

Nährstoffnachhaltigkeit bei Waldbewirtschaftung

Stephan Zimmermann¹, Golo Stadelmann¹, Daniel Kurz², Timothy Thrippleton¹ und Janine Schweier¹

¹ Eid. Forschungsanstalt für Wald, Schnee, und Landschaft WSL, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf

² EKG Geo-Science, Maulbeerstrasse 14, 3011 Bern; geo-science@bluewin.ch

stephan.zimmermann@wsl.ch, golo.stadelmann@wsl.ch, timothy.thrippleton@wsl.ch, janine.schweier@wsl.ch

Der Waldboden und die in ihm gespeicherten Nährstoffe sind neben dem Wasser- und Wärmeangebot des Standorts entscheidend für die Entwicklung der Baumbestände. Im Zusammenhang mit einer intensivierten Holzernte gilt es, dem Nährstoffpotential im Boden Sorge zu tragen. Insbesondere die Nährstoffnachhaltigkeit sollte nicht gefährdet werden. Es gilt, den Nährstoffpool im Boden trotz Nährelementexport durch die Holzernte langfristig zu erhalten, indem dem Standort nur so viele Nährstoffe entzogen werden, wie durch natürliche Prozesse nachgeliefert werden. Um die Nachhaltigkeit der Holz- und Nährstoffversorgung zu gewährleisten, benötigt das Waldmanagement standortsspezifische Entscheidungsgrundlagen.

1 Nährstoffhaushalt von Waldböden

Der Nährstoffhaushalt in einem Wald unterscheidet sich grundsätzlich von jenem landwirtschaftlicher Produktionsflächen. Während in der Landwirtschaft alljährlich mit entsprechendem Nährstoffexport geerntet wird, erfolgt die Holzernte im Wald in weit grösseren Zeitabständen von mehreren Jahren bis Jahrzehnten mit langen Umtriebszeiten von 100 und mehr Jahren. So lange verbleiben die Nährstoffe der Bäume im Ökosystem Wald, und je nach Erntestrategie wird nur ein mehr oder weniger grosser Teil der Biomasse entfernt. Die Landwirtschaft behilft sich mit intensiven Düngungen, die den hohen Nährstoffbedarf befriedigen und die Nährstoffverluste kompensieren. Im Wald ist dies per Gesetz verboten (Waldgesetz 1991). Es gilt, mit den vorhandenen Nährstoffen haushälterisch umzugehen, zumal der Wald in der Schweiz bewirtschaftungsbedingt auf nährstoffärmere Standorte zurückgedrängt wurde (KEMPFF 1985).

Aufgrund zunehmender Waldenergieholznutzung rückt der Nährstoffentzug durch die Holzernte verstärkt in den Fokus des Interesses. Im Bestreben, auf den Klimawandel zu reagieren, wird der Ersatz von fossilen Energieträgern durch erneuerbare Energiequellen angestrebt. Holz ist ein natürlich nachwachsender Rohstoff, der als Energieträger klimaneutral ist. Zudem ist er

unabhängig von saisonalen Schwankungen des Bedarfs verfügbar. Aufgrund dieser Eigenschaften und der Energiestrategie 2050 wurde die Energieholznutzung im Wald in den letzten Jahren vor allem im Schweizer Mittelland intensiviert. Da ein Grossteil der Nährstoffe in Blättern, Zweigen und Rinde gespeichert ist, wird der Nährstoffentzug durch eine intensivierte Ernte deutlich erhöht (SAYER 2006; KHANNA *et al.* 2009; RADEMACHER *et al.* 2009; FVA 2018). Abbildung 1 veranschaulicht diese Zusammenhänge am Beispiel

der Fichte: Gegenüber einer vollständigen Derbholznutzung ohne Rinde, wobei nur Holz ab 7 cm Durchmesser ohne Rinde geerntet wird, werden aus dem Bestand bei einer Vollernte (Nutzung aller Holzsortimente inkl. einem Grossteil der Nadeln, des Reisigs und der Rinde) nur 1,4-mal mehr Biomasse exportiert, jedoch je nach Nährstoff 3- bis 9-mal mehr Nährstoffe entnommen.

Diese Zusammenhänge gelten annäherungsweise auch für Buchenwälder, wo die Holzernte traditionell im laubfreien Zustand erfolgt (KHANNA *et al.* 2009). Die seit einigen Jahren steigende Holznachfrage hat vielerorts bereits zu einer intensivierten Nutzung geführt. Hierbei werden vermehrt auch Holzsortimente, die bislang im Wald verblieben sind, für energetische Zwecke entnommen. Grundsätzlich führt die grössere Entnahme von Biomasse zu einer Zunahme des Nährstoffexports. Entsprechende Konsequenzen sind die Abnahme der verfügbaren Nährstoffe im Boden, Boden-

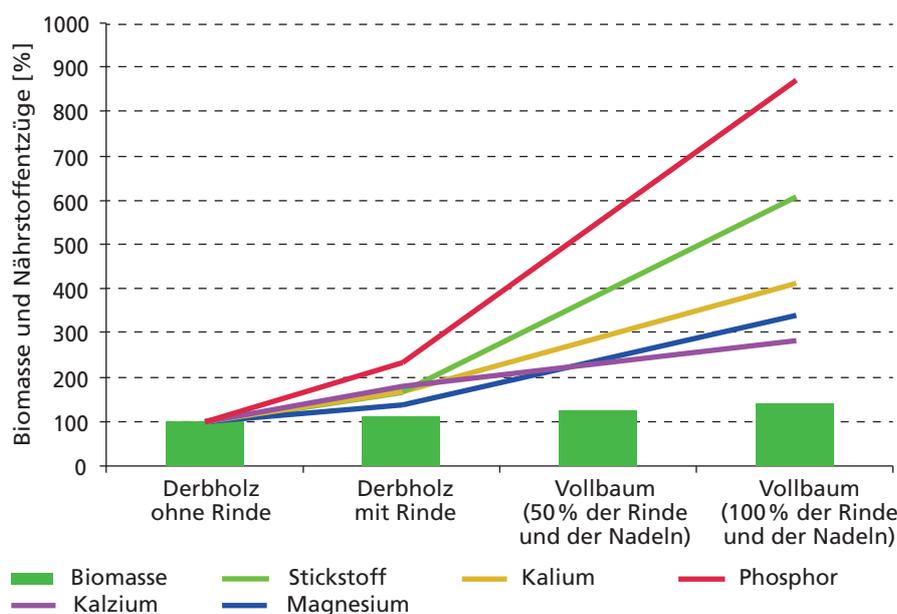


Abb. 1. Biomasse- und Nährstoffentzüge in einem 120-jährigen Fichtenbestand in Österreich (ENGLISCH und REITER 2009). Im Vergleich der beiden Extremvarianten erhöht sich der Biomasseentzug um den Faktor 1,4, der Nährstoffentzug jedoch um die Faktoren 3 bis 8,5.

versauerung und Wachstumsreduktionen von 3 bis 7% bis zu 30 Jahre nach der Holzernte (Metaanalyse von ACHAT *et al.* 2015).

Bei einer intensivierte Holznutzung besteht die Gefahr, dass an nährstoffarmen Standorten die Nährstoffversorgung der Nachfolgenerationen nicht mehr nachhaltig ist (also mehr genutzt wird, als natürlicherweise im Boden vorhanden ist oder durch Gesteinsverwitterung oder Nährstoffdeposition nachgeliefert werden kann), was es zu verhindern gilt (VON WILPERT *et al.* 2018). Gleichzeitig gibt es viele Standorte, die sehr gut nährstoffversorgt sind und an denen eine intensive Nutzung ohne Bedenken für die Nährstoffversorgung erfolgen kann. Es gilt, sowohl die problemlosen wie auch die sensitiven Standorte zu identifizieren, um die Forstbetriebe bei ihrem Beitrag zur Schweizer Energiewende zu unterstützen.

2 Nährstoffsituation in Schweizer Waldböden

Einen repräsentativen Überblick über die Nährstoffausstattung von Schweizer Waldböden gibt die systematische Bodeninventur auf auf einem 8×8 km-Netz, die 1993 durchgeführt wurde (ZIMMERMANN *et al.* 2022). Stellvertretend für alle Nährstoffe werden hier die basischen Kationen Kalzium, Magnesium und Kalium beziehungsweise deren prozentuale Anteile an der Belegung der gesamten Kationenaustauschkapazität (der sogenannten Basensättigung) betrachtet. Abbildung 2 zeigt die durchschnittliche Basensättigung der 172 Bodenprofile der Inventur in Abhängigkeit des durchschnittlichen pH-Wertes des gesamten Bodens (horizontweise Beprobung bis zum Ausgangsgestein) sowie die relative Häufigkeit in den Basensättigungsklassen. In der Basensättigungsklasse von 90 bis 100% sind weitaus am meisten Böden vorhanden (59%). Beinahe drei Viertel aller Böden haben eine Basensättigung von mehr als 50%. Das sind Böden, die nicht allzu sauer und bezüglich Nährstoffen als gut ausgestattet einzuordnen sind.

Die Basensättigung ist jedoch eine relative Grösse (%), die nichts über

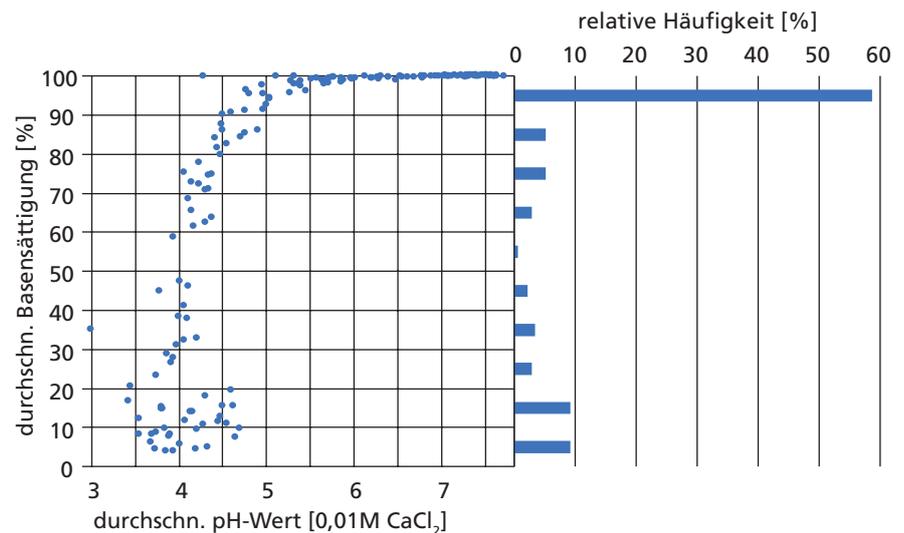


Abb. 2. Links: Durchschnittliche Basensättigung in Abhängigkeit der durchschnittlichen pH-Werte der 172 Bodenprofile (horizontweise Beprobung bis zum Ausgangsgestein) auf dem 8x8 km-Netz der ersten Waldbodeninventur von 1993. Die durchschnittliche Basensättigung ist ein gewichteter Mittelwert der Basensättigung aller Horizonte eines Bodenprofils unter Berücksichtigung der Feinerdemenge und der Feinerdedichte jedes Horizontes. Der durchschnittliche pH-Wert wurde mit den Protonenkonzentrationen und der gleichen Gewichtung wie bei der Basensättigung berechnet. Rechts: Relative Häufigkeit der Basensättigungsklassen mit einer Klassenbreite von 10 %-Punkten.

die absolute Menge der vorhandenen Nährstoffkationen aussagt. Deshalb wurde die durchschnittliche Basensättigung auch in Abhängigkeit ihrer Kationenaustauschkapazität betrachtet. Beide Betrachtungen führen zu dem Ergebnis, dass 31 der insgesamt 172 Standorte (18%) in einem Bereich von weniger als 20% Basensättigung liegen und eine sehr geringe Kationenaustauschkapazität (WALTHERT *et al.* 2004) von unter 50 mmolc/kg Böden aufweisen. Dies sind Verhältnisse, bei denen mit einer absoluten Knappheit an basischen Kationen gerechnet werden muss und wo bei einer intensiven Holzernte die Nährstoffnachhaltigkeit verletzt werden könnte. Geographisch liegen diese 31 Standorte vor allem im Kristallin des Aarmassivs sowie auf Gneisen und Glimmerschiefern im Tessin. Die wenigen Standorte, die sich im Mittelland befinden, liegen zu über 50% auf alten Moränen (mittleres und frühes Pleistozän) sowie auf Löss und oberer Süswassermolasse im Napfgebiet.

Dieses Ergebnis zeigt, dass die Nährstoffausstattung in Schweizer Waldböden grundsätzlich gut ist. Dies ist dem Umstand geschuldet, dass weite Teile unseres Landes während der letzten Vergletscherung unter Eis

lagen und die Bodenbildung nach dem Rückzug der Gletscher vor etwa 10000 bis 15000 Jahren in frischen Mischgesteinsedimenten von Neuem begann. Hingegen sind Böden aus sauren Ausgangsgesteinen oder Sedimenten des mittleren bis frühen Pleistozäns, die während der letzten Eiszeit nicht mehr vergletschert waren, stärker versauert und entsprechend auch stärker an Nährstoffen verarmt als Böden auf jungpleistozänen Sedimenten. Für diese Standorte ist bei intensiver Holzernte eine genauere Bilanzierung der Nährstoffe unter Einbezug aller relevanten Nährstoffflüsse und -pools empfehlenswert.

3 Relevante Nährstoffpools und -flüsse für die Bilanzierung

In Waldökosystemen sind die gespeicherten Nährstoffe – neben dem Wasser- und Wärmeangebot des Standorts – entscheidend für das Wachstum und den Ertrag der Baumbestände (z.B. BLOCK *et al.* 2016). Somit sind sie ein sehr bedeutender Teil des Produktionskapitals, das unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit uneingeschränkt erhalten werden soll. Die vor allem an stark

versauerten Standorten immer noch andauernden Folgewirkungen früherer Nutzungsformen (z.B. Streunutzung, Waldweide) zeigen, welche gravierenden und langfristigen Ökosystem-Beeinträchtigungen entstehen können, wenn Nährstoffvorräte minimiert werden (u.a. WITTICH 1954; KREUTZER 1972, 1979; BÜRGI *et al.* 2013).

Veränderungen der Nährstoffvorräte in Waldböden erfolgen meist schleichend und lassen sich deshalb durch Inventuren nur ungenau und über sehr lange Zeiträume erfassen. Daher werden Eintrags-/Austragsbilanzen als Indikatoren für Veränderungen verwendet (u.a. ULRICH *et al.* 1975, 1979). Als Eintrag werden die Freisetzung von Nährstoffen aus der Mineralverwitterung und die atmogene Stoffdeposition betrachtet (Abb. 3). Im benachbarten Ausland müssen als Einträge gegebenenfalls auch die Zufuhr von Nährstoffen über Kalkung, Ascherückführung oder Düngung berücksichtigt werden. Als Austräge werden die Auswaschung mit dem Sickerwasser und der Export von Nährstoffen mit der Holz- bzw. Biomassennutzung in die Bilanzen einbezogen. Über lange Zeiträume von einer bis zu mehreren Umtriebszeiten sollten die Nährstoffbilanzen in etwa ausgeglichen sein (GÖTTLEIN *et al.* 2007; LEMM *et al.* 2010; THEES *et al.* 2013). Bei defizitären Bilanzen besteht die Gefahr einer Nährstoffverarmung, bei Überschüssen (z.B. Stickstoff) das Risiko einer unerwünschten Eutrophierung und von Nährstoffungleichgewichten.

Die Eintragsseite der Nährstoffhaushaltsbilanz in Waldökosystemen wird vor allem durch den Lufteintrag beeinflusst. Auch auf der Austragsseite wirkt die Deposition von Luftverunreinigungen indirekt über Bodenversauerung und Zufuhr mobiler Anionen, die zu einer Verstärkung der Nährstoffauswaschung mit dem Sickerwasser beitragen (u.a. BREDEMEIER 1987, ULRICH 1987, 1988). Die waldbauliche Behandlung beeinflusst über Baumartenwahl, Mischungsanteile, Bestandesstruktur sowie Häufigkeit und Intensität der Eingriffe sowohl die atmogene Deposition als auch die Sickerwasser- und die Nährstoffkonzentration im Sickerwasser (VON WILPERT 2008).

Da jede Holz- und Biomassennutzung dem Ökosystem auch Nähr-

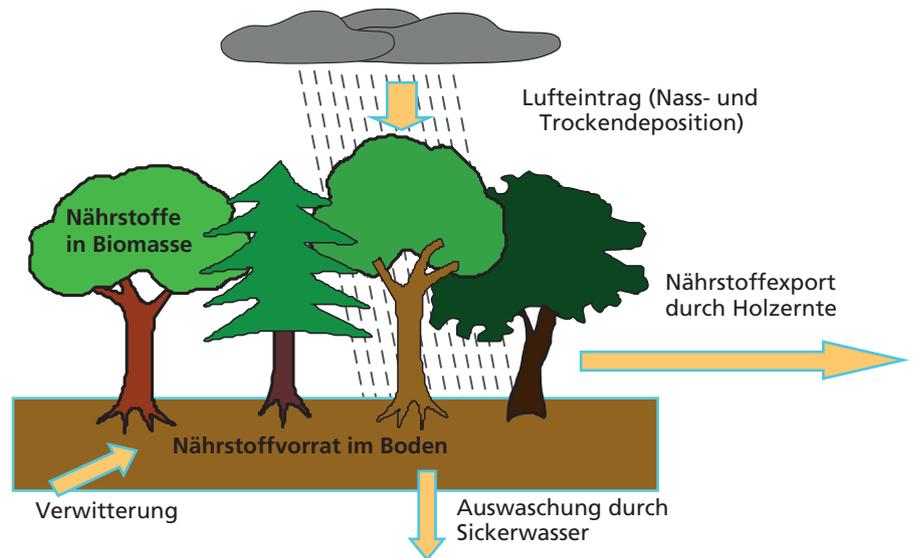


Abb. 3. Nährstoffflüsse und -pools für eine Nährstoffbilanzierung. Die systeminternen Prozesse spielen sich innerhalb des Bilanzrahmens ab und werden hier nicht abgebildet (LEMM *et al.* 2010).

stoffe entzieht, ist die Intensität der Nutzung eine zu beachtende Einflussgröße. Grundlage für lokale Betrachtungen sind Waldwachstums- und Bewirtschaftungsmodelle, wie etwa das frühe Modell FBSM (ERNI und LEMM 1995) und das neue, den Klimawandel berücksichtigende Modell SwissStandSim (ZELL 2016, ZELL *et al.* 2020). Für regionale oder nationale Biomasseschätzungen eignet sich hingegen das Modell MASSIMO (STADELMANN *et al.* 2019). Solche an der WSL entwickelten Modelle ermöglichen es, ausgehend von realen Beständen, das Wachstum und die waldbaulichen Strategien (Kulturpflege, Durchforstungen, Endnutzungen) sowie die daraus resultierenden Holzsortimente für verschiedene Bewirtschaftungsmethoden mengenmäßig zu simulieren und so die Grundlage für die Berechnung des Nährstoffexports zu liefern.

4 Nährstoffbilanzen bei Holzernte

Bereits in den 1970er-Jahren wurde auf die Bedeutung des Holzernte-Nährstoffexports für die langfristige Entwicklung der Nährstoffausstattung und damit die Fruchtbarkeit der Waldstandorte hingewiesen (ULRICH 1972; ULRICH *et al.* 1975; KREUTZER 1979). In den 1980er- und 1990er-Jahren geriet

diese Problematik angesichts der Immissionsschäden weitgehend in Vergessenheit. Ende der 1990er-Jahre häuften sich wieder Hinweise auf defizitäre Nährstoffbilanzen. FICHTER *et al.* (1998) fanden bei Untersuchungen des Haushalts basischer Kationen im Strengbach-Einzugsgebiet in den Vogesen, dass über eine Umtriebszeit betrachtet die Freisetzung von Kalzium durch die Mineralverwitterung weder bei Fichten- noch bei Buchenbestockung ausreicht, um die Verluste durch die Holzernte und die Auswaschung mit dem Sickerwasser zu kompensieren.

Zu ähnlichen Schlussfolgerungen kamen auch RADEMACHER *et al.* (1999) bei der Untersuchung der Nährstoffbilanz von Kiefernbeständen auf ärmeren pleistozänen Sanden in Niedersachsen. Über die Umtriebszeit ergab sich ein deutliches Bilanzdefizit vor allem beim Kalzium. BECKER *et al.* (2000) berechneten an 45 Level II-Standorten in Deutschland mit Hilfe des Stoffhaushaltsmodells PROFILE (SVERDRUP und WARFVINGE 1993) die Freisetzungsraten von basischen Kationen durch die Mineralverwitterung und verglichen diese Rate mit der ebenfalls mit Hilfe des Modells geschätzten Aufnahmerate dieser Kationen beim Derbholzzuwachs. An 39 der 45 Standorte überstieg die langfristige Kalziumaufnahme die Freisetzung durch die Mineralverwitterung. Die kalkulierten Aufnahmeraten der essentiellen Näh-

relemente Magnesium und Kalium waren an 12 Standorten nicht durch eine entsprechende Verwitterungsrate gedeckt. Die langfristige Nährstoffversorgung ist an diesen Standorten demnach auch ohne Holzernte nur bei entsprechend hoher atmosphärischer Deposition dieser Elemente oder durch Düngungsmassnahmen gewährleistet.

In der Schweiz hat das Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (IAP) für 82 Waldflächen die Verwitterungsraten sowie alle anderen relevanten Nährstoffflüsse berechnet und entsprechende Bilanzierungen vorgenommen (IAP 2015). Auf sechs der Flächen wurde eine dynamische Modellierung mit dem Modell ForSAFE (BELYAZID *et al.* 2006) durchgeführt, wobei die Nährstoffbilanz bei Derbholzernte in zwei Fällen und bei Vollbaumernte in vier Fällen für basische Kationen negativ war (IAP 2015). Es liegen also relevante Hinweise vor, dass die mit der Holzernte verbundenen Nährstoffentzüge an sehr armen Standorten schon bei herkömmlicher Holznutzung Risiken für die Nachhaltigkeit des Nährstoffhaushalts bergen könnten.

In Deutschland wurde im Jahr 2018 ein gemeinsames Grossprojekt von drei Forschungsanstalten abgeschlossen, das beispielhaft eine Nährstoffbilanzierung an ein Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodell (WEHAM von BÖSCH und KÄNDLER 2012) kopelte und auf diese Weise Holznutzung und Nährstoffhaushalt integral verband (FVA 2018). Auch in der Schweiz wurden vor allem vom Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (IAP) zahlreiche Vorarbeiten geleistet (IAP 2015); eine Kopplung der Nährstoffbilanzierung an ein Waldwachstumsmodell erfolgte dabei jedoch nicht.

5 Vergleich gefährdeter und weniger gefährdeter Standorte

Im Schweizerischen Mittelland, wo die intensivste Holznutzung stattfindet, sind Böden aus Gesteinen, die bereits länger verwittert und der Auswaschung ausgesetzt sind, potenziell am nährstoffärmsten und am sensitivsten gegenüber einer weiteren Nährstoffver-

armung. Dies sind vor allem Böden auf höherem Deckenschotter, welcher bereits im frühen Pleistozän (vor 2,5 Mio. Jahren) durch Gletscher und Flüsse abgelagert und später nur noch während der grössten Vereisungen des mittleren Pleistozäns (bis vor 150000 Jahren) mit frischen Sedimenten bedeckt wurde. Deshalb haben sich diese Böden bereits seit mindestens 150000 Jahren entwickelt, verbunden mit einer natürlichen Versauerung und Nährstoffauswaschung (im Vergleich zu rund 10000 Jahren auf den jüngsten Moränen des späten Pleistozäns). Die höheren Deckenschotter sind im Mittelland ziemlich verbreitet und stehen meist in höher gelegenen Gebieten wie auf dem Irchelplateau, auf dem Stadlerberg, auf den Höhenzügen des Surb- und Wehntals, auf dem Heitersberg sowie auf dem Albis an.

Es ist deshalb wichtig, an solch sensitiven Standorten die Auswirkungen einer intensivierten Holzernte auf die Nährstoffnachhaltigkeit möglichst zuverlässig abschätzen zu können. Deshalb haben wir in Buchenbeständen auf dem Irchelplateau auf höherem Deckenschotter (Sedimente des frühen Pleistozäns, mutmasslich sensitive

Standorte) sowie in Bülach auf Würmmoräne (Sedimente des späten Pleistozäns, mutmasslich weniger sensitiv gegenüber Nährstoffverarmung) die Freisetzung von basischen Kationen durch Verwitterung, die Biomasseproduktion sowie den Nährstoffexport berechnet und verglichen. Die Annahme war, dass sich zwischen diesen beiden Standorten aufgrund der stärkeren Versauerung der Böden auf Deckenschotter Unterschiede im Wachstum und im Elementgehalt der Baumbiomasse beziehungsweise der einzelnen Baumkompartimente ergeben würden.

5.1 Eigenschaften der Böden

An beiden Standorten wurden je fünf Bodenprofile gegraben und untersucht. Tabelle 1 zeigt die wichtigsten chemischen Eigenschaften. Es fällt auf, dass bei den Böden auf Deckenschotter die Kalkgrenze nur in zwei von fünf Fällen erschlossen wurde. Dies lässt sich anhand eines Anstiegs des pH-Wertes in der Tiefe der Kalkgrenze auf einen Wert >7 erkennen. In Bülach auf Würmmoräne wurde die Kalkgrenze in allen Fällen erreicht, d.h. eine vollstän-

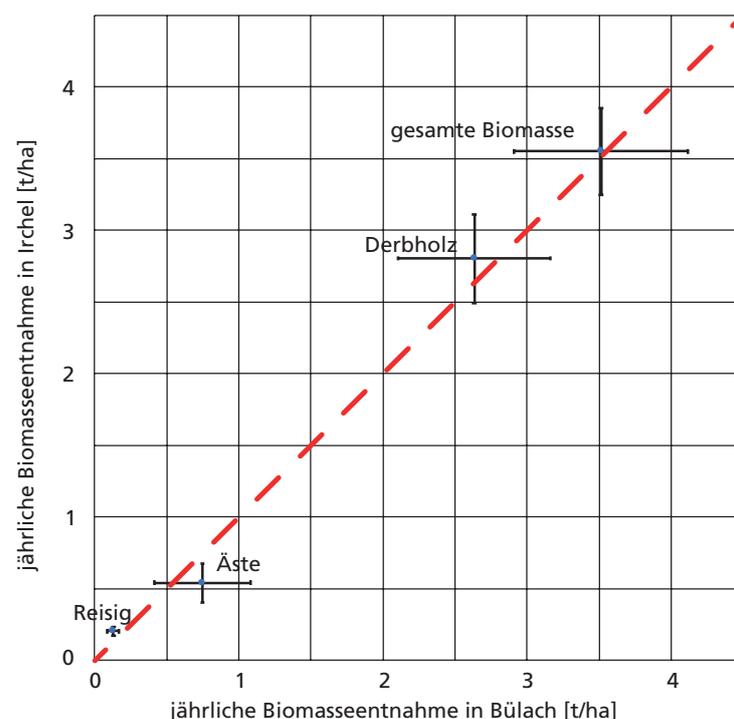


Abb. 4. Modellierte durchschnittliche jährliche Biomasseentnahme mit Standardfehler an den Standorten Irchel und Bülach bei gleichen Eingriffsstärken. Die durchschnittliche jährliche Biomasseentnahme umfasst alle Durchforstungen sowie die Endnutzung.

Tab. 1: pH-Wert, Kationenaustauschkapazität (CEC) und Basensättigung (BS) der 10 Bodenprofile in Irchel (mutmasslich sensitiver Standort gegenüber einer Nährstoffverarmung durch intensive Holzernte) und Bülach (mutmasslich weniger sensitiver Standort).

Standort	Horizont	Obergrenze	Untergrenze	pH-Wert	CEC	BS	Standort	Horizont	Obergrenze	Untergrenze	pH-Wert	CEC	BS	
		[cm]	[cm]		[mmolc/kg]	[%]			[cm]	[cm]		[mmolc/kg]	[%]	
Irchel: Steig	L	2	1				Bülach: Chengel- boden	L	3	1				
	F	1	0	3,9	357	58		[F]	1	0				
	A	0	-15	3,7	73	10		Ah	0	-6	3,7	84	43	
	EIB	-15	-40	3,9	50	3		(A)B	-6	-20	3,6	53	7	
	Bt	-40	-140	3,7	157	18		Bv	-20	-40	3,6	53	5	
	BC	-140	-200	4,0	154	61		Bsw	-40	-60	3,6	76	7	
						Sw		-60	-100	3,7	86	54		
						2Sw		-100	-140	4,2	85	86		
						2Sd		-140	-195	4,4	78	86		
						IICca		-195	-220	7,6	174	100		
Irchel: Hörnli	L	1	0					Bülach: Lärchen- schlag	L	2	0			
	Ah	0	-6	4,0	69	38	Ah		0	-10	4,0	57	40	
	(A)B	-6	-25	3,8	46	7	(E)AB		-10	-30	4,0	37	14	
	(Sw)B	-25	-65	3,7	58	15	B(t)		-30	-50	3,6	74	10	
	Sd1	-65	-90	3,7	104	62	CBv		-50	-80	5,5	103	98	
	Sd2	-90	-160	3,9	98	77	Cca1		-80	-110	7,7	124	100	
	Sd3	-160	-225	4,1	114	89	Cca2		-110	-135	7,7	125	100	
Irchel: Schaffhuser	L	2	0				Bülach: Brenzspel	L	1	0				
	Ah	0	-10	4,0	140	76		Ah	0	-15	4,4	70	73	
	(E)AB	-10	-20	3,9	138	67		(A)B	-15	-30	4,4	43	68	
	B(t)	-20	-40	4,1	186	85		AB	-30	-40	5,1	94	97	
	Bcn	-40	-55	5,1	191	98		Cca1	-40	-70	7,7	148	100	
	CB	-55	-80	6,7	270	100		Cb.ca	-70	-90	7,7	154	100	
	(Bcn)Cca	-80	-120	7,4	280	100		AbCca	-90	-95	7,4	287	100	
	Rca	-120	-130					Cca2	-95	-125	7,8	144	100	
Irchel: Schartenflue	L	2	0				Bülach: Marterloch	L	1	0				
	Ah	0	-6	4,4	86	70		Ah	0	-5	3,5	71	29	
	(E)AB	-6	-15	4,3	69	65		(EA)B	-5	-25	3,8	39	6	
	(E)Bv	-15	-40	3,8	44	16		(E)B(cn)	-25	-60	3,7	54	6	
	(E)CBv	-40	-60	3,8	68	39		B(t,cn)	-60	-80	3,6	124	40	
	(Bt)C	-60	-100	4,3	149	88		CB(t)	-80	-105	3,8	109	69	
	Cca	-100	-140	7,6	173	100		Cca	-105	-140	7,4	153	100	
Irchel: Obermeser	L	2	0				Bülach: Lindi	L	3	1				
	Ah	0	-6	3,4	113	33		F	1	0	4,6	436	81	
	(EA)B	-6	-16	3,6	58	5		Ah	0	-4	3,6	67	33	
	(E)Bcn1	-16	-35	3,7	51	3		(EA)B	-4	-20	3,8	43	13	
	(E)Bcn2	-35	-50	3,6	53	4		(E)B	-20	-40	3,8	40	11	
	B(t,cn)	-50	-65	3,5	75	8		B(t)	-40	-55	3,7	51	13	
	Sw	-65	-95	3,6	181	30		CB(t)	-55	-80	3,6	84	26	
	Sd	-95	-130	3,7	191	43		B(t)	-80	-100	3,7	67	52	
	SdC	-130	-220	3,9	108	64		Cca	-100	-155	7,5	155	100	

dige Basensättigung wurde in allen Böden zumindest im untersten erschlossenen Horizont erreicht. Auf dem Irchel hingegen erreichte die Basensättigung nur in zwei Fällen einen Wert von 100% im untersten Horizont, womit sich das Angebot an basischen Nährstoffkationen zwischen den beiden Standorten wesentlich unterscheidet.

5.2 Biomasseproduktion

Für beide Standorte wurde mit dem klimasensitiven und einzelbaumba-

sierten Waldwachstumsmodell Swiss-StandSim (ZELL 2016, ZELL *et al.* 2020) die Bestandesentwicklung sowie der durchschnittliche jährliche Biomasseanfall bei gleichen Management-Optionen und Nutzungsintensitäten über einen Zeitraum von 50 Jahren modelliert (THRIPPLETON *et al.* 2021). Trotz der festgestellten Unterschiede in den Bodeneigenschaften gibt es keine signifikanten Unterschiede bei der Biomasseentnahme zwischen den beiden Standorten, was auf eine gleiche Biomasseproduktion schliessen lässt (Abb. 4).

5.3 Elementgehalte der Baumkompartimente

Rund um jedes Bodenprofil wurden vier Buchen der Oberschicht gefällt und Proben der unterschiedlichen Baumkompartimente entnommen (Abb. 5). Die Proben wurden getrocknet, gemahlen, chemisch aufgeschlossen sowie die Nährelementgehalte analysiert. Erstaunlicherweise gibt es auch hier keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Standorten. Am ehesten sind Tendenzen grösserer Mangan (Mn)-Gehalte am Irchel (Abb. 5A)

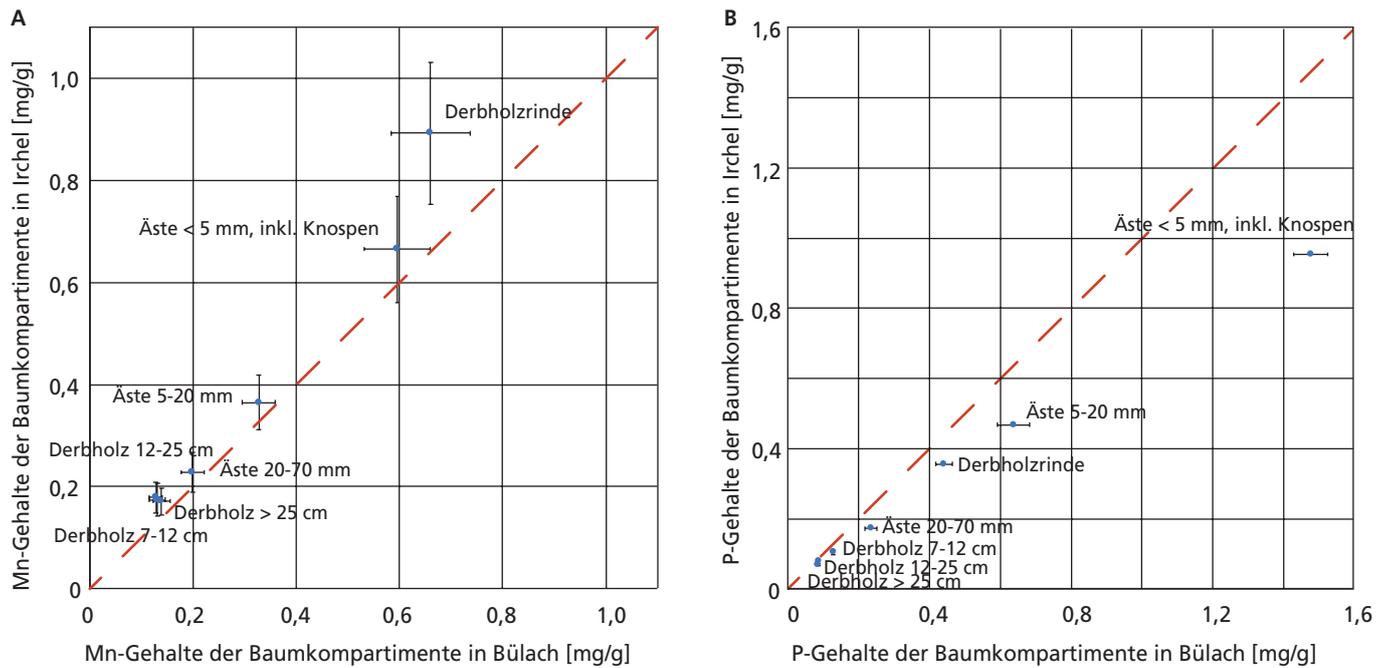


Abb. 5. Gehalte der Elemente Mangan (Mn, Graphik A) und Phosphor (P, Graphik B) mit Standardfehler in verschiedenen Baumkompartimenten von Buchen in Bülach und Irchel. Es wurden die Baumkompartimente Derbholzrinde, Derbholz > 25 cm, Derbholz 12–25 cm, Derbholz 7–12 cm, Äste 2–7 cm, Äste 0,5–2 cm sowie Reisig < 0.5 cm inkl Knospen beprobt.

und grösserer Phosphor (P)-Gehalte in Bülach (Abb. 5B) erkennbar. Für Mn ist das mit der stärkeren Versauerung der Böden auf dem Irchel zu erklären, weil dort das pH-Fenster der Mn-Mobilisierung bereits durchschritten oder immer noch vorhanden ist, während in Bülach aufgrund der höheren pH-Werte die Mn-Mobilität geringer ist. Die tendenziell grösseren P-Gehalte in Bülach sind nur schwer zu erklären, da die P-Verfügbarkeit vor allem durch die Bodenbiologie gesteuert wird.

Da die Unterschiede in der Biomasseentnahme und in den Elementgehalten der Baumbiomasse nicht signifikant waren, ergeben sich auch keine signifikanten Unterschiede im Nährstoffexport durch die Holzernte.

5.4 Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung

Die standortsspezifische steady-state Verwitterungsrate wurde für beide Standorte mit dem geochemischen Modell SWM (Posch 2022) abgeschätzt, welches wie PROFILE auf dem Sverdrup-Warfvinge-Verwitterungsalgorithmus basiert (Sverdrup und Warfvinge 1993, 1995; Alveteg 1998). Hierbei wird für jeden Bodenhorizont

die chemische Verwitterungsrate als Summe der individuellen Verwitterungsraten aller im Boden vorhandenen Mineralien berechnet. Zur Quantifizierung der Mineralogie wurde ein Normierungsverfahren (Posch und Kurz 2007) eingesetzt, welches die mit Mikroskopie und Röntgendiffraktometrie identifizierten Minerale und die für alle Bodenhorizonte ermittelten Elementtotalgehalte verwendet.

Auch in den Verwitterungsraten traten keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsge-

bieten auf (Tab. 2). Auffallend ist die grosse standörtliche Variabilität, die auch bei den anderen untersuchten Eigenschaften bereits ersichtlich war. Das Irchelplateau hat tendenziell eher die stärker versauerten Böden. Aber auch auf diesem Plateau treten Böden mit relativ hoch anstehender Kalkgrenze auf (z.B. die Profilorte Schartenflue und Schaffhuser). Diese Orte liegen eher am Rand des Plateaus, wo wegen der Erosion die durch Bodenbildung noch nicht stark beeinflussten Schichten näher an der Oberfläche liegen. Würde

Tab. 2. Modellierte Verwitterungsraten der basischen Kationen Kalzium (Ca), Magnesium (Mg), Kalium (K) und Natrium (Na) sowie der Summe der basischen Kationen (BC) an den beiden Standorten Irchel und Bülach. Die modellierten Werte beziehen sich auf die obersten 60 cm des Mineralbodens.

		Ca	Mg	K	Na	BC
		meq/m ² /a				
Irchel	Steig	3,2	30,8	37,2	16,9	88,1
	Hörnli	4,7	24,6	23,2	26,1	78,6
	Schartenflue	2,7	3,9	3,4	2,2	12,1
	Schaffhuser	17,3	22,6	8,6	4,2	52,7
	Obermeser	3,1	18,1	29,0	5,5	55,6
Bülach	Lärchenischlag	6,8	6,9	7,7	10,1	31,4
	Chengelboden	16,1	37,5	41,9	63,5	159,0
	Lindi	10,1	20,4	22,6	31,3	84,4
	Marterloch	9,8	27,7	23,7	31,1	92,3
	Brengspel	102,5	5,3	3,5	5,1	116,4

man für alle Profillorte die Gesamtbilanz berechnen, ergäben sich Nährstoffnachhaltigkeitsprobleme wohl am ehesten an den Profillorten Steig, Hörnli und Obermeser, während in Bülach weniger Standorte problematisch wären.

6 Ausblick

Aufgrund unserer Ergebnisse empfiehlt es sich, sensitive Standorte bezüglich einer Gefährdung der Nährstoffnachhaltigkeit zu identifizieren und für diese Standorte eine möglichst genaue Bilanzierung aller relevanten Nährstoffflüsse vorzunehmen, um eine standortgerechte, der Nährstoffnachhaltigkeit genügende Holzernteintensität anzustreben.

Verdankungen

Dieses Projekt wurde in dankenswerter Weise von der Wald- und Holzforschungsförderung Schweiz (WHFF-CH) unterstützt.

Wir danken Max Posch (Coordination Center for Effects, Bilthoven NL) für die Bereitstellung des Bodenchemiemodells, den Revierförstern Hans Beereuter (Forstbetrieb Irchel) und Thomas Kuhn (Forstbetrieb Bülach) für die Hilfe bei der Gewinnung der Baumproben, Nathalie Barengo (Abteilung Wald Kt. ZH) für das Zurverfügungstellen der Bestandesdaten sowie den WSL-Mitarbeitern Behzad Rahimi, Roger Köchli, Marco Walser und dem Team des Zentrallabors WSL für die Hilfe im Feld und Labor.

7 Literatur

ACHAT, D.L.; DELEUZE, C.; LANDMANN, G.; POUSSE, N.; RANGER, J.; AUGUSTO, L. 2015: Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *For. Ecol. Manage.* 348: 124–141.

ALVETEG, M., 1998: Dynamics of Forest Soil Chemistry. PhD thesis, Department of Chemical Engineering II, Lund University, Lund, Sweden.

BECKER, R.; BLOCK, J.; SCHIMMING, C.-G.; SPRANGER, T.; WELLBROCK, N., 2000: Criti-

cal Loads für Waldökosysteme – Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Arbeitskreis A der Bund-Länder Arbeitsgruppe Level II, Bonn (Hrsg.); Bonn, Selbstverlag.

BELYAZID, S.; SVERDRUP, H.; WESTLING, O., 2006: Modelling changes in soil chemistry at 16 Swedish coniferous forest sites following deposition reduction. *Environ. Pollut.* 144: 596–609.

BLOCK, J.; DIELER, J.; GAUER, J.; GREVE, M.; MOSHAMMER, R.; SCHUCK, J.; SCHWAPPACHER, V.; WUNN, U., 2016: Gewährleistung der Nachhaltigkeit der Nährstoffversorgung bei der Holz- und Biomassennutzung im Rheinland-Pfälzischen Wald. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 79: 231 S.

BÖSCH, B.; KÄNDLER, G., 2012: WEHAM 2012 – Modelle und Algorithmen, Fachkonzept und Spezifikation, FVA Baden-Württemberg: 38 Seiten (unveröffentlichter Projektbericht).

BREDEMEIER, M., 1987: Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. *Ber. Forsch.zent. Waldökosyst.* A33, Göttingen.

BÜRGI, M.; GIMMI, U.; STUBER, M., 2013: Assessing traditional knowledge on forest uses to understand forest ecosystem dynamics. *For. Ecol. Manage.* 289: 115–122.

ENGLISCH, M.; REITER, R., 2009: Standortliche Nährstoff-Nachhaltigkeit bei der Nutzung von Wald-Biomasse. *BFW-Praxisinformation* 18: 13–15.

ERNI, V.; LEMM, R., 1995: Ein Simulationsmodell für den Forstbetrieb – Entwurf, Realisierung und Anwendung. Birmensdorf, Eidg. Anstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. *Ber. Eidgenöss. Forsch. anst. Wald Schnee Landsch.* 341: 89 S.

FICHTER, J.; DAMBRINE, E.; TURPAULT, M.-P.; RANGER, J., 1998: Base Cation Supply in Spruce and Beech Ecosystems of the Strengbach Catchment (Vosges Mountains, N-E France). *Water Air Soil Pollut.* 104, 1–2: 125–148.

FVA (Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg), 2018: Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit: Abschlussbericht zum Projekt «Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)». Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen der Universität Freiburg und Forstliche

Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Hrsg.). *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, Heft 101, 375 S.

GÖTTLEIN A.; Ettl R.; Weis W.; 2007: Energieholznutzung und nachhaltige Waldbewirtschaftung – ein Zielkonflikt? *Rundgespräche der Kommission für Ökologie «Energie aus Biomasse»*, 33: 87–95.

IAP, 2015: Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte. Bericht 2006 – 2014. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch. Bericht im Auftrag des BAFU, 168 S. www.bafu.admin.ch/wald.

KEMPF, A., 1985: Waldveränderungen als Kulturlandschaftswandel – Walliser Rhonetal : Fallstudien zur Persistenz und Dynamik des Waldes zwischen Brig und Martigny seit 1873. *Basl. Beitr. Geogr.* 31: 262 S.

KHANNA, P.K.; FORTMANN, H.; MEESENBERG, H.; EICHHORN, J.; MEIWES, K.J., 2009: Biomass and element content of foliage and aboveground litterfall on three long-term experimental beech sites: dynamics and significance. In: BRUMME, R.; KHANNA, P.K. (eds.), *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*, *Ecological Studies* 208: 183–205.

KREUTZER, K., 1972: Über den Einfluss der Streunutzung auf den Stickstoffhaushalt von Kiefernbeständen (*Pinus silvestris* L.). *Forstwiss. Cent.bl.* 91: 263–270.

Kreutzer, K.; 1979: Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 98: 298–308.

LEMM R.; THEES O.; HENSLER U.; HÄSSIG J.; BÜRGI A.; ZIMMERMANN S., 2010: Ein Modell zur Bilanzierung des holzerntebedingten Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. *Schweiz. Z. Forstwes.* 161, 10: 401–412.

POSCH M.; KURZ D., 2007: A2M-A program to compute all possible mineral modes from geochemical analyses. *Computers and Geosciences*, 33, doi:10.1016/j.cageo.2006.08.007.

POSCH, M., 2022: SWWm – A program to compute weathering rates for a multilayer soil profile. User Manual, Ver. 2.15 March 2022, IIASA, Laxenburg, Austria.

RADEMACHER, P.; BUSS, B.; MÜLLER-USING, B., 1999: Waldbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefernwirtschaft auf armen pleistozänen Sanden. *Forst Holz* 54: 330–335.

RADEMACHER, P.; KHANNA, P.K.; EICHHORN, J.; GUERICKE, M., 2009: Tree growth, biomass, and elements in tree components of three beech sites. In: BRUMME, R.;

- KHANNA, P.K. (eds.), Functioning and Management of European Beech Ecosystems. *Ecol. Stud.* 208: 105–136.
- SAYER, E.J., 2006: Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biol. Rev.* 81: 1–31.
- SKEFFINGTON R.A.; JACK COSBY B.; WHITEHEAD P.G., 2016: Long-term predictions of ecosystem acidification and recovery. *Sci. Total Environ.* 568: 381–390.
- STADELMANN G.; TEMPERLI C.; ROHNER B.; DIDION M.; HEROLD A.; RÖSLER E.; THÜRIG E., 2019: Presenting MASSIMO: A Management Scenario Simulation Model to Project Growth, Harvests and Carbon Dynamics of Swiss Forests. *Forests*, 10: 94; doi:10.3390/f10020094.
- SVERDRUP H.; WARFVINGE P., 1993: Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model-PROFILE. *J. Appl. Geochem.* 8: 273–283.
- SVERDRUP, H.; WARFVINGE, P., 1995: Estimating field weathering rates using laboratory kinetics. In: WHITE, A.F.; BRANTLEY, S.L. (eds), *Chemical Weathering of Silicate Minerals*. Mineralogical Society of America, *Reviews in Mineralogy* 31: 485–541.
- THEES, O.; ZIMMERMANN, S.; BÜRGL, A.; LEMM, R., 2013: Modellansatz zur Bewertung des Nährstoffentzuges durch Holzzernte in der Schweiz. *Freiburger Forstliche Forschung, Berichte* 94: 109–121.
- THRIPPLETON, T.; BLATTERT, C.; BONT, L.G.; MEY, R.; ZELL, J.; THÜRIG, E.; SCHWEIER, J., 2021: A multi-criteria decision support system for strategic planning at the Swiss forest enterprise level: coping with climate change and shifting demands in ecosystem service provisioning. *Frontiers in Forests and Global Change* 4: 693020, <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.693020>.
- ULRICH, B., 1972: Forstdüngung und Umweltschutz. *Allg. Forstztg.* 27, 9/10: 147–148.
- ULRICH, B.; MAYER, R.; SOMMER, U., 1975: Rückwirkungen der Wirtschaftsführung über den Nährstoffhaushalt auf die Leistungsfähigkeit der Standorte. *Forstarchiv* 46: 5–8.
- ULRICH, B.; MAYER, R.; KHANNA, P.K., 1979: *Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling*. Sauerländer Verlag Frankfurt am Main, 291 S.
- ULRICH, B., 1987: Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. Heidelberg, Germany, Springer, Berlin, *Ecol. Stud.* 61: 11–49.
- ULRICH, B., 1988: Ökochemische Kennwerte des Bodens. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 151: 171–176.
- VON WILPERT, K., 2008: Waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten des Stoffumsatzes von Waldökosystemen: Am Beispiel von Buchen- und Fichtenvarianten der Conventwald-Fallstudie. *Ber. Freibg. Forstl. Forsch.* 40: 237 S.
- VON WILPERT, K.; AHREND, B.; WEIS, W.; VONDERACH, C.; PUHLMANN, H.; KÖHLER, D.; SUCKER, C.; KÄNDLER, G.; NAGEL, J., 2018: Standortangepasste Nutzungsdensitäten und forstliche Handlungsoptionen. Kap. 15. In: Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, *Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Hrsg.), Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit. Abschlussbericht zum Projekt «Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland» (EnNa)*; *Ber. Freibg. Forstl. Forsch.* 101: 325–373.
- Waldgesetz (WAG), 1991: Bundesgesetz über den Wald vom 4. Oktober 1991, SR 921.0, <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19910255/index.html>
- WALTHERT, L.; ZIMMERMANN, S.; BLASER, P.; LUSTER, J.; LÜSCHER, P., 2004: *Waldböden der Schweiz. Grundlagen und Region Jura*. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL. Bern, Hep Verlag. 1: 768 S.
- WITTICH, W., 1954: Die Melioration streugennutzter Böden. *Forstwiss. Cent.bl.* 73: 211–232.
- ZELL, J., 2016: A climate sensitive single tree stand simulator for Switzerland (SwissStandSim). Birmensdorf, Swiss Federal Institute of Forest, Snow and Landscape Research WSL. 107 p. Schlussbericht des Forschungsprogramms «Wald und Klimawandel» des BAFU und WSL, online verfügbar: https://www.wsl.ch/wald_klima.
- Zell, J.; Nitzsche, J.; Stadelmann, G.; Thürig, E., 2020: SwissStandSim: ein klimasensitives, einzelbaumbasiertes Waldwachstumsmodell. *Schweiz. Z. Forstwes.* 171:116–123.
- ZIMMERMANN, S.; WALTHERT, L.; RIGLING, A.; WALSER, M.; KÖCHLI, R.; CHRISTEN, D.; ZÜRCHER, A.; LÜSCHER, P., 2022: *Resultate der ersten Waldbodeninventur der Schweiz*. WSL-interner Bericht.

Abstract

Nutrient sustainability and forest management

The forest soil and the nutrients stored in it are crucial for the healthy growth of tree stands, in addition to the site's water and heat supply. In connection with intensified timber harvesting, the nutrient potential in the soil must be taken care of. In particular, nutrient sustainability should not be endangered. This means at least the maintenance of the nutrient pool in the soil after timber harvesting and balancing of all relevant nutrient fluxes at a given site, including nutrient export through timber harvesting. Timber harvesting should only remove as many nutrients from the site as are replenished by natural processes.

Keywords: Nutrient sustainability, wood use intensity, nutrient balance, nutrient balance, nutrient content, tree compartments



Diese Publikation ist Open Access und alle Texte und Fotos, bei denen nichts anderes angegeben ist, unterliegen der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0. Sie dürfen unter Angabe der Quelle frei vervielfältigt, verbreitet und verändert werden.