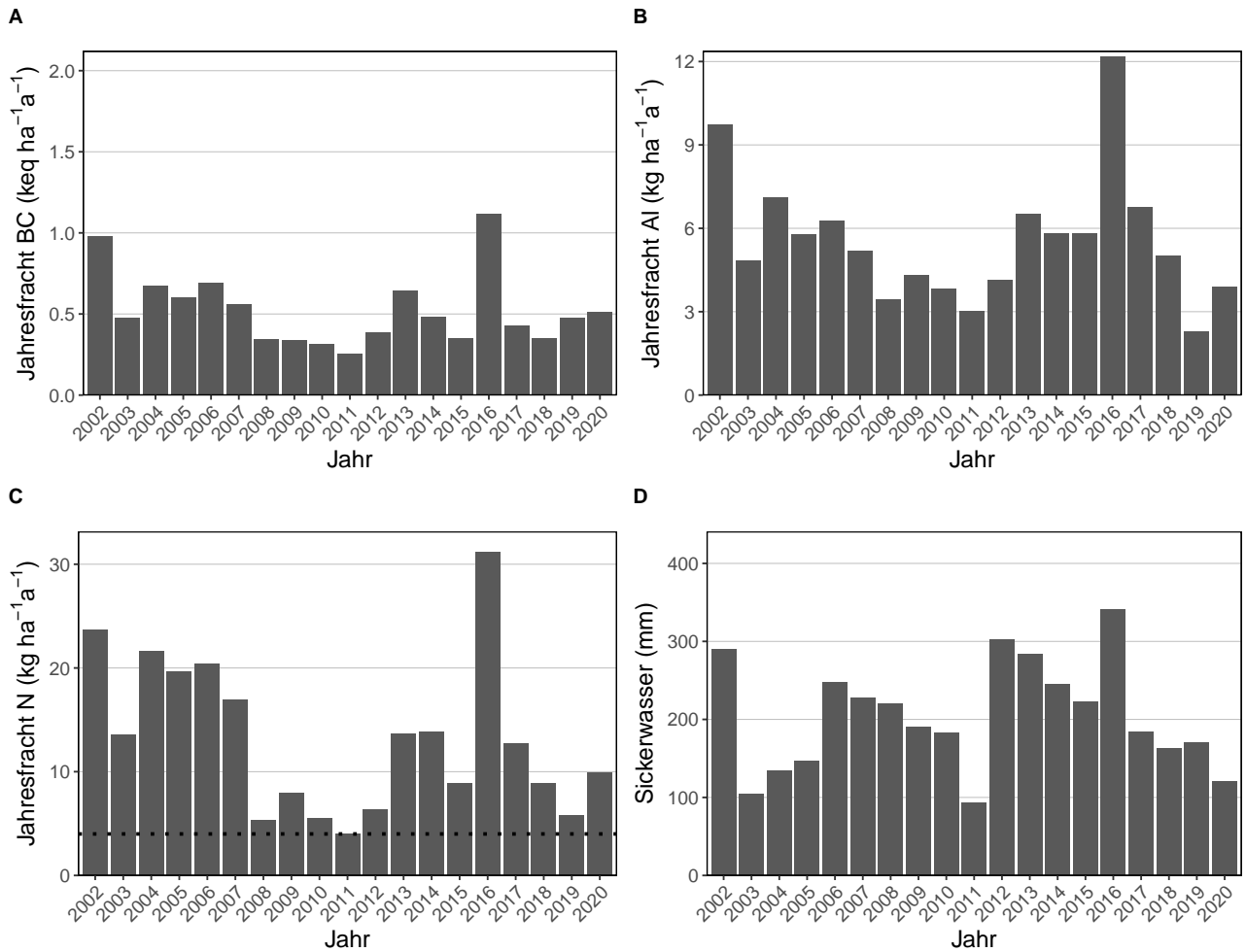


Abb. 101. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Muri (AG) neue Fläche Fichten in 100 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.29 Muttenz (BL) Buchen

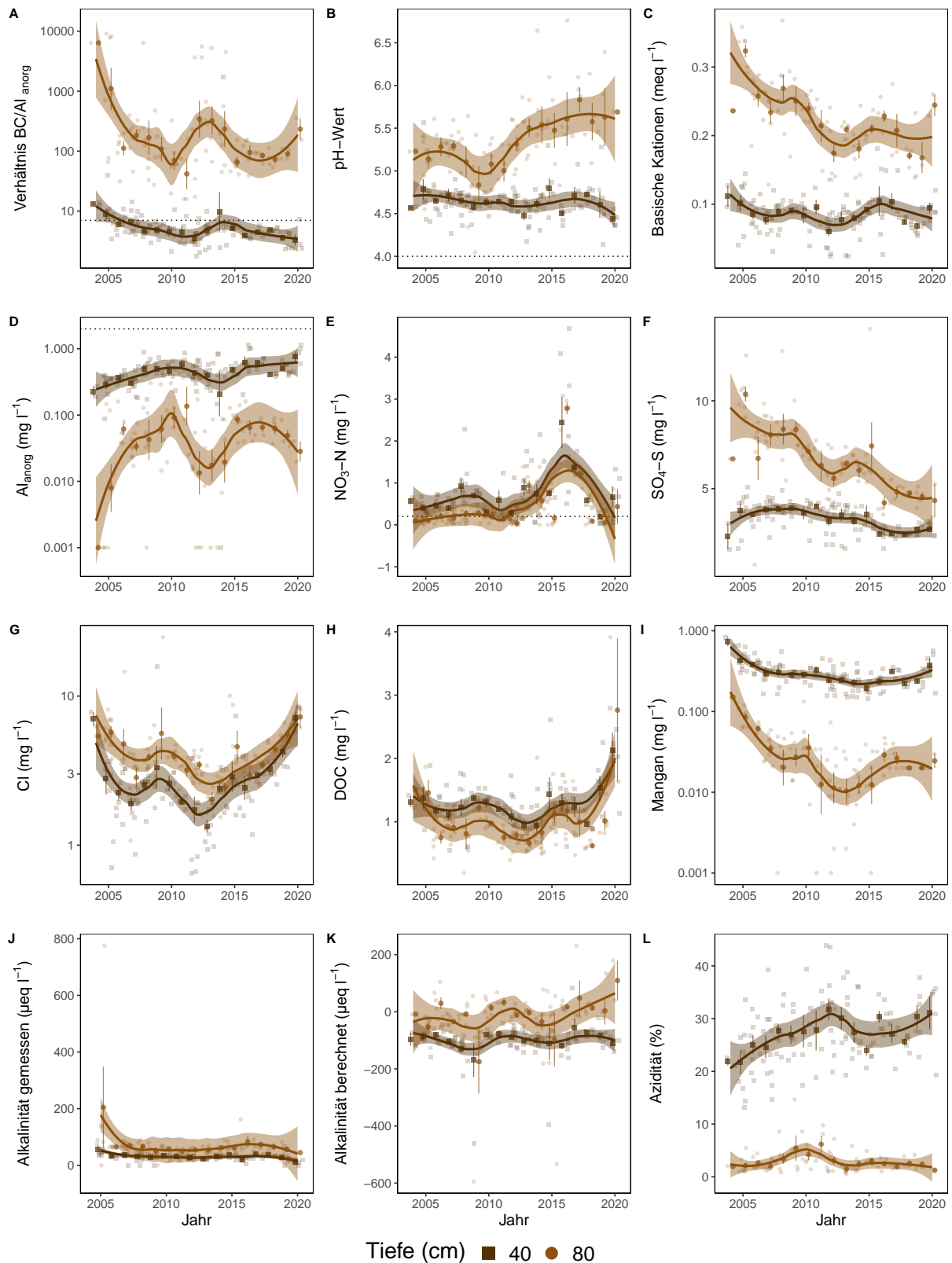


Abb. 102. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Muttenz (BL) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

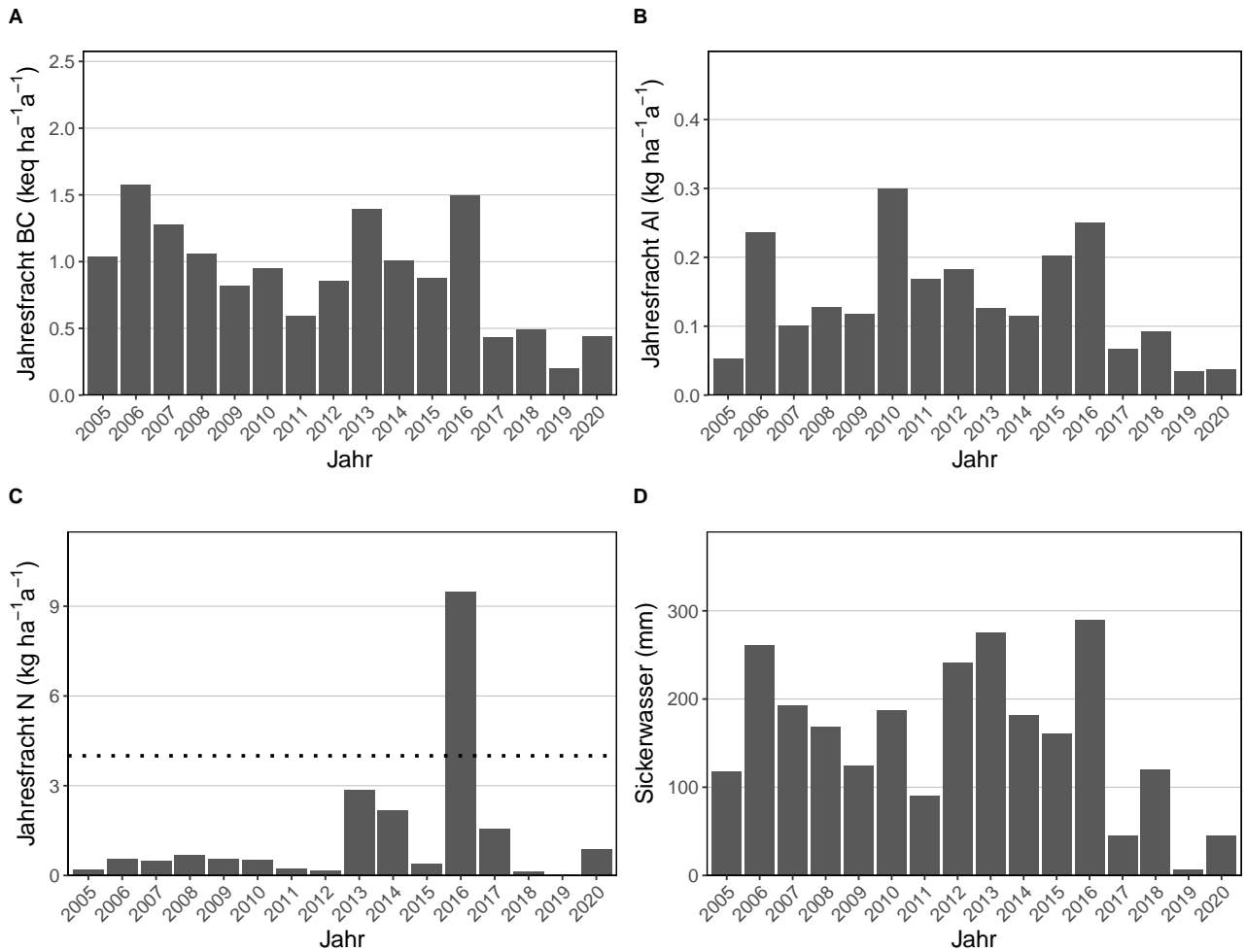


Abb. 103. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Muttenz (BL) Buchen in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.30 Oberschrot (FR) Mischbestand Buchen & Fichten

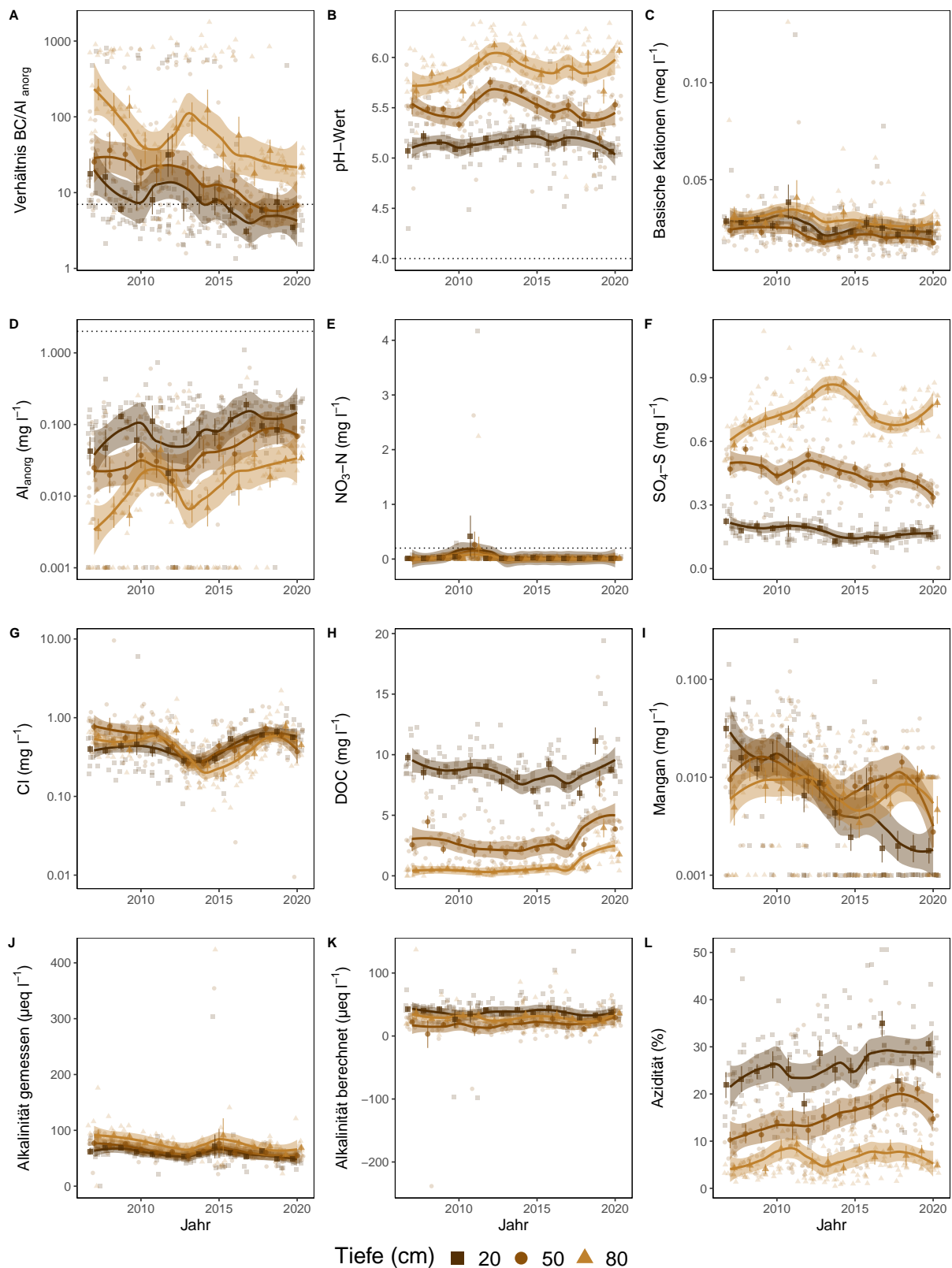


Abb. 104. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Oberschrot (FR) Mischbestand Buchen & Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(\text{BC}/\text{Al})_{\text{crit}} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

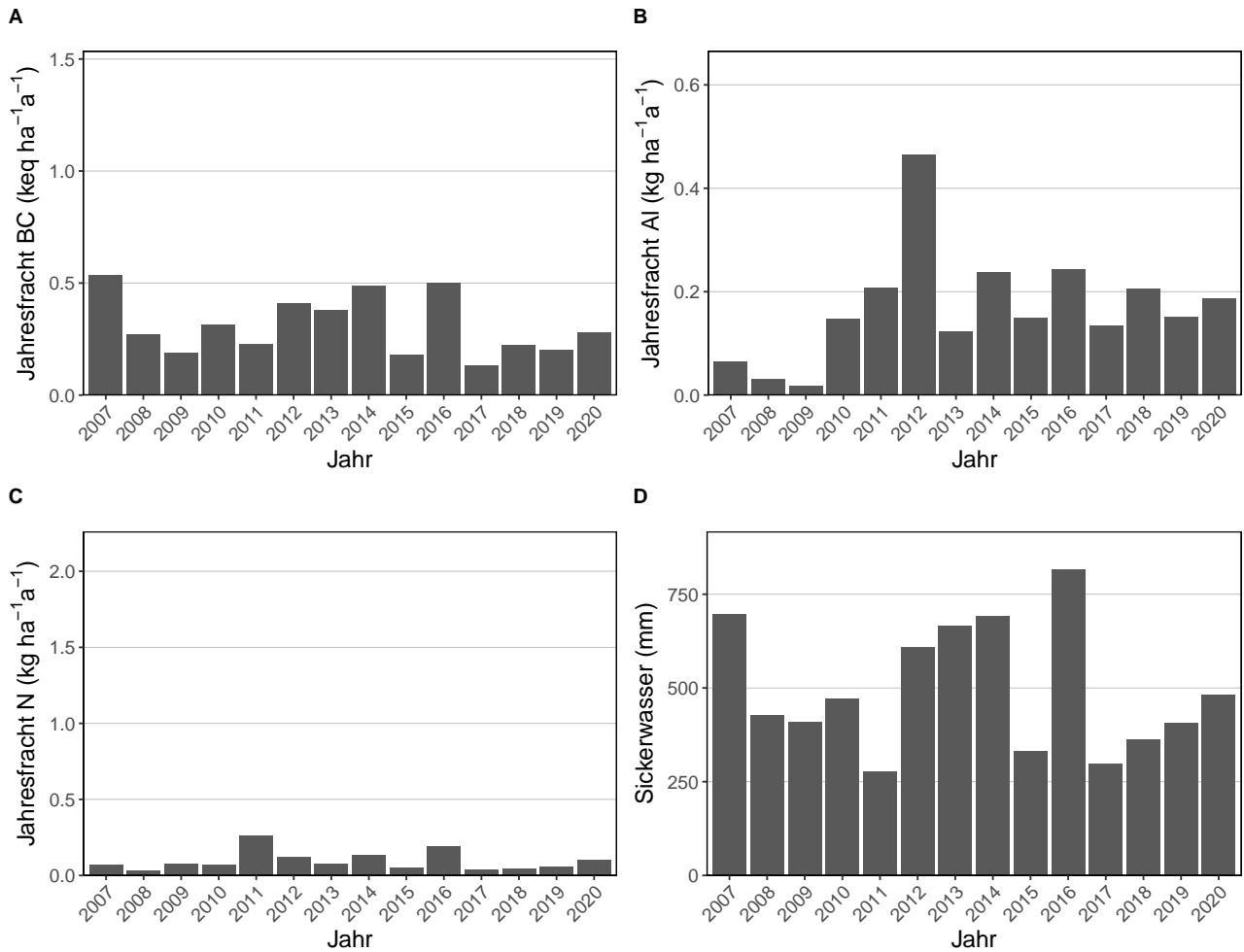


Abb. 105. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Oberschrot (FR) Mischbestand Buchen & Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4\text{-}2\text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.31 Olsberg (AG) Buchen

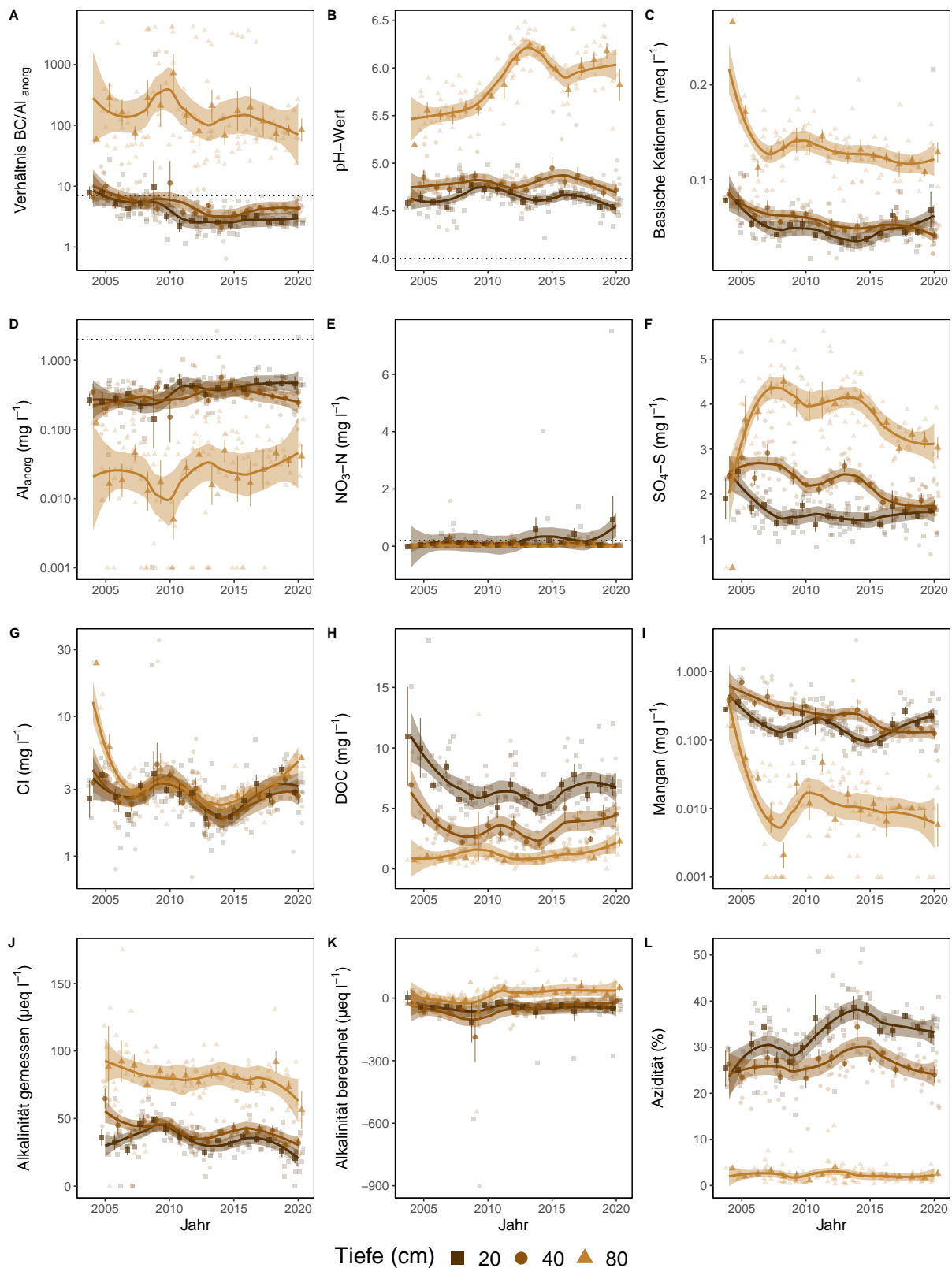


Abb. 106. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Olsberg (AG) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

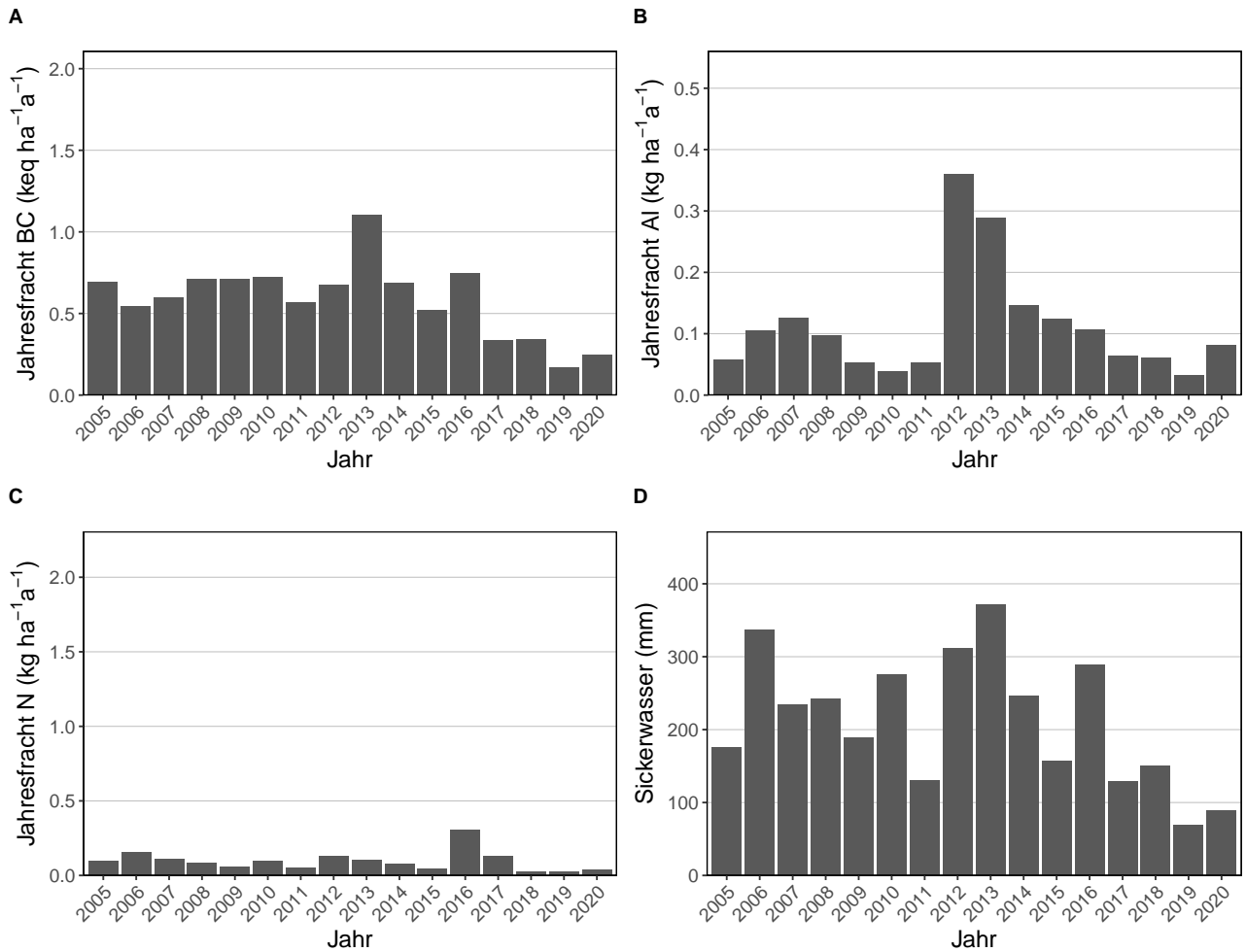


Abb. 107. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Olsberg (AG) Buchen in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.32 Pratteln (BL) Buchen

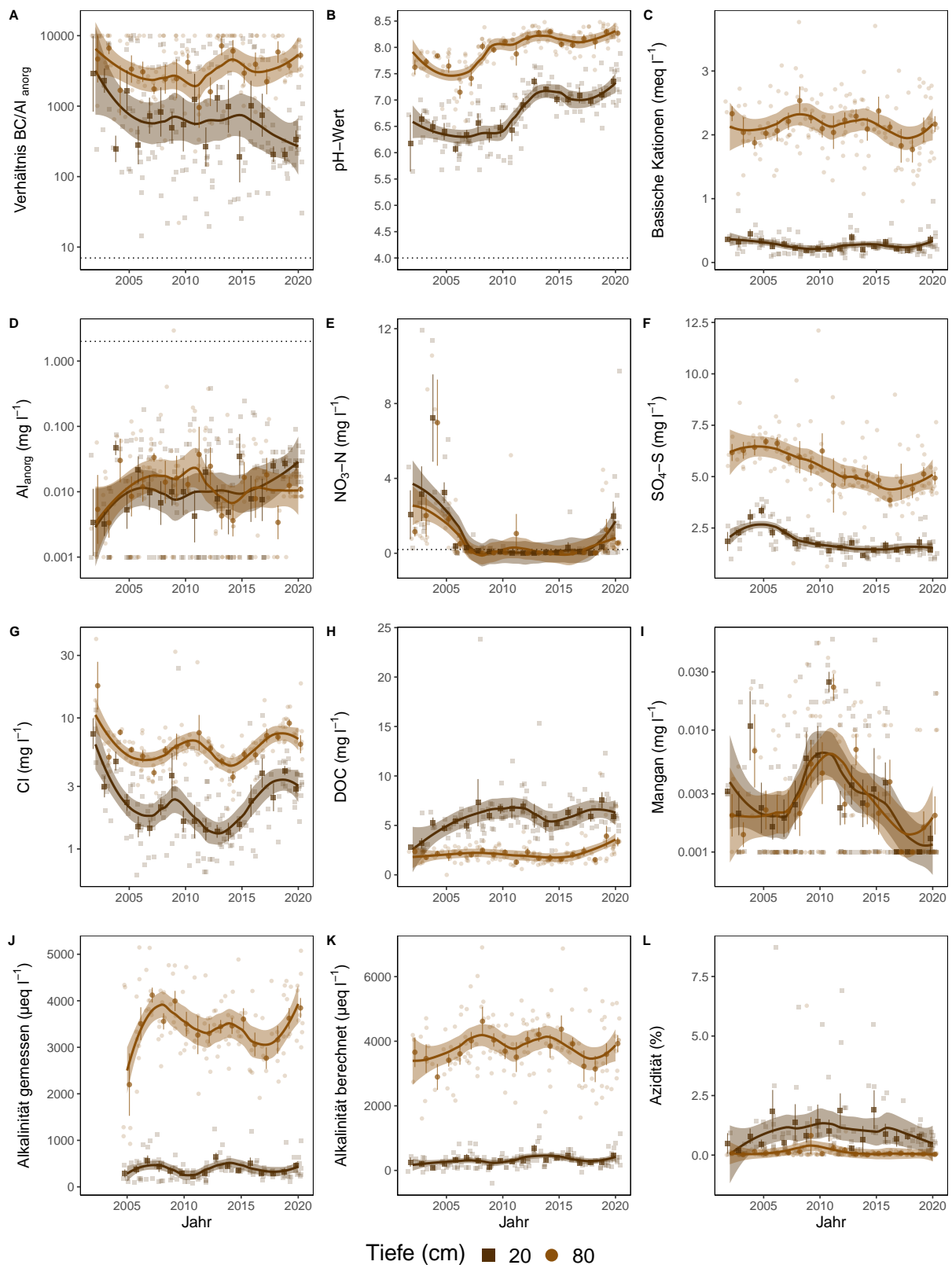


Abb. 108. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Pratteln (BL) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

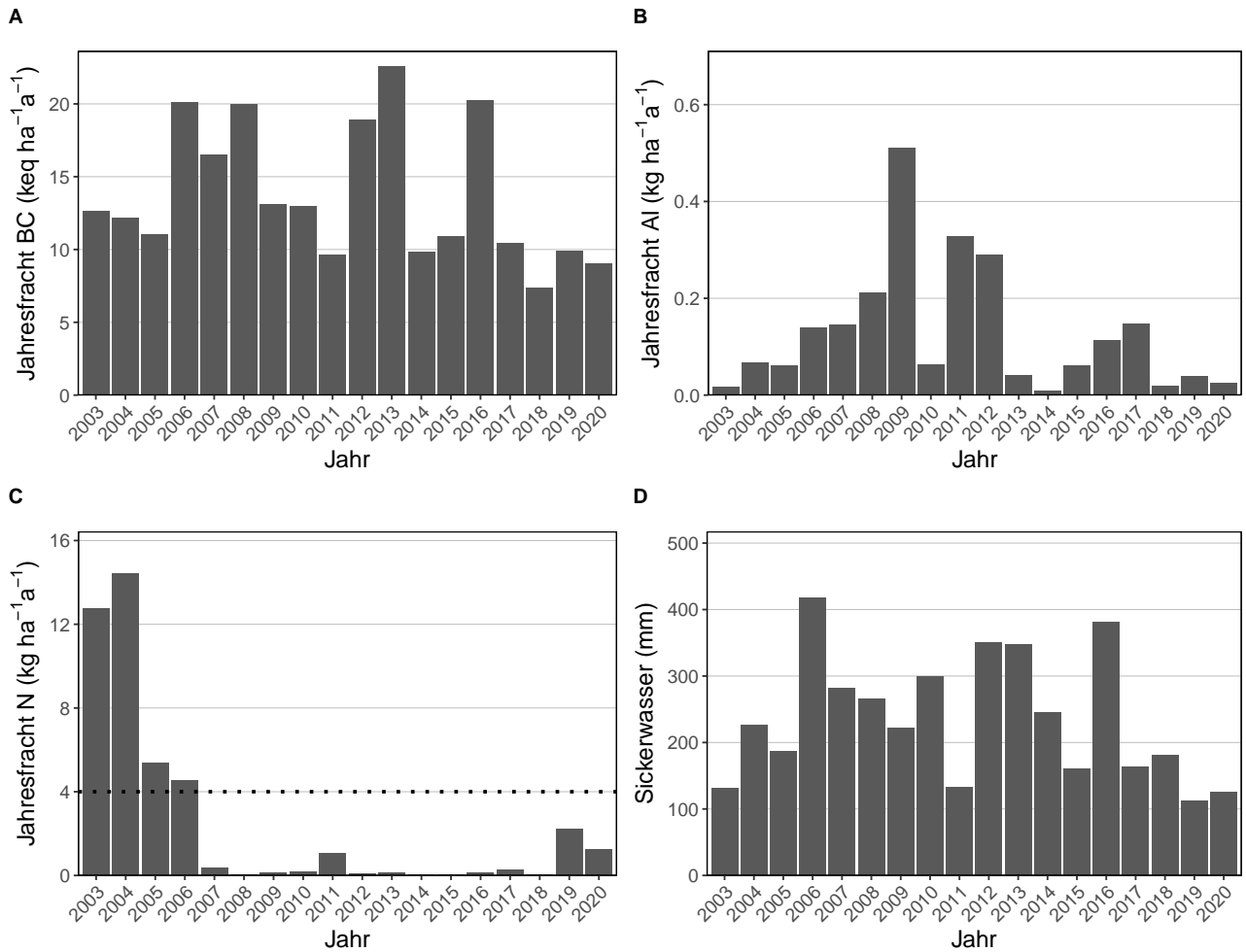


Abb. 109. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Pratteln (BL) Buchen in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.33 Rafz (ZH) Fichten

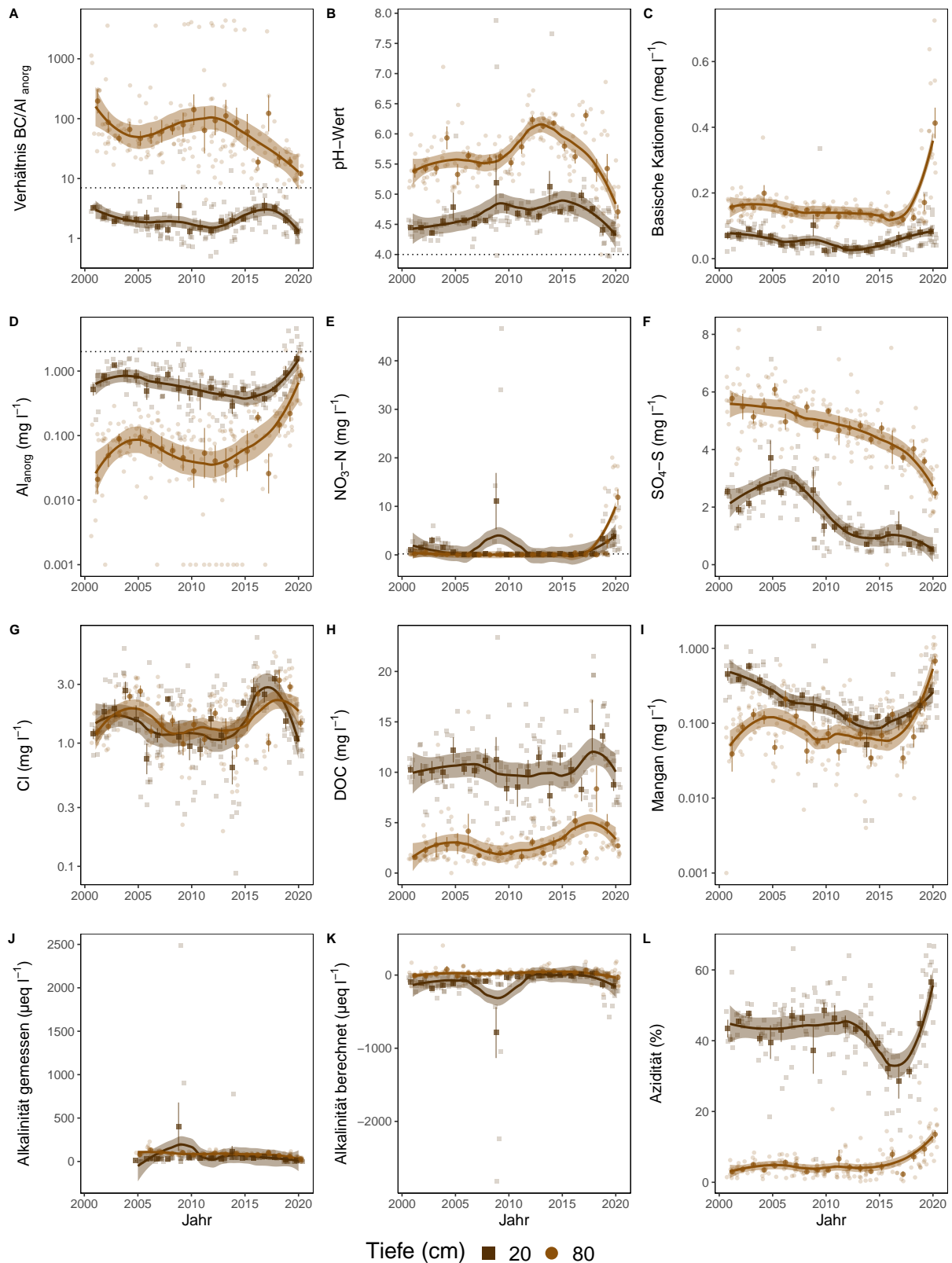


Abb. 110. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Rafz (ZH) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

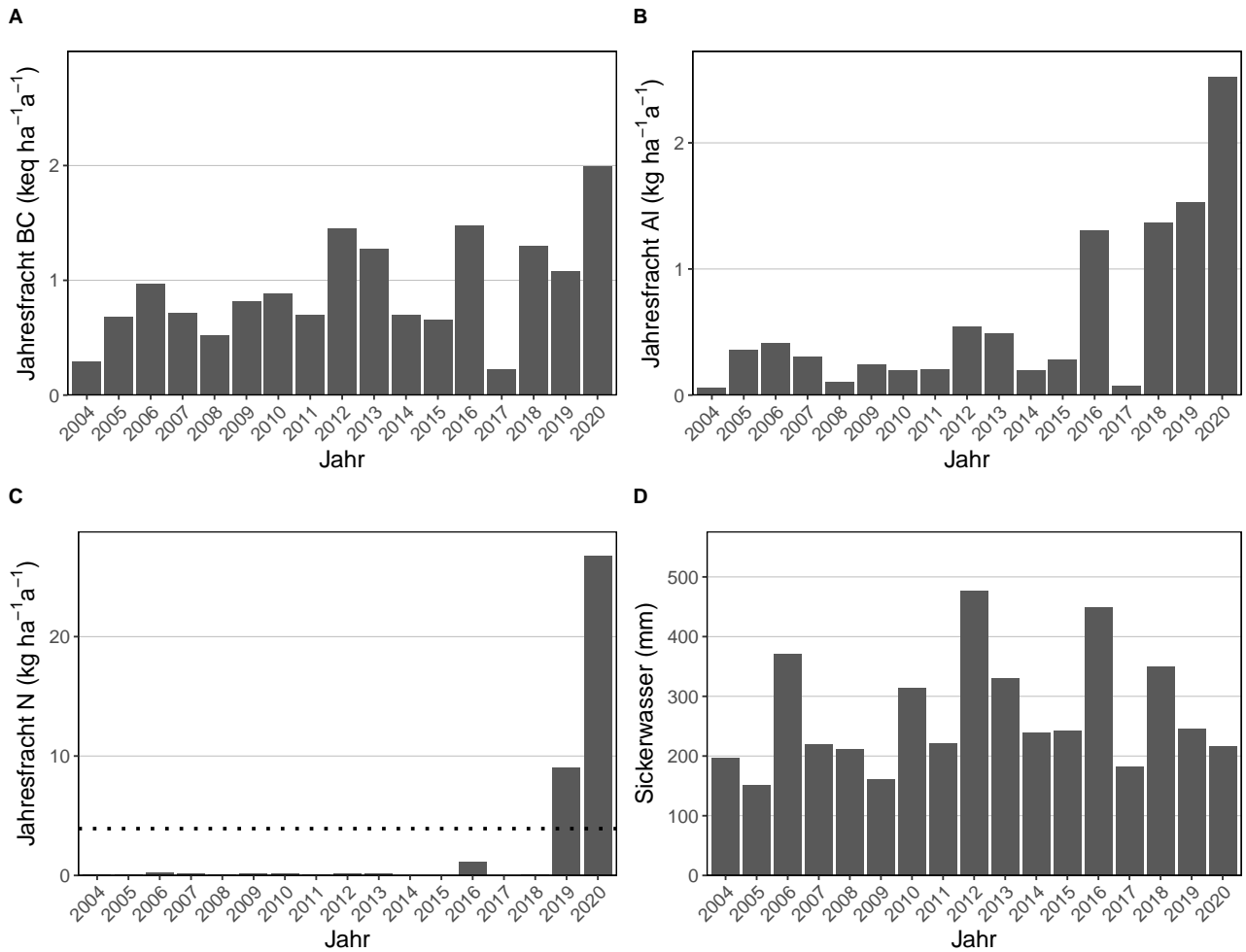


Abb. 111. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Rafz (ZH) Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.34 Riehen Mittelberg (BS) Buchen

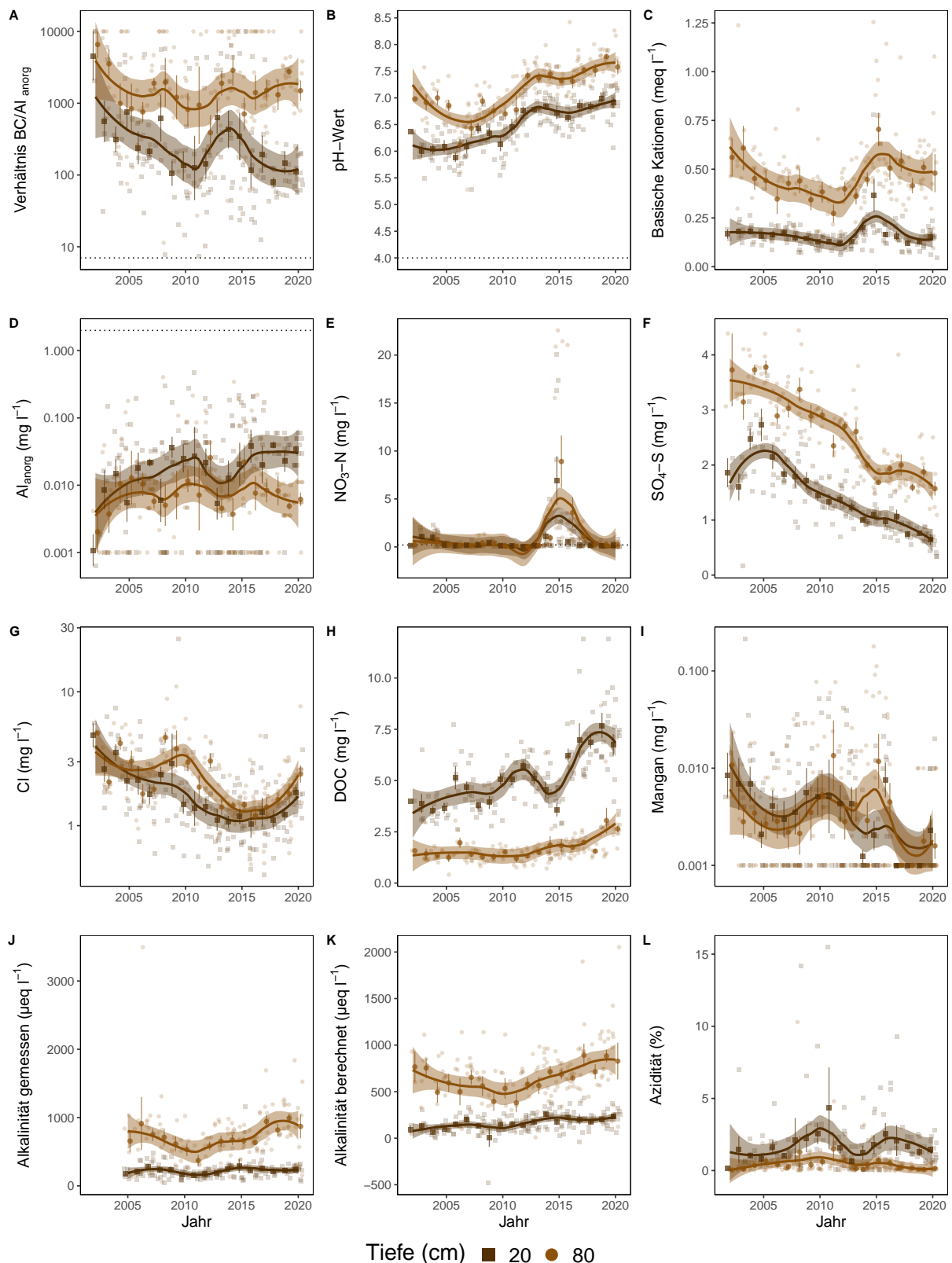


Abb. 112. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Riehen Mittelberg (BS) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

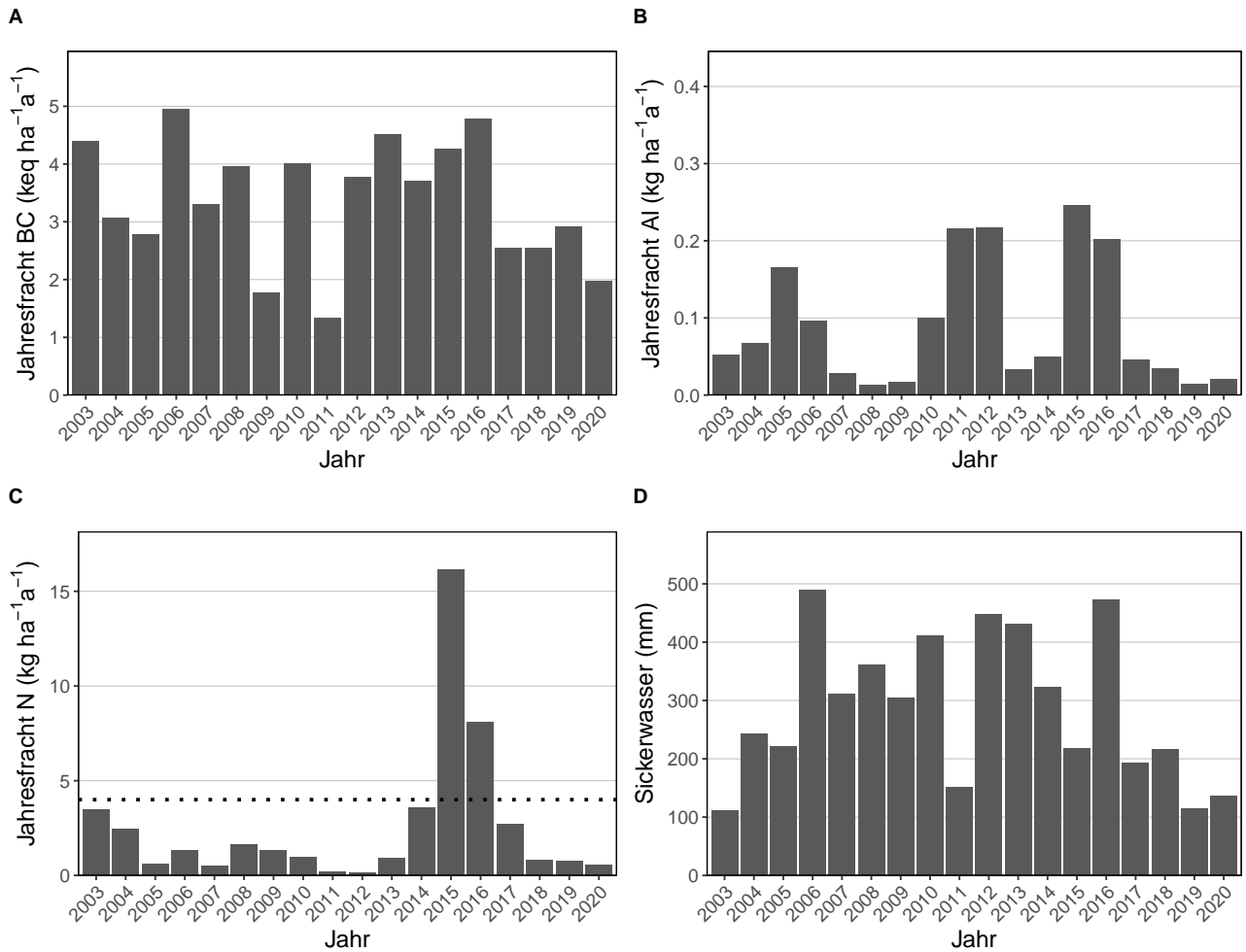


Abb. 113. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Riehen Mittelberg (BS) Buchen in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.35 Rünenberg (BL) Buchen

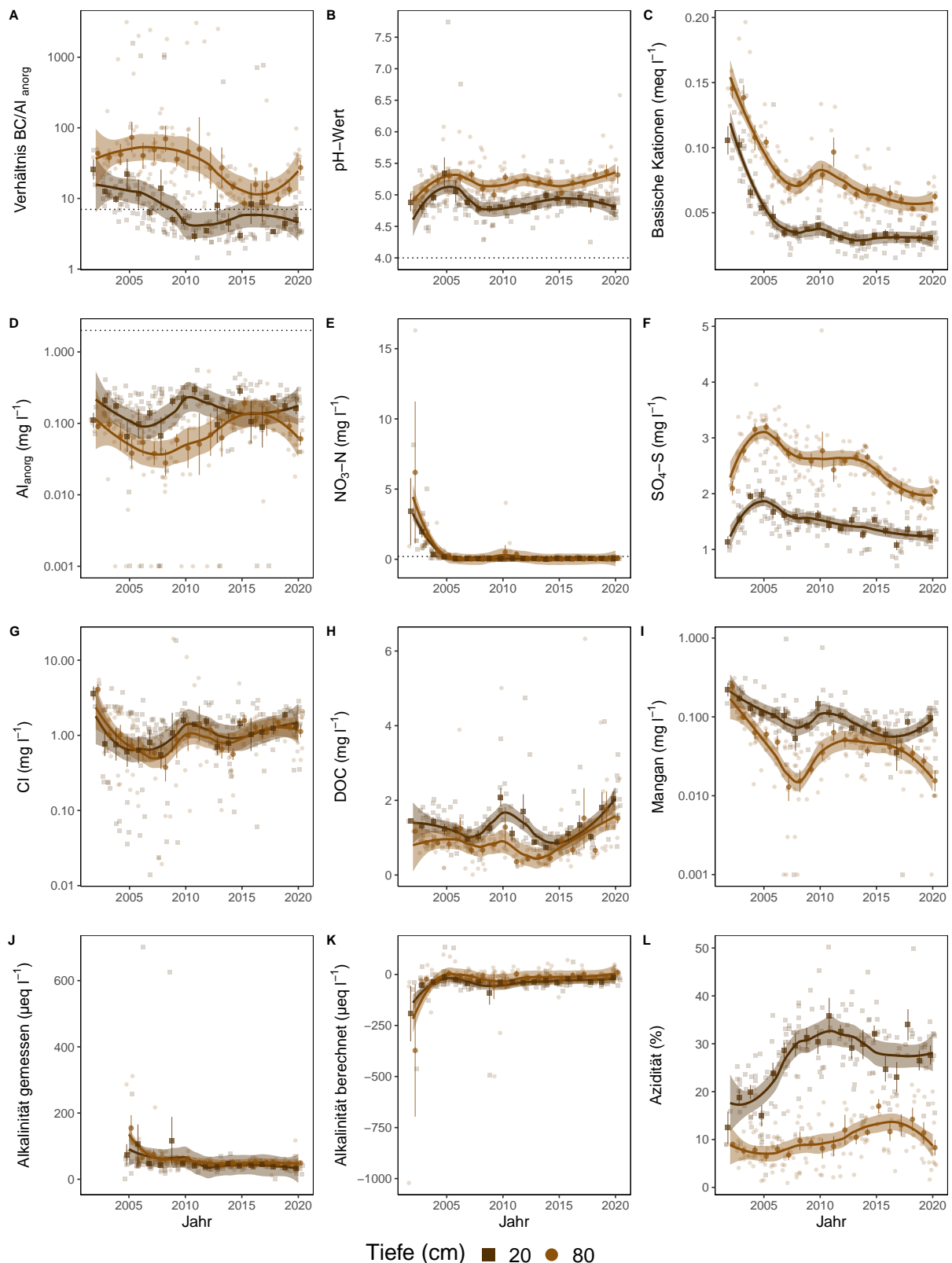


Abb. 114. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Rünenberg (BL) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

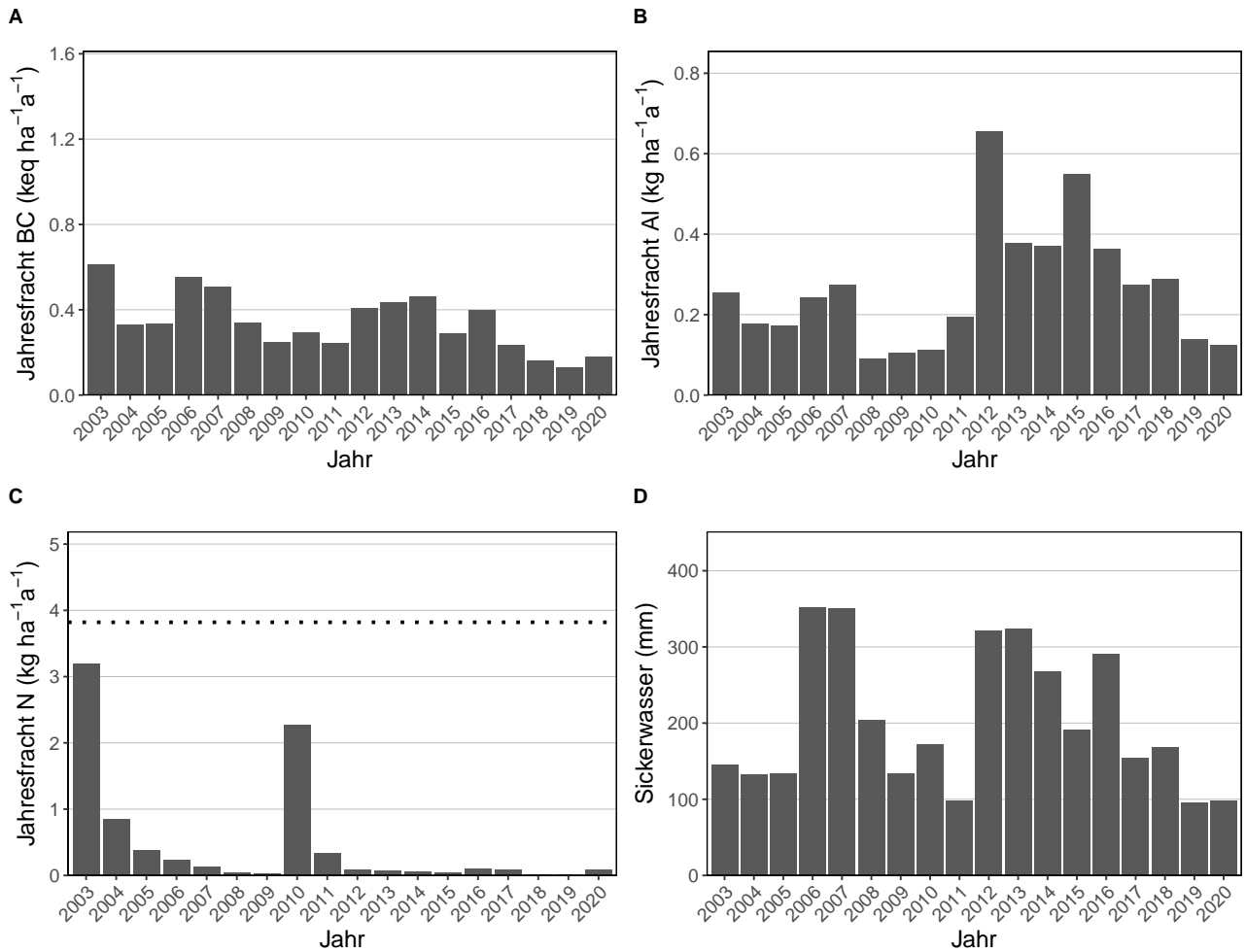


Abb. 115. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Rünenberg (BL) Buchen in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.36 Sagno (TI) Fichten

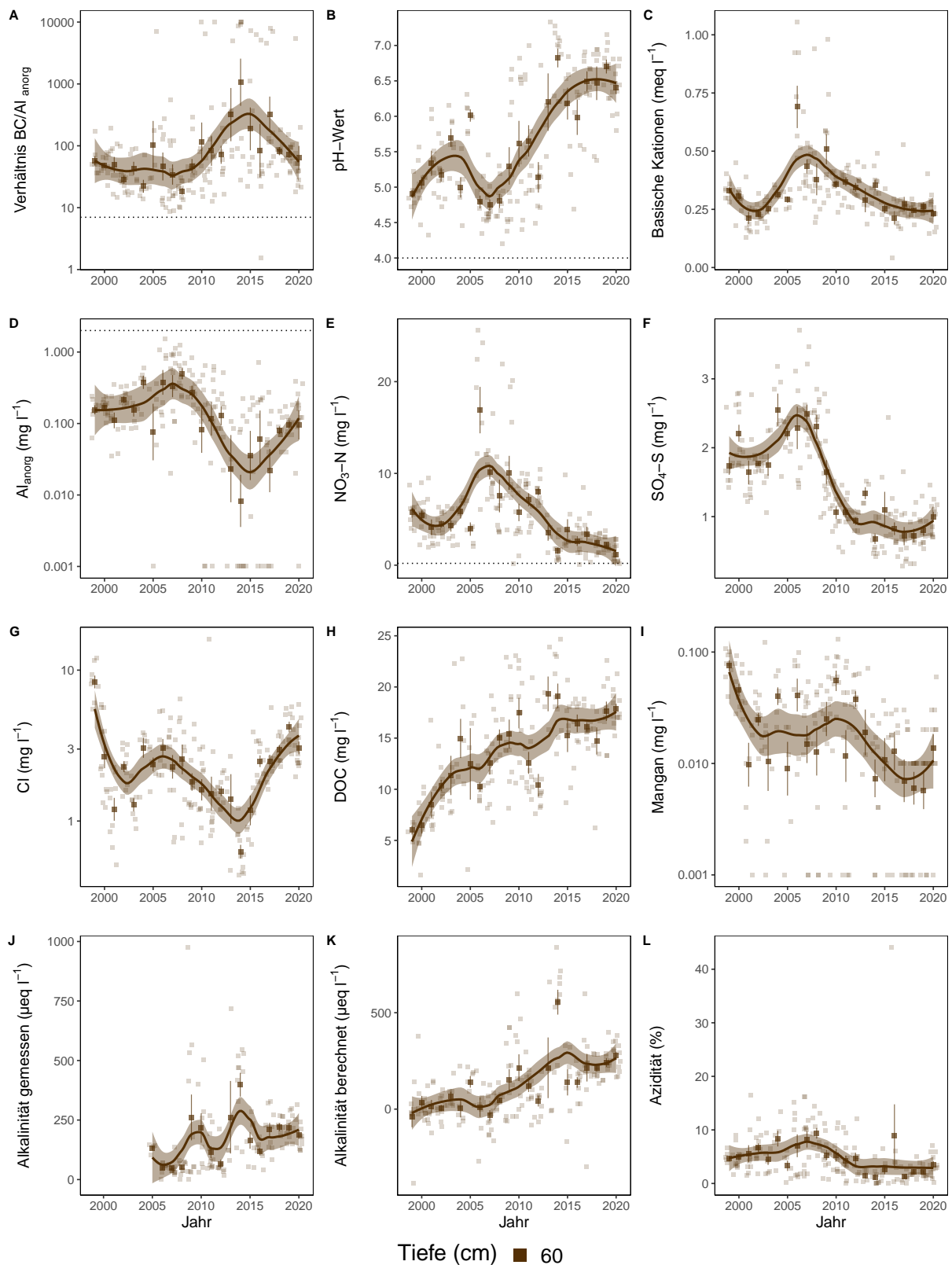


Abb. 116. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Sagno (TI) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

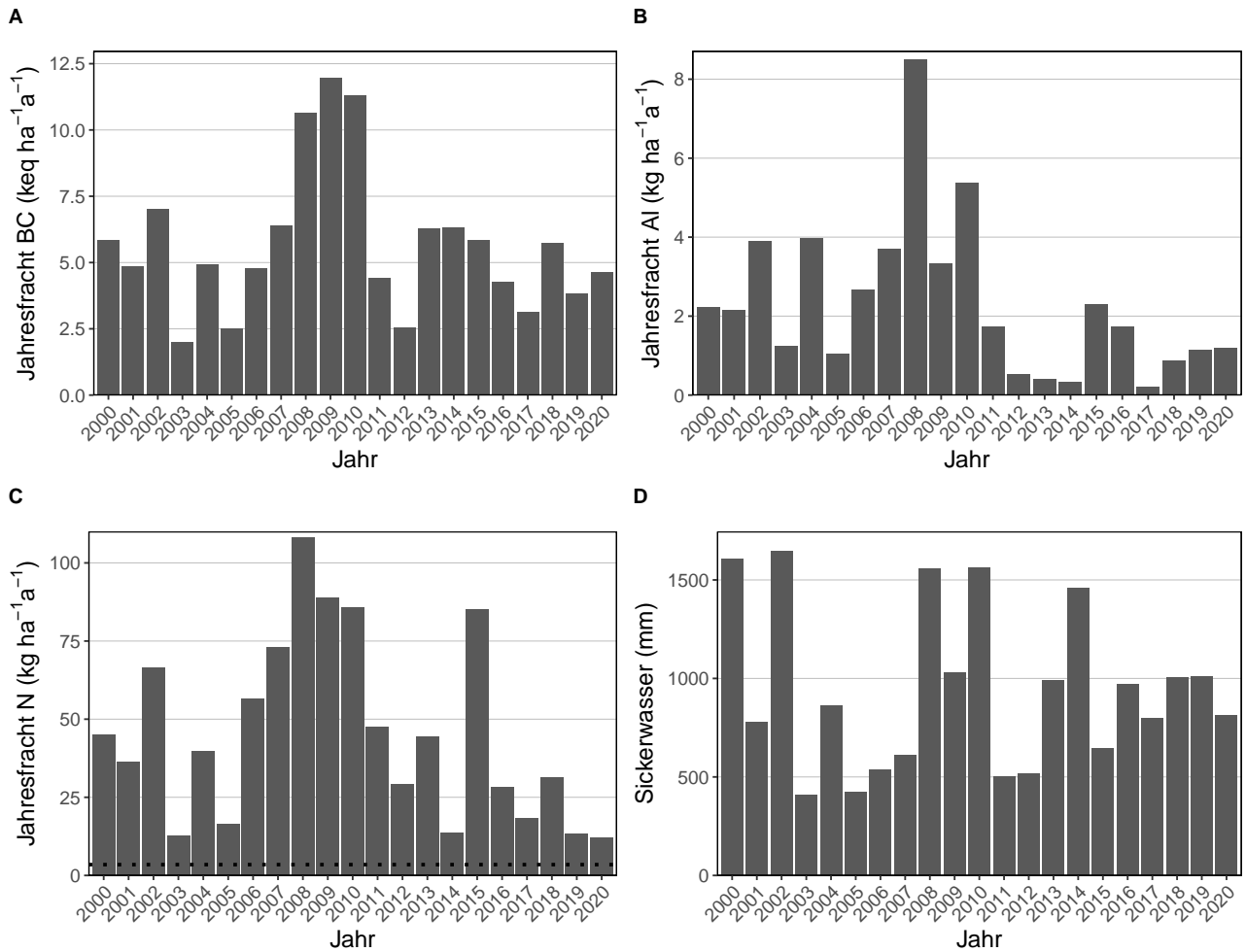


Abb. 117. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Sagno (TI) Fichten in 60 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.37 Scheidwald (BE) Fichten

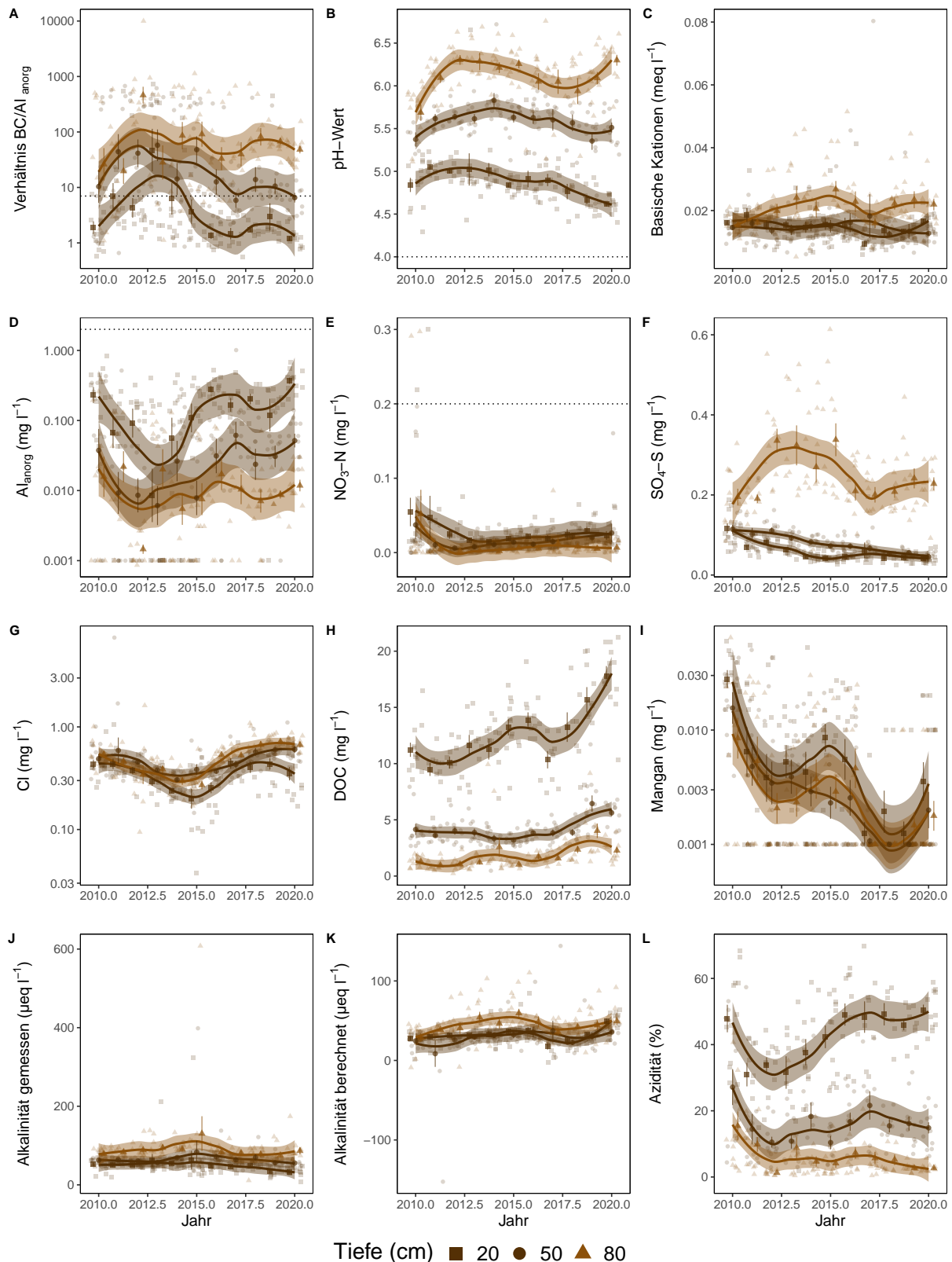


Abb. 118. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Scheidwald (BE) Subplot 1 (SW) Fichten. Auf Grund der grossen räumlichen Heterogenität der Bodenlösungswerte wurde diese Fläche in zwei Subplots aufgeteilt. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration ≥ 2 mg l⁻¹, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen ≥ 0.2 mg l⁻¹, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

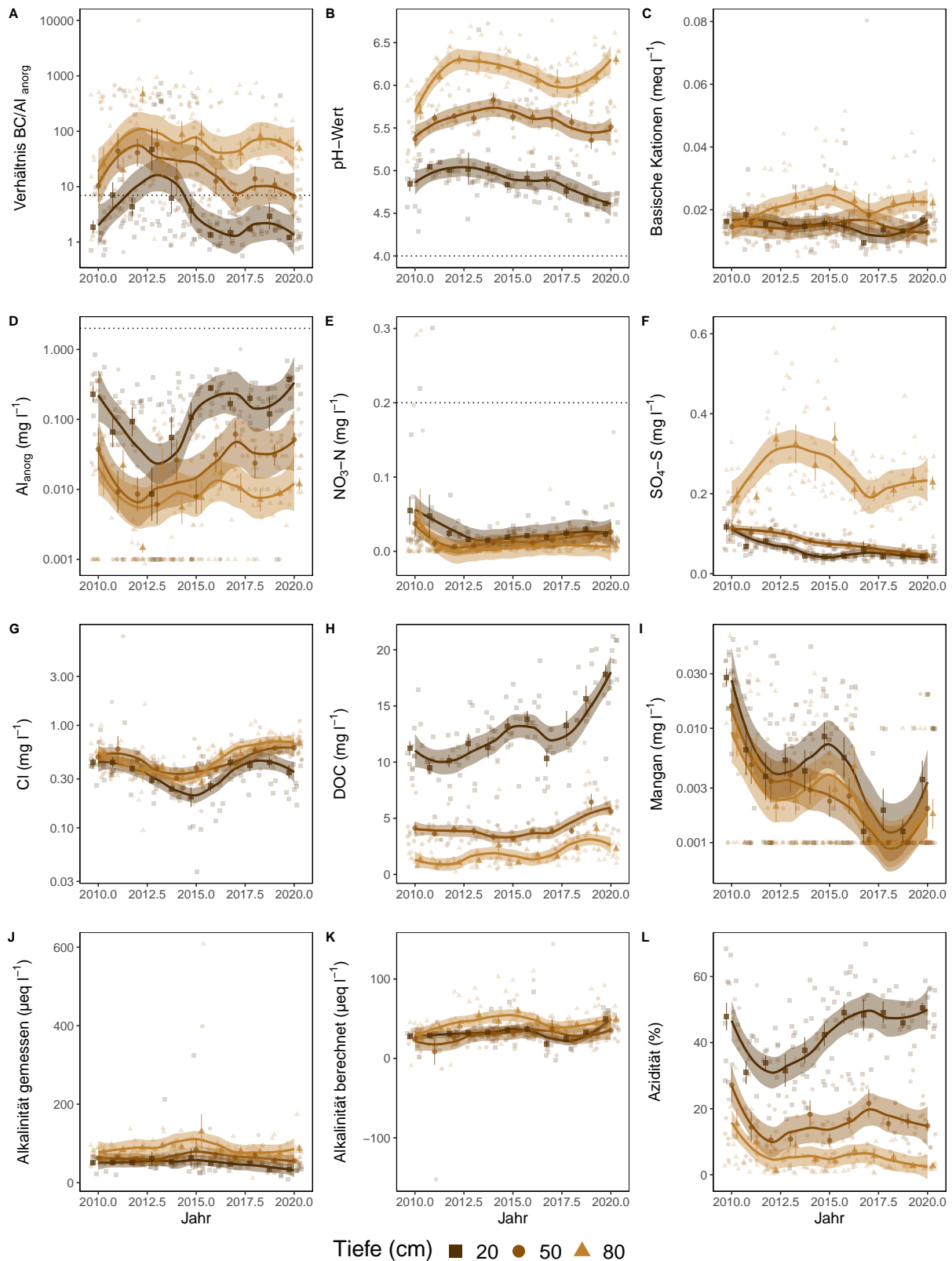


Abb. 119. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Scheidwald (BE) Subplot 2 (SWN) Fichten. Auf Grund der grossen räumlichen Heterogenität der Bodenlösungswerte wurde diese Fläche in zwei Subplots aufgeteilt. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(\text{BC}/\text{Al})_{\text{crit}} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

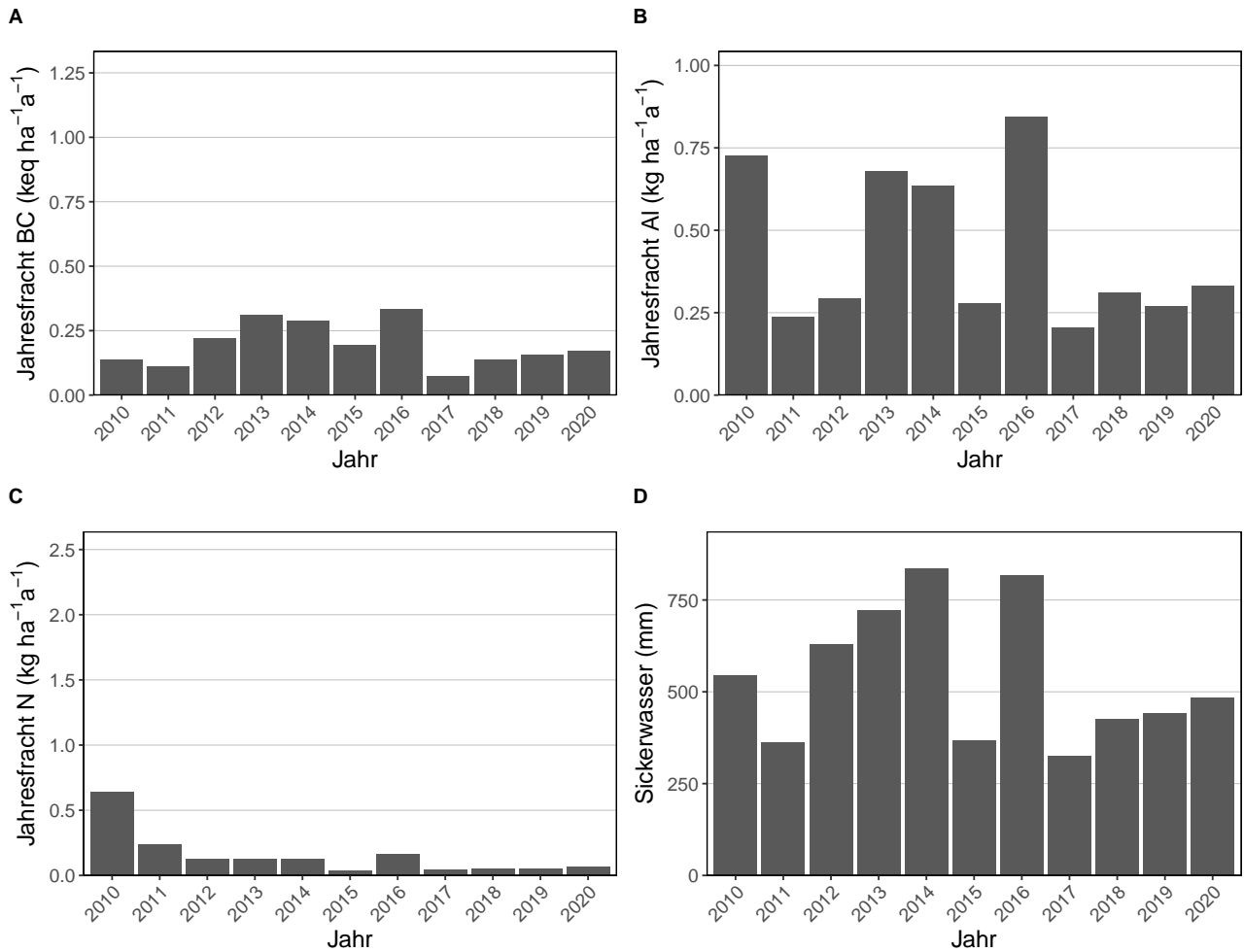


Abb. 120. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Scheidwald (BE) Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.38 Sempach (LU) Buchen

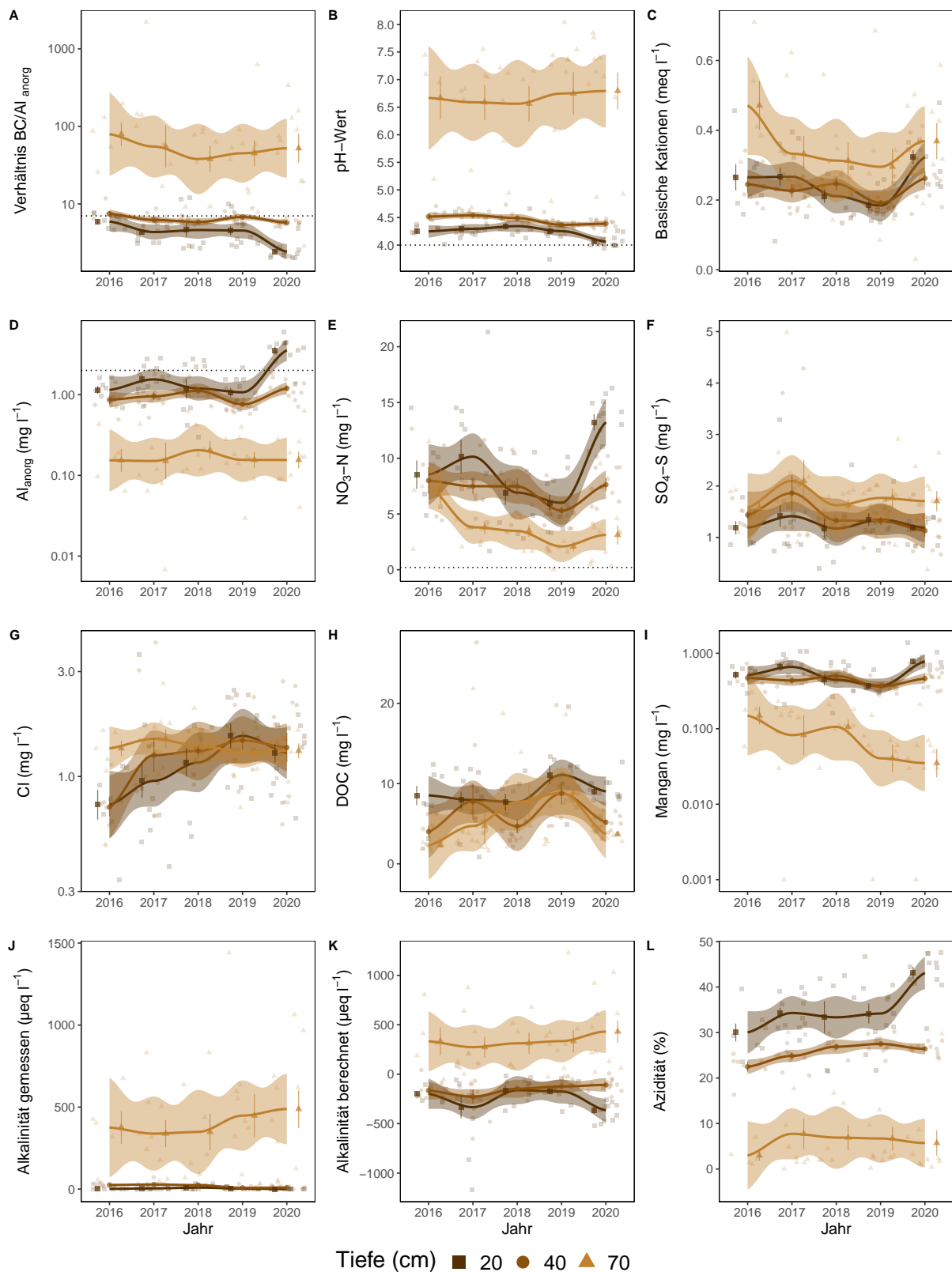


Abb. 121. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Sempach (LU) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

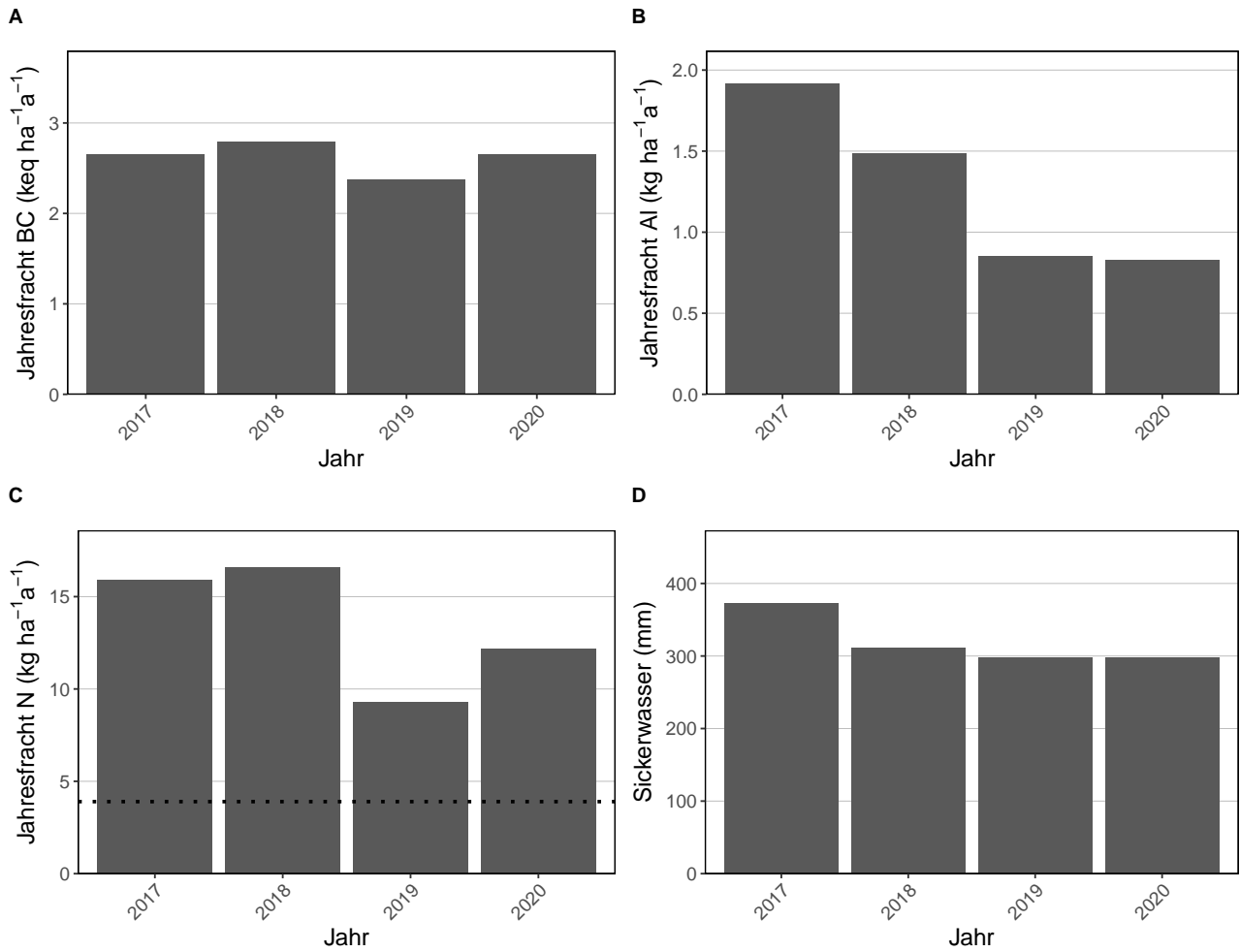


Abb. 122. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Sempach (LU) Buchen in 70 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.39 Stans (NW) Buchen

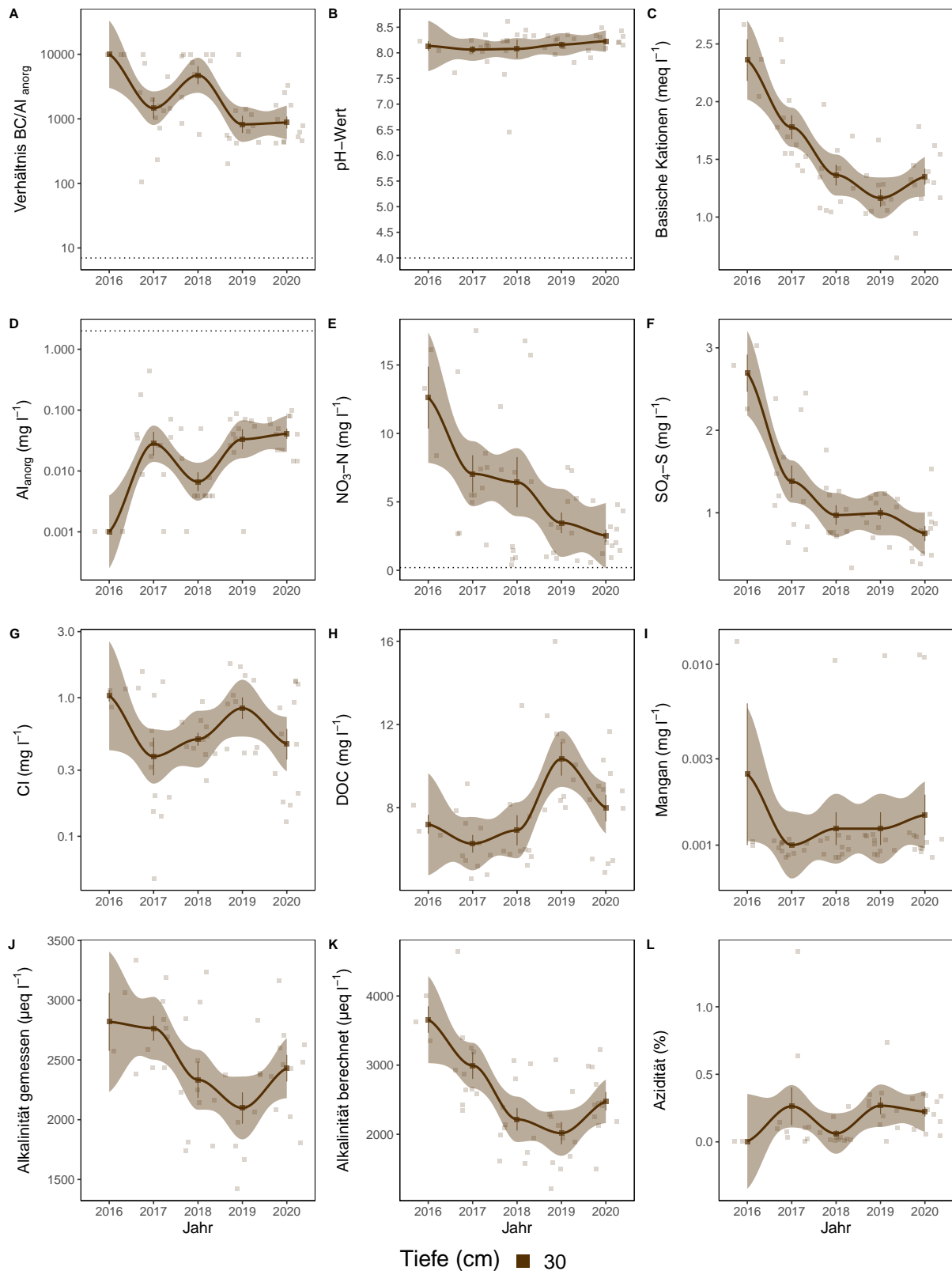


Abb. 123. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Stans (NW) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

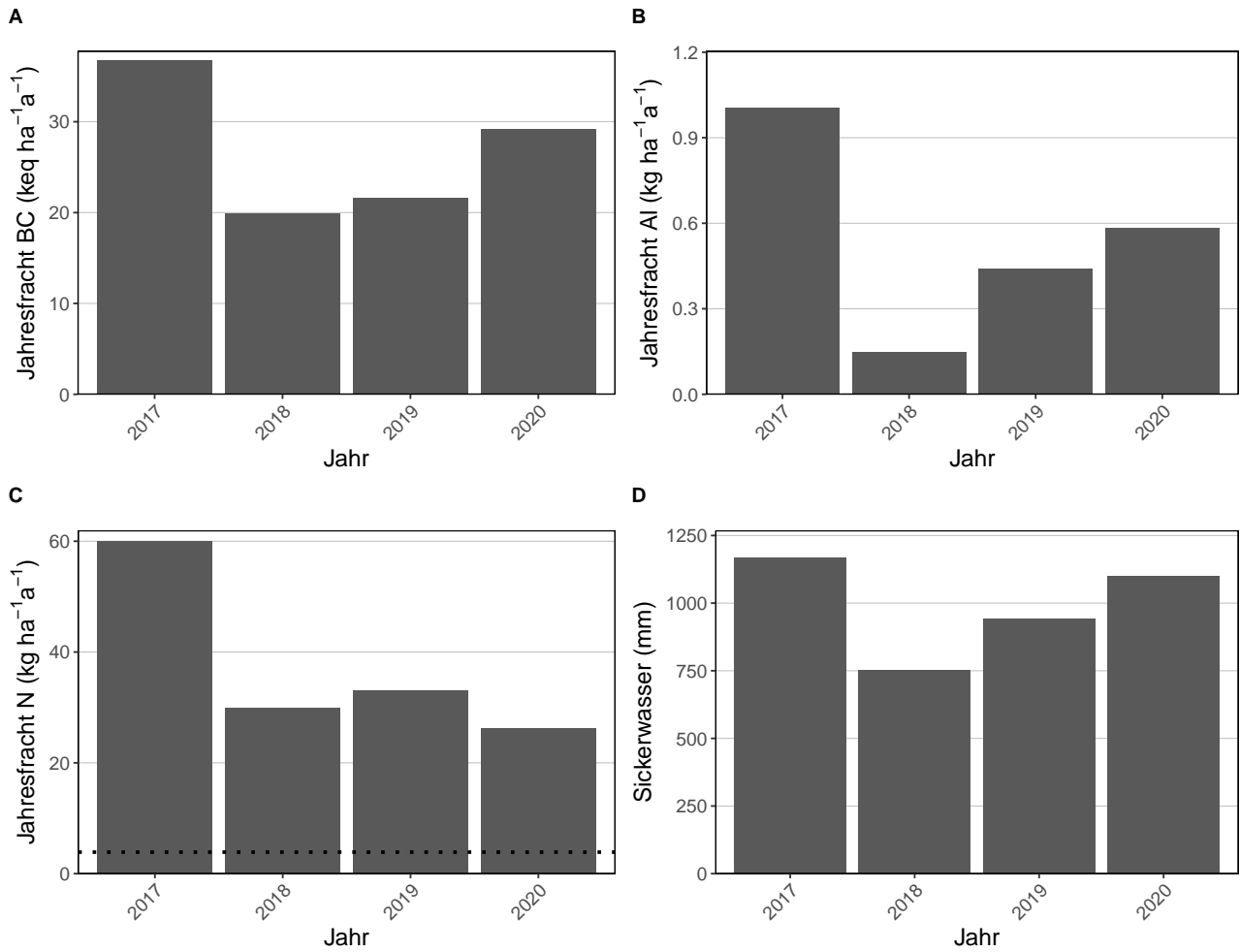


Abb. 124. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Stans (NW) Buchen in 30 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.40 Wangen (ZH) Mischbestand Buchen & Fichten

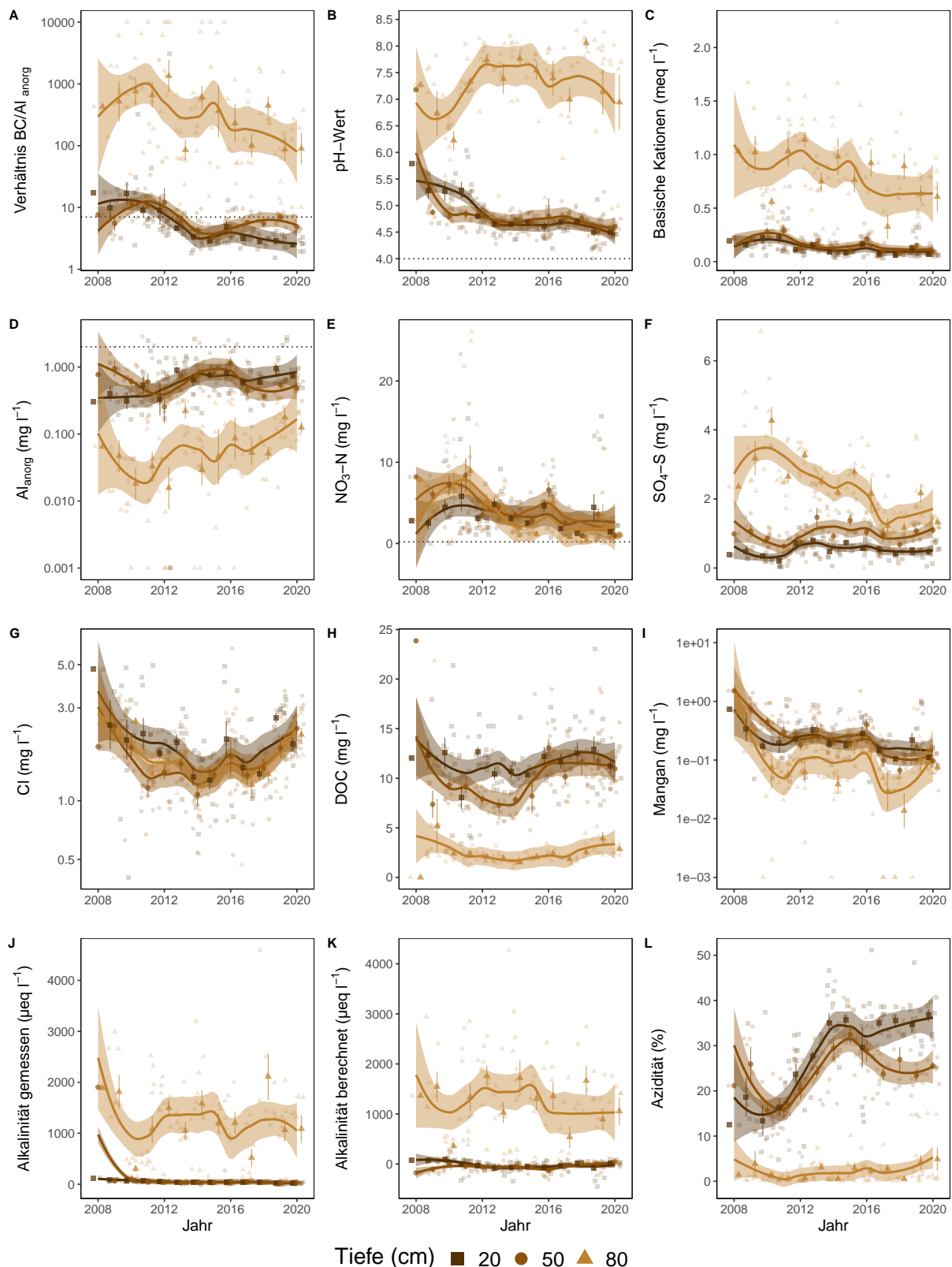


Abb. 125. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Wangen (ZH) Mischbestand Buchen & Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(\text{BC}/\text{Al})_{\text{crit}} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

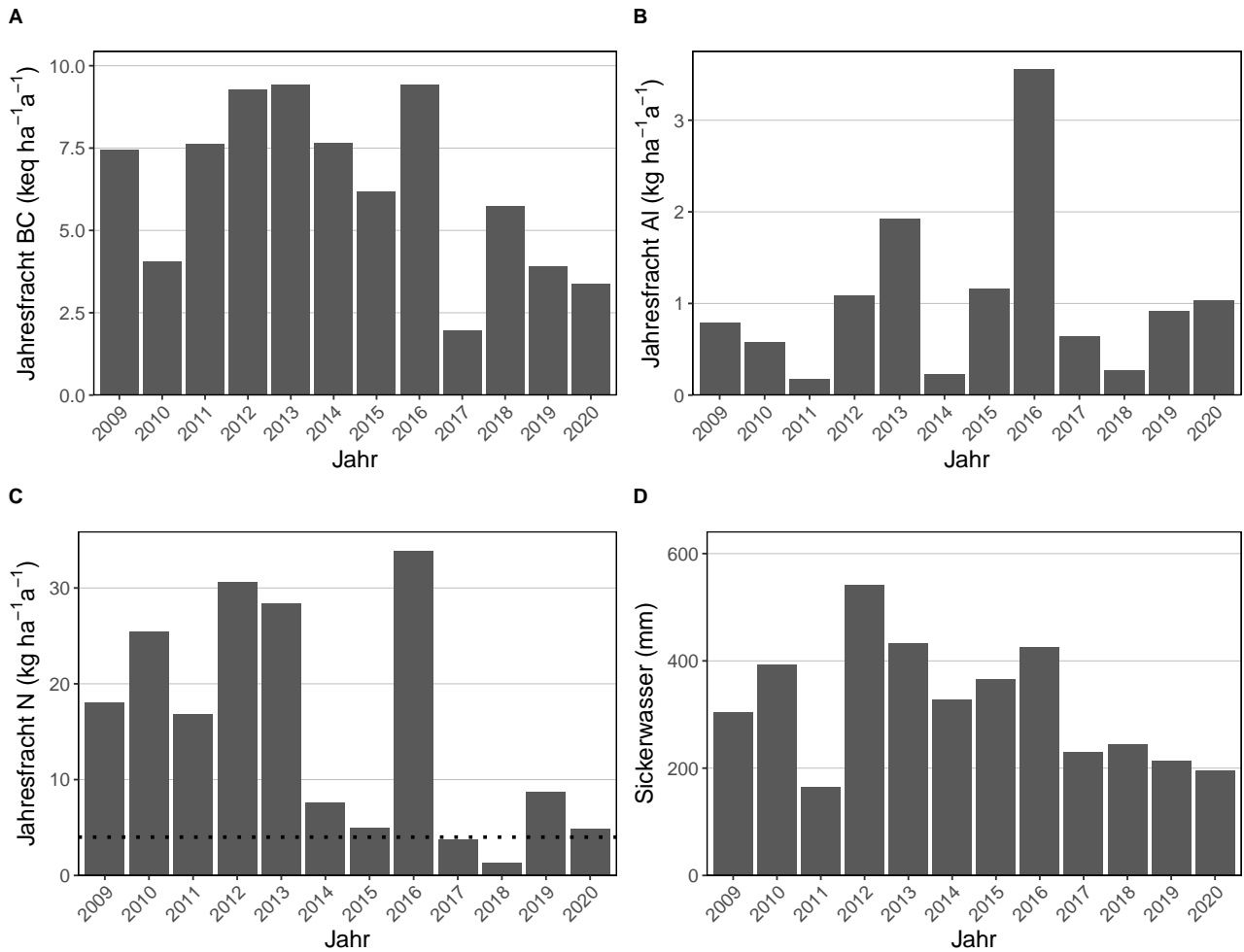


Abb. 126. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Wangen (ZH) Mischbestand Buchen & Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4\text{-}2\text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.41 Wangen (SZ) Buchen

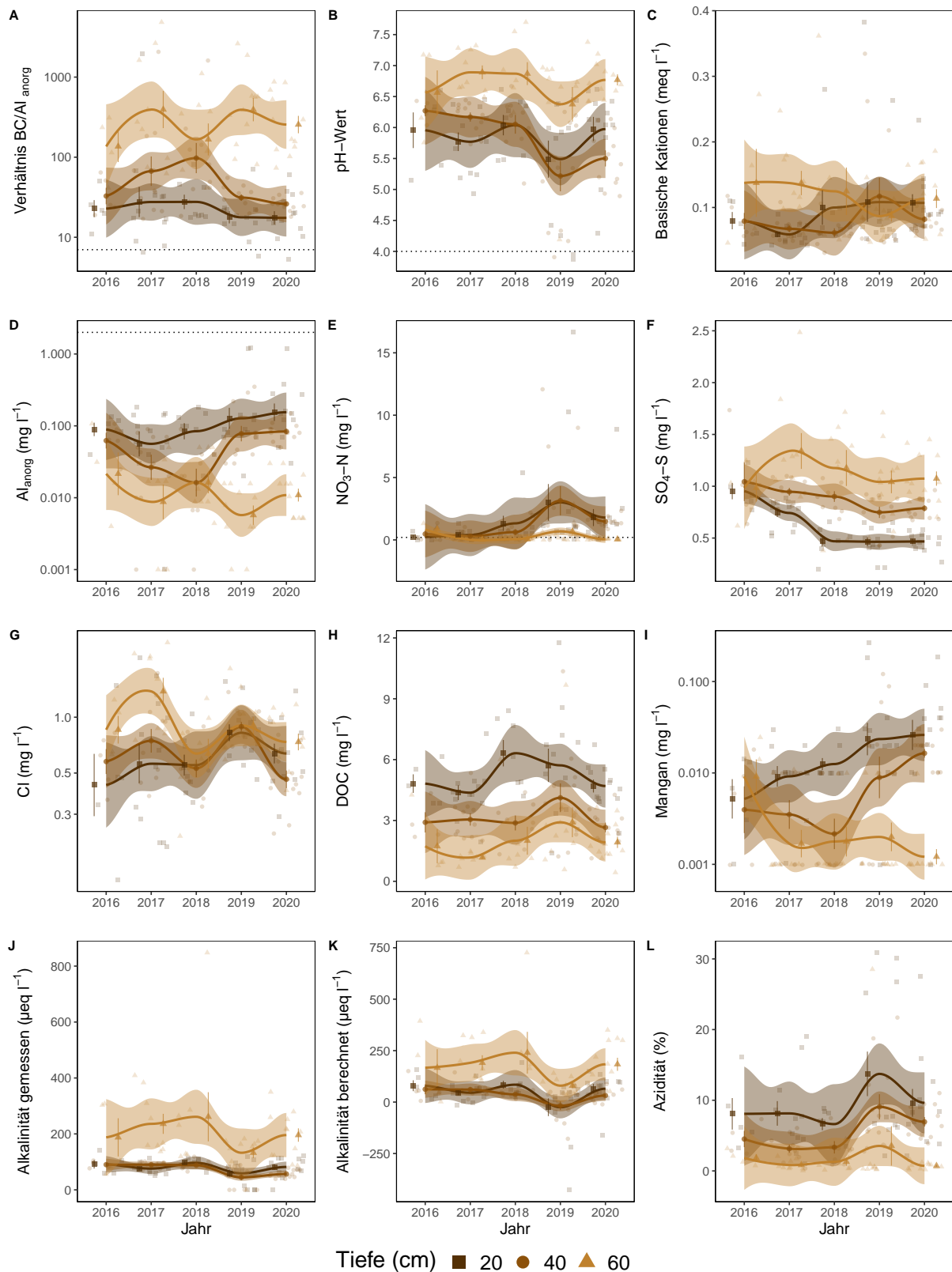


Abb. 127. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Wangen (SZ) Buchen. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

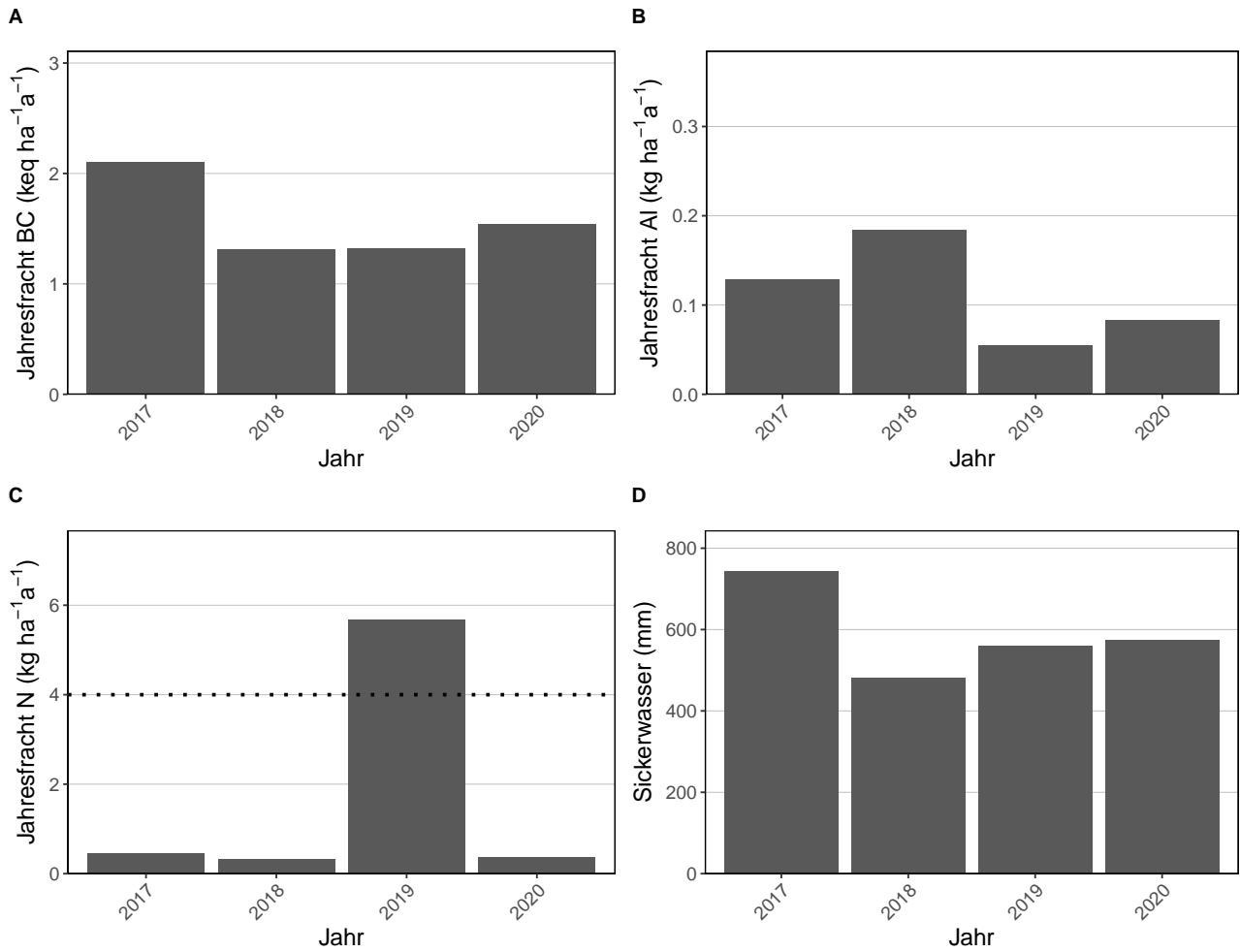


Abb. 128. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Wangen (SZ) Buchen in 60 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.42 Wengernalp (BE) Fichten

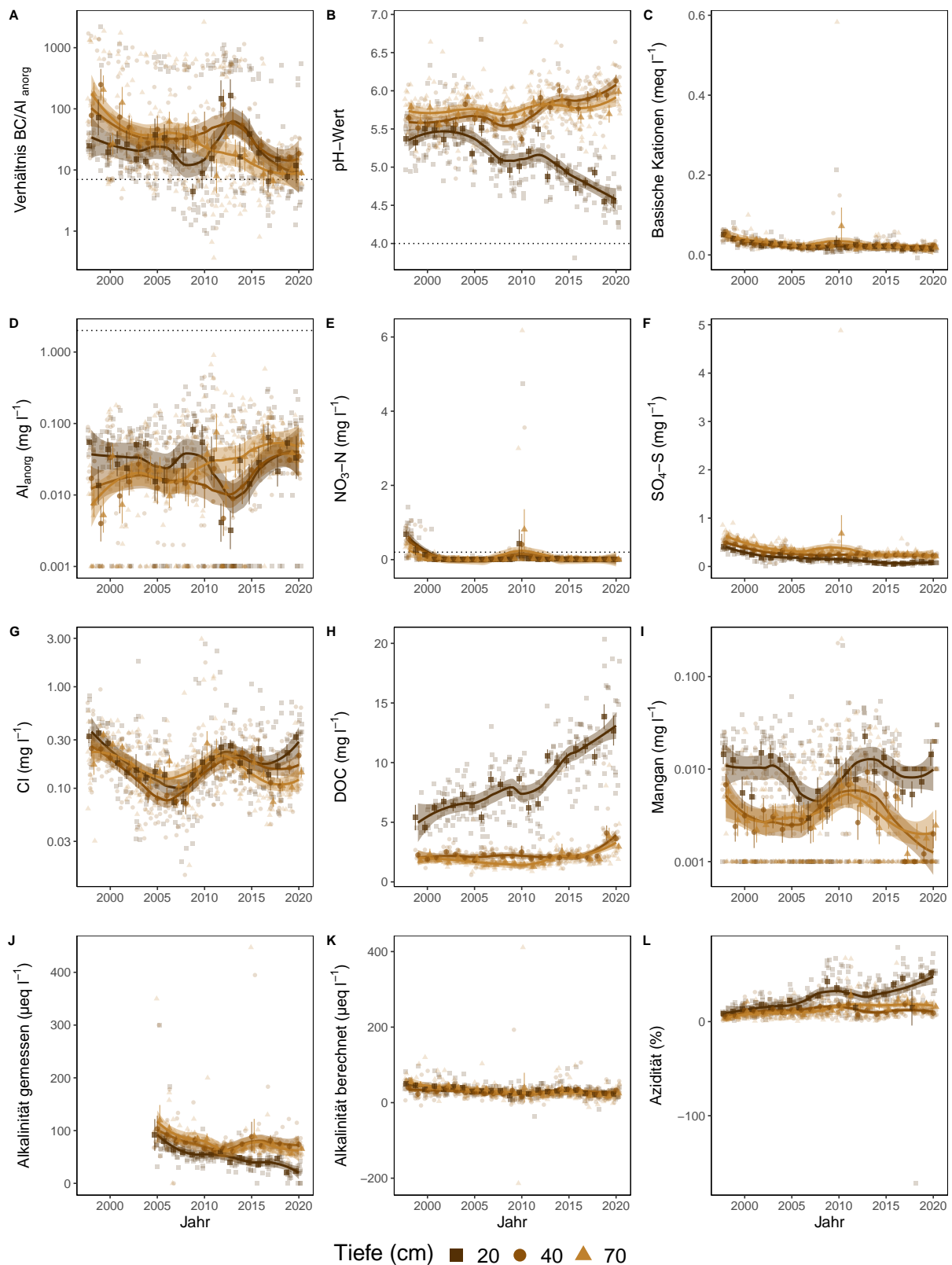


Abb. 129. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Wengernalp (BE) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

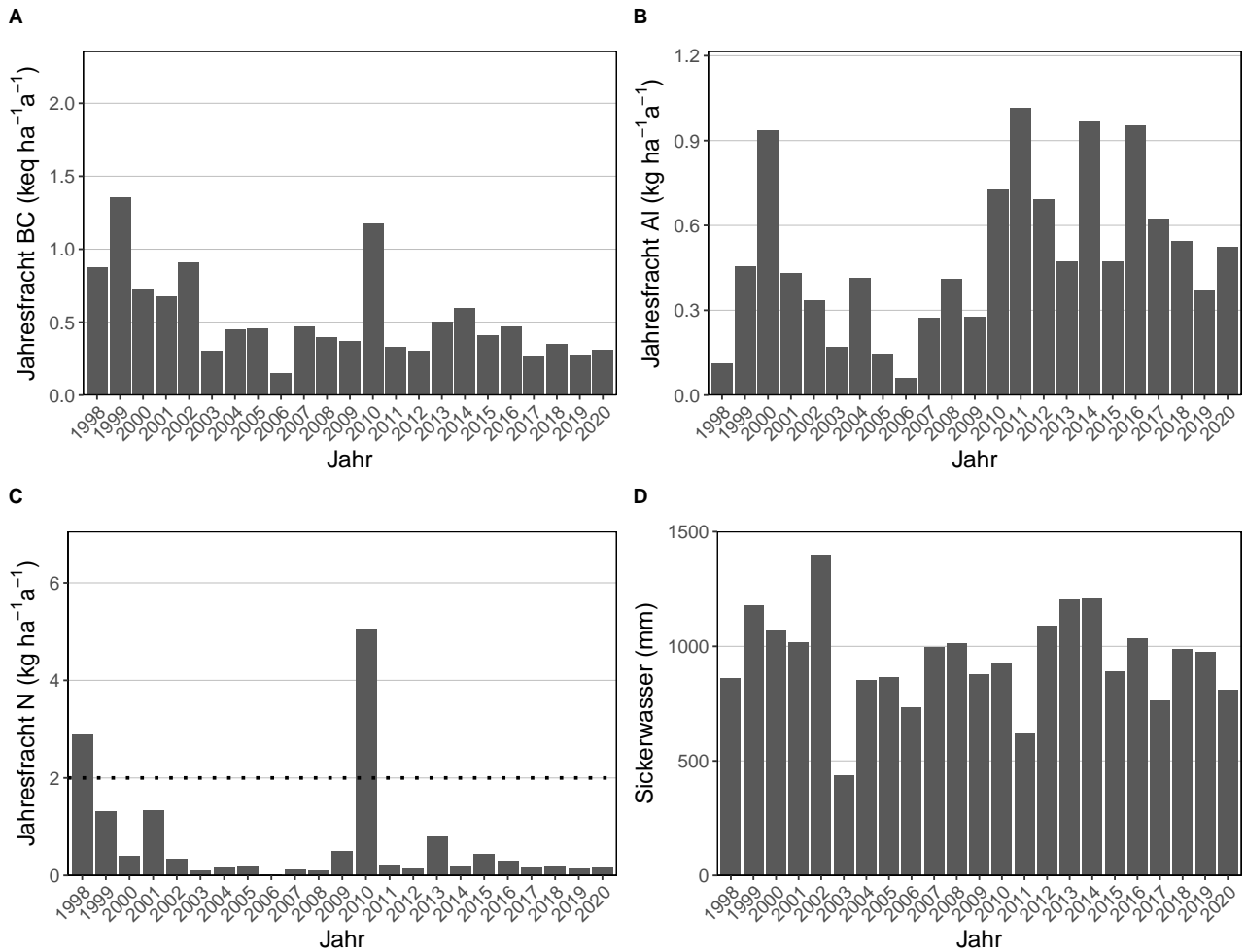


Abb. 130. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Wengernalp (BE) Fichten in 70 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.43 Winterthur (ZH) Fichten

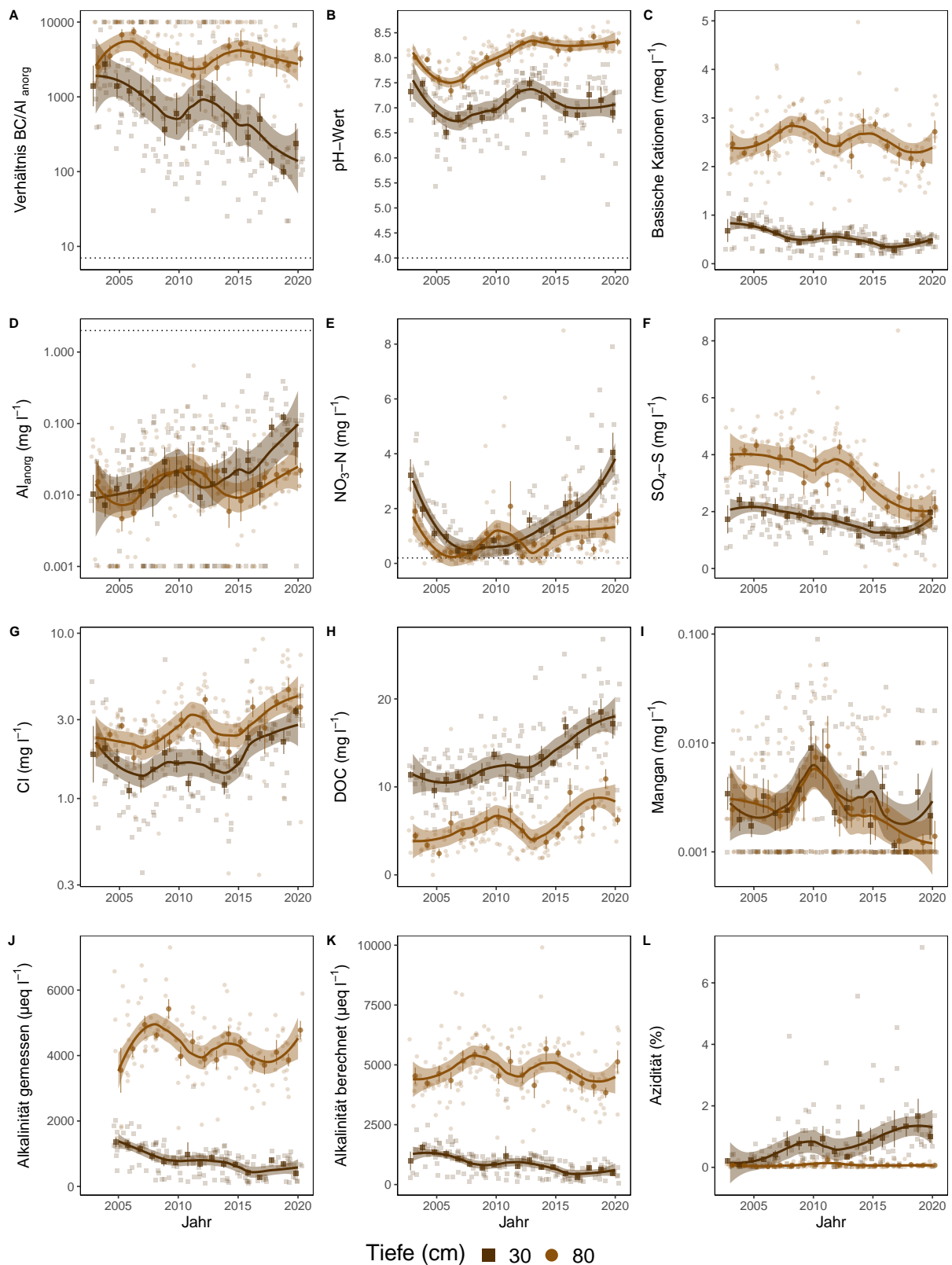


Abb. 131. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Winterthur (ZH) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

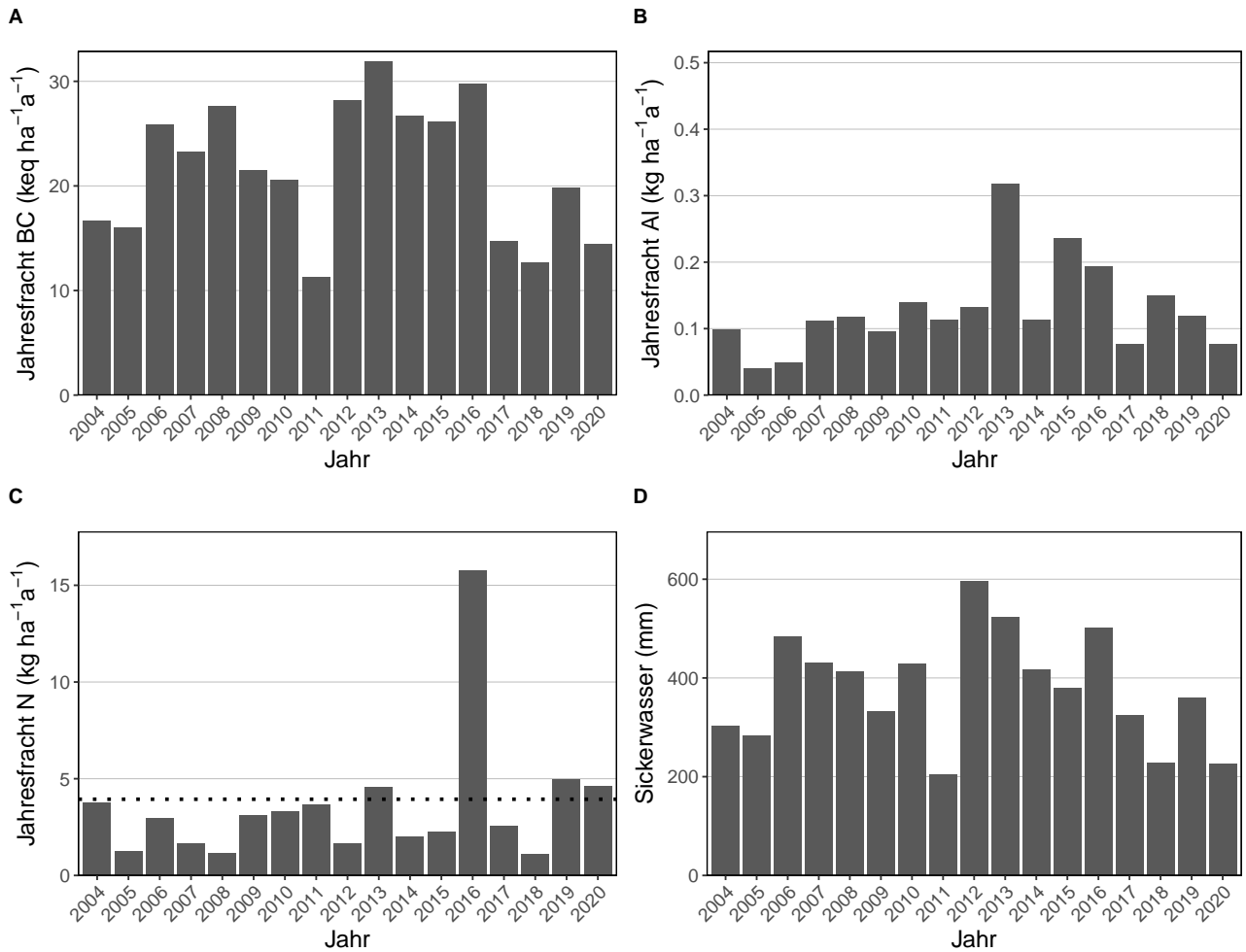


Abb. 132. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Winterthur (ZH) Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.44 Zofingen (AG) Mischbestand Buchen & Fichten

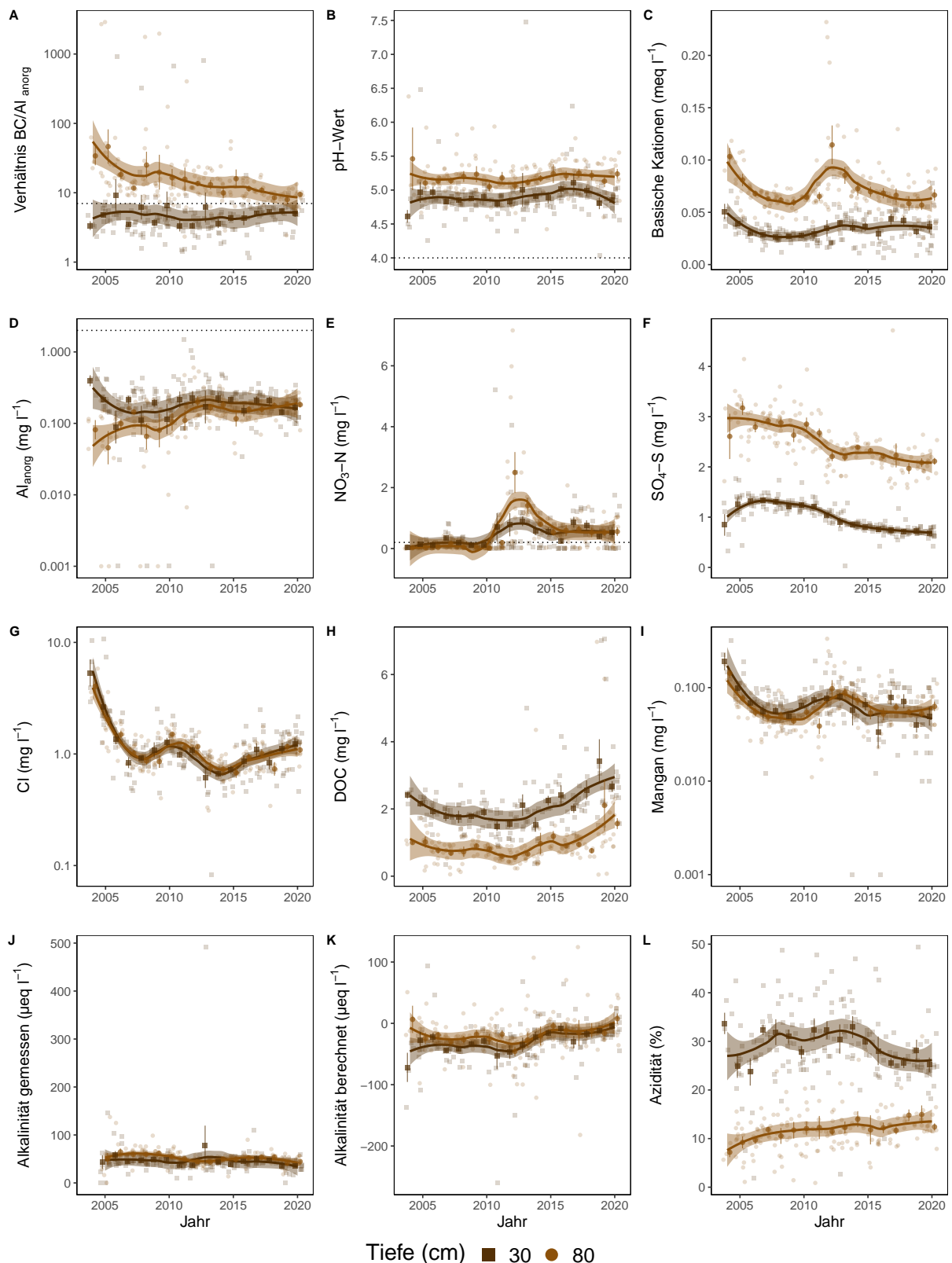


Abb. 133. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Zofingen (AG) Mischbestand Buchen & Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

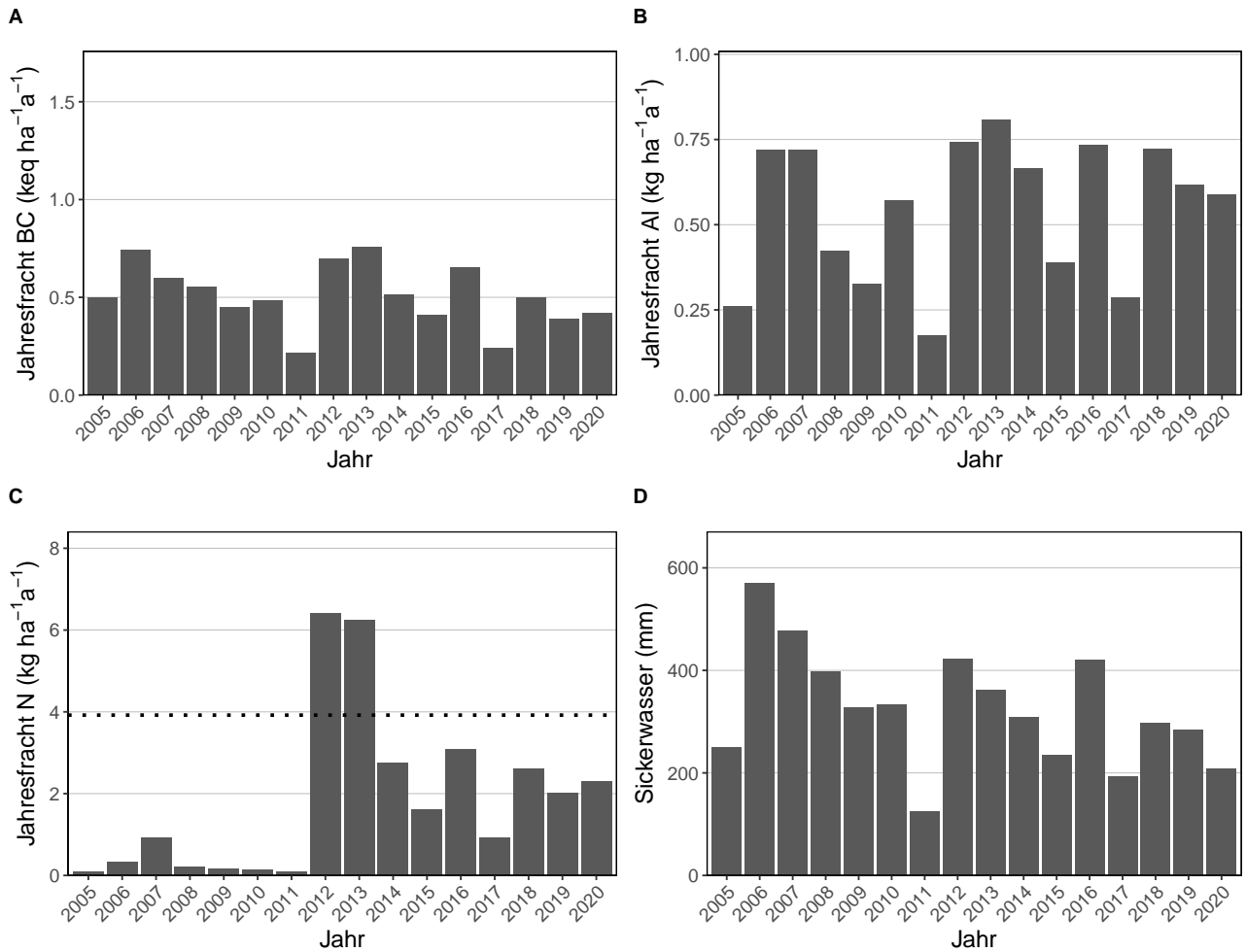


Abb. 134. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Zofingen (AG) Mischbestand Buchen & Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.45 Zugerberg Hintergeissboden (ZG) Mischbestand Buchen & Fichten

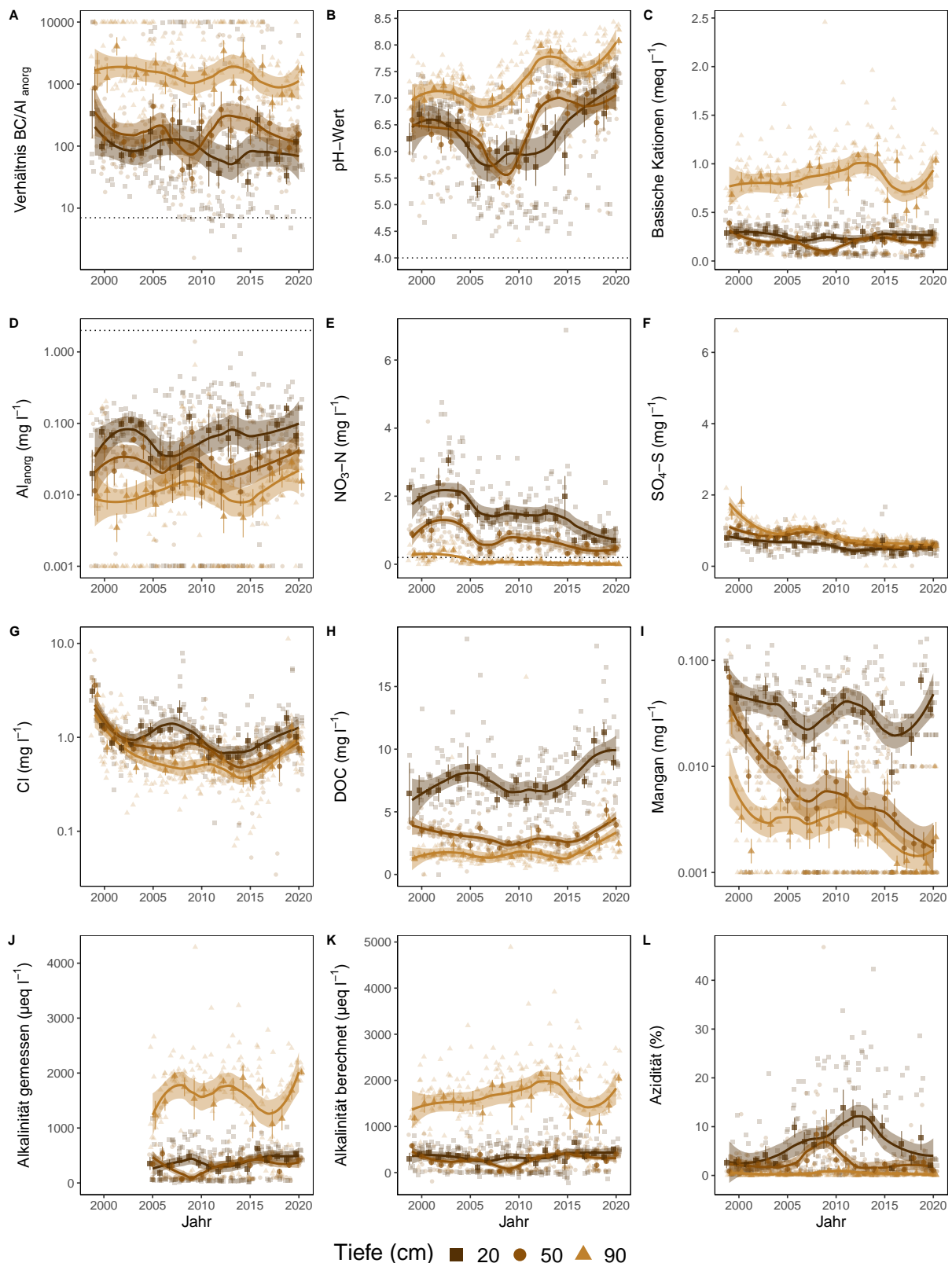


Abb. 135. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Zugerberg Hintergeissboden (ZG) Mischbestand Buchen & Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

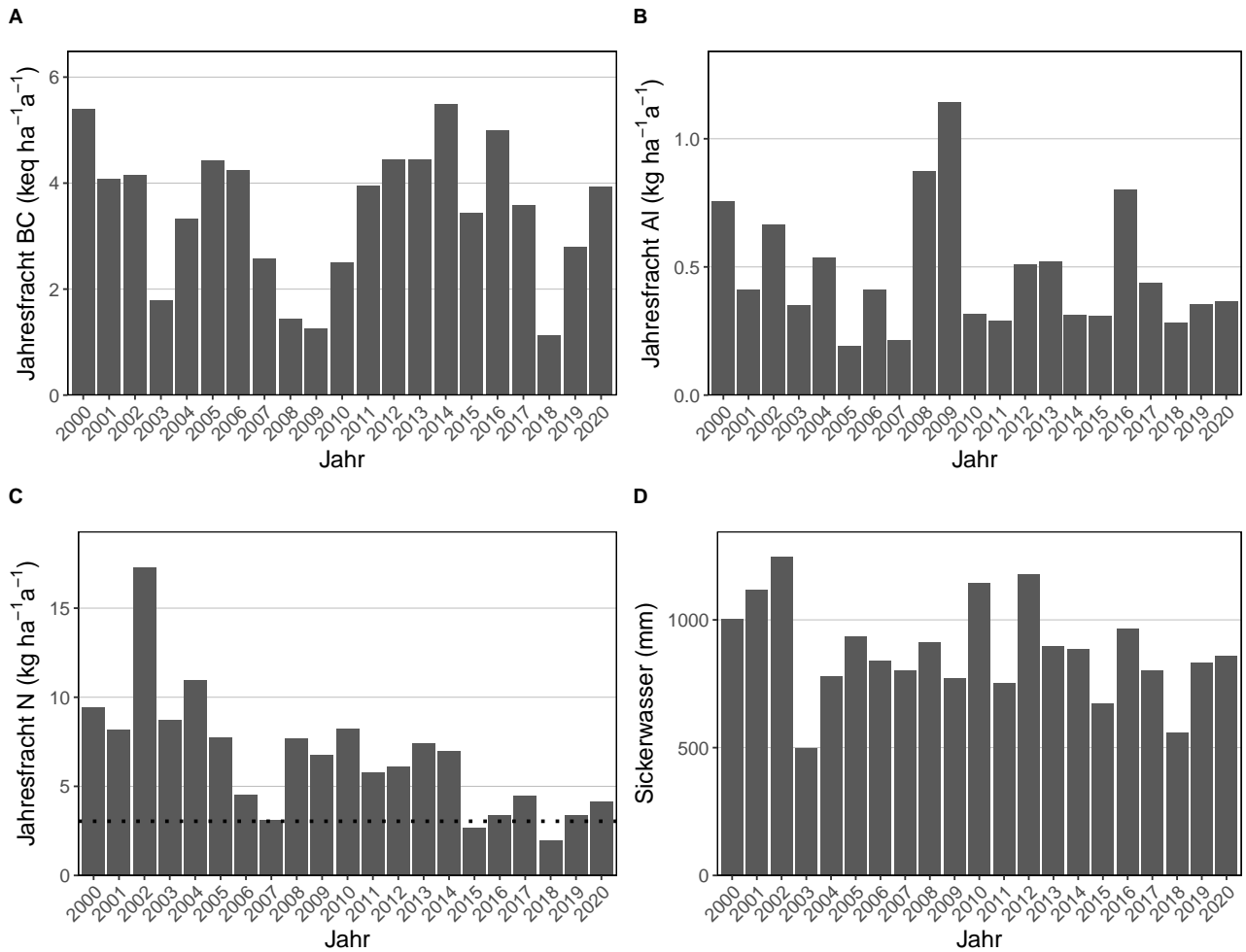


Abb. 136. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Zugerberg Hintergeissboden (ZG) Mischbestand Buchen & Fichten in 90 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4\text{-}2\text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.46 Zugerberg Vordergeissboden (ZG) Fichten

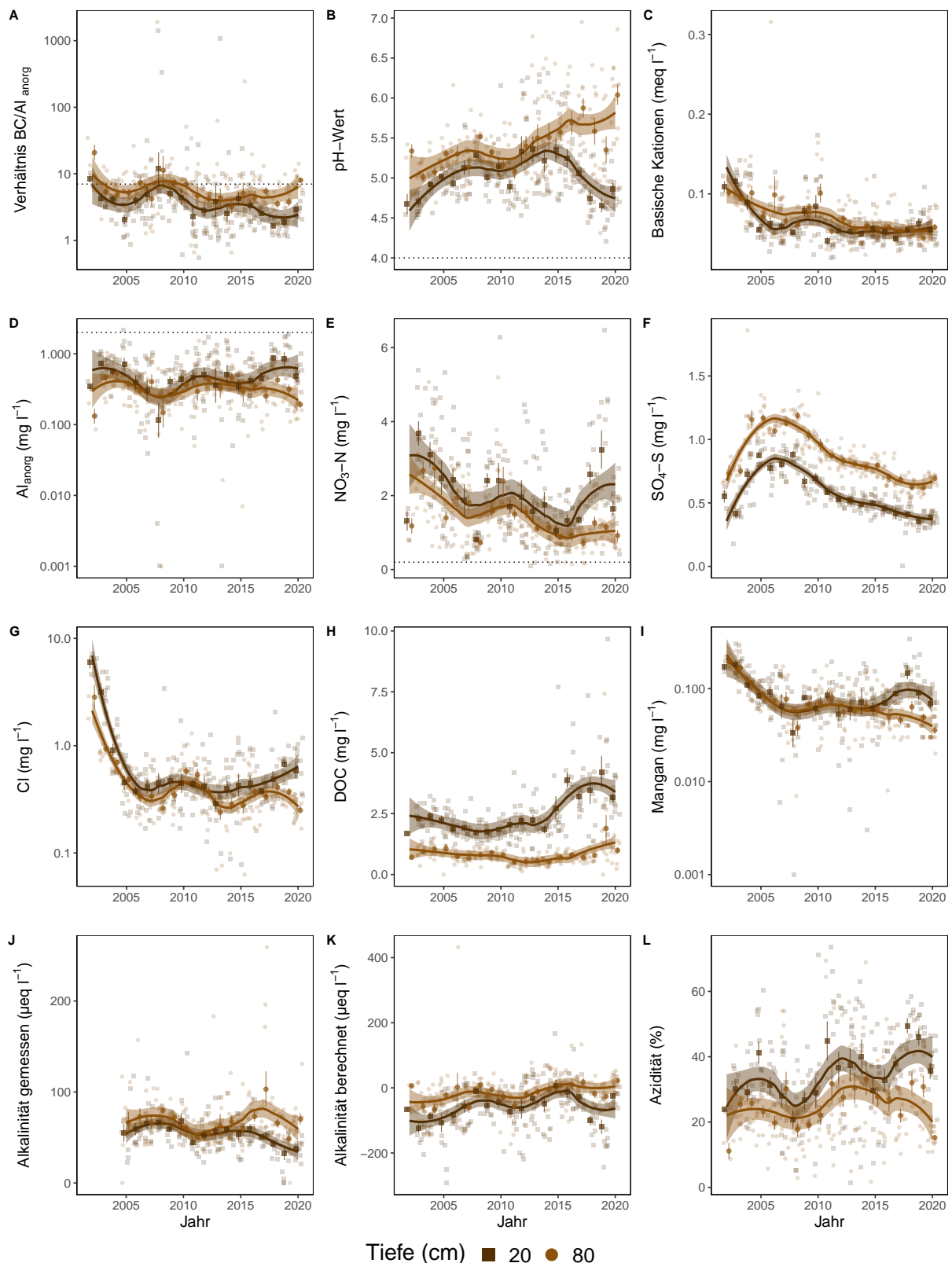


Abb. 137. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Zugerberg Vordergeissboden (ZG) Fichten. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

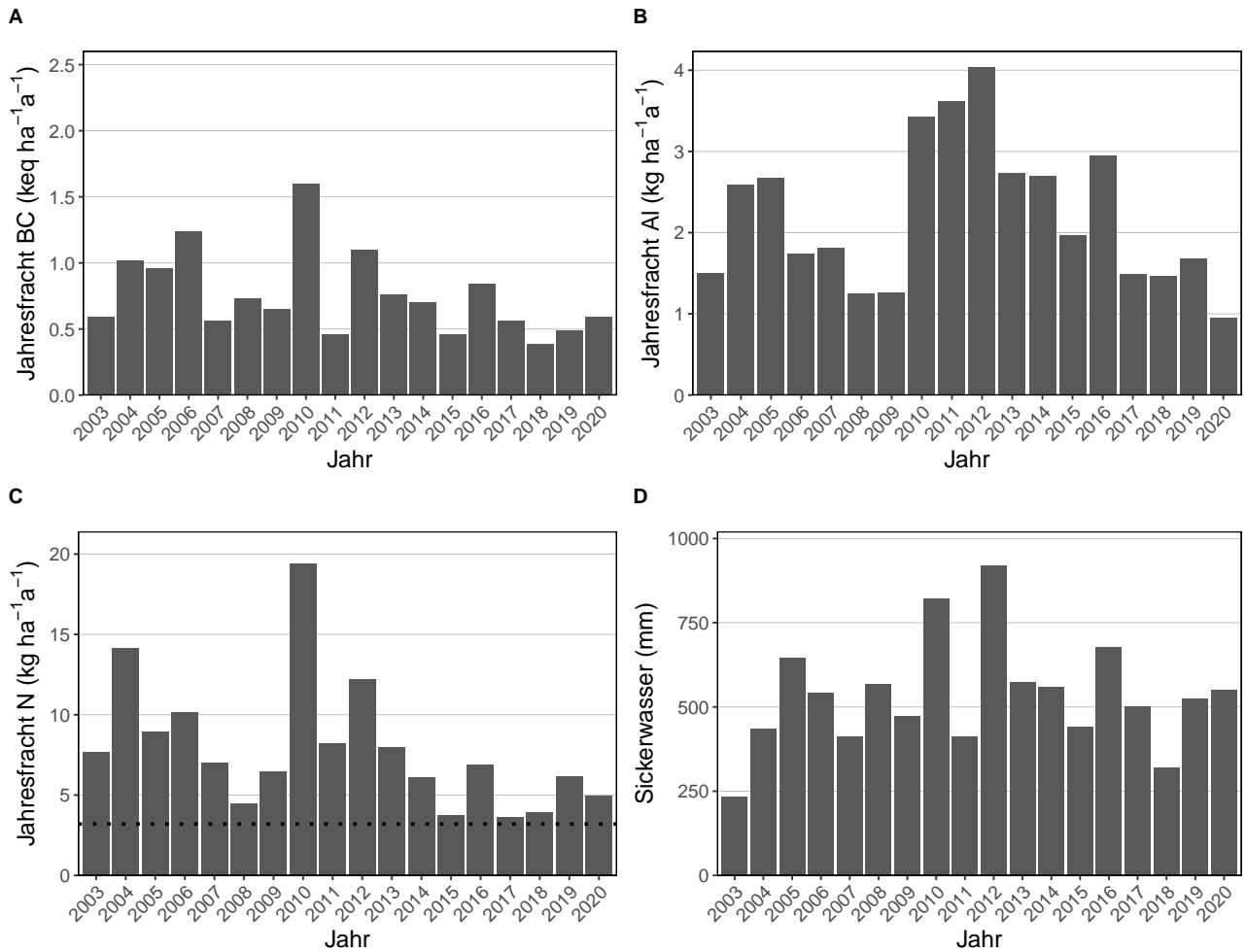


Abb. 138. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Zugerberg Vordergeißboden (ZG) Fichten in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.47 Zugerberg (ZG) N-Versuch Kontrolle

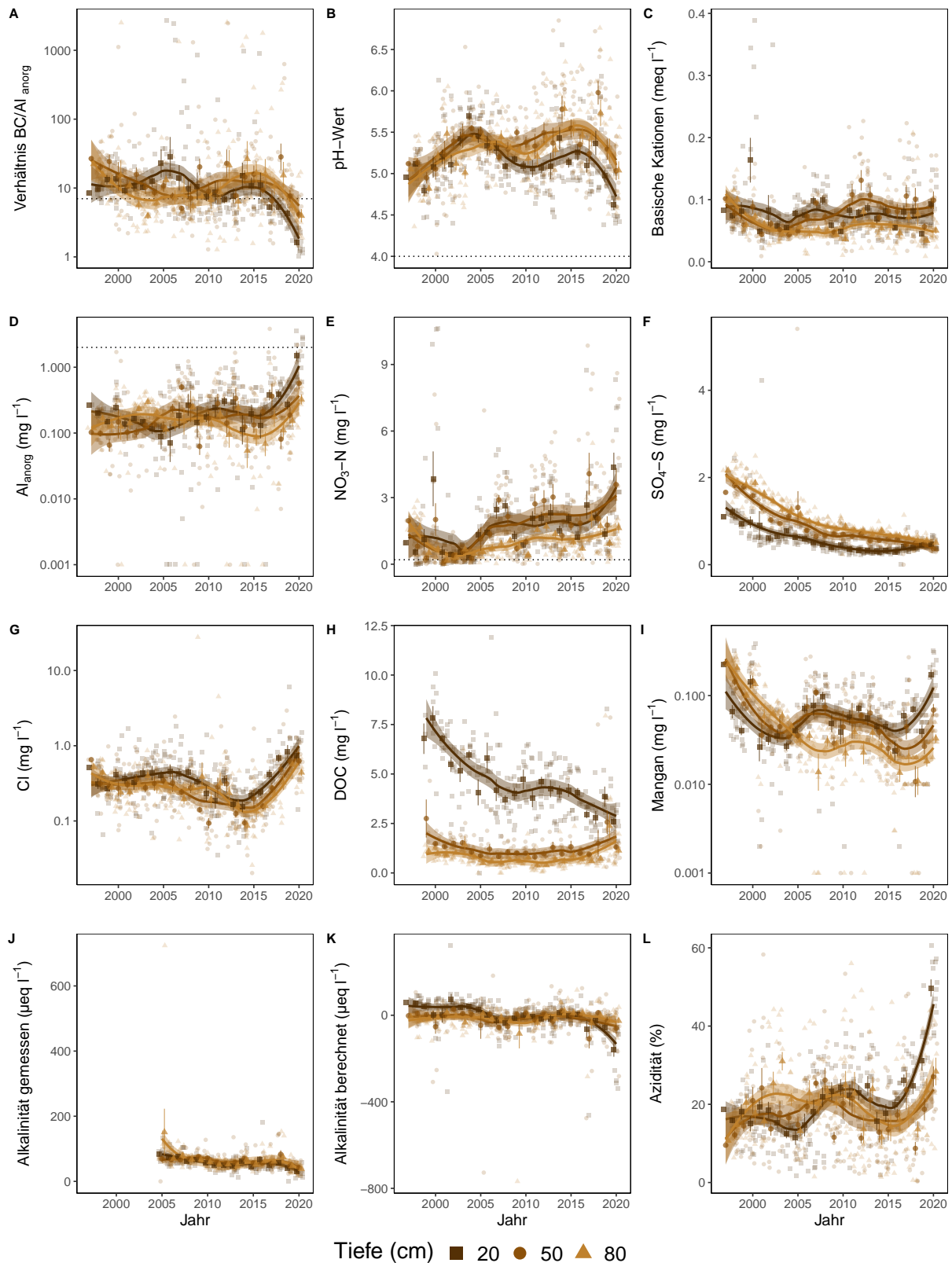


Abb. 139. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Zugerberg (ZG) N-Versuch Kontrolle. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

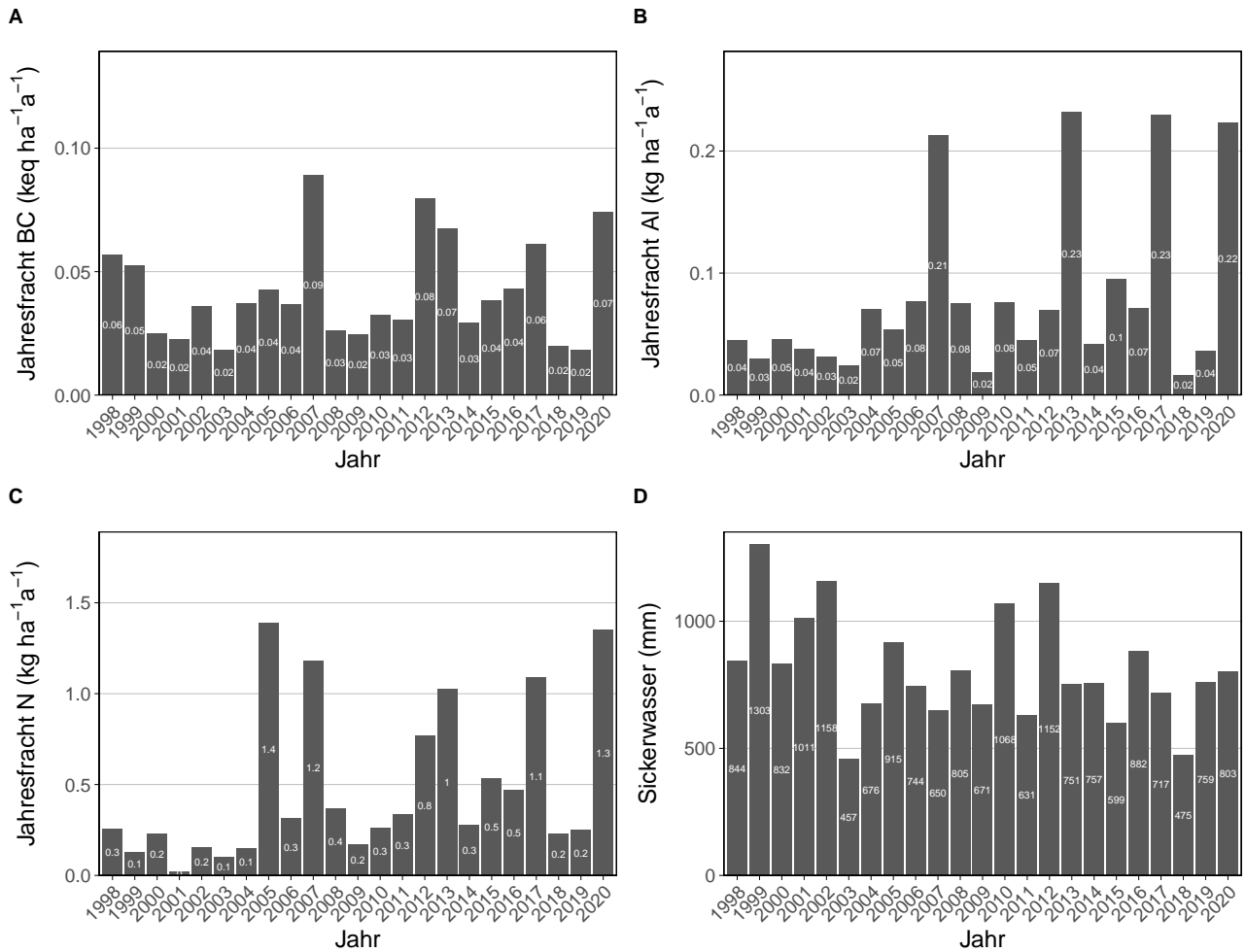


Abb. 140. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Zugerberg (ZG) N-Versuch Kontrolle in 80 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.48 Zugerberg (ZG) N-Versuch

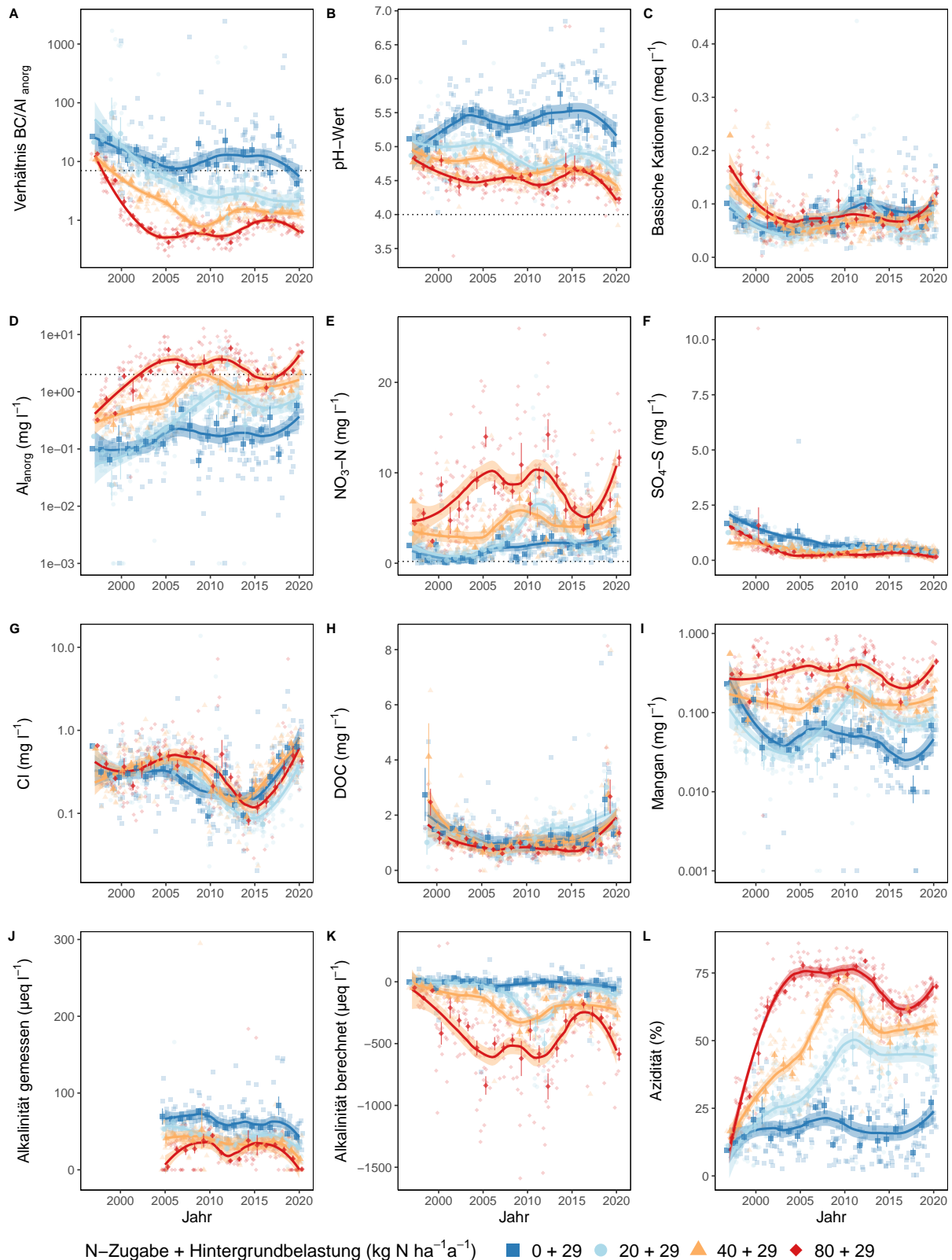


Abb. 141. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Zugerberg (ZG) N-Versuch in 50 cm Tiefe. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(BC/Al)_{crit} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt.

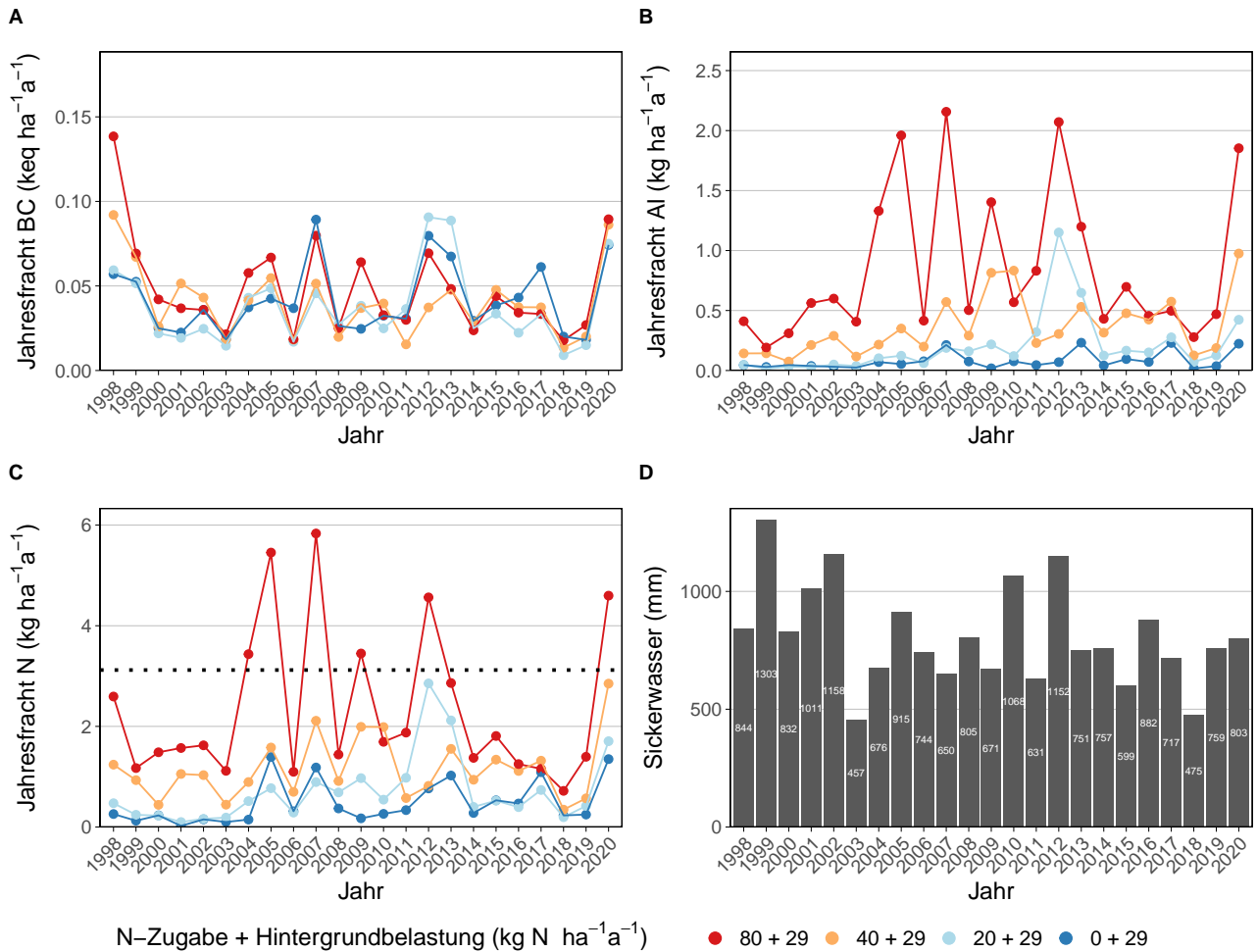


Abb. 142. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Zugerberg (ZG) N-Versuch in 50 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

5.49 Zugerberg (ZG) N-Versuch Regeneration

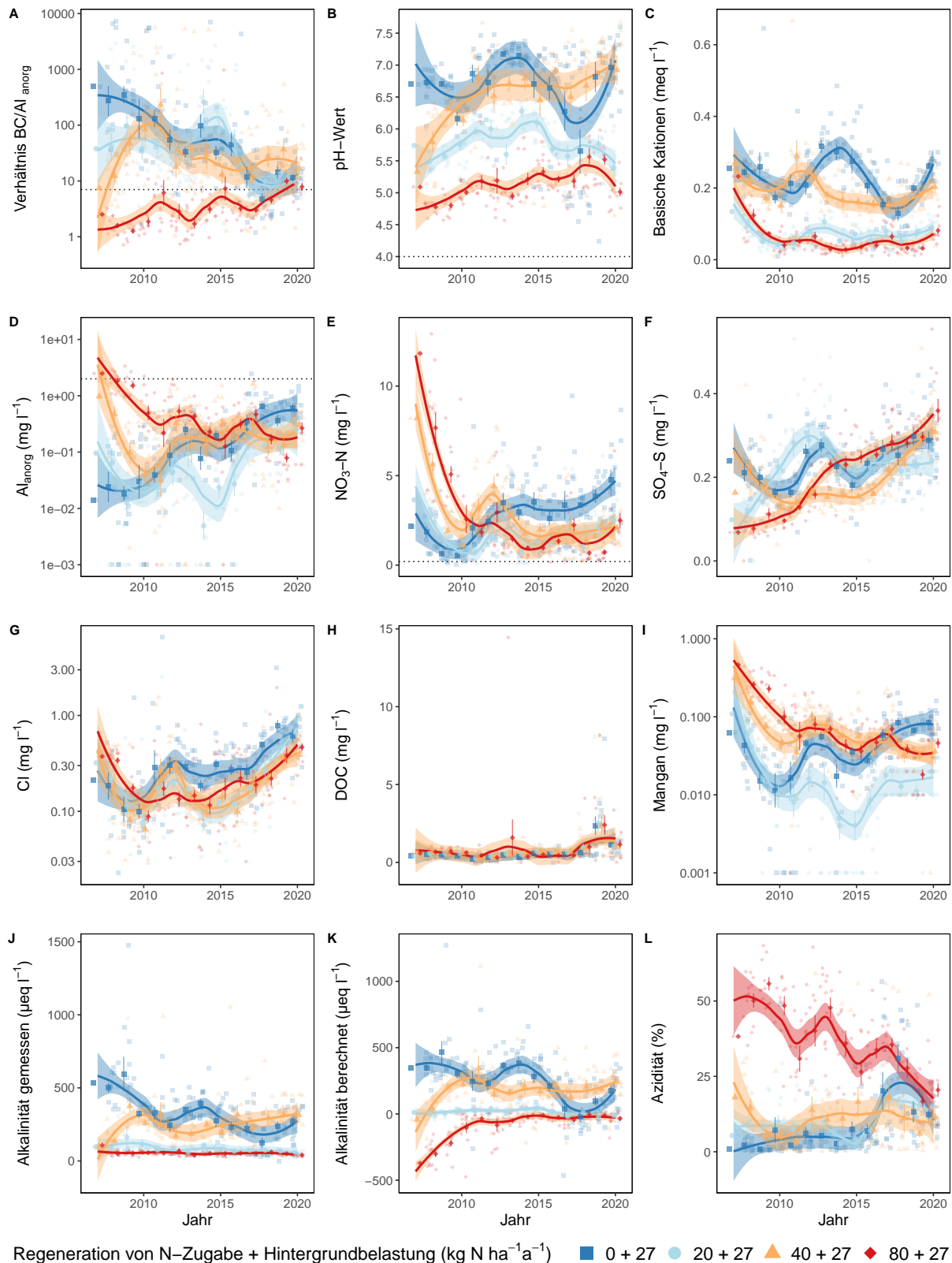


Abb. 143. Entwicklungen in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Zugerberg (ZG) N-Versuch Regeneration in 50 cm Tiefe. **A)** BC/Al-Verhältnis mit Grenzwert als Punktlinie ($(\text{BC}/\text{Al})_{\text{crit}} \leq 7$), **B)** pH-Wert mit Grenzwert ≤ 4 , **C)** basische Kationen (BC), **D)** Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration $\geq 2 \text{ mg l}^{-1}$, **E)** Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen $\geq 0.2 \text{ mg l}^{-1}$, **F)** Sulfatschwefel, **G)** Chloridkonzentration, **H)** gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), **I)** Mangankonzentration, **J)** gemessene Alkalinität, **K)** berechnete Alkalinität (ANC) **L)** Azidität. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Der zeitliche Trend ist mit einer local polynomial regression fitting (Loess, $\alpha=0.5$) Funktion dargestellt. Die Linie symbolisiert der Start der Regeneration ab 2008.

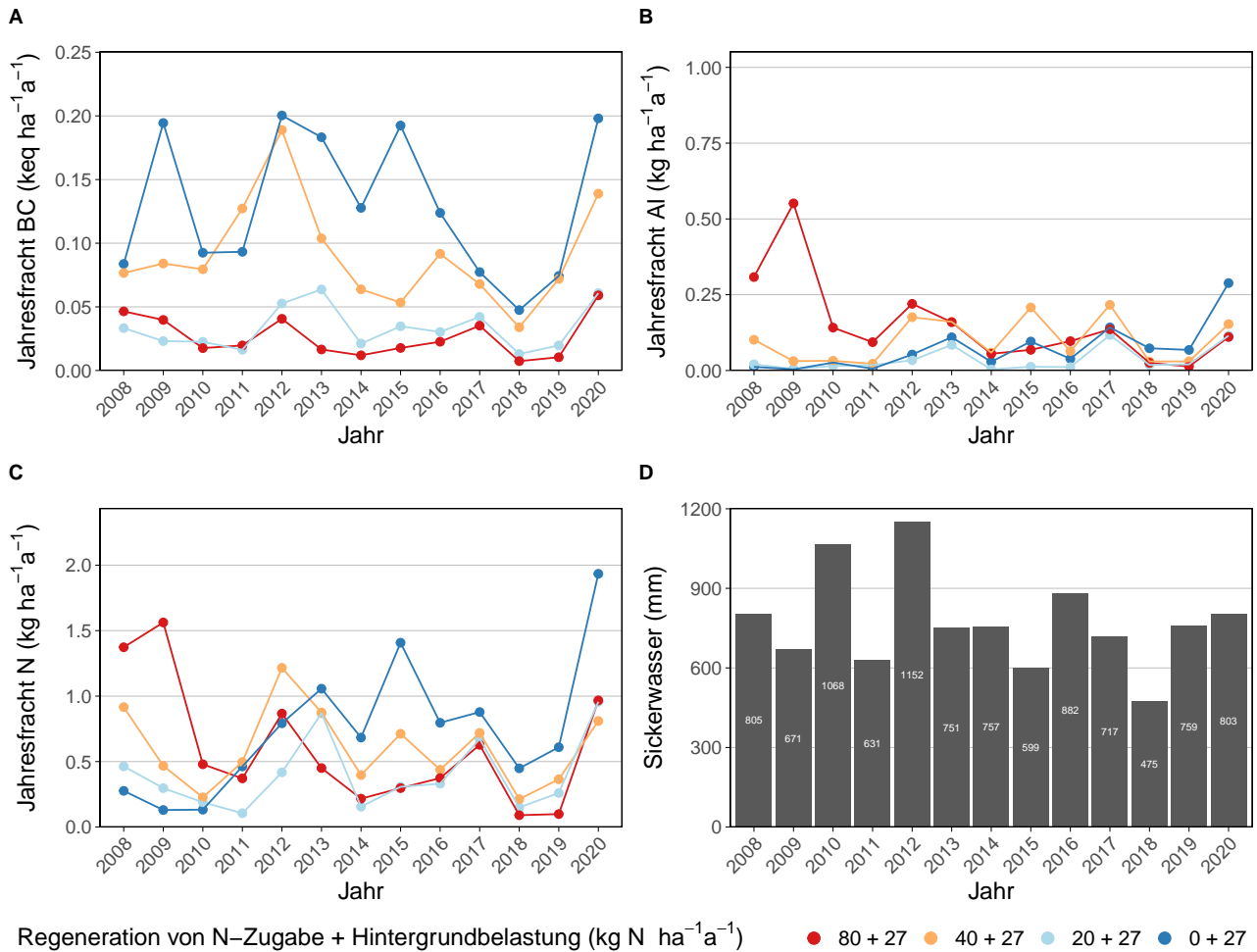


Abb. 144. Jährliche Frachten in der Bodenlösung der Beobachtungsfläche Zugerberg (ZG) N-Versuch Regeneration in 50 cm Tiefe. **A)** basische Kationen **B)** Aluminium, **C)** N-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie ($\leq 500\text{m}=4$, $\geq 1500\text{m}=2$, dazwischen mit linearem Gradienten von $4-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, **D)** Sickerwassermenge.

6 | Appendix

6.1 Statistik

Alle Analysen und Grafiken wurden mit dem Statistikprogramm "R" Version 4.0.3 (RCore Team 2021) erstellt. Für alle linearen (LM) und gemischt linearen Modelle (LMEM) wurden die Modellannahmen (iid) geprüft nach Korner-Nievergelt et al. (2015). Für die LMEM wurden zusätzlich noch overdispersion und spatial autocorrelation getestet. Die Signifikanz wurde nach der Bayesian Theorie abgeschätzt als mittlerer Effekt (Mean) der Bayesian posterior distribution mit flat priors und den Vertrauensbereichen (VI) (2.5% und 97.5% Quantile) nach Korner-Nievergelt et al. (2015). Von einem statistisch signifikanten Effekt wird ausgegangen, wenn die 95% VI Null nicht über-

schreiten (vgl. Amrhein et al. 2017). Die Effektstärke kann im Mean der Bayesian posterior distribution direkt abgeschätzt werden. Die erklärte Varianz für die LMEM wurden nach (Nakagawa und Schielzeth 2013) berechnet, resultierend in Psuedo-R² Werten der erklärenden Variablen R²_M (marginal) und inklusive des random effects R²_C (conditional). Unterschiede innerhalb der Jahresperioden (Abb. 13) wurden mit estimated marginal means (EMM) (Lenth 2020) und compact letter display of pair-wise comparison (Hothorn et al. 2008) unter Berücksichtigung eines Signifikanzlevels von alpha=0.01 dargestellt.

6.2 Tabellen

Tab. A1. Anzahl der Untersuchungsstandorten mit Grenzwertüberschreitungen. Die Anzahl der Überschreitungen von Grenzwerten ist in der Tab. 6 ersichtlich.

Indikatoren	1997-2000	(%)	2001-2005	(%)	2006-2010	(%)	2011-2015	(%)	2016-2020	(%)	1997-2020	(%)	Referenz
BC/Al_{anorg}													
<1	1	6.2	3	9.4	9	23.7	11	28.9	9	19.6	15	32.6	CLRTAP (2004b)
<7	10	62.5	22	68.8	30	78.9	31	81.6	34	73.9	36	78.3	CLRTAP (2004b)
<10	10	62.5	24	75	32	84.2	33	86.8	35	76.1	38	82.6	CLRTAP (2004b)
>10	16	100	31	96.9	37	97.4	37	97.4	43	93.5	45	97.8	CLRTAP (2004b)
pH-Wert													
<4	-	-	4	12.5	4	10.5	5	13.2	8	17.4	13	28.3	CLRTAP (2004b)
>4	16	100	32	100	38	100	38	100	46	100	46	100	CLRTAP (2004b)
Al_{anorg}													
>2	4	25	11	34.4	9	23.7	9	23.7	16	34.8	20	43.5	CLRTAP (2004b)
<2	16	100	32	100	38	100	38	100	46	100	46	100	CLRTAP (2004b)
>0.2	11	68.8	26	81.2	37	97.4	38	100	41	89.1	46	100	Hettelingh und de Vries (1992)
<0.2	14	87.5	30	93.8	37	97.4	35	92.1	44	95.7	45	97.8	Hettelingh und de Vries (1992)
Alkalinität													
<-500	5	31.2	11	34.4	16	42.1	4	10.5	9	19.6	20	43.5	Block et al. (2000)
-500-0	14	87.5	26	81.2	35	92.1	31	81.6	39	84.8	42	91.3	Block et al. (2000)
0-100	14	87.5	27	84.4	34	89.5	35	92.1	41	89.1	44	95.7	Block et al. (2000)
100-200	12	75	21	65.6	25	65.8	24	63.2	34	73.9	42	91.3	Block et al. (2000)
>200	8	50	16	50	19	50	19	50	30	65.2	37	80.4	Block et al. (2000)
<-300	7	43.8	13	40.6	20	52.6	11	28.9	14	30.4	27	58.7	CLRTAP (2004b)
>-300	16	100	32	100	38	100	38	100	46	100	46	100	CLRTAP (2004b)
N_{anorg}													
≥0.2	15	93.8	30	93.8	38	100	37	97.4	45	97.8	46	100	CLRTAP (2004b)
≥0.4	15	93.8	27	84.4	36	94.7	36	94.7	42	91.3	46	100	CLRTAP (2004b)
NO₃⁻													
<5.6	15	93.8	31	96.9	37	97.4	37	97.4	46	100	46	100	GSchV (1998)
>5.6	10	62.5	20	62.5	20	52.6	21	55.3	26	56.5	36	78.3	GSchV (1998)

Tab. A2. LMEM: Beziehung BC/Al_{Anorg} und pH-Wert der Bodenfestphase über alle Standorte. **A)** LMEM: $lmer(\log_{10}(BCAL) \sim PHC40.l + PHC40.q + (1 | Tiefe / sites))$. PHC40.l: pH-Wert (CaCl₂) der Bodenfestphase (0-40cm) orthogonal linear trend, PHC40.q: pH-Wert (CaCl₂) der Bodenfestphase (0-40cm) orthogonal quadratic trend. Unabhängig von der Lysimetertiefe (Tiefe) und des Untersuchungsstandortes (sites). Anzahl Messungen: n=18200. **B)** LMEM $lmer(\log_{10}(BCAL) \sim BS40.l + BS40.q + (1 | Tiefe / sites))$. BS40.l: Basensättigung der Bodenfestphase (0-40cm) orthogonal linear trend, BS40.q: Basensättigung der Bodenfestphase (0-40cm) orthogonal quadratic trend. Mean: Mittlerer abgeschätzter Effekt der Bayesian posterior distribution mit Vertrauensbereich (2.5% und 97.5% Quantile) Korner-Nievergelt et al. (2015). Fett markierte Zahlen bedeuten signifikante erklärende Variablen, wenn die Vertrauensintervalle 0 nicht überschreiten. Die Effekte sind in Abb. 10 dargestellt.

A)				
Zielvariable	Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%
BC/Al _{Anorg}	(Intercept)	1.51	1.21	1.82
	PHC40.l	77.17	61.71	92.59
	PHC40.q	-27.42	-38.98	-15.71
B)				
Zielvariable	Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%
BC/Al _{Anorg}	(Intercept)	1.47	1.20	1.75
	BS40.l	93.80	82.36	105.79
	BS40.q	-29.86	-43.17	-16.44

Tab. A3. LMEM: Veränderung des BC/Al-Verhältnis nach Jahresperioden und anderen Einflussfaktoren. LMEM: $lmer(\log_{10}(BCAL) \sim Jahresklassen + Tiefestufen + BS + Baumarten + (1 | sites))$. Die Effekte der Jahresklassen sind in Abb. 13 dargestellt. Die EMMs (estimated marginal means) bezeichnen die Unterschiede in den Jahresperioden mit Buchstaben, bei einem Signifikanzlevel alpha=0.01. R^2_M fixed effects = 0.50, R^2_C total = 0.61.

Zielvariable	Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%	EMM
BC/Al	(Intercept)	0.42	0.10	0.75	
	2001-2005	-0.17	-0.22	-0.13	a
	2006-2010	-0.21	-0.26	-0.17	b
	2011-2015	-0.25	-0.29	-0.21	bc
	2016-2020	-0.40	-0.44	-0.35	c
	Tiefe 30-60 cm	0.12	0.10	0.15	d
	Tiefe >60 cm	0.80	0.78	0.82	
	Basensättigung	0.03	0.02	0.03	
	Mischbestand	0.19	-0.21	0.61	
	Fichten	0.15	-0.17	0.46	

Tab. A4. LMEM: Zeitliche Veränderung des BC/Al_{Anorg} über alle Standorte. LMEM: $lmer(\log_{10}(BCAL) \sim ns(Jahr, df=4) + BS + (1 | sites))$. Der nicht lineare Effekt über die Jahre wurde mit natural cubic splines (Perperoglou et al. 2019) mit $df=4$ modelliert, BS: Basensättigung im Oberboden 0-40cm gemittelt. Mit den Untersuchungsstandorten (sites) als random effect. Anzahl der Untersuchungsflächen für **A)** 46 (0-30cm = 41, 30-60cm = 27, >60cm = 38), **B)** LMEM Fichten = 21 (0-30cm = 14, 30-60cm = 18, >60cm = 18), **C)** LMEM Buchen = 17 (0-30cm = 15, 30-60cm = 7, >60cm = 13), **D)** LMEM Buchen & Fichten Mischbestand = 8 (0-30cm = 8, 30-60cm = 6, >60cm = 7). Anzahl Messungen **A)** 18714 (0-30cm = 7081, 30-60cm = 4740 >60cm = 6893), **B)** LMEM Fichten = 9077 (0-30cm = 3149, 30-60cm = 2549, >60cm = 3379), **C)** LMEM Buchen = 4426 (0-30cm = 1850, 30-60cm = 756, >60cm = 1820), **D)** Buchen & Fichten Mischbestand = 4697 (0-30cm = 1893, 30-60cm = 1324, >60cm = 1480). Die Effekte sind in Abb. 14 dargestellt.

A) Alle Standorte		Alle Standorte			0-30cm			30-60cm			>60cm		
Zielvariable	Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
BC/Al _{Anorg}	(Intercept)	1.03	0.83	1.24	0.57	0.37	0.76	0.83	0.46	1.19	1.35	1.04	1.66
	Jahr ns=1	-0.28	-0.34	-0.22	-0.19	-0.28	-0.10	-0.17	-0.25	-0.09	-0.21	-0.31	-0.12
	Jahr ns=2	-0.34	-0.40	-0.28	-0.27	-0.35	-0.20	-0.38	-0.47	-0.30	-0.30	-0.39	-0.21
	Jahr ns=3	-0.84	-0.98	-0.69	-0.60	-0.80	-0.40	-0.99	-1.18	-0.80	-0.60	-0.81	-0.39
	Jahr ns=4	-0.33	-0.37	-0.29	-0.43	-0.48	-0.37	-0.16	-0.23	-0.10	-0.18	-0.24	-0.11
	BS	0.02	0.02	0.03	0.02	0.02	0.03	0.03	0.02	0.04	0.02	0.02	0.03
	R ² _M	0.39			0.59			0.31			0.37		
	R ² _C	0.56			0.71			0.70			0.69		
B) Fichte		Fichte			Fichte 0-30cm			Fichte 30-60cm			Fichte >60cm		
Zielvariable	Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
BC/Al _{Anorg}	(Intercept)	0.92	0.61	1.25	0.50	0.24	0.75	0.51	0.14	0.89	1.22	0.78	1.67
	Jahr ns=1	-0.28	-0.37	-0.20	-0.21	-0.32	-0.09	-0.14	-0.25	-0.03	-0.29	-0.42	-0.16
	Jahr ns=2	-0.32	-0.40	-0.25	-0.24	-0.35	-0.14	-0.27	-0.38	-0.16	-0.36	-0.49	-0.24
	Jahr ns=3	-0.78	-0.97	-0.58	-0.57	-0.85	-0.30	-0.90	-1.16	-0.63	-0.62	-0.92	-0.33
	Jahr ns=4	-0.31	-0.37	-0.25	-0.45	-0.53	-0.37	-0.16	-0.24	-0.07	-0.16	-0.25	-0.07
	BS	0.03	0.02	0.03	0.03	0.02	0.03	0.04	0.03	0.05	0.03	0.02	0.04
	R ² _M	0.41			0.58			0.57			0.42		
	R ² _C	0.59			0.70			0.75			0.72		
C) Buche		Buche			Buche 0-30cm			Buche 30-60cm			Buche >60cm		
Zielvariable	Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
BC/Al _{Anorg}	(Intercept)	1.38	0.98	1.78	0.74	0.30	1.16	1.43	0.62	2.25	1.33	0.73	1.95
	Jahr ns=1	-0.65	-0.81	-0.50	-0.41	-0.58	-0.25	-0.58	-0.82	-0.34	-0.10	-0.26	0.06
	Jahr ns=2	-0.60	-0.74	-0.44	-0.42	-0.58	-0.27	-0.57	-0.80	-0.34	-0.17	-0.33	-0.01
	Jahr ns=3	-1.39	-1.75	-1.03	-0.93	-1.32	-0.55	-1.37	-1.91	-0.84	-0.12	-0.49	0.26
	Jahr ns=4	-0.43	-0.52	-0.34	-0.44	-0.55	-0.34	-0.31	-0.47	-0.16	-0.15	-0.26	-0.04
	BS	0.02	0.01	0.03	0.02	0.02	0.03	0.01	-0.00	0.03	0.02	0.01	0.03
	R ² _M	0.37			0.53			0.15			0.36		
	R ² _C	0.52			0.70			0.61			0.72		
D) Mischbestand		Mischbestand			Mischbestand 0-30cm			Mischbestand 30-60cm			Mischbestand >60cm		
Zielvariable	Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
BC/Al _{Anorg}	(Intercept)	1.09	0.68	1.49	0.72	0.39	1.05	0.74	0.01	1.46	1.21	0.20	2.23
	Jahr ns=1	-0.13	-0.24	-0.03	-0.09	-0.24	0.07	-0.17	-0.32	-0.03	-0.10	-0.27	0.06
	Jahr ns=2	-0.26	-0.36	-0.17	-0.32	-0.47	-0.17	-0.38	-0.52	-0.23	-0.23	-0.39	-0.06
	Jahr ns=3	-1.04	-1.30	-0.79	-1.01	-1.37	-0.65	-1.30	-1.64	-0.97	-0.94	-1.31	-0.56
	Jahr ns=4	-0.27	-0.35	-0.19	-0.30	-0.42	-0.19	-0.17	-0.29	-0.05	-0.23	-0.36	-0.09
	BS	0.02	0.01	0.03	0.03	0.02	0.03	0.04	0.01	0.06	0.04	-0.00	0.08
	R ² _M	0.38			0.65			0.33			0.25		
	R ² _C	0.52			0.71			0.60			0.63		

Tab. A5. Langjährige Medianwerte (2010-2020) der Bodenlösungen in der Fichtenfläche Scheidwald (BE) pro Lysimetertiefenstufe. Die Fläche wurde 2010 Unterteilt in SW und SWN (Scheidwald neu) auf Grund der Unterschiede in der Bodenchemie. Diese sind hier zusammengefasst. Δ : Prozentuale Abweichung SWN von SW, BC: Basische Kationen. Die jährlichen Verläufe und der zeitliche Trend der Bodenlösungen sind in Abb. 118 und Abb. 119 dargestellt.

Tiefe Lysimeter	20 cm	50 cm	80 cm	Median
pH SW	4.49	4.92	5.26	4.89
pH SWN	4.87	5.60	6.16	5.54
Δ PH (%)	7.80	12.14	14.61	11.52
BC/Al _{Anorg} SW	1.19	1.54	2.77	1.83
BC/Al _{Anorg} SWN	1.98	8.89	59.26	23.38
Δ BC/Al _{Anorg} (%)	66.17	478.07	2038.82	861.02
BC (meq ^{l-1}) SW	0.01	0.01	0.01	0.01
BC (meq ^{l-1}) SWN	0.01	0.01	0.02	0.02
Δ BC (%)	15.01	-9.52	28.52	11.34
Al _{Anorg} (mg ⁻¹) SW	0.30	0.25	0.13	0.23
Al _{Anorg} (mg ⁻¹) SWN	0.18	0.05	0.02	0.08
Δ Al _{Anorg} (%)	-54.99	-515.00	-1416.30	-662.09
NO ₃ -N SW (mg ⁻¹)	0.08	0.05	0.01	0.05
NO ₃ -N SWN (mg ⁻¹)	0.02	0.01	0.00	0.01
Δ NO ₃ -N (%)	-316.89	-359.54	-322.51	-332.98
SO ₄ -S (mg ⁻¹)SW	0.13	0.15	0.47	0.25
SO ₄ -S (mg ⁻¹)SWN	0.05	0.07	0.23	0.12
Δ SO ₄ -S (%)	-155.67	-115.51	-107.39	-126.19
Cl (mg ⁻¹) SW	0.49	0.60	0.62	0.57
Cl (mg ⁻¹) SWN	0.33	0.42	0.50	0.42
Δ Cl (%)	-45.32	-42.67	-23.04	-37.01
DOC (mg ⁻¹) SW	16.42	8.34	2.19	8.98
DOC (mg ⁻¹) SWN	11.57	3.58	1.26	5.47
Δ DOC (%)	-41.85	-132.64	-73.64	-82.71
Mn (mg ⁻¹) SW	0.01	0.01	0.01	0.01
Mn (mg ⁻¹) SWN	0.01	0.01	0.01	0.01
Δ Mn (%)	-66.67	-900.00	-1000.00	-655.56
Alkalinität (µeq ^{l-1}) SW	24.61	17.83	5.39	15.95
Alkalinität (µeq ^{l-1}) SWN	32.19	28.36	42.61	34.39
Δ Alkalinität (%)	23.53	37.13	87.34	49.33
Azidität (%) SW	55.11	45.26	26.66	42.34
Azidität (%) SWN	44.29	12.80	2.94	20.01
Δ Azidität (%)	-24.41	-253.65	-806.59	-361.55

Tab. A6. Jährliche Veränderung des BC/Al_{anorg} pro Standort getrennt nach BodenTiefen. Lineares Model (LM): $lm(\log_{10}(BCAL)) \sim Jahr + BS$. Effektkoeffizienten umgerechnet in jährliche prozentuale Änderung des BC/Al Verhältnis $((10^x - 1) * 100)$. Effekte können als signifikant erachtet werden wenn die Vertrauensintervalle 0 nicht überschreiten. Anzahl der signifikant positiven und signifikant negativen Entwicklungen ist in Abb. 16 abgebildet.

A) 1997-2020	Alle Tiefen			0-30 cm			30-60 cm			>60cm		
	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
Aarwangen	-9.009	-12.300	-5.594	44.212	29.122	61.436				0.231	-12.703	14.815
Aeschau	0.925	-0.688	2.329	4.472	-14.886	28.825	3.753	-14.690	26.183	-16.247	-34.837	7.152
Aeschi	-5.158	-6.459	-3.839	12.720	3.753	22.462	16.681	6.905	27.057	9.144	0.693	18.304
Allschwil	-2.949	-6.459	0.462				22.744	-2.501	54.882			
Bachtel Buchen	-8.378	-11.488	-5.158	-15.667	-33.931	7.647	-9.427	-23.616	7.399	-11.284	-27.389	9.648
Bachtel Fichten	-3.617	-5.158	-1.825	-0.917	-5.376	3.753	-1.145	-11.488	9.648	-20.384	-36.904	0.462
Beromünster	-24.838	-40.296	-6.028	-38.056	-55.434	-13.702	-17.776	-36.467	5.439	10.408	-17.015	48.936
Bonfol	-10.257	-14.099	-6.244	3.992	-2.276	10.917				0.693	-4.501	6.414
Braunau	-10.875	-15.082	-6.675	-15.667	-29.693	1.625	-10.875	-27.723	10.662	17.220	0.231	36.773
Breitenbach	-1.825	-5.594	2.329	-8.378	-33.012	26.765				38.676	10.662	72.982
Brislach Buchen	-8.167	-11.080	-4.940	1.625	-16.054	22.180	-6.028	-35.435	37.088			
Brislach Fichten	1.859	-0.230	4.232	12.202	-7.103	35.831	-19.832	-43.506	15.345	63.682	4.954	153.513
Bürglen	-42.456	-65.246	-4.281	-42.456	-65.246	-4.940						
Busswil	-7.317	-10.464	-4.060	2.802	-4.281	10.662				-2.949	-15.667	11.686
Diessenhofen	-2.949	-3.395	-2.276	-1.825	-5.811	2.094	-7.743	-10.669	-4.720	-7.317	-11.488	-3.172
Frienisberg	-3.839	-4.940	-2.501	-6.889	-17.015	4.954	1.859	-4.501	8.893	11.173	-7.955	34.276
Gelfingen	-28.879	-41.924	-12.502	-29.205	-48.950	-2.051	-20.017	-39.186	5.439	-23.440	-44.410	5.439
Giswil	-10.257	-34.234	23.310	-10.050	-34.687	22.744						
Grenchenberg	-1.145	-3.617	1.391	-31.766	-43.506	-17.965						
Grosswangen	-23.967	-38.624	-5.594	-19.832	-29.854	-8.378	-2.949	-10.875	5.439	-41.251	-61.893	-8.589
Habsburg Sturm	-1.145	-2.276	0.000	2.329	-7.743	13.763				-3.839	-15.860	9.901
Hinwil	-2.276	-4.720	0.462	-9.009	-24.491	9.901				3.039	-13.901	23.027
Le Châtelard	-9.218	-12.502	-5.594	-28.221	-40.844	-13.104	-18.342	-36.027	3.753	-7.955	-27.389	17.490
Lurengo	-17.206	-21.657	-12.502							29.420	-29.854	144.343
Möhlin	-6.028	-7.530	-4.720	-7.955	-14.296	-1.372	16.145	6.660	25.893	-12.502	-20.017	-4.281
Muri Buchen	-0.230	-1.145	0.925							1.158	-4.940	8.143
Muri Fichten	0.462	-0.459	1.391	9.144	-1.145	20.781	24.738	13.240	37.404	90.546	67.494	117.270
Muri Sturm	-4.281	-5.158	-3.395	1.859	-2.949	6.660	0.231	-4.060	4.472	-4.281	-9.218	1.158
Muttenz	-6.459	-12.098	-0.459				-4.720	-11.488	2.565	11.944	-5.594	32.739
Oberschrot	-12.098	-15.277	-8.589	-2.276	-16.054	14.551	-13.503	-27.889	3.753	-16.054	-32.857	5.196
Olsberg	-6.244	-10.257	-2.051	-0.459	-6.244	5.439	1.625	-2.725	5.925	-19.832	-41.655	10.408
Pratteln	-2.501	-6.244	1.391	-27.222	-46.544	-1.372				11.944	-6.028	33.352
Rafz	-4.501	-7.955	-1.145	-19.647	-27.054	-11.692				-20.017	-34.234	-2.949
Riehen	-3.172	-6.675	0.693	-3.839	-24.317	23.027				8.643	-15.082	38.038
Rünenberg	-7.317	-10.050	-4.720	-14.886	-34.385	9.901				14.288	-4.720	37.721
Sagno	7.152	3.276	10.917				-20.750	-43.766	12.460			
Scheidwald	-5.811	-9.843	-1.825	0.231	-9.218	10.662	-0.917	-17.586	18.304	8.893	-13.702	36.773
Sempach	-7.743	-21.114	8.143	-16.247	-22.910	-9.009	-3.617	-7.103	-0.230	-7.530	-31.923	24.738
Stans	-33.931	-49.650	-14.099	-34.083	-49.766	-13.503						
Wangen	-13.901	-19.832	-7.743	-13.304	-19.832	-6.459	3.276	-3.172	9.901	-18.904	-42.720	13.501
Wangen SZ	-6.244	-22.196	12.460	-11.488	-27.222	7.152	-5.376	-24.664	18.304			
Wengernalp	-6.675	-8.167	-4.940	-7.317	-30.337	22.744	-0.688	-15.082	15.611	5.439	-9.009	23.027
Winterthur	-8.167	-11.284	-4.940	-22.196	-44.537	10.917				-4.720	-18.904	11.944
Zofingen	-3.839	-6.244	-1.599	3.514	-4.720	12.720				-6.675	-12.300	-0.917
Zugerberg HG	-2.276	-4.501	0.231	-21.837	-41.251	4.713	-12.502	-31.293	12.202	-0.688	-20.017	23.880
Zugerberg VG	-3.172	-4.720	-1.599	-5.811	-13.702	2.802				8.393	-2.276	20.504

B) 1997-2000	Alle Tiefen			0-30 cm			30-60 cm			>60cm		
	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
Aarwangen										0.231	-12.703	14.815
Aeschau	-14.886	-31.293	5.196	-20.201	-33.778	-4.281	-12.904	-42.720	33.660	-16.247	-34.837	7.152
Aeschi	-20.201	-39.883	6.170	-35.286	-42.984	-26.718	-13.901	-29.531	4.472	9.144	0.693	18.304
Allschwil	70.216	-75.111	1048.154				72.982	-75.790	1138.797			
Bachtel Buchen	-63.776	-95.625	193.089							-11.284	-27.389	9.648
Bachtel Fichten	12.720	-18.904	57.761	-13.702	-21.295	-5.158	-11.488	-20.567	-1.599	-20.384	-36.904	0.462
Beromünster										10.408	-17.015	48.936
Bonfol										0.693	-4.501	6.414
Braunau										17.220	0.231	36.773
Breitenbach										38.676	10.662	72.982
Brislach Fichten	-25.698	-46.049	2.565	-46.420	-58.121	-31.135	-46.544	-56.449	-34.536	63.682	4.954	153.513
Busswil										-2.949	-15.667	11.686
Diessenhofen										-7.317	-11.488	-3.172
Frienisberg	-11.488	-26.039	5.925	-28.221	-35.435	-20.201	-18.154	-28.221	-6.889	11.173	-7.955	34.276
Gelfingen										-23.440	-44.410	5.439
Grenchenberg	-51.471	-88.197	108.449	-50.683	-88.598	113.796						
Grosswangen										-41.251	-61.893	-8.589
Habsburg Sturm										-3.839	-15.860	9.901
Hinwil										3.039	-13.901	23.027
Le Châtelard										-7.955	-27.389	17.490
Lurengo	-13.304	-86.479	462.341							29.420	-29.854	144.343
Möhlin	65.196	-7.955	193.765	6.170	-15.860	34.896	-1.145	-44.665	79.887	-12.502	-20.017	-4.281
Muri Buchen	-39.605	-66.194	5.682							1.158	-4.940	8.143
Muri Fichten										90.546	67.494	117.270
Muri Sturm	-32.702	-40.434	-23.967	-25.355	-32.236	-17.776	-38.906	-44.410	-32.702	-4.281	-9.218	1.158
Muttenz										11.944	-5.594	32.739
Oberschrot										-16.054	-32.857	5.196
Olsberg										-19.832	-41.655	10.408
Pratteln										11.944	-6.028	33.352
Rafz										-20.017	-34.234	-2.949
Riehen										8.643	-15.082	38.038
Rünenberg										14.288	-4.720	37.721
Sagno	-15.472	-42.588	25.026				-15.277	-42.323	23.595			
Scheidwald										8.893	-13.702	36.773
Sempach										-7.530	-31.923	24.738
Wangen										-18.904	-42.720	13.501
Wengernalp	-40.571	-58.505	-15.082	-9.635	-46.173	55.597	-41.924	-69.521	12.202	5.439	-9.009	23.027
Winterthur										-4.720	-18.904	11.944
Zofingen										-6.675	-12.300	-0.917
Zugerberg HG	-66.037	-88.598	3.753	-70.420	-93.177	30.317	-84.864	-97.477	-9.009	-0.688	-20.017	23.880
Zugerberg VG										8.393	-2.276	20.504

C) 2001-2005	Alle Tiefen			0-30 cm			30-60 cm			>60cm			
	Standort	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
Aarwangen	-8.167	-48.596	62.930	20.781	-30.657	116.272					-26.549	-66.271	57.761
Aeschau	-21.114	-27.889	-13.901	-11.488	-24.838	3.753	-16.440	-30.657	0.231	-33.626	-40.571	-25.698	
Aeschi	-12.300	-20.017	-3.617	-9.427	-13.901	-4.940	-15.860	-20.750	-10.669	-11.284	-20.017	-1.599	
Allschwil	-67.937	-95.973	152.930				-68.231	-96.207	132.809				
Bachtel Buchen	-49.881	-64.355	-29.693	154.683	-57.046	1441.700	28.825	-29.693	138.781	15.611	-16.824	60.694	
Bachtel Fichten	-14.886	-28.221	1.158	0.462	-5.376	6.660	-9.635	-13.304	-5.594	-29.854	-44.410	-12.098	
Bonfol	58.489	-89.060	1937.042	-7.955	-60.372	113.796				73.780	-93.239	4408.167	
Breitenbach	65.577	-19.090	236.512	127.510	5.682	396.592				-7.955	-69.870	179.898	
Brislach Buchen	-7.530	-30.976	23.310	7.895	-15.277	36.773	-16.632	-45.424	26.765				
Brislach Fichten	2.802	-13.901	22.744	-12.703	-21.657	-2.949	0.462	-12.098	14.815	11.944	-8.167	36.773	
Busswil	78.238	-51.022	548.634	41.906	-70.960	595.024				120.800	-57.927	1085.769	
Frienisberg	-2.949	-10.464	5.196	-5.158	-10.257	0.462	2.329	-2.949	7.647		-6.675	-17.965	5.682
Grenchenberg	-11.284	-28.550	10.408	-11.284	-28.550	9.648							
Habsburg Sturm	-1.145	-7.530	5.439	-2.276	-7.955	4.232				0.000	-10.875	12.202	
Hinwil	-29.531	-45.424	-9.009	-36.613	-56.248	-7.317				-21.657	-45.298	12.202	
Lurengo	51.008	-5.594	140.991							51.705	-5.158	139.883	
Möhlin	-25.011	-36.174	-11.692	-4.940	-20.017	12.980	25.314	-48.950	202.691	-4.501	-20.017	14.025	
Muri Buchen	4.713	-4.940	15.611							4.472	-4.940	15.345	
Muri Fichten	-10.669	-13.901	-7.317	-18.717	-23.087	-13.702	-8.378	-12.098	-4.281	-4.940	-9.427	-0.230	
Muri Sturm	1.625	-4.281	7.895	11.173	4.954	17.490	2.329	-2.725	7.647				
Muttenz	-31.609	-98.676	3288.442				-32.392	-76.558	99.986	-81.928	-99.930	4911.872	
Olsberg	159.418	-59.635	1574.943	-0.230	-66.503	193.765	51.705	-42.984	305.509	376.431	-91.230	23943.628	
Pratteln	-20.750	-47.640	19.399	-20.750	-60.736	58.489				-20.017	-49.534	25.893	
Rafz	-20.201	-41.116	7.895	-10.050	-14.690	-5.158				-26.549	-41.655	-7.317	
Riehen	-39.883	-64.190	1.158	-24.491	-63.017	58.855				-51.916	-77.509	-0.688	
Rünenberg	18.032	-12.098	60.694	8.893	-24.142	54.882				26.765	-16.632	93.197	
Sagno	11.686	-13.503	45.881				11.686	-13.503	44.877				
Wengernalp	-14.690	-27.222	0.231	-0.459	-24.491	29.718	-13.304	-34.083	15.345	-27.222	-45.925	-2.725	
Winterthur	19.674	-20.201	79.887	-9.843	-53.548	69.044				67.109	12.202	146.037	
Zofingen	62.930	-62.761	627.780	43.219	1.859	99.526				37.088	-90.092	1787.991	
Zugerberg HG	4.232	-14.493	26.474	11.173	-8.799	35.519	16.950	-10.050	51.705	-13.304	-32.547	11.173	
Zugerberg VG	-27.723	-36.613	-17.586	-33.012	-42.852	-21.114				-22.017	-34.687	-6.244	

D) 2006-2010	Alle Tiefen			0-30 cm			30-60 cm			>60cm			
	Standort	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
Aarwangen	5.439	-17.396	34.586	3.276	-7.743	15.611				5.925	-20.750	41.906	
Aeschau	-9.635	-26.039	10.662	-17.965	-44.919	21.899	15.080	-9.635	47.571	-20.567	-45.298	16.145	
Aeschi	7.895	-8.167	27.057	5.682	-15.277	32.434	7.647	-8.167	26.474	14.551	-14.296	54.170	
Allschwil	-35.286	-55.022	-8.167				-34.837	-54.186	-7.743				
Bachtel Buchen	7.399	-17.965	39.959	8.143	-15.082	38.676	3.992	-20.384	35.831	3.276	-22.554	38.038	
Bachtel Fichten	-4.060	-23.792	20.781	-8.378	-13.104	-3.839	-3.617	-12.300	5.925	2.329	-26.210	42.561	
Bonfol	-7.103	-30.016	23.595	3.514	-24.664	41.579				-20.932	-43.766	11.429	
Braunau	-37.194	-51.135	-19.276	-55.229	-73.697	-24.664	-31.923	-50.455	-4.501	-20.932	-37.770	0.231	
Breitenbach	-20.750	-38.482	1.859	-16.824	-43.246	20.781				-17.776	-35.731	5.682	
Brislach Buchen	-14.099	-35.137	13.240	-11.895	-36.467	21.619	-11.284	-39.466	29.718				
Brislach Fichten	-0.688	-22.017	26.183	0.693	-8.589	10.917	-5.594	-14.099	3.992	-2.725	-27.389	29.420	
Busswil	4.713	-15.277	28.825	5.925	-19.832	40.281				4.713	-17.586	33.045	
Diessenhofen	-18.154	-21.657	-14.886	-25.869	-30.498	-20.750	-18.717	-22.732	-14.493	-10.257	-15.277	-4.940	
Frienisberg	-7.955	-18.530	3.753	-20.932	-37.483	0.462	-1.599	-7.317	4.232	6.414	-7.103	22.180	
Grenchenberg	2.094	-17.776	26.765	2.565	-17.586	27.057							
Habsburg Sturm	-9.635	-20.017	1.625	-14.690	-21.837	-7.103				-3.617	-24.317	23.595	
Hinwil	2.565	-16.440	25.314	0.693	-25.869	36.144				4.472	-20.932	36.773	
Le Châtelard	-8.167	-30.016	20.781	-27.389	-57.046	23.880	8.393	-35.286	80.717	-1.145	-33.319	45.546	
Lurengo	62.930	-33.166	307.380							62.555	-33.778	298.107	
Möhlin	1.859	-12.098	18.032	4.472	-5.158	14.815	-9.635	-23.087	6.660	10.408	-10.050	35.207	
Muri Buchen	-8.799	-17.965	0.925							-8.799	-17.586	0.925	
Muri Fichten	-4.940	-11.488	2.329	-3.172	-10.050	4.713	-13.104	-29.042	6.414	2.565	-0.917	6.170	
Muri Sturm	-20.750	-32.547	-7.103	-43.636	-59.074	-22.017	-10.464	-24.317	5.196	2.802	-17.396	27.644	
Muttenz	-5.811	-31.135	28.529				-8.589	-16.247	-0.230	-14.099	-34.837	13.240	
Oberschrot	-24.142	-42.190	-0.688	-21.837	-50.341	22.180	-10.464	-39.605	33.968	-40.707	-59.168	-12.904	
Olsberg	21.899	-7.743	59.588	-2.051	-22.910	24.738	5.439	-16.054	32.739	52.757	2.802	129.087	
Pratteln	12.202	-14.886	49.279	12.460	-26.379	73.380				8.893	-16.440	43.549	
Rafz	12.720	-18.530	56.315	-1.825	-19.462	20.226				25.314	-4.940	64.816	
Riehen	-12.904	-32.857	14.815	-16.247	-40.296	16.950				-3.395	-31.293	37.721	
Rünenberg	-10.050	-28.715	13.501	-17.396	-36.467	7.399				0.693	-23.440	33.660	
Sagno	25.603	-7.103	69.434				26.474	-6.244	70.216				
Scheidwald	65.577	-9.427	208.319	-3.839	-37.049	46.555	74.985	-43.895	429.663	172.898	-31.609	978.947	
Wangen	14.815	-62.243	245.144	25.893	-54.918	240.408	60.325	-2.501	163.633	42.889	-67.641	518.016	
Wengernalp	-15.860	-29.854	1.158	-32.547	-51.022	-7.530	9.648	-19.462	50.661	-18.717	-39.046	8.393	
Winterthur	-19.832	-35.435	-0.459	-22.017	-45.800	10.662				-18.154	-30.177	-3.617	
Zofingen	-0.688	-17.206	19.124	-4.281	-25.011	21.899				3.276	-17.015	30.017	
Zugerberg HG	-2.949	-23.087	22.180	8.643	-30.337	69.044	-13.901	-39.744	22.744	-2.276	-25.698	28.529	
Zugerberg VG	3.514	-10.464	19.674	2.565	-17.776	29.122				4.232	-14.099	27.057	

E) 2011-2015	Alle Tiefen			0-30 cm			30-60 cm			>60cm		
	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
AAarwangen	-31.609	-49.881	-6.244	-37.913	-51.805	-19.832				-26.886	-48.832	4.713
Aeschau	34.276	9.648	64.816	23.595	-14.690	78.238	26.183	-11.080	77.828	55.239	11.173	119.280
Aeschi	-14.886	-29.531	2.094	-25.355	-38.482	-9.218	-21.114	-36.174	-3.172	-2.725	-30.817	35.207
Allschwil	0.000	-32.547	48.252				0.231	-32.080	48.594			
Bachtel Buchen	14.025	-12.703	49.279	14.551	-13.503	52.055	10.662	-16.054	46.218	26.183	-11.284	79.061
Bachtel Fichten	-4.060	-16.632	10.154	2.329	-4.281	9.144	0.693	-14.296	18.577	-14.886	-33.319	8.393
Bonfol	-17.206	-40.571	15.611	-24.317	-42.323	-1.145				-8.378	-41.386	44.212
Braunau	-14.886	-33.626	8.643	-27.054	-54.501	15.878	-12.098	-36.613	21.899	-13.503	-30.498	6.905
Breitenbach	12.980	-15.667	51.008	-1.372	-35.583	50.314				26.183	-8.378	73.380
Brislach Buchen	-24.664	-47.760	8.893	-21.295	-46.789	16.413	-27.556	-56.147	19.674			
Brislach Fichten	3.514	-19.832	33.968	19.399	1.158	41.254	9.396	-14.493	40.281	8.643	-23.264	52.757
Busswil	10.408	-14.886	43.219	3.039	-10.669	18.304				14.551	-20.017	64.059
Diessenhofen	-3.617	-6.459	-0.917	-4.501	-9.009	0.231	-5.158	-8.378	-2.051	-2.276	-5.594	1.158
Frienisberg	-29.368	-40.434	-16.824	-36.904	-53.868	-14.099	-30.177	-43.766	-13.702	-23.616	-39.744	-3.617
Grenchenberg	24.738	-1.599	58.125	24.738	-1.372	58.125						
Habsburg Sturm	-5.158	-15.082	6.660	-8.378	-21.295	6.660				0.462	-16.054	20.504
Hinwil	13.763	-9.009	42.889	16.145	-16.632	60.325				12.202	-18.904	55.597
Le Châtelard	-6.028	-23.616	16.413	-35.435	-53.762	-9.843	-7.317	-34.536	30.918	34.586	-5.158	92.309
Lurengo	-23.967	-45.675	5.682							-23.792	-45.298	5.682
Möhlin	-5.158	-17.965	9.144	-1.599	-11.895	9.901	-10.875	-17.015	-4.501	1.625	-20.932	30.918
Muri Buchen	2.565	-7.530	13.763							2.565	-7.955	14.288
Muri Fichten	-11.895	-16.440	-7.103	-15.667	-23.264	-7.317	-11.692	-17.586	-5.376	-7.955	-16.054	1.158
Muri Sturm	-5.811	-9.218	-2.276	-11.895	-18.904	-4.281	-4.501	-9.427	0.925	0.231	-4.281	4.954
Muttenz	6.905	-29.368	64.437				19.950	-8.167	57.398	-7.955	-42.456	49.279
Oberschrot	-7.955	-25.183	13.240	-13.304	-37.627	20.781	-19.276	-41.924	11.173	11.944	-22.017	59.221
Olsberg	-1.372	-26.379	32.130	-1.825	-11.080	8.393	-7.317	-17.396	3.753	4.713	-31.451	58.125
Pratteln	16.413	-17.015	61.808	-13.901	-47.640	42.889				41.579	3.276	93.197
Rafz	-1.825	-34.083	45.546	13.763	-0.917	30.017				-2.051	-37.627	51.356
Riehen	27.644	-7.103	74.582	35.207	-12.904	109.894				14.025	-25.183	72.982
Rünenberg	-16.440	-35.137	7.895	2.329	-19.462	30.017				-33.473	-53.226	-4.281
Sagno	61.436	4.472	147.172				60.694	4.232	149.459			
Scheidwald	-9.009	-23.087	7.647	-2.725	-25.011	26.183	-12.502	-34.385	17.220	-11.488	-33.626	18.850
Wangen	-26.039	-44.537	-0.688	-29.205	-42.984	-11.895	-29.205	-41.924	-13.901	-18.904	-45.925	20.226
Wengernalp	-1.372	-21.114	22.744	-3.617	-37.913	50.314	-4.720	-32.547	35.519	2.802	-27.389	46.555
Winterthur	5.925	-19.276	40.281	-12.502	-43.115	34.586				28.825	-0.688	67.109
Zofingen	0.000	-13.503	15.611	6.414	-10.464	26.183				-4.720	-18.717	11.686
Zugerberg HG	2.565	-21.295	33.045	-7.530	-41.521	45.546	6.170	-24.838	50.314	5.682	-23.440	46.893
Zugerberg VG	5.682	-8.589	22.462	12.460	-9.843	40.605				-0.230	-17.776	20.781

F) 2016-2020	Alle Tiefen			0-30 cm			30-60 cm			>60cm		
	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
Aarwangen	19.124	1.158	40.605	43.880	29.122	61.065				0.231	-12.502	15.080
Aeschau	-3.172	-16.247	11.944	4.472	-15.082	28.529	3.514	-14.886	25.314	-15.860	-34.083	6.660
Aeschi	14.288	3.514	26.183	12.460	3.514	22.180	16.681	6.905	27.350	9.144	0.693	18.577
Allschwil	23.027	-2.725	55.597				23.310	-2.725	55.955			
Bachtel Buchen	-12.703	-31.923	11.944	-15.472	-34.083	8.393	-9.218	-23.792	8.143	-11.080	-28.055	8.893
Bachtel Fichten	-9.009	-22.732	6.905	-0.688	-5.158	3.753	-1.372	-11.284	9.901	-20.201	-36.904	0.693
Beromünster	-25.011	-40.021	-6.459	-38.056	-55.125	-13.304	-17.776	-36.467	5.682	10.154	-17.206	48.252
Bonfol	-0.688	-17.015	18.850	3.992	-2.501	10.917				0.693	-4.501	6.170
Braunau	-8.167	-28.715	17.220	-15.860	-30.016	1.391	-10.669	-27.723	9.901	16.950	0.693	36.458
Breitenbach	15.878	-12.904	54.170	-7.955	-32.857	27.057				38.676	10.662	73.380
Brislach Buchen	0.462	-25.355	34.586	1.391	-16.054	21.899	-6.459	-35.286	35.207			
Brislach Fichten	25.314	-7.530	69.434	12.202	-7.530	35.207	-19.462	-44.024	15.878	63.305	5.196	159.418
Bürglen	-42.190	-65.881	-3.172	-42.456	-64.925	-3.172						
Busswil	-0.917	-14.886	15.080	2.802	-4.281	10.917				-2.949	-15.667	12.460
Diessenhofen	-5.811	-8.589	-2.949	-1.825	-5.811	2.094	-7.743	-10.669	-4.720	-7.317	-11.488	-3.172
Frienisberg	2.565	-8.799	15.345	-6.675	-17.015	4.713	1.859	-4.501	8.643	11.429	-7.955	33.968
Gelfingen	-28.550	-41.521	-12.300	-29.042	-48.239	-2.051	-20.017	-39.186	5.196	-23.087	-44.281	6.170
Giswil	-10.257	-34.385	22.462	-10.050	-34.536	21.619						
Grenchenberg	-31.609	-43.246	-17.776	-31.609	-43.115	-17.776						
Grosswangen	-24.142	-38.624	-5.811	-19.647	-29.854	-8.378	-3.172	-11.080	5.439	-40.844	-61.893	-9.009
Habsburg Sturm	-1.372	-10.257	8.643	2.329	-7.743	13.501				-3.839	-15.860	9.648
Hinwil	-3.172	-15.472	11.429	-9.009	-25.011	10.917				3.039	-13.503	23.027
Le Châtelard	-19.462	-30.498	-6.675	-28.221	-40.571	-12.904	-18.342	-35.583	3.514	-8.167	-28.550	16.950
Lurengo	29.122	-31.135	142.103							29.420	-31.451	142.103
Möhlin	-1.599	-11.080	8.643	-7.955	-14.296	-1.599	15.878	6.660	25.603	-12.502	-20.017	-4.281
Muri Buchen	1.158	-4.940	7.895							1.391	-5.158	8.143
Muri Fichten	37.721	25.603	50.661	9.144	-1.145	20.781	24.738	13.240	37.721	90.546	67.494	117.771
Muri Sturm	0.462	-2.725	3.753	1.859	-2.949	6.414	0.231	-4.060	4.472	-4.281	-9.218	1.158
Muttenz	-6.889	-33.626	32.434				-4.940	-11.488	2.329	11.944	-5.376	33.045
Oberschrot	-10.669	-21.657	1.859	-2.051	-16.247	15.080	-13.702	-28.055	3.039	-16.054	-33.166	5.439
Olsberg	-12.904	-30.337	8.643	-0.459	-6.028	5.439	1.391	-2.725	5.925	-19.647	-41.116	10.662
Pratteln	-9.843	-30.177	15.345	-27.389	-46.297	-2.051				11.686	-6.028	32.434
Rafz	-21.295	-35.435	-4.281	-19.647	-27.389	-11.284				-20.201	-34.385	-3.172
Riehen	-4.281	-24.664	21.899	-3.839	-24.664	23.310				8.643	-15.277	37.721
Rünenberg	0.000	-16.247	19.674	-14.886	-34.385	10.917				14.288	-4.940	37.404
Sagno	-20.750	-43.895	12.460				-20.384	-43.506	13.240			
Scheidwald	2.802	-9.009	16.681	0.462	-9.009	11.173	-0.917	-17.396	18.577	9.144	-13.503	36.773
Sempach	-7.530	-20.932	8.393	-16.247	-23.087	-8.799	-3.617	-6.889	-0.230	-6.889	-31.609	26.183
Stans	-34.083	-49.881	-13.702	-34.234	-49.650	-14.296						
Wangen	-7.955	-27.054	15.611	-13.304	-19.832	-6.244	3.276	-3.172	9.901	-19.090	-43.115	15.345
Wangen SZ	-6.459	-22.375	12.460	-11.692	-27.222	7.399	-5.376	-23.792	17.490			
Wengernalp	-1.145	-11.895	11.173	-7.317	-30.337	23.595	-0.688	-14.690	15.878	5.439	-9.427	23.595
Winterthur	-12.904	-33.931	14.551	-22.554	-44.537	9.648				-4.720	-18.904	11.686
Zofingen	-2.051	-8.589	4.713	3.753	-4.501	12.460				-6.889	-12.300	-0.917
Zugerberg HG	-11.895	-26.379	4.954	-21.837	-40.980	3.753	-12.502	-31.609	11.686	-0.688	-19.276	23.027
Zugerberg VG	1.158	-6.675	9.901	-5.811	-13.901	2.802				8.643	-2.276	20.504

Tab. A7. LMEM: Veränderung des BC/Al_{anorg} getrennt nach Bodentiefen und Basensättigungsklassen, abgebildet in Abb. 17). Effektkoeffizienten umgerechnet in jährliche prozentuale Änderung des BC/Al Verhältnis ($(10^x - 1) * 100$). Effekte können als signifikant erachtet werden wenn die Vertrauensintervalle 0 nicht überschreiten. **A)** LMEM mit allen Tiefen und allen BS Stufen. **B)** LMEM mit allen Tiefen aufgeteilt nach BS. **C-E)** LMEM aufgeteilt nach Tiefe und BS.

A) Alle Tiefen und BS Stufen									
Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%						
Jahr	-3.9	-4.2	-3.5						
Tiefe 30-60cm	33.0	25.4	41.0						
Tiefe >60cm	526.9	495.5	559.3						
BS 15-40%	158.2	27.9	443.8						
BS >40%	12564.7	5865.9	27665.2						

B) Alle Tiefen									
Erklärende Variable	BS < 15%			BS 15-40%			BS >40%		
	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
Jahr	-4.6	-5.1	-4.2	-3.3	-3.9	-2.7	-3.5	-4.5	-2.6
Tiefe 30-60cm	14.2	5.8	23.2	24.1	13.0	36.2	147.3	107.7	193.2
Tiefe >60cm	386.9	354.4	421.6	603.5	545.9	665.4	693.9	601.2	795.7

C) Tiefe 0-30 cm									
Erklärende Variable	BS < 15%			BS 15-40%			BS >40%		
	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
Jahr	-4.7	-5.3	-4.1	-4.1	-4.9	-3.3	-5.8	-7.1	-4.3

D) Tiefe 30-60 cm									
Erklärende Variable	BS < 15%			BS 15-40%			BS >40%		
	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
Jahr	-4.0	-4.7	-3.2	-4.0	-4.7	-3.2	-3.1	-5.1	-0.9

E) Tiefe >60 cm									
Erklärende Variable	BS < 15%			BS 15-40%			BS >40%		
	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
Jahr	-4.0	-4.9	-3.0	-2.4	-3.3	-1.6	-0.5	-1.8	0.9

Tab. A8. LMEM: Änderung der Steigung des log BC/Al_{anorg} über 5 Jahren (moving window Analyse) abgebildet in Abb. 18. LMEM: $lmer(BCAL\ slope \sim log(BCAL\ Anfang) + pH\ Anfang + BS + Tiefe + (1 | sites)$. Die Steigung (BCAL slope) ist mit einer moving window Funktion berechnet (rolled linear regression: $lm(Jahr \sim log(BCAL\ lag0) + log(BCAL\ lag1) + log(BCAL\ lag2) + log(BCAL\ lag3) + log(BCAL\ lag4)$), wobei die monatlich gemessenen BCAL Werte vorgängig zu Jahreswerten gemittelt wurden. Effekte können als signifikant erachtet werden wenn die Vertrauensintervalle 0 nicht überschreiten. R^2_M fixed effects = 0.17, R^2_C total = 0.30.

Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%
(Intercept)	-0.11	-0.14	-0.09
log BC/Al Anfang	0.03	0.02	0.03
pH Anfang	-0.02	-0.03	-0.00
Basensättigung	-0.04	-0.05	-0.02
Tiefe 30-60 cm	0.00	-0.01	0.02
Tiefe >60 cm	-0.02	-0.04	-0.01
Mischbestand	-0.01	-0.04	0.02
Fichten	-0.01	-0.03	0.02

Tab. A9. LMEM: Wichtigste Einflussfaktoren auf das BC/Al-Verhältnis, abgebildet in Abb. 21. LMEM: $lmer(log(BCAL) \sim log(BCAL) + Baumart + Nanorg + Tiefe + BS + Bestandesreduktion(lag\ 4\ Jahre) + N-Deposition + Jahr + (1 | sites)$. Die Bestandesreduktion wurde als kumulativer mittlere Lag-Effekt von 1 bis 4 Jahre zurück berechnet (Bestandesreduktion 1 Jahr zuvor + Bestandesreduktion 2 Jahre zuvor usw). Effekte können als signifikant erachtet werden wenn die Vertrauensintervalle 0 nicht überschreiten. R^2_M fixed effects = 0.50, R^2_C total = 0.69.

Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%
(Intercept)	0.94	0.68	1.21
Jahr	-0.13	-0.14	-0.11
Tiefe 30-60 cm	0.12	0.09	0.14
Tiefe >60 cm	0.81	0.78	0.83
Basensättigung	0.78	0.65	0.90
N-Deposition	-0.09	-0.15	-0.03
lag Bestandesreduktion	-0.02	-0.03	-0.01
Nanorg	-0.04	-0.05	-0.02
Mischbestand	0.24	-0.20	0.67
Fichten	0.26	-0.08	0.60

Tab. A10. LM: N-Düngungsgaben auf BC/Al_{anorg}. LM: $lm(\log_{10}(BCAL) \sim \text{Düngungstufen} (0, 20, 40, 80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}) + \text{Jahresperioden})$. Effekte können als signifikant erachtet werden wenn die Vertrauensintervalle 0 nicht überschreiten. Adj. $R^2 = 0.63$. Die Effekte sind in Abb. 27 dargestellt.

Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%
(Intercept)	1.32	1.26	1.38
20 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	-0.39	-0.45	-0.33
40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	-0.79	-0.85	-0.72
80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	-1.11	-1.17	-1.04
2005 - 2008	-0.42	-0.49	-0.35
2009 - 2020	-0.41	-0.46	-0.35

Tab. A11. LM: Regeneration nach langjähriger N-Zugabe auf das BC/Al Verhältnis. Die Unterschiede im log(BC/Al) zur Kontrolle mit keiner N-Zugabe sind nicht signifikant, wenn die 95% Vertrauensintervalle 0 nicht überschreiten. Ausgewählt wurden die Jahre in welchem die die Unterschiede im BC/Al Verhältnis in den ehemals behandelten Flächen die Kontrolle nicht mehr signifikant waren. Für die mit 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ behandelten Flächen war das das Jahr 2009, die mit 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ behandelten Flächen das Jahr 2010 und die mit 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ behandelten Flächen das Jahr 2018. Die LM wurden pro Jahr gerechnet: LM: $lm(\log_{10}(BCAL) \sim \text{N-Zugabe})$. Die Koeffizienten sind in der Abb. 30 dargestellt.

Regeneration von N-Zugabe	2009			2010			2018		
	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%	Mean	2.5%	97.5%
(Intercept)	2.38	2.02	2.73	2.12	1.62	2.59	0.67	0.42	0.91
20 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	-0.46	-0.96	0.03	-0.60	-1.27	0.09	0.32	-0.02	0.67
40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	-0.71	-1.21	-0.21	-0.20	-0.87	0.48	0.78	0.44	1.13
80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	-2.27	-2.78	-1.78	-1.84	-2.53	-1.15	-0.01	-0.36	0.34

Tab. A12. LMEM: Veränderung des N-Leachings nach Jahresperioden und anderen Einflussfaktoren. LMEM: $lmer(\log(N\text{-Leaching}) \sim \text{Jahr} + \text{Baumarten} + \text{Denitrifikationsfaktor} + (1 | \text{sites}))$. Die Effekte der Jahresklassen sind in Abb. 34 (B) dargestellt. $R^2_M \text{ fixed effects} = 0.18$, $R^2_C \text{ total} = 0.76$.

Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%
(Intercept)	2.21	0.83	3.64
1999	-0.39	-1.47	0.67
2000	-0.37	-1.33	0.59
2001	-0.47	-1.43	0.46
2002	-0.50	-1.45	0.45
2003	-0.58	-1.47	0.30
2004	-0.36	-1.24	0.52
2005	-0.95	-1.84	-0.09
2006	-0.66	-1.54	0.20
2007	-1.02	-1.87	-0.15
2008	-1.16	-2.02	-0.29
2009	-1.30	-2.15	-0.44
2010	-0.86	-1.72	-0.01
2011	-1.46	-2.32	-0.60
2012	-1.18	-2.05	-0.32
2013	-0.63	-1.50	0.21
2014	-1.18	-2.03	-0.31
2015	-1.37	-2.22	-0.51
2016	-0.75	-1.61	0.12
2017	-1.42	-2.27	-0.56
2018	-1.70	-2.56	-0.85
2019	-1.49	-2.34	-0.63
2020	-1.43	-2.29	-0.59
Mischbestand	0.43	-1.06	1.96
Fichten	1.06	-0.12	2.21
Denitrifikationsfaktor	-3.80	-6.65	-0.84

Tab. A13. LMEM: Veränderung des N-Leachings nach Jahresperioden und anderen Einflussfaktoren. LMEM: $lmer(\log(N\text{-Leaching}) \sim \text{Jahresklassen} + \text{Baumarten} + \text{Denitrifikationsfaktor} + (1 | \text{sites}))$. Die Effekte der Jahresklassen sind in Abb. 34 (A) dargestellt. Die EMMs (estimated marginal means) bezeichnen die Unterschiede in den Jahresperioden mit Buchstaben, bei einem Signifikanzlevel $\alpha=0.01$. R^2_M fixed effects = 0.17, R^2_C total = 0.75.

Zielvariable	Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%	EMM
N-Leaching	(Intercept)	1.91	0.67	3.11	
	2001-2005	-0.33	-0.78	0.15	a
	2006-2010	-0.72	-1.17	-0.26	a
	2011-2015	-0.88	-1.32	-0.42	ab
	2016-2020	-1.06	-1.51	-0.60	b
	Mischbestand	0.47	-1.03	1.99	
	Fichten	1.08	-0.03	2.23	
	Denitrifikationsfaktor	-3.89	-6.71	-1.00	

Tab. A14. LMEM: Entwicklung N-Deposition über die Zeit. Die nicht-lineare Abnahme der N-Deposition mit der Zeit wurde mit einem orthogonalen Polynom zweiter Ordnung modelliert mit den Stanorten als random Effect. LMEM: $lmer(N\text{-deposition} \sim \text{poly}(\text{Jahr}, 2) + (1 | \text{sites}))$. Der Effektplot ist in Abb. 35 dargestellt.

Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%
(Intercept)	29.75	26.43	33.04
poly(Jahr, 2)1	-34.78	-36.54	-33.01
poly(Jahr, 2)2	4.85	3.19	6.53

Tab. A15. LMEM: Entwicklung N-Leaching. LMEM: $lmer(N\text{-Leaching} \sim \text{Bestandesreduktion} + \text{ETp} + \text{SWBmin} + \text{Sickerwasser} + \text{nFK} + \text{N-Deposition} + \text{Jahr} + \text{Denitrifikationsfaktoren} + (1 | \text{sites}))$. Die Bestandesreduktion wurde als kumulativer mittlere Lag-Effekt von 0 bis 3 Jahre zurück berechnet (Bestandesreduktion aktuelles Jahr + Bestandesreduktion 1 Jahr zuvor + Bestandesreduktion 2 Jahre zuvor usw). SWBmin ist die minimale Standortwasserbilanz der Vegetationsperiode. nFK ist die nutzbare Feldkapazität und ETp die potentielle Evapotranspiration. Effektplots sind in Abb. 36 und Abb. A6 dargestellt. R^2_M fixed effects = 0.33, R^2_C total = 0.75.

Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%
(Intercept)	0.63	0.19	1.07
lag Bestandesreduktion	0.23	0.14	0.32
ETp	-0.46	-0.73	-0.19
SWBmin	-0.27	-0.47	-0.08
Sickerwasser	0.26	0.08	0.44
nFK	-0.49	-0.91	-0.08
N-Deposition	0.57	0.26	0.88
Jahr	-0.22	-0.33	-0.12
Denitrifikationsfaktor	-0.55	-1.00	-0.10

Tab. A16. LMEM: Fichten und Buchen N-Leaching. Für diesen Vergleich zwischen den Baumarten Fichte und Buche wurden die Walddauerbeobachtungsflächen Bachtel und Brislach verwendet. Dort stehen die Lysimeter in den unterschiedlichen Baumarten auf der selben Fläche. LMEM: $lmer(\log(N\text{-Leaching}) \sim \text{Baumart} + (1 | \text{sites}))$. Beim LMEM B) wurde der Unterschied zwischen den Baumarten im Sickerwasser untersucht. Beim LMEM C) wurde der Unterschied zwischen den Baumarten in der Nitratkonzentration untersucht. Effektplots sind in Abb. 41 dargestellt.

A) log(N-Leaching)				
Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%	
(Intercept)	0.37	-2.54	3.36	
Baumart Fichte	1.34	0.66	2.00	
B) Sickerwasser				
Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%	
(Intercept)	680.03	17.76	1342.43	
Baumart Fichte	-116.76	-192.19	-38.24	
C) Nitratkonzentration				
Erklärende Variable	Mean	2.5%	97.5%	
(Intercept)	0.83	-0.38	2.04	
Baumart Fichte	1.75	1.21	2.28	

6.3 Abbildungen

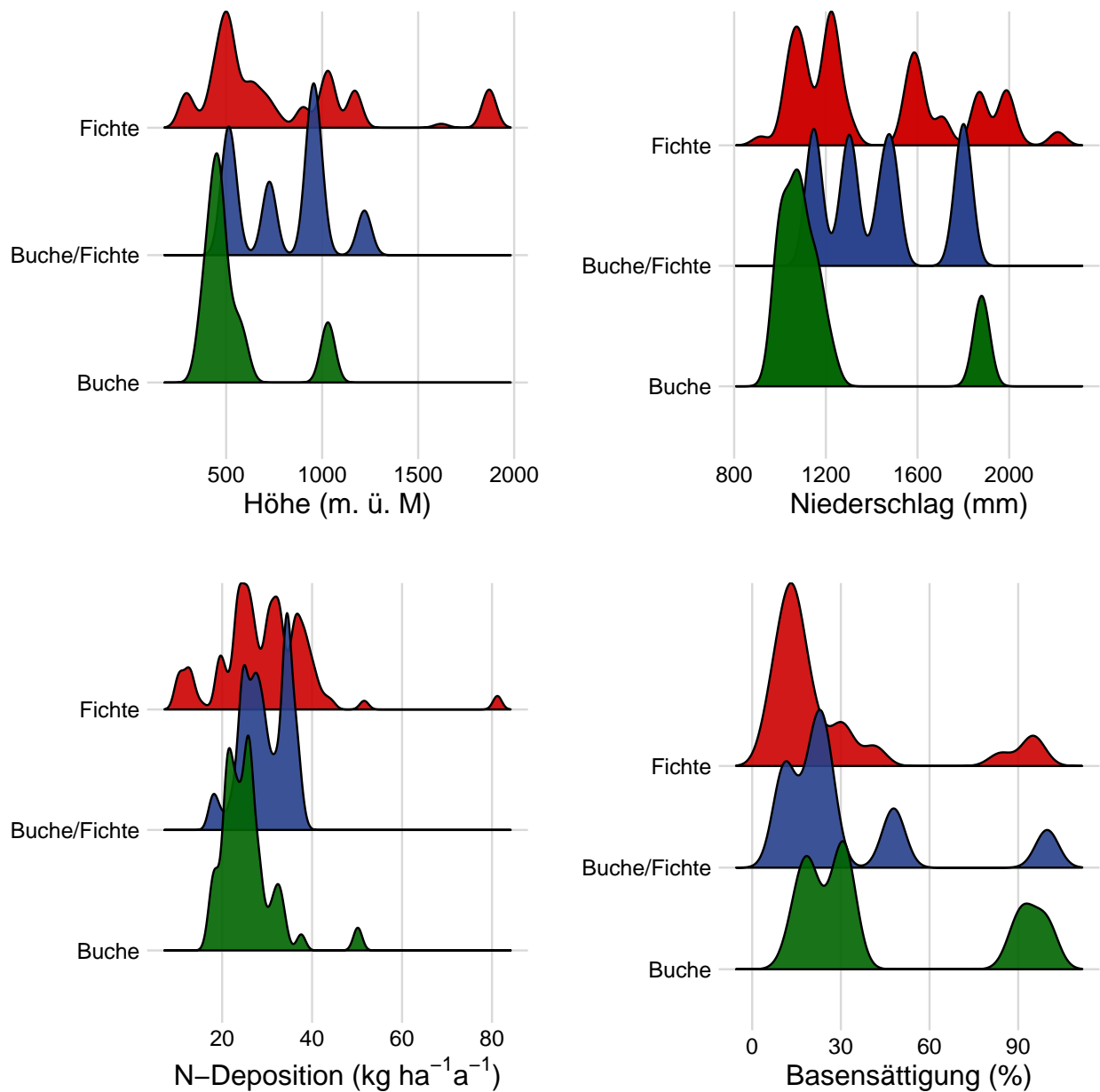


Abb. A1. Histogramme ausgesuchter Gradienten von den Walddauerbeobachtungsflächen mit Lysimeter nach Baumart. Dargestellt sind alle Messungen (18714 monatlich gesammelte Messungen von 1997-2020) seit Messbeginn der einzelnen Untersuchungsflächen (vgl. Tab. 4). Die Histogramme ohne Baumart Unterscheidung ist in Abb. 2 zu sehen.

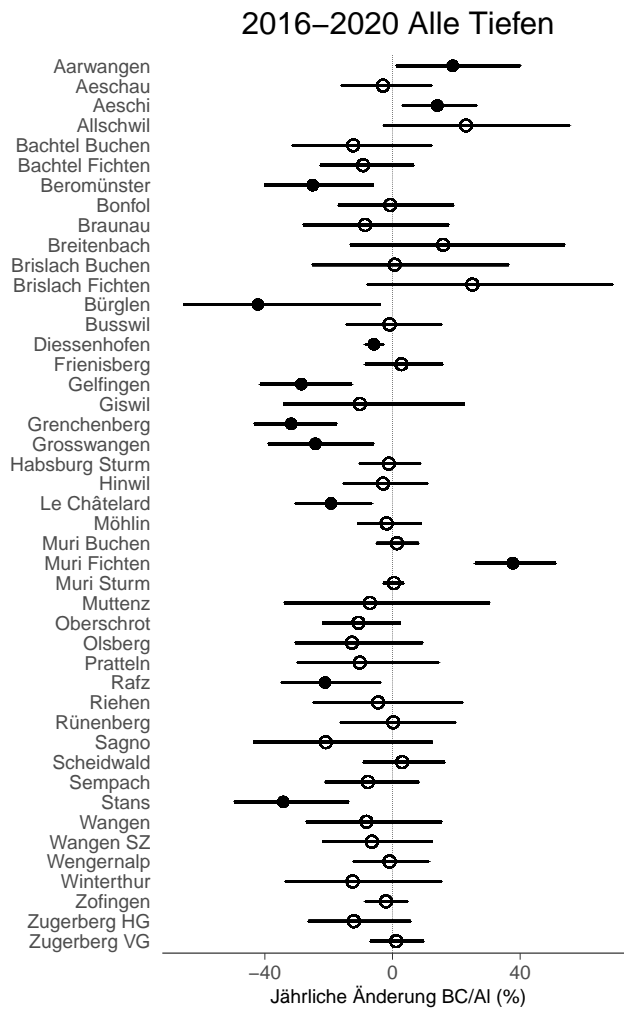


Abb. A2. Jährliche Veränderung des BC/AI_{Anorg} pro Standort über alle Tiefen. Die mittleren jährlichen Veränderungen sind als Punkte dargestellt. Die Linien stellen das 95 % Vertrauensintervall dar. Die signifikanten Jahreseffekte sind mit ausgefüllten Punkten gekennzeichnet. Lineares Modell (LM): $lm(\log_{10}(BCAL)) \sim Jahr + BS$. Die einzelnen Standorte sind in der Tabelle A6 zu finden.

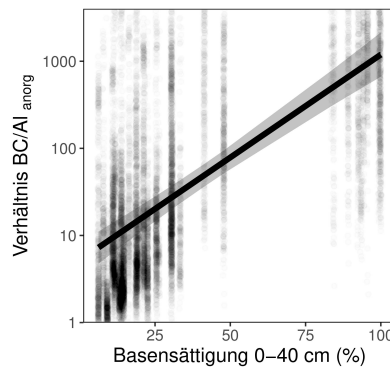


Abb. A3. Effekt der Basensättigung auf das BC/AI_{Anorg} über alle Standorte. Die signifikanten Effekte der LMEM sind als Linien mit 95 % Vertrauensintervall dargestellt. Alle Angaben zu den LMEM sind in Tab. A4 zu finden.

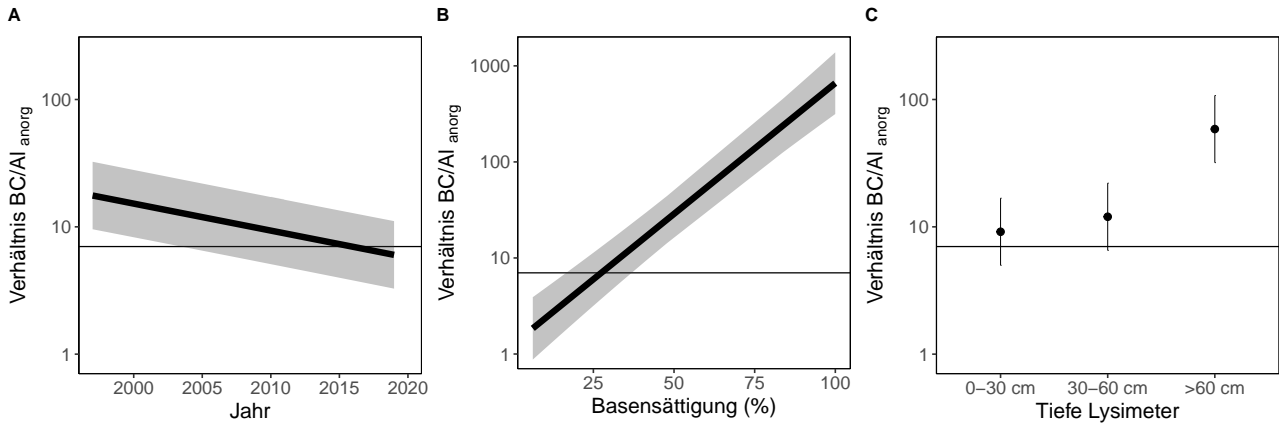


Abb. A4. Weitere Effektplots von wichtigen Einflussfaktoren auf das BC/Al-Verhältnis. Alle anderen signifikanten Effekte sind in Fig. 21 dargestellt. Das LMEM ist in Tab A9 aufgelistet. Der kritische BC/Al Wert von 7 ist als schwarze Linie eingezeichnet.

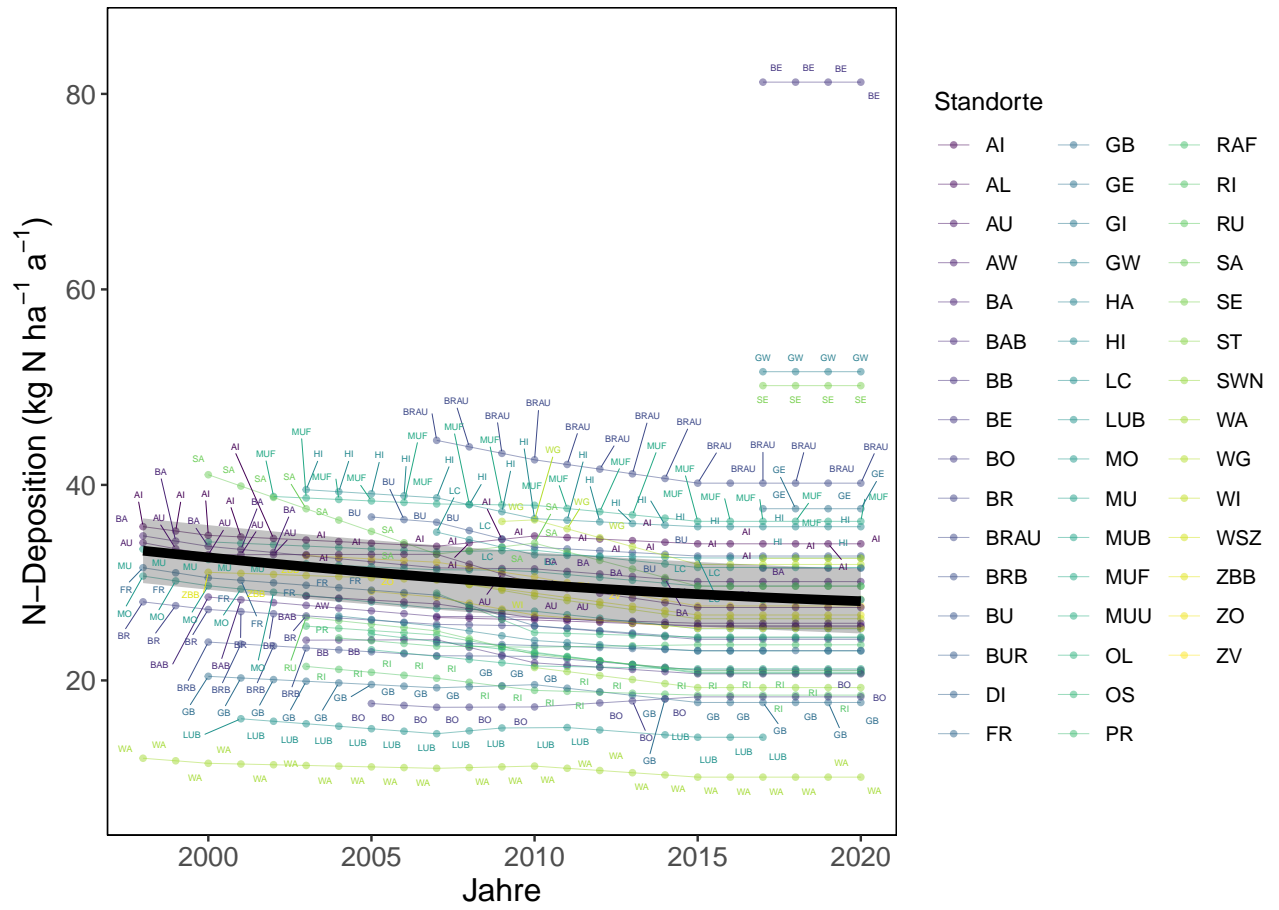


Abb. A5. Zeitliche Entwicklung der modellierten N-Deposition nach Start der Messungen. Der nicht-lineare zeitliche Effekt wurde mit einem orthogonalen Polynom zweiten Grades modelliert gemittelt über alle Untersuchungsstandorte (Tab. A14). Farbe nach Standort, für die Abkürzungen siehe Tab.4).

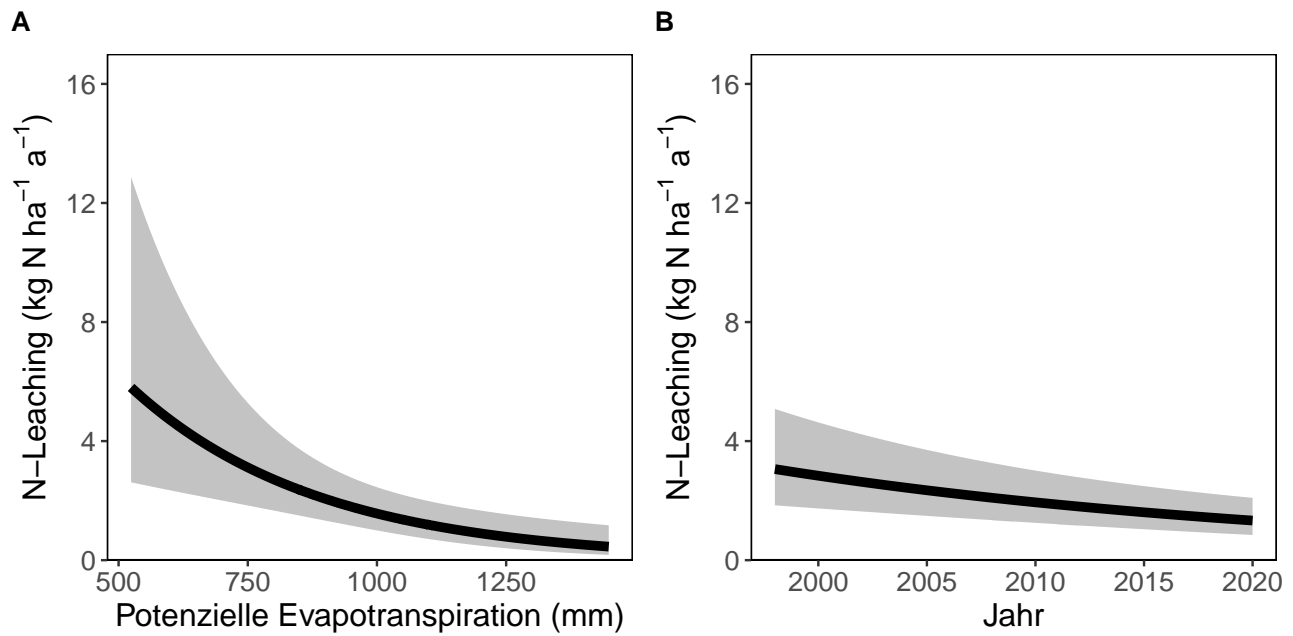


Abb. A6. Effektplots der Sickerwassermenge und dem Jahr auf das N-Leaching. Die weiteren Effektplots sind in Abb. 36 dargestellt. Das LMEM ist in Tab. A15 zu finden.

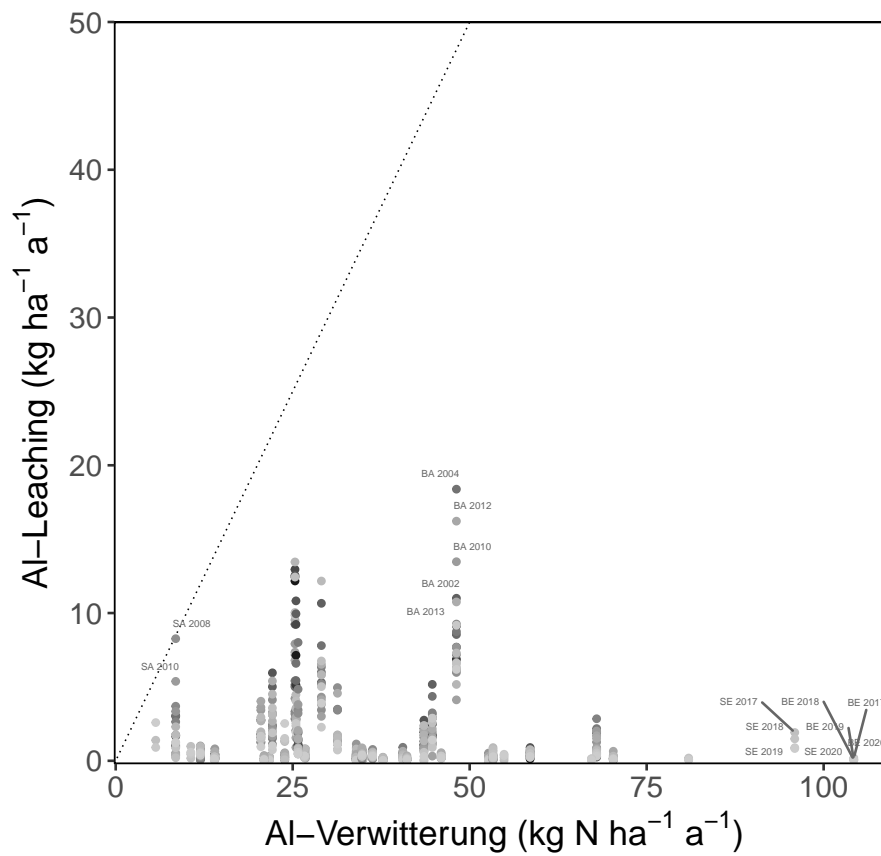


Abb. A7. Auswaschung von Aluminium aus 50-60 cm Bodentiefe in Beziehung zur Verwitterung (aufsummiert über den Wurzelraum), siehe Abb. 42 für die Mittelwerte pro Standort. Die Auswaschung sollte die Verwitterung nicht übersteigen.

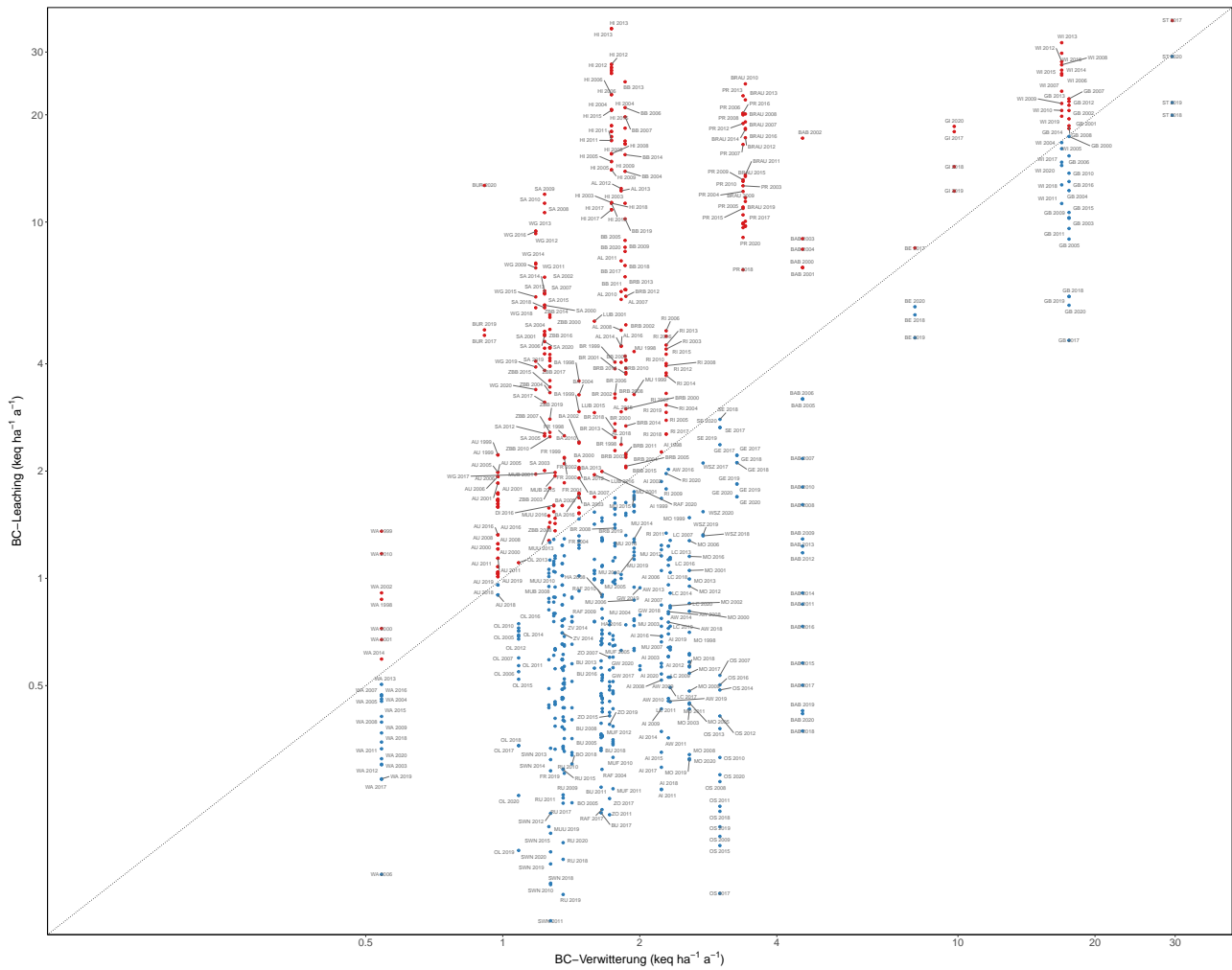


Abb. A8. Auswaschung von BC in 50-60 cm Bodentiefe in Beziehung zur Verwitterung (aufsummiert über den Wurzelraum) + BC-Deposition, siehe Abb. 44 für die Mittelwerte pro Standort. Die Auswaschung sollte die Verwitterung nicht übersteigen.

Literaturverzeichnis

- Alveteg, M., Sverdrup, H., and Kurz, D. 1998. Integrated assessment of soil chemical status. 1. Integration of existing models and derivation of a regional database for Switzerland. *Water Air Soil Pollut.*, 105:1–9, doi:10.1023/A:1005057610042.
- Amrhein, V., Korner-Nievergelt, F., and Roth, T. 2017. The earth is flat ($p > 0.05$): significance thresholds and the crisis of unreplicable research. *PeerJ*, 5(7): e3544, doi:10.7717/peerj.3544. URL <https://peerj.com/articles/3544>.
- Becher, G. 1999. *Waldzustandsanalyse mit multivariaten Verfahren*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, doi:10.1007/978-3-642-58454-1. URL <http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-58454-1>.
- Benzler, J. H., Finnern, H., Müller, W., et al. Bodenkundliche Kartieranleitung, 1982.
- Block, J., Eichhorn, J., Gehrman, J., et al. Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II - Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen, 2000.
- Braun, S., 2017. Untersuchungen über die Zusammensetzung der Bodenlösung. Bericht 2017. Technical report, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Witterswil. URL http://www.iap.ch/publikationen/lysimeter_bericht_13-17.pdf.
- Braun, S., Belyazid, S., Burger, T., et al., 2015a. Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte. Bericht 2006-2014. Technical report, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch. URL https://www.iap.ch/publikationen/braun_etal_2015_gefaehrdete_waldstandorte_iapbericht.pdf.
- Braun, S., Schindler, C., Volz, R., and Flückiger, W. 2003. Forest damages by the storm 'Lothar' in permanent observation plots in Switzerland: The significance of soil acidification and nitrogen deposition. *Water. Air. Soil Pollut.*, 142 (1-4):327–340, doi:10.1023/A:1022088806060. URL <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1022088806060#citeas>.
- Braun, S., Cantaluppi, L., and Flückiger, W. 2005. Fine roots in stands of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* along a gradient of soil acidification. *Environ. Pollut.*, 137(3):574–579, doi:10.1016/j.envpol.2005.01.042. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749105001302>.
- Braun, S., Remund, J., and Rihm, B. 2015b. Indikatoren zur Schätzung des Trockenheitsrisikos in Buchen- und Fichtenwäldern. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwes.*, 166(6):361–371, doi:10.3188/szf.2015.0361. URL <http://meridian.allenpress.com/szf/article/166/6/361/143706/Indikatoren-zur-Schätzung-des-Trockenheitsrisikos>.
- Braun, S., Tresch, S., and Augustin, S. 2020. Soil solution in Swiss forest stands: A 20 year's time series. *PLoS One*, 15(7):e0227530, doi:10.1371/journal.pone.0227530.
- Braun, S., Hopf, S. E., de Witte, L., and Tresch, S., 2021. Wie geht es unserem Wald? 38 Jahre Jahre Walddauerbeobachtung. Technical report, Institute for Applied Plant Biology, Witterswil. URL <https://zenodo.org/record/5674637>.
- Bruggenwert, M. G. M., Bolt, G. H., and Hiemstra, T. 1986. Acid-base systems in soil. In *Trans. 13th Congr. Int. Soc. Soil. Sci.*, pages 51–58, Hamburg.
- CLRTAP. 2004a. *Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends*. Number 52/04. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.
- CLRTAP. 2004b. *Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends*. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Number 52/04. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. URL <http://www.icpmapping.org>.
- EMEP, 1996. Manual for sampling and chemical analysis. Technical report, NILU.
- Frei, E., Vökt, U., Flückiger, R., Brunner, H., and Schai, F. Bodeneignungskarte der Schweiz, 1980.

- GSchV. Gewässerschutzverordnung (GSchV) 814.201, 1998. URL <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19983281/index.html>.
- Hettelingh, J.-P. and de Vries, W. Mapping Vademecum, 1992.
- Hothorn, T., Bretz, F., and Westfall, P. 2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical J.*, 50(3): 346–363, doi:10.1002/bimj.200810425. URL <http://doi.wiley.com/10.1002/bimj.200810425>.
- Jönsson, C., Warfvinge, P., and Sverdrup, H. 1995. Application of the safe model to the Solling spruce site. *Ecol. Modell.*, 83(1-2):85–96, doi:10.1016/0304-3800(95)00088-D. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/030438009500088D>.
- Korner-Nievergelt, F., Roth, T., Von Felten, S., et al. 2015. *Bayesian Data Analysis in Ecology Using Linear Models with R, BUGS, and STAN*. Elsevier, doi:10.1016/C2013-0-23227-X. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/C2013023227X>.
- Kurz, D., Rihm, B., Sverdrup, H., and Warfvinge, P. 1998. Critical loads of acidity for forest soils. *Environ. Doc.*, 88:1–102.
- Lenth, R. V. *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*, 2020. URL <https://cran.r-project.org/package=emmeans>.
- Lindsay, W. L. 1979. *Chemical equilibria in soils*. Wiley, Chichester, New York.
- Mayer, P., Brang, P., Dobbertin, M., et al. 2005. Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Ann. For. Sci.*, 62(4):303–311, doi:10.1051/forest:2005025. URL <http://www.edpsciences.org/10.1051/forest:2005025>.
- Nakagawa, S. and Schielzeth, H. 2013. A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods Ecol. Evol.*, 4(2):133–142, doi:10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x>.
- Nieminen, T. M., Derome, K., Meesenburg, H., De Vos, B., and Krupa, S. V., 2013. Soil solution: sampling and chemical analyses. Technical Report 16.
- Ouimet, R., Arp, P. A., Watmough, S. A., Aherne, J., and DeMerchant, I. 2006. Determination and Mapping Critical Loads of Acidity and Exceedances for Upland Forest Soils in Eastern Canada. *Water. Air. Soil Pollut.*, 172(1-4):57–66, doi:10.1007/s11270-005-9050-5. URL <http://link.springer.com/10.1007/s11270-005-9050-5>.
- Perperoglou, A., Sauerbrei, W., Abrahamowicz, M., and Schmid, M. 2019. A review of spline function procedures in R. *BMC Med. Res. Methodol.*, 19(1): 1–16, doi:10.1186/s12874-019-0666-3.
- RCore Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2021. URL <https://www.r-project.org/>.
- Rihm, B., 1996. Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Technical report, Bern.
- Rihm, B. and Achermann, B. 2016. Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Swiss contribution to the effects-oriented work under the Convention on Long-range Trans-boundary Air Pollution (UNECE). *Environ. Stud.*, 1642:78. URL <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/air/publications-studies/publications/Critical-Loads-of-Nitrogen-and-their-Exceedances.html>.
- Rihm, B. and Künzle, T., 2019. Mapping Nitrogen Deposition 2015 for Switzerland. Technical Report on the Update of Critical Loads and Exceedance, including the years 1990, 2000, 2005 and 2010. Technical report, Bern. URL <https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/en/dokumente/luft/externe-studien-berichte/mapping-nitrogen-deposition-2015-for-switzerland.pdf>.
- Rihm, B., Thimonier, A., Albrecht, S., and Waldner, P., 2013. Berechnung der Deposition basischer Kationen für Wälder, Provisorische Depositionskarten für Ca, Mg, K, Na und Cl. Technical report, Meteor-test.
- Rothe, A., Kreutzer, K., and Küchenhoff, H. 2002. Influence of tree species composition on soil and soil solution properties in two mixed spruce-beech stands with contrasting history in Southern Germany. *Plant Soil*, 240:47–56, doi:https://doi.org/10.1023/A:1015822620431.
- Schulla, J., 2019. Model description WaSiM-ETH. Technical report, Zürich. URL http://www.wasim.ch/en/products/wasim_description.htm.
- Slootweg, J., Posch, M., and Hettelingh, J.-P., 2015. Modelling and Mapping the Impacts of Atmospheric Deposition of Nitrogen and Sulphur. Technical report.

- Standortskartierung, A. 2003. *Forstliche Standortaufnahme: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen*. volume 6. IHW-Verlag, Eching bei München.
- Sverdrup, H. and Warfvinge, P. 1993. *The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio*. Lund University, Department of Chemical Engineering II, Lund.
- Sverdrup, H., de Vries, W., and Henriksen, A. Mapping critical loads. A guidance to the criteria, calculations, data collection and mapping of critical loads, 1990a.
- Sverdrup, H., de Vries, W., and Henriksen, A. 1990b. Mapping critical loads. A guidance for the workshop and task force on mapping critical loads and levels, at Bad Harzburg, November 6-9, 1989 and May 22-23. UBA.
- Sverdrup, H. 1995. Modelling recent and historic soil data from the Rothamsted Experimental Station, UK using SAFE. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 53(2):161–177, doi:10.1016/0167-8809(94)00558-V. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/016788099400558V>.
- Trüby, P. and Aldinger, E. Eine Methode zur schnellen Bestimmung der effektiv austauschbaren Kationen, 1984.
- Ulrich, B. 1981. Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkd.*, 144 (3):289–305, doi:10.1002/jpln.19811440308. URL <http://doi.wiley.com/10.1002/jpln.19811440308>.
- Ulrich, B. and Matzner, E., 1983. Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. Technical report.
- Ulrich, B., Meiwes, K. S., König, N., and Khommer, P. K. Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden, 1984.
- Ulrich, B. 1988. Ökochemische Kennwerte des Bodens. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkd.*, 151 (3):171–176, doi:10.1002/jpln.19881510304. URL <http://doi.wiley.com/10.1002/jpln.19881510304>.
- UNECE. Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded, revised version June 1996., 1996.
- UNECE, 2008. Guidelines for reporting on the monitoring and modelling of air pollution effects. Technical report.
- Walinga, I., van der Lee, J. J., Houba, V. J., van Vark, W., and Novozamsky, I. Plant analysis manual, 1995.
- Wellbrock, N., Lauer, A., Eickenscheidt, N., et al. 2016. Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. In Wellbrock, N., Bolte, A., and Flessa, H., editors, *Dynamik und räumliche Muster Forstl. Standorte Deutschl. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008*, chapter 4, pages 75–134. Johann Heinrich von Thünen-Institut, 43 edition, doi:10.3220/REP1473930232000.