

Aus dem Fachbereich Geowissenschaften
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Institut für Geographie

Nutzungsbedingte Einflüsse auf ausgewählte Bodeneigenschaften

Von **Manfred Frühauf**

Mit 2 Abbildungen und 7 Tabellen

(Eingegangen am 20. Oktober 1989)

1. Problemstellung

In landschaftsökologischen Untersuchungen ist es nach wie vor schwierig, durch Nutzungseinflüsse hervorgerufene Veränderungen von Prozessen und Strukturen des Naturraumes inhaltlich und arealhaft zu erfassen. Obwohl diese anthropogenen Einwirkungen teilweise schon seit mehreren Jahrtausenden vonstatten gehen, wurden bei solchen Untersuchungen, in denen der Boden im Mittelpunkt der Betrachtung steht, für diesen oftmals noch uneingeschränkt die Vorstellungen zugrunde gelegt, die eigentlich nur für „Naturböden“ im Dokučevschen Sinne zutreffend sind. Dies betrifft im ursächlichen Sinne auch die praktizierte Bodenklassifikation. In ihr widersprechen eigentlich die Bodentypenbezeichnungen der Realität, da sie im wesentlichen den „Naturbodentyp“ und nicht den heutigen „Kulturbodentyp“ repräsentieren. Theoretisch-methodische Abhandlungen, aber auch praktische Untersuchungen zu dieser Fragestellung liegen nur vereinzelt vor (Literaturzusammenstellung bei Frühauf 1981).

2. Methodik und Untersuchungsstandorte

Der Verfasser beschritt drei methodische Wege zur Erfassung nutzungsbedingter Veränderungen von Bodeneigenschaften. Vor allem mittels bodenkundlicher Untersuchungsmethoden sollte die ökologische und pedogenetische Bedeutung dieser Veränderungen kurz skizziert werden.

Die hierfür bei Teicha (10 km nördlich Halle) untersuchten Profile einer rezenten und einer kolluvial überdeckten Schwarzerde waren nur 20 m voneinander entfernt. Für die Auswahl der Wald-Ackerprofilpaare mußten die Anforderungskriterien von Kussmaul (1969) berücksichtigt werden. Ein Profilpaar wurde nördlich von Halle im NSG „Bergholz“ bzw. 250 m südöstlich davon unter Ackernutzung aufgenommen. Siedlungsgeschichtliche Angaben von Laatsch (1934) belegen, daß die Ackerflächen dieses Gebietes erst als Folge von Rodungsprozessen im 18. Jahrhundert entstanden, so daß hier von einem etwa 200jährigen Nutzungseinfluß ausgegangen werden kann. Das zweite Vergleichspaar wurde westlich von Hettstedt aufgenommen. Auch hier lag das Waldprofil in einem Naturschutzgebiet (NSG Meiseberg). Basierend auf Sandner (1974) wurden bei Stiege/Harz Untersuchungen zur Intensität und Geschwindigkeit der nutzungsbedingten Veränderung von Bodenmerkmalen durchgeführt. Voraussetzungen hierfür waren eine weitestgehend einheitliche Bodenform (Berglöß über Schutt-Braunerde) auf ähnlichen Reliefverhältnissen (Hangneigung $< 2^\circ$) sowie eine große Nutzflächendifferenzierung und hohe Nutzungsartendynamik. In die Untersuchung konnten somit folgende Nutzungsarten einbezogen werden:

– naturnaher Wald (W_N)

- alte, nicht standortgemäß genutzte Forstfläche (W_F)
- zeitweilig unter landwirtschaftlicher Nutzung befindlich gewesene, junge Wiederaufforstungsfläche (W_J)
- altes (Dauer-)Grünland (G_A)
- junges Grünland (ehemals Acker) (G_J)
- Jungacker (A_J)
- Altacker (A_A)
- Garten (H)

3. Ergebnisse

3.1. Vergleich rezenter und fossiler Bodenprofile

Die objektiv besten Möglichkeiten für solche Untersuchungen beständen zweifellos in einem Vergleich zwischen dem aktuellen Zustand der Böden und ihrem „naturlandschaftlichen Zustand“ vor dem wirkungsvollen Eingreifen des Menschen. Leider bestehen hierfür praktisch, selbst unter Berücksichtigung landschaftsgenetischer Arbeitsmethoden und Kenntnisse, kaum Möglichkeiten. Relativ günstige Bedingungen bieten in diesem Zusammenhang jedoch begrabene Bodenprofile. Wie aus Untersuchungen von Altermann und Knoth (1964) an begrabenen Tschernosemprofilen nördlich von Halle zu entnehmen ist, waren diese im ausgehenden Atlantikum auf Grund der natürlichen Klimaverschlechterung schon stärker versauert und intensiver entbast. Im Zuge dieser natürlichen Degradierungsprozesse (Scheffer 1959) kam es auch zu einer Verschlechterung der qualitativen Humuszusammensetzung (Erhöhung des Flurvosäureanteils). Diese Merkmale des einsetzenden natürlichen Degradierungsprozesses sind bei den heutigen in diesem Gebiet vorkommenden Tschernosemen infolge Düngemaßnahmen durch eine Retrogradierung weitestgehend beseitigt worden. Anhand dieser und eigener Kolluvialprofile (Tab. 1) ist ferner feststellbar, daß begrabene Tschernoseme noch nicht den durch das Fortlaufen des natürlichen Degradierungsprozesses an der Unterkante des humosen Oberbodens entstandenen Bv-Horizont aufweisen. Zwischen Ah- und Cc-Horizont befindet sich nur ein typischer Ah/Cc-Übergangshorizont, in dem sich auch analytisch keine deutlichen verwitterungsbedingten Eisenfreisetzungen nachweisen lassen.

3.2. Vergleich von Acker- und Waldprofilen

3.2.1. Makromorphologische Unterschiede

Unterschiede zwischen den Acker- und Waldprofilen sind vor allem durch die Abwandlung der Horizontabfolge in der obersten, bearbeiteten Zone des Bodens hervorgerufen worden. Das Material der organischen Auflage und der Waldhumushorizonte wurde durch die Bearbeitung komplett und das Material der Zwischenhorizonte zum Teil in den Ap-Horizont einbezogen. Die dadurch entstandene Ackerkrume stellte jedoch kein bloßes Gemisch aus dem Material der entsprechenden ehemaligen Ausgangshorizonte, sondern einen qualitativ neuen Horizont dar.

Die Farbe des Ap-Horizontes ist gegenüber den Humushorizonten unter Wald etwas heller. Der Farbkontrast zwischen Ap-Horizont und Unterboden ist bei den Ackerprofilen geringer als bei den Horizonten der vergleichbaren Waldstandorte. Während Laatsch (1934) die gegenüber dem Ah-Horizont hellere Farbe des Ap-Horizontes auf den Ackerstandorten durch geringeren Humusgehalt erklärte, konnten hierfür bei den analysierten Profilen keine diesbezüglich signifikanten Beobachtungen gemacht werden. Der Verfasser pflichtete daher Lieberoth (1962) bei, der die Aufhellung des Ap-Horizontes vor allem auf die von ihm beobachtete Verschlechterung der Humusqualität durch einen höheren Anteil von Fluvosäuren und locker gebundenen Grau- und Braunhuminsäuren zurückführt.

Tabelle 1. Vergleich von Bodeneigenschaften einer verbrauchten Schwarzerde und einer Kolluvialschwarzerde

Horizont	verbrauchte Schwarzerde				Kolluvialschwarzerde Kolluvium			fossilisierte Schwarzerde		
	Ap	Ah	Bhv	Cc	MAp	MAh ₁	MAh ₂	fAh ₁	fAh ₂	fAh/Cc
Farbe (10YR)	3/4	4/3	5/3	6/6	3/3	3/2	4/3	2/2	2/3	5/2
CaCO ₃	1,12	1,01	0,79	11,26	0,91	1,68	—	—	—	2,69
pH-Wert	8,2	7,6	7,4	8,1	7,4	7,3	7,1	6,7	7,1	7,5
freies Eisen (in ‰)	0,73	0,76	0,86	0,41	0,66	0,70	0,78	0,75	0,79	0,75
Humus (in ‰)	2,96	2,43	0,90	0,37	2,62	1,86	2,59	2,34	2,21	0,79
C/N-Wert	7,9	8,4	3,2	6,0	9,5	10,4	11,4	7,4	9,9	4,8
T-Wert (in mval)	20,6	18,7	12,5	20,6	22,5	20,0	17,5	20,0	13,1	25,0
V-Wert (in ‰)	100	100	100	100	100	100	89	80	87	100
lakt. lösl.										
P (in mg/100 g)	—	—	—	—	7,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
K (in mg/100 g)	—	—	—	—	3,3	2,5	2,5	1,8	1,8	1,8
aust. Kationen (in mval)										
Ca	—	—	—	—	22,4	18,2	11,9	10,2	8,2	19,4
Mg	—	—	—	—	1,6	1,3	1,8	3,0	2,3	5,1

Die Texturprofile unter Acker sind meistens weniger deutlich ausgeprägt als unter Wald. Dies gilt allerdings nur für anhydromorphe Böden. Mit zunehmendem Stau-näseeinfluß unterscheiden sich die Texturprofile der „Wald“- und „Ackerböden“ nur unwesentlich. Schon bei der makromorphologischen Profilsprache wurde sichtbar, daß die Tonhäutchen als Auskleidungen von Trockenrissen unter Acker tiefer in den kalkhaltigen Löß (Bt/C + Cc-Horizont) reichen, als das unter Wald der Fall ist. Dies dokumentiert sich auch im Ergebnis der Korngrößenanalyse durch 2...4 % höhere Gesamttonwerte. Ursächlich spielen hierfür die unterschiedlichen Sickerwassermengen auf den Wald- und Ackerstandorten eine wesentliche Rolle. Unter Acker ist die Durchfeuchtung des Bodens intensiver und tieferreichender als unter Wald (Baumgartner 1967). Daher weist auch der Cc-Horizont des Ackerprofils eine größere Entkalkung auf, ohne daß allerdings die Entkalkungsgrenze selbst merklich abgesunken ist (Tab. 2).

Schwieriger scheint es demgegenüber, die in den Waldprofilen etwas intensivere Tonverlagerung (im Bt-Horizont 2...4 % mehr Gesamtton) ursächlich zu deuten. So verhindern die festgestellten relativ hohen Mengen an austauschbarem Aluminium in den Waldprofilen die Tonpeptisation. Im Gegensatz dazu bieten die zwischen 5,5...7,2 liegenden pH-Werte der Ackerprofile fast optimale Durchschlammungsbedingungen. Diese werden hier auch durch den gegenüber den Waldstandorten häufigeren Wechsel zwischen Austrocknung und Wiederbefeuchtung begünstigt (Scheffer u. Schachtschabel 1979).

Das makromorphologisch schwächer ausgeprägte Texturprofil unter Acker, das sich u. a. in einer undeutlicheren Horizontierung (besonders Et/Bt-Grenze) zeigt, ist im wesentlichen auf eine sekundäre Durchmischung von Ober- und Unterbodenmaterial zurückzuführen. Diese wirkt somit der Lessivierung, d. h. Tonmigration entgegen. Solche auch von Lieberoth (1962) beschriebenen undifferenzierten Verlagerungen von Mineralsubstanzen nach oben können nach Kussmaul u. Zöttl (1970) folgende Ursachen haben:

- durch das Wirken von großen Regenwurmarten, die im Ackerboden bis in 2 m Tiefe zu finden sind und im Wald fehlen,
- durch Kultur- und Erntemaßnahmen und
- durch schlagartiges Entweichen komprimierter Luft, die entsteht, wenn Starkregen schnell in die im Ackerboden vorhandenen Trockenrisse eintritt.

Das durch diese Prozesse nach oben verlagerte Material besteht meistens aus Schluff und Ton. In der Regel bleibt es – besonders der Ton – dort nicht lange, sondern wird bald wieder in den Unterboden verlagert.

3.2.2. Pedogenetische Aspekte

Voraussetzung für die pedogenetische Interpretation der eigenen Untersuchungsergebnisse war ihre kritische „Einordnung“ in die bisherigen Grundvorstellungen zur Fahlerdegenese – insbesondere zur Entstehungszeit. Viele Autoren (Rohdenburg u. Meyer 1968) sehen das Bildungsoptimum im frühen Postglazial. Danach wäre die Lessivierung schon im Atlantikum oder noch früher beendet gewesen. Die Fahlerden stellen nach dieser Auffassung somit reliktsche Bodentypen dar, bei denen unter der Laubwaldbedeckung ein historischer Zustand mehr oder weniger konserviert wurde.

Schließt aber die Annahme optimaler Lessivierungsbedingungen für diesen Zeitraum des frühen Holozäns aus, daß seitdem – in mehreren tausend Jahren also – von der Gesamtlandschaftsentwicklung die Bodengenese auszuklammern ist? Dies trifft natürlich nicht zu. Dies bedeutet auch nicht, daß unter den aktuellen Klimaverhältnissen keine Tonverlagerung mehr stattfindet. Es kommt dabei sogar zu der Annahme einer „effektvollen Belebung der Tonverlagerung in jüngster Zeit“ (Kussmaul 1969,

Tabelle 2. Acker-Wald-Vergleichsprofilpaar „Bergholz“ (Löß-Parabraunerde)

Horizont	Acker					Wald			Bt (Bs)	Bt	Cc
	Ap	An/Bv	Bt	Bt/C	Cc	Ah ₁	Ah ₂	Ah ₃ /Bv (Es)			
Farbe (YR)	10 YR 4/4	10 YR 4/3	7,5 YR 4/3	5 YR 3/4	7,5 YR 4/2	10 YR 2/2	10 YR 2/2	7,5 YR 4/3	7,5 YR 4/3	5 YR 4/3	7,5 YR 4/4
CaCO ₃	0,84	0,67	0,67	0,84	7,73	—	—	—	—	—	11,6
pH-Wert	7,9	7,8	7,2	7,6	7,7	3,8	3,7	3,8	3,8	4,1	7,8
aust. Al (mval)											
H ⁺	—	—	—	—	—	1,78	1,73	1,88	3,98	1,93	—
Al ³⁺	—	—	—	—	—	2,00	2,80	3,05	5,65	2,35	—
T-Wert (mval)	15,0	13,7	18,8	12,5	50	20,0	13,1	10,6	16,9	15,0	102,5 (?)
Humus (‰)	2,0	1,8	0,6	0,4	0,3	5,7	1,8	1,1	0,6	0,4	0,5
C/N	5,6	5,2	6,1	5,7	5,7	17,6	12,7	11,1	7,3	3,1	8,6
C (‰)	1,27	0,99	0,34	0,24	0,16	3,32	1,07	0,62	0,36	0,24	0,30
N (‰)	0,21	0,19	0,06	0,04	0,03	0,19	0,08	0,06	0,05	0,08	0,04
freies Eisen (‰)	0,51	0,53	0,99	0,71	0,55	0,53	0,53	0,51	0,89	0,72	0,47
aust. Kationen (‰)											
Ca	13,7	12,4	16,7	11,4	48,1	4,00	1,56	1,56	2,31	5,68	99,5
K	0,28	0,28	0,36	0,18	0,18	0,48	0,12	0,20	0,28	0,28	0,20
lakt. lösl.											
P (in mg/100 g)	16,1	7,0	0,9	0,9	0,9	5,2	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
K (in mg/100 g)	1,8	2,5	2,5	2,5	2,5	4,0	2,5	1,8	2,5	3,3	1,8

S. 111), die im wesentlichen darauf basiert, daß bereits früher peptisiert gewesenes Material wieder mobilisiert und im Profil weiter nach unten verlagert wurde (im angeführten Beispiel 20 kg zusätzliche Tonverlagerung/pro m² seit 1945). Als unter Acker sehr verlagerungsdisponiert kann danach besonders die Mitteltonfraktion angesprochen werden.

Die Zunahme an mobilen Eisen im Bt-Horizont (Tab. 2) deutet ebenfalls auf eine relativ junge Tonakkumulation hin. Diese Tendenz deckt sich mit einer gleichlaufenden Änderung des C-Gehaltes und weist damit auf eine gemeinsame Wanderung von Ton und organischer Substanz hin. Es erhebt sich in diesem Zusammenhang die Frage nach einer „Steuerungsmöglichkeit“ von Bodenbildungsprozessen. Sicherlich läßt die geringe Bodenazidität der Ackerstandorte grundsätzlich nur ein geringes Maß der Mineralverwitterung erwarten (Scheffer u. Schachtschabel 1979). Andererseits bemerkt Niederbudde (1970), daß durch Mineraldünger auch Tonmineralumbildungen eingeleitet werden können. Das führt, wie auch die von Kussmaul (1969) beschriebene Erhöhung der Tonbildung (als Folge der Verwitterung der Schlufffraktion) unter Wald, zu einer Veränderung, in der Regel Verbesserung der Sorptionskapazität.

Für die Lessivierung ist dabei die durch Kalkung bedingte pH-Wert-Steigerung nur eine – wenn auch wesentliche – Maßnahme unter anderen, die die Tonverlagerung entscheidend beeinflussen, d. h. reaktivieren kann. Dazu gehört aber neben einem bestimmten Verhältnis der Sorptionskomplexe vor allem auch die Zufuhr von umsetzbarer organischer Substanz, da ein kolloidchemischer Flockungseffekt von den unter Wald versauerten Böden allein von den Ca-Ionen kaum ausgeht (Schlichting 1965). Sicherlich ist die hieraus von Niederbudde (1970) abgeleitete Schlußfolgerung, daß „Verwitterungsprozesse durch Nutzungseinflüsse gestoppt und die Mineralisierungsprozesse eine Umkehr erfahren können“ (S. 372), von Ort zu Ort neu zu prüfen; in der Tendenz gibt sie jedoch einen wichtigen Hinweis auf ein modifiziertes pedogenetisches Denkmodell. Daraus erwachsen für zukünftige Forschungsansätze, aber auch für die landwirtschaftliche Praxis neue Aufgaben, die für die Erhaltung und Steigerung der Bodenfruchtbarkeit von großer Bedeutung sind. Nach Schlichting (1965) muß unser Kenntnisstand über die Pedogenese so erweitert werden, daß es gelingt, „erwünschte“ Prozesse im Boden zu fördern und „unerwünschte“ zu hemmen, d. h. ungünstigen Bodeneigenschaften zu begegnen, ehe sie sich überhaupt (voll) entwickeln können.

3.2.3. V o l u m e n u n t e r s u c h u n g e n

Das Gesamtporenvolumen ist sowohl in den Ap- als auch in den verbraunten, tonverarmten Horizonten niedriger als in den entsprechenden Horizonten der Waldprofile (Tab. 2). Dabei treten graduelle Unterschiede auf, da die Abnahme im Ap-Horizont ungefähr 10 . . . 15 % erreicht, während sie im Bv/Et-Horizont nur 8 . . . 10 % aufweist. Die maximale Verdichtungszone der Pflugsohle konnte mit der praktizierten Aufnahmemethodik im Meßergebnis nicht berücksichtigt werden.

Weitere Anzeichen der Strukturverschlechterung auf den Ackerstandorten sind die Verringerung des Krümelungsgrades und der Aggregatstabilität sowie die Zunahme der Verschlammungsneigung (Blume u. Zimmermann 1975). Diese Erscheinungen sind nicht nur als Folge von Nutzungsprozessen entstanden, sondern meistens auch Bestandteil der natürlichen Degradierungsprozesse der Böden. Dabei sind sie allerdings (anthropogen) intensiviert worden. Die Tendenz der Strukturverschlechterung bei den Ackerböden wird gleichfalls durch eine zusätzliche Oberbodenverdichtung infolge Maschinendruckes gesteigert. Dies ist besonders bei Böden mit Humus-, Kalk- und Tonverlusten und einem dadurch bedingten labilen Gefüge im Oberboden der Fall. Bei Stauvergleyungserscheinungen kann das Gefüge schließlich vollends kohärent wer-

den. Obwohl durch Bearbeitungsmaßnahmen eine Verbesserung der Porenvolumenverhältnisse dieser Standorte erreicht werden kann, hält diese doch nur kurze Zeit an (Bailly u. Hartge 1967). Eine dauerhafte Verringerung der Oberbodenverdichtung ist bei Lößböden mit hoher biologischer Aktivität (z. B. Schwarzerden) meistens nur durch pfluglosen Ackerbau zu erreichen. Wie diesbezügliche Versuchsergebnisse von Ehlers (1974) zeigen, begünstigt besonders die intensive Regenwurm-tätigkeit die Porenvolumenverbesserung. Dabei konnte schon nach einem Jahr eine Erhöhung um 4,7 Vol-% nachgewiesen werden.

Die Gesamtporenvolumenwerte weisen beträchtliche jährliche Schwankungen auf. Diese treten auf den Ackerprofilen stärker in Erscheinung als in den Waldprofilen (Ehlers 1974). Die Hauptursachen für die höheren Gesamtporenvolumenwerte unter Wald liegen in andersartigen Humusverhältnissen und der höheren biologischen Aktivität begründet (Bailly u. Hartge 1967). So sind mit einer allgemeinen Verringerung der Humusmenge mit zunehmender Ackernutzungsdauer (Sander 1974) in den untersuchten Beispielpprofilen mit verschiedene Humusformen entstanden (voluminöser Moder gegenüber feinverteiltem Mull auf den Ackerstandorten).

Die Wassergehalte im Oberboden der Ackerprofile liegen um 10 % über denen der vergleichbaren Waldstandorte. In den Bt-Horizonten sind diese Unterschiede nicht mehr so ausgeprägt. Höhere Wassergehalte treten dort unter Acker nur dann auf, wenn die angebauten Kulturpflanzen noch nicht voll assimilieren oder bereits abgeerntet sind. Der Unterboden (Bt/C + C_c-Horizont) weist in den Waldprofilen immer höhere Wassergehalte als die entsprechenden Horizonte der Ackerstandorte auf. Diese Wassergehaltunterschiede wären noch größer, wenn es auf den Ackerstandorten nicht durch die senkrechten, dicken Regenwurmgänge (Kusssmaul 1969) und durch die Bildung von Sekundärporen mit größerer Porenkontinuität zu einer zusätzlichen Intensivierung käme (Bailly u. Hartge 1967).

Der höhere Wassergehalt im Oberboden der Ackerstandorte ist vor allem auf den geringeren Wasserentzug der Kulturpflanzen (Scheffer u. Schachtschabel 1979), auf die verstärkte Oberbodenverdichtung und eine um etwa 1/3 niedrigere Gesamtverdunstung zurückzuführen (Baumgartner 1967).

Mit zunehmender Nutzungsdauer kommt es trotz weiterer Abnahme der Humusmenge (Sandner 1974) mit einer geringfügigen Verbesserung der Humusqualität (günstigeres C/N-Verhältnis, Tab. 3) wieder zu einer Zunahme der Aggregatstabilität auf den Ackerstandorten (Lieberoth 1962). Eine wirksame und dauerhafte Verbesserung der Aggregatstabilität und des Gesamtporenvolumens ist insbesondere durch Kalkdüngung möglich. Dadurch wird nicht nur der Basengehalt erhöht, sondern auf kolloidchemischem Wege auch eine Gefügeverbesserung (Scheffer u. Schachtschabel 1979) erreicht, die ihrerseits wiederum die Aktivität der Bodenorganismen stimuliert.

Trotz des festgestellten Absinkens des Gesamtporenvolumens auf Werte um oder unter 50 % sind dies für die meisten Ackerböden noch günstige Werte. Im Gegensatz zu einem hohlraumreicheren Gefüge kommt es hierbei nicht zu einer schnellen Oberflächen-austrocknung und einem raschen Abbau der Humussubstanzen (Scheffer u. Schachtschabel 1979). Die großen Regenwurmarten des Ackers bewirken auch unterhalb der Bearbeitungsgrenze eine intensive Durchmischung. Dadurch werden die unter Wald ökologisch ungünstig wirkenden Grenzen zwischen Et- und Bt-Horizont weitgehend diffuser gestaltet sowie bis in größere Profiltiefe reichende Leitbahnen für die Wasserbewegung und das Wurzelwachstum geschaffen (Kusssmaul 1969).

3.2.4. Bodenchemische Eigenschaften

Durch Nutzungseinflüsse sehr stark veränderbar sind die Aziditäts- und Sorptionseigenschaften. So weisen die pH-Werte im Oberboden große Unterschiede auf

Tabelle 3. Acker-Wald-Vergleichsprofilpaar „Meisberg“ (Löß-Parabraunerde)

Horizont	Acker						Wald					
	Ap	Ah	Bv (Et)	Bt	Bt/C	Cc	(AL-AF)	Ah ₁	Ah ₂ /Bv (Et)	Bt	Bt/C	Cc
Farbe (YR)	10 5/4	10 5/3	5 5/3	5 5/6	5 5/8	5 6/8	10 3/3	10 3/4	5 5/3	5 4/6	5 5/8	5 6/8
SV *	47	n. b.	53	60	65	n. b.	57	n. b.	56	60	68	n. b.
GPV *	53	n. b.	47	40	35	n. b.	43	n. b.	45	40	32	n. b.
WG *	17	n. b.	20	29	26	n. b.	26	n. b.	30	26	29	n. b.
Sand	8	6	8	6	7	5	11	8	8	6	5	4
Schluff	70	72	70	70	70	61	66	71	72	69	72	84
Ton	22	22	22	24	26	14	23	21	20	25	23	12
CaCO ₃ (‰)	0,7	0,5	0,4	0,5	0,6	5,8	—	—	—	—	0,8	6,8
pH-Wert	7,5	7,3	7,1	7,0	7,1	7,5	4,8	3,8	3,5	3,4	5,7	7,4
ausl. Al (mval)												
H ⁺	—	—	—	—	—	—	1,58	2,01	2,78	3,46	1,12	—
Al ⁺⁺⁺	—	—	—	—	—	—	2,12	2,98	3,62	4,41	2,12	—
T-Wert (mval)	14,6	14,8	13,1	12,4	16,3	n. b.	22,2	20,8	18,2	14,1	16,8	n. b.
V-Wert (mval)	100	100	93	95	100	100	31	24	23	20	63	100
Humus (‰)	2,2	2,3	0,9	1,0	0,4	0,2	5,1	1,7	0,9	0,9	0,4	0,2
C-Gehalt (‰)	1,12	1,21	0,88	0,61	0,33	0,11	3,62	2,11	1,04	0,60	0,36	0,12
freies Eisen (‰)	0,56	0,56	0,78	1,12	0,91	0,61	0,54	0,55	0,73	0,99	0,68	0,58
oxal. Eisen (‰)	0,27	0,25	0,20	0,31	0,24	0,05	0,26	0,24	0,17	0,26	0,20	0,05

* SV = Substanzvolumen (‰); GPV = Gesamtporenvolumen (‰); WG = Wassergehalt (‰)

(z. T. 4 Einheiten, Tab. 2). Diese sind vor allem auf die Kalkdüngung des Ackers zurückzuführen, die die Verluste an basisch wirksamen Kationen durch Ernteentzug und Auswaschung weitgehend ausgleicht. Mit zunehmender Profiltiefe nehmen die hohen pH-Werte der Ackerstandorte nur geringfügig ab (Tab. 2 und 3). Die Erhöhung der pH-Werte im Unterbodenbereich läßt sich durch die lange Kultivierungsdauer beider Ackerstandorte erklären.

In den Waldprofilen liegen die pH-Werte generell niedriger. Zum Teil treten hier schon höhere Anteile an austauschbarem Aluminium (besonders im Bt-Horizont) auf. Diese fehlen auf den Ackerstandorten gänzlich (Tab. 3).

Hauptverantwortlich für die starke Ober- (und z. T. auch Unter-) Bodenversauerung der Waldstandorte sind die durch die Streuzersetzung gebildeten organischen Säuren (Scheffer u. Schachtschabel 1979). Im 2. Vergleichsprofilpaar (Tab. 3) sind diese weitestgehend durch Erdalkalitionen neutralisiert worden, die mit dem Streufall auf den Oberboden gelangen (Kussmaul 1969). Darauf deuten auch die relativ hohen pH-Werte in den obersten Horizonten hin. Staunässeinflüsse tragen dabei generell zu einer weiteren Versauerung, insbesondere der Waldstandorte bei. Die Untersuchungen zur hydrolytischen Azidität erbrachte keine praktisch verwendbaren Ergebnisse, da durch die hohen pH-Werte im Ackerboden nur sehr wenige austauschbare Wasserstoffionen am Bodenkomplex gebunden sind.

Die Basensättigungswerte entsprechen im Vertikalprofil im wesentlichen dem Verlauf der pH-Werte. Sie zeigen bei Ackerprofilen eine große Ausgeglichenheit und erreichen fast im gesamten Profil 100 %.

Im Vergleich zu den entsprechenden Waldprofilen liegt die Austauschkapazität in den Ap-Horizonten teilweise deutlich niedriger. Die Verringerung der Austauschkapazität im Ap-Horizont entspricht aber nicht dem Ausmaß der Abnahme des Gehaltes an organischer Substanz. Die Austauschkapazität muß demnach je Einheit der organischen Substanz im Ap-Horizont zugenommen haben, wenn vorausgesetzt wird, daß sich die T-Werte der mineralischen Substanz unter dem Einfluß der Nutzung nur unwesentlich verändert haben (Thiere 1968). Diese relative Erhöhung läßt auf günstige Humusformen schließen, die sich bei neutralen Reaktionen aus den Rückständen der Ackerpflanzen und aus zugeführten organischen und anorganischen Düngern gebildet haben. In den Bv/Et- und Bt-Horizonten der Ackerprofile ist wieder eine schwache Erhöhung der Austauschkapazität zu verzeichnen. Gleichfalls beträchtlich hat sich hier der Anteil austauschbarer Kationen erhöht.

Von den Gesamtnährstoffen spiegelt der Phosphor nutzungsbedingte Einflüsse am deutlichsten wider (Tab. 2). Die Phosphormengen haben dabei nicht nur im Ap-Horizont, sondern im gesamten Profil zugenommen (vgl. auch Tab. 1). Ähnlich verhalten sich die K-, Ca- und Mg-Mengen, wobei zwischen ihnen noch graduelle Unterschiede zu verzeichnen sind (Mg nur wenig erhöht). Für landwirtschaftliche Fragestellungen sind die pflanzenverfügbaren Kali- und Phosphatwerte interessanter als die Gesamtvorräte. Sie liegen näherungsweise als laktatlösliches K_2O und P_2O_5 vor. Starke Erhöhungen dieser Werte sind nicht nur im Ap-Horizont, sondern auch im Unterboden nachweisbar. Dadurch wird das Nährstoffgefälle zum Unterboden gegenüber den Waldprofilen bedeutend geringer. Die nutzungsbedingten Einflüsse übertreffen hierbei insgesamt sogar die Variationsbreite diesbezüglicher Einstufungen der verschiedenen „Natur“-Bodentypen (Scheffer u. Schachtschabel 1979).

Aus den Tabellen 2 und 3 wird die deutlich abfallende Tendenz des prozentualen Humusgehaltes vom humosen Oberboden des Waldes zu den entsprechenden Ap-Horizonten der Ackerprofile sichtbar. Diese Tendenz zeigt sich auch im nicht bearbeiteten krumennahen Unterboden. Die prozentuale Humusabnahme geht mit einer auf den gleichen Bodenraum bezogenen Abnahme der absoluten Humusmenge (in

dt/ha) einher (Thiere 1968, Sandner 1974). Dabei vollzieht sich die größte Abnahme in den obersten 10 cm. Dies wird durch einen Kultivierungsindex (definiert bei Thiere 1968, S. 131) von 34 % symbolisiert. Für die oberen 40 cm der Ackerprofile liegt er bei 78 %. Diese Verringerung ist nicht ausschließlich auf eine Vermischung infolge Pflugwirkung und eine geringere Anlieferung von organischer Substanz, sondern auch auf eine Erhöhung der Mineralisationsrate (Steigerung der biologischen Umsatzvorgänge) zurückzuführen (Köhnlein 1964). Neben den schon erwähnten Einflüssen auf die Volumenverhältnisse bewirken die geringeren Humusmengen auch eine Verminderung des Wasser- und Nährstoffbindevermögens (Scheffer u. Schachtschabel 1979). Durch Düngemaßnahmen läßt sich auf Acker zwar ein weiteres Absinken des Humusgehaltes verhindern; eine beliebige Erhöhung ist jedoch nicht möglich (Köhnlein 1964). Ein „maximaler Humusspiegel“ kann auch bei sehr hohen Düngegaben nicht überschritten werden, da dann eine äquivalente Abbaustärkung auftritt. Positiv auf die Bodenstruktur wirkt sich bei den Ackerprofilen die Einarbeitung des Humus in den Mineralboden und die Schaffung von stabilen Ton-Humuskopplungen aus. Unter Acker wird hierbei ein höheres Ausmaß erreicht, da die Bodenorganismen des Waldes die anfallende organische Substanz schlechter in den Boden einarbeiten, d. h. stabile Ton-Humuskomplexe aufbauen können (Scheffer u. Schachtschabel 1979). Die Stickstoffwerte unter Acker sind etwas höher als unter Wald, da hier die 5 ... 10mal so hohen Entzüge mit der landwirtschaftlichen Nutzung durch Düngungsmaßnahmen kompensiert bzw. mehr als ausgeglichen werden können (Mückenhausen 1961). Da die Kohlenstoffgehalte bedeutend niedriger liegen, ist das C/N-Verhältnis der Ackerstandorte immer enger und damit günstiger.

3.3. Vergleich verschiedener Nutzungsarten und unterschiedlicher Nutzungsdauer bei gleichen Bodenverhältnissen

Das Profil des naturnahen Waldes (W_N) wurde im NSG „Tännichen“ aufgenommen. Unter den gegebenen Bestockungsverhältnissen (artenreiche Buchenwälder) sind die pH-Werte und Sorptionsverhältnisse relativ ausgeglichen (Tab. 5). Die Humusform ist Moder. Durch den hohen Humusgehalt bedingt, ist der Anteil der organischen Substanz an der Austauschkapazität des Bodens in den Ah-Horizonten der Waldprofile sehr hoch. Die gegenüber den anderen forstlichen Nutzungsarten variierenden bodenchemischen Eigenschaften werden vor allem im Sättigungsgrad, in der Azidität und der Humusform sichtbar.

Alte, nicht standortgemäß genutzte Forstflächen (W_F) sind besonders im Süden und Osten von Stiege verbreitet. Diese unter Nadelholzbestockung befindlichen Böden weisen niedrigere Ertragsleistungen als die W_N -Flächen auf (Gröbner et al. 1963). Die Veränderungen der bodenchemischen Eigenschaften zeigen sich besonders deutlich in den niedrigeren pH-Werten und Sättigungswerten. Verringert hat sich gleichfalls der prozentuale und der absolute Humusgehalt im Hauptwurzelaera (Sandner 1974).

Die jungen Wiederaufforstungsflächen (W_J) lassen in einigen ihrer Oberbodeneigenschaften noch deutliche „Nachwirkungen“ ihrer früheren Nutzungsart (Acker) erkennen. So liegen die Humusgehalte trotz 30jähriger Forstnutzung noch weit unter denen der W_N - und auch der W_F -Flächen. Das enge C/N-Verhältnis deutet jedoch schon auf eine bessere Humusqualität gegenüber den älteren Forstflächen hin. Die pH-Werte stimmen ungefähr mit denen der W_F -Flächen überein und weisen somit auf eine relativ schnelle Reaktion bei Nutzungsartenwandel hin. Mit zunehmender Nutzungsdauer gleichen sich die Bodeneigenschaften denen der W_F -Flächen an. Diese Entwicklungstendenz wird auch durch das erreichte Bild der Humusform

Tabelle 4. Vergleich von Bodeneigenschaften eines Berglöß über Schutt-Braunerde unter verschiedener Nutzungsart und -dauer

Nutzungsart/-dauer	Horizont	Tiefe in cm	pH	CaCO ₃ (%)	Humus (%)	C/N-Ver- hältnis	SV * (%)	GPV * (%)	WG * (%)	V-Wert (%)	T-Wert (mval)
1. naturnaher Wald (W _N)	(A _L -A _F)-A _H	+6- 0	5,8	—	6,9	16,4	44	56	17	31	22,1
	Ah	-13	5,6	—	3,8	n. b.	54	46	22	n. b.	n. b.
	Bv	-42	4,3	—	0,9	n. b.	60	40	31	n. b.	n. b.
	C		4,1	—	0,2	n. b.	61	39	37	n. b.	n. b.
2. alte, nicht standort- gemäß genutzte Forstflächen (W _F)	(A _L -A _F)-A _H)	+5- 0	4,6	—	5,9	15,8	49	51	16	24	20,8
	Ah	-12	4,4	—	1,9	n. b.	54	46	22	n. b.	n. b.
	Bv	-38	4,2	—	0,7	2	67	33	27	n. b.	n. b.
	C		4,1	—	0,1	2	66	34	32	n. b.	n. b.
3. junge Wiederauf- forstungsflächen (W _J)	(A _L)	+3- 0	4,9	—	3,1	12,8	n. b.	n. b.	n. b.	28	17,8
	Ah	-26	4,7	—	2,1	12,8	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	Bv	-46	4,5	—	0,2	12,8	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	C		4,2	—	—	12,8	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
4. altes (Dauer-) Grünland (G _A)	Aw	0-20	6,2	1,2	7,2	9,9	51	49	25	36	12,1
	Bv	-40	5,8	—	1,1	n. b.	61	39	31	n. b.	n. b.
	C		4,9	—	—	n. b.	68	32	30	n. b.	n. b.
5. junges Grünland (G _J)	Aw	0-12	5,9	0,6	2,1	10,9	43	57	22	34	14,7
	Bv	-38	5,6	—	0,8	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	C		5,2	—	—	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
6. Jungacker (A _J)	Ap	0-24	6,6	1,0	2,1	12,6	49	51	19	39	12,8
	Bv	-44	5,4	0,2	0,4	n. b.	64	36	32	n. b.	n. b.
	C		5,2	—	—	n. b.	68	32	30	n. b.	n. b.
7. Altacker (A _A)	Ap	0-28	7,1	1,8	1,8	9,2	46	54	31	42	11,1
	Bv	-45	6,4	0,4	0,4	n. b.	61	39	35	n. b.	n. b.
	C		5,2	—	—	n. b.	65	35	32	n. b.	n. b.
8. Garten (H)	Ah	0-33	7,0	1,9	4,6	10,1	53	47	26	43	13,3
	Bv	-45	6,5	1,5	1,3	n. b.	56	44	38	n. b.	n. b.
	C		5,6	0,3	—	n. b.	59	61	39	n. b.	n. b.

* SV = Substanzvolumen; GPV = Gesamtporenvolumen; WG = Wassergehalt

sichtbar. Sie befindet sich schon in einem Zwischenstadium von Moder zu moderartigem Rohhumus.

Die Jungackerflächen (A_J) haben zum Teil eine Grünland-, zum Teil aber auch eine Wald-„Vergangenheit“. Wird Grünland in Acker umgewandelt, so sinkt der Humusgehalt zunächst schnell und dann langsam auf ein den benachbarten AA-Flächen ähnliches Niveau. Analog verhalten sich die Gehalte an organischem Stickstoff und Kohlenstoff (Tab. 5 und 6, Abb. 1).

Tabelle 5. Die Kohlenstoffgehaltsänderung nach der Umwidmung von Grünland in Acker

t	C-Gehalt
Versuchsbeginn	2,6 ‰
nach einem Jahr	1,6 ‰
nach sieben Jahren	1,2 ‰

nach Versuchsergebnissen auf einer Löß-Parabraunerde des Dikopshofer Versuchsgutes (aus Scheffer u. Schachtschabel 1979).

Tabelle 6. Der C-Gehalt eines Pseudogleys aus Löß in Abhängigkeit von der Nutzung nach Schroeder (1954) aus Scheffer u. Schachtschabel (1979)

Nutzung	Nutzungsdauer (Jahre)	Tiefe (cm)	pH	C (‰)	C-Gehalt in der Schicht 0—100 cm (dt/ha)
Weide	400	0—25	7,0	4,1	1740
		25—50	6,6	0,6	
Acker	1000	0—28	7,4	1,2	870
		28—45	7,3	0,8	
Eichen, Hainbuchen	2700	0—15	3,5	2,5	1000
		15—60	5,3	0,5	
Fichten	80	0—20	3,3	3,8	1200
		20—60	4,8	0,3	

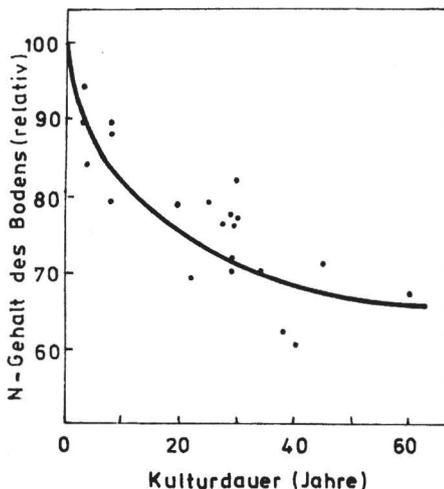


Abb. 1. Änderung des N-Gehaltes eines Steppenbodens bei der Umwidmung in Ackerland (n. H. Jenny, aus Scheffer/Schachtschabel, 1979)

Der Kohlenstoff- und auch der Humusgehalt gleicht sich einem neuen (örtlichen) Humusspiegel (Köhnlein 1964) im Sinne einer asymptotischen Kurve an. Dieser neue Humusspiegel entspricht dann den veränderten Standortverhältnissen. Die Differenz zwischen altem und neuem Humusspiegel ist dabei umso größer, je intensiver die Nutzung ist. Eine beliebige Erhöhung des Humusgehaltes läßt sich, wie es die Ergebnisse des Versuches „100 Jahre Roggenbau“ (Garz 1979) zeigen, auch bei sehr hohen Düngegaben nicht erzielen.

Etwas anders sieht die Situation bei der Umwidmung von forstlichen in landwirtschaftliche Nutzflächen aus. Die ehemaligen Waldflächen (im gegebenen Beispiel nach mehr als 15jähriger Ackernutzung) sind zumindest in dem durch eine scharfe Untergrenze gekennzeichneten Ackerkrumenbereich schon den Verhältnissen der „Altackerböden“ angeglichen. Dies trifft auch auf die organische Substanz, die Austausch-, Sättigungs- und Aziditätsverhältnisse zu. Unterhalb des Ap-Horizontes sind diese Jungackerstandorte allerdings noch stärker versauert und vor allem als biologisch träge einzuschätzen (Tab. 4). Auf Grund dieser Unausgeglichenheit (großes Gefälle) der Nährstoff-, Aziditäts- und Gefügeverhältnisse zwischen Ap- und Bv-Horizont sind die Böden relativ schlecht abgepuffert (Lieberoth 1962). Bearbeitungs- und Düngungsfehler wirken sich deshalb hier oft negativ auf die Ertragsleistungen aus.

Die nutzungsbedingten Veränderungen der *Altackerprofile* (> 20 Jahre) (AA) entsprechen in ihrem Charakter den unter Punkt 3.2 beschriebenen Ergebnissen. Gegenüber den Jungackerstandorten ist eine weitere Abnahme des Gehaltes an organischer Substanz zu verzeichnen. Sie ist hauptsächlich auf eine Verstärkung der Mineralisationsrate infolge Bodenbearbeitung (Sauerstoffzufuhr) zurückzuführen. Die erhöhte Aktivität aerober Mikroorganismen intensiviert aber nicht nur die Abbauprozesse, sondern verringert gleichzeitig die Anreicherung von abbauhemmenden Wirkstoffen (Scheffer u. Schachtschabel 1979). Die zunehmende Umsetzungsaktivität des Bodens erreicht schließlich einen Grad, bei dem auf jede in wirtschaftlichen Grenzen gehaltene zusätzliche Zufuhr von organischer Masse mit einer äquivalenten Abbauverstärkung geantwortet wird (Köhnlein 1964).

Der in den Jungacker- gegenüber den Waldprofilen schon beträchtlich abgesunkene T-Wert weist in den Altackerstandorten nur noch eine geringfügige weitere Abnahme auf. Da sich der Humusgehalt im Vergleich dazu stärker verringert hat, muß dementsprechend die Austauschkapazität um je 100 g organischer Substanz erhöht worden sein. Die pH-Werte schwanken je nach Düngeszustand zwischen 5,2 und 7,0. Adäquat dazu verhalten sich die Sättigungswerte. Bei der Umwidmung von Acker in Grünland tritt in den *jungen Grünlandprofilen* (Gj) schon nach kurzer Zeit im Oberboden eine beträchtliche Zunahme des Humusgehaltes auf (Abb. 2). Die fortschreitende Humusanreicherung bewirkt auf die Dauer eine weitgehende Minimierung der Abbaugeschwindigkeit, da die sich immer stärker entwickelnde Humusdecke die Bodenatmung wesentlich verringert. Damit kommt es zu einer die Umsetzungsprozesse hemmenden CO₂-Anreicherung im Boden und zur Anreicherung von abbauhemmenden Wirkstoffen. Gleichzeitig erhöht sich der Anteil und die Aktivität humusmehrender Bodenorganismen gegenüber den Ackerstandorten (Scheffer u. Schachtschabel 1979). Eine fortgesetzte, reichliche Anlieferung von Humusrohstoffen, die mit der Ertragsleistung der Pflanzendecke steigt, kann daher zu einer weiteren kontinuierlichen Humusanreicherung führen (Tab. 7). Die Erhöhung des Humus-

Tabelle 7. Der Kohlenstoffgehalt des Oberbodens unter Grünland verschiedenen Alters nach Russel (1957) aus Scheffer u. Schachtschabel (1979)

Alter des Grünlandes (Jahre)	6	28	100
C-Gehalt	2,3	3,3	6,0

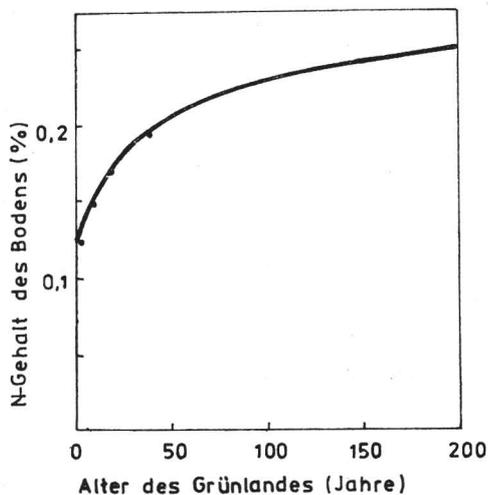


Abb. 2. Änderung des N-Gehaltes eines Ackerbodens bei der Umwandlung in Grasland (n. H. L. Richardson, aus Scheffer/Schachtschabel, 1979)

gehalten, mit der allerdings im untersuchten Profil die Humuswerte der Waldstandorte noch nicht erreicht wurden, vollzieht sich über eine Zunahme des C-Gehaltes und des organisch gebundenen Stickstoffs. Die zeitliche Veränderung der Humus-, C- und N-Gehalte läßt sich in Form einer asymptotischen Kurve (sowohl bei der Variante Acker in Grünland → progressiv, als auch bei der Variante Grünland in Acker → regressiv) darstellen (Abb. 1 u. 2). Hieraus lassen sich anhand der Anfangsentwicklungen auch Aussagen über ihre Endverlaufswerte errechnen (Köhnlein 1964).

Die Reaktions- und Sättigungswerte der Grünlandprofile liegen zwischen denen vergleichbarer Wald- und Jungackerprofile. Infolge der Grasvegetation ist der absorbierende Ca-Gehalt sowie damit im Zusammenhang der pH-Werte aber auch die Basensättigung unter Grünland etwas höher als unter Wald. Die hydrolytische Azidität ist demgegenüber niedriger. Die T-Werte liegen geringfügig über denen der Waldprofile. Damit wird erkennbar, daß sich in der ersten Zeit auf den jüngeren Grünlandstandorten einige fruchtbarkeitsbestimmende Faktoren verschlechtert haben. Dies ist zumindest bei einer Nutzungsartenumwidmung von Wald in Grünland der Fall. Mit zunehmender Nutzungsdauer tritt dann wieder eine positivere Entwicklung auf. Lieberoth (1962) wies dies auch auf Jungackerprofilen an den in der ersten Zeit relativ niedrigen pH-Werten und einer höheren hydrolytischen Azidität nach.

Die Eigenständigkeit des Grünlandprofils, die sich vor allem durch im Oberboden auftretende Unterschiede zu den Wald- sowie den Ackerprofilen zeigt, wird auch bei den Volumenverhältnissen sichtbar. Das Gesamtporenvolumen im Aw-Horizont liegt um 5 . . . 8 % über denen der Jungackerprofile, aber schon deutlich niedriger als bei den WF-Profilen. Die Substanzvolumenwerte sind für Weiden noch geringfügig höher als für Wiesen. Mit zunehmender Profiltiefe steigen diese Werte zwar an, ohne jedoch z. B. die Werte der AA-Profile zu erreichen.

Langjährige Grünlandprofile (G_A) (> 150 Jahre) stimmen in ihrem Sorptionsvermögen und der mittleren Humusqualität (C/N-Verhältnis) weitestgehend mit den AA -Profilen überein. Die Humusgehalte sind allerdings eher mit denen der W_N -Profile vergleichbar. Die pH-Werte haben sich etwas aufgebessert und liegen somit genauso wie die Sättigungswerte zwischen den vergleichbarer Analysendaten der AA - und W_N -Profile. Ähnliches gilt auch für die Volumenverhältnisse. Der Gehalt an organischer Substanz ist gegenüber dem G_J -Profil noch gestiegen, da sich einerseits die humusabbauenden Prozesse bei verstärkter Anlieferung von organischer Aus-

gangssubstanz weiter verringert haben und zum anderen der unter Grünland feststellbare relativ hohe Besatz an Bodentieren eine intensive biotische Humusstoffbildung bewirkt (Lieberoth 1962).

Die organische Substanz des Grünlandes zeigt ähnlich wie die der A_A-Profile ein stärkeres Umtauschvermögen als die der Wald- und Jungackerprofile. Diese höhere Umtauschkapazität läßt gleichzeitig nur auf eine günstige Humusform schließen, die sich bei annähernd neutralen pH-Werten aus den Rückständen der Grasvegetation und aus zugeführtem organischen Dünger gebildet hat.

Im Oberboden des Gartenprofils (H) wurden durch Anlieferung großer Mengen organischer Ausgangssubstanz (meistens in Form von Stalldung, teils aber auch als Kompost und Torf), durch zusätzliche Bewässerung und Kalkdüngung sowie auf Grund der tiefgründigen Bearbeitung günstige Bedingungen für eine Vermehrung der Huminstoffmenge geschaffen (Scheffer u. Schachtschabel 1979). Dies zeigt sich in einem z. T. bis 55 cm mächtigen (stark humosen) Ah-Horizont und in dem günstigen C/N-Verhältnis. Obwohl das Gesamtporenvolumen höher liegt als bei den Ackerprofilen, ist es noch etwas geringer als unter Wald. Die pH- und die Sättigungswerte stimmen ungefähr mit denen der A_A-Profile überein, übertreffen diese sogar teilweise (Tab. 4).

3.4. Erste Ableitungen zum Problem „Veränderung – Veränderlichkeit von Bodeneigenschaften“

Die Ergebnisse lassen erkennen, daß es durch jede der untersuchten Nutzungsarten zu einer spezifischen Störung des quasistabilen Gleichgewichts der Kräfte (Mückenhausen 1961) innerhalb des Bodenprofils kommt. Die dadurch bedingten Veränderungen von Bodeneigenschaften sind vor allem auf den Oberboden beschränkt. Erst mit zunehmender Nutzungsdauer werden sie auch in tiefer liegenden Horizonten erzielt. Dabei können sich besonders in der ersten Zeit nach der Nutzungsartenumwidmung (Jungacker, Junges Grünland) auch einige fruchtbarkeitsbestimmende Eigenschaften verschlechtern. Nachdem sich die Bodenentwicklung den veränderten Standortbedingungen angepaßt hat, tritt auch hier wieder eine Verbesserung ein. Dadurch wird der Fruchtbarkeitsgrad bzw. die Produktivität des ehemaligen Waldes erreicht und sogar übertroffen. Die dabei erzielte Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit und Ertragsleistung ist umso größer, je schlechter das Ausgangsniveau war. Die Art und Intensität der hervorgerufenen Veränderung ist außer von der Nutzungsart auch von den jeweiligen Standortverhältnissen und vom Charakter der entsprechenden Bodeneigenschaft abhängig. Die einzelnen Bodeneigenschaften zeigen dabei unterschiedliche Beharrungs- und Reaktionsvermögen hinsichtlich einer nutzungsbedingten Veränderung.

Mit dem Nutzungsartenwandel verändern sich zuerst die labilen organischen, dann die variablen organischen und die stabilen organischen Standorteigenschaften. Bestimmte Merkmalsgruppen verhalten sich gegenüber Nutzungseinflüssen quasistabil (z. B. Skelett und Feinerdeverhältnis). Besonders bodenchemische Eigenschaften, wie z. B. die Sorptions-, Aziditäts- und Sättigungsverhältnisse aber auch die Gehalte an Humus, Kohlenstoff und Stickstoff zeigen eine schnelle und z. T. bis in größere Profiltiefe reichende Veränderlichkeit. Dadurch kommt es auf den Ackerböden zu einer Verringerung der Unterschiede zwischen Ober- und Unterboden. Dies zeigt sich besonders an den pH-Werten, die gegenüber den Waldprofilen nicht nur im Ap-Horizont, sondern – wenn auch geringer – im gesamten Solum aufgebessert worden sind. Diese ausgleichende Tendenz zwischen den Ober- und den Unterbodeneigenschaften ist für die ökologische Beurteilung von großer Bedeutung, da das Pflanzenwachstum nicht nur von den absoluten Werten der fruchtbarkeitsbestimmenden Eigenschaften

sondern auch vom Gefälle der Wirkungen der verschiedenen Eigenschaftskombinationen innerhalb des maximal durchwurzelbaren Raumes abhängt (Thiere 1986).

Die Reaktionen zeigen sich beim Humus sowie beim Gehalt an Kohlenstoff und organischem Stickstoff anfangs in sehr schnellen und vom Ausmaß her großen Änderungen. Sie werden mit fortlaufender Nutzungsdauer dann allerdings immer geringer und nähern sich offenbar einem beständigen Wert an.

Die makromorphologischen Eigenschaften lassen zumindest in den Ackerprofilen die Tendenz einer Homogenisierung des Oberbodens erkennen. Damit wird der Horizontierung des „Natur“-Bodentyps entgegengewirkt und die Horizontgrenzen verwischen sich mehr und mehr.

4. Schlußfolgerungen und Ausblick

Die Untersuchungsergebnisse lassen erkennen, daß es je nach Art, Intensität und Dauer von Nutzungsprozessen zu einer unterschiedlichen Veränderung des Bodens und der ihm innewohnenden Prozesse und Strukturen kommt. Diese Einflüsse auf den Boden erfolgen dabei einerseits direkt, andererseits indirekt über die – ebenfalls mehr oder weniger veränderten – Bodenbildungsfaktoren (Ganssen 1959). Die dadurch erzielten Veränderungen sind teils gewollt und dienen vor allem einer optimalen Regelung der Wasser-, Luft- und Nährstoffverhältnisse mit dem Ziel einer Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit; teilweise werden aber auch unbeabsichtigt negative Auswirkungen erzielt.

Dadurch entstanden neue objektive Bedingungen für die Entwicklung der Böden. Dies trifft auch und insbesondere für die einer immer intensiveren landwirtschaftlichen Nutzung ausgesetzten Standorte zu. Auch hier – wie bei jedem anderen Nutzungseinfluß – versucht sich die Bodenentwicklung den veränderten „Kräfteverhältnissen“ anzupassen, indem sich ein neues (quasistabiles) Fließgleichgewicht (im Sinne von Mückenhausen 1961) einstellt. Damit wird deutlich, daß unsere „Kulturböden“ eine neue, den veränderten Konstellationen der Bodenbildungsfaktoren angepaßte Richtung der Bodenentwicklung eingeschlagen haben. Dabei sind diese durch Nutzungsmaßnahmen veränderten Bodeneigenschaften und -prozesse nicht sekundärer Natur (im Sinne von Ganssen 1959). Gerade im Zusammenwirken von natürlichen und durch Nutzungsmaßnahmen veränderten Bodenbildungsprozessen besteht nach Thiere (1972) das neue Wesen unserer Böden. Sie werden deshalb von ihm als „Bildungen mit einer durch natürliche und gesellschaftliche Faktoren hervorgerufenen Tiefenfunktion von wesentlichen Eigenschaftskombinationen und dessen Wirkung innerhalb des pflanzenphysiologisch möglichen durchwurzelbaren Raumes“ charakterisiert (Thiere 1972, S. 246).

Da unsere Böden somit als Ergebnis einer „paläogeographischen Summe“ – im Sinne von Neumeister (1966) – polygenetischen Natur sind, enthalten sie Merkmale fossiler, reliktscher und aktueller Bodenbildungsprozesse. Diese lassen sich hinsichtlich ihrer genetischen Ursache, aber auch ihrer ökologischen Auswirkungen nur sehr schwer zuordnen.

Die angewandten Untersuchungsmethoden sind diesbezüglich nur ein erster bescheidener Schritt hierzu. Aus den Ergebnissen wird aber deutlich, daß sich unsere intensiv genutzten Böden von den „Naturböden“ oftmals nicht nur durch andersartige Oberbodeneigenschaften unterscheiden. Manchmal werden diese anthropogenen Einflüsse zur bestimmenden Größe der gegenwärtigen Pedogenese.

Besonders verständlich wird dies, wenn man sich die Entwicklung des Löß-Pararendzinen als Folge anthropogen gesteigerter Abtragungsprozesse und ihre heutige Verbreitung in unseren Schwarzerdegebieten vergegenwärtigt. Aber wären denn selbst diese Schwarzerden ohne die frühen Rodungseinflüsse in diesen Gebieten überhaupt

heute noch als solche anzusprechen? Unter „naturlandschaftlichen Verhältnissen“, d. h. mit einer Laubmischwaldbedeckung, hätten Degradierungsprozesse seit dem Atlantikum (Schwarzerdebildung von Präboreal bis Atlantikum – Rohdenburg u. Meyer 1968) diese Böden sehr stark (in Richtung Verbraunung, Lessivierung) verändert. Markant war und ist auch der anthropogene Einfluß bei der Entwicklung der Auen- und Kolluvialböden. Die extremsten Wirkungen des Bodenbildungsfaktors „Mensch“ (im Sinne von Jenny 1942) zeigen sich bei den Horti- und Rigosolen, den Kippenböden, aber auch bei der Entwicklung von „bad lands“. Hieraus schlußfolgernd wird erkennbar, daß es ohne weiterführende bodenkundliche und bodengenetische Untersuchungen nicht zu einer Lösung dieser Fragestellungen kommen kann. Auch die gegenwärtige Typologie und Klassifikation bzw. Systematik der Böden gibt hier noch keine vollständige Antwort. Thiere (1972) wies auf eine große Vielzahl solcher Versuche, gleichzeitig aber auch auf die ihnen immer noch innewohnenden Probleme hin. Die hierbei sichtbar werdenden Schwierigkeiten schlagen sich teilweise auch in einer stark bodenkundlich orientierten landschaftsökologischen Forschung nieder. Sie zeigen sich einerseits u. a. bei der Einordnung dieser Böden innerhalb der Naturraum- oder Landschaftsdefinition bzw. der darauf basierenden Gliederungs- und Typisierungsprinzipien. Auch die bisher diesbezüglich oftmals benutzte methodische Hilfe, nutzungsbedingte Veränderungen der Böden durch eine gesonderte inhaltliche Charakteristik auf dem Subtypenniveau (Sandner 1974) zu berücksichtigen, ist nicht problemlos. Welche Kriterien für die inhaltliche und arealhafte Erfassung von nanochorischen Naturraumeinheiten müßten unter diesem Aspekt z. B. in die Auswahl der Leit- und Begleitmerkmale mit eingehen? Wie wird innerhalb dieser Verfahren eine krumen-degradierte Schwarzerde, eine durch Bodenerosion entstandene Pararendzina oder eine Vega berücksichtigt? Die Beantwortung dieser Fragen hängt ohne Zweifel in großem Maße von Ergebnissen spezieller bodenkundlicher Untersuchungen ab. Im Rahmen landschaftsökologischer Arbeiten kann jedoch durch die ökologische Charakteristik von nutzungsbedingt veränderten Bodeneigenschaften und durch die Erfassung ihrer Wirkung auf andere bestimmende Strukturen und Prozesse der verschiedenen Landschaften dazu ein wesentlicher Beitrag geleistet werden.

Z u s a m m e n f a s s u n g

Zur Erfassung und Interpretation ausgewählter, nutzungsbedingt veränderter Bodeneigenschaften wurden drei vor allem bodenkundliche Untersuchungsmethoden angewandt. Aus den Ergebnissen wurde deutlich, daß es durch jede Nutzungsart zu einer spezifischen Störung des quasistabilen Gleichgewichts im Boden kommt, die sich durch eine jeweils nach Art, Intensität sowie Beharrungs- bzw. Reaktionsvermögen unterschiedliche Veränderung der Bodeneigenschaften darstellen. Die Haupttendenzen bei den landwirtschaftlich intensiv genutzten Böden zeigen sich nicht nur in der Veränderung der Oberbodeneigenschaften, die zu einer Verringerung der Unterschiede zwischen ihnen und den Unterbodeneigenschaften führen, sondern in einer direkten Beeinflussung pedogenetischer Prozesse und Teilprozesse.

S c h r i f t t u m

- Altermann, M., und W. Knoth: Fossile Böden bei Ostrau nördlich Halle (Saale). Hall. Jb. für Mitteldeutsche Erdgeschichte 6 (1964), 48–57.
- Bailly, F., und K. H. Hartge: Porenvolumen und Porengrößenverteilung in Löß-Parabraunerden im südlichen Niedersachsen. Zschr. Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde. 115 (1967) 1, 17–28.
- Baumgartner, A.: Ermittlung der tatsächlichen Verdunstung aus Messungen des vertikalen Wasserdampfaustausches und der Energiebilanz. Gewässerkundl. Mitt., Sonderh. (1967), 192–195.
- Blume, H. P., und U. Zimmermann: Zum Einfluß landwirtschaftlicher und forstlicher Nutzung auf die Wasser- und Luftverhältnisse typischer Böden auf Löß Nordwürttembergs. Zschr. Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde 126 (1975) 6, 541–550.

- Ehlers, W.: Zur Beurteilung der Porengrößenverteilung in unbearbeiteten und bearbeiteten Löß-Parabraunerden. Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. **18** (1974), 66–74.
- Frühauf, M.: Landschaftsökologische Studien an Boden und Substrat im östlichen Harzvorland und Unterharz. Diss. MLU Halle 1981.
- Ganssen, R.: Versuch einer genetischen Gliederung von Kultur- und Wirtschaftsböden. Zschr. Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde **87** (1959), 201–212.
- Garz, J.: 100jähriges Bestehen des Versuches „Ewiger Roggenbau“ Halle. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde. **23** (1979) 9, 563–571.
- Gröbner, F.: Ergebnisse der Standortverteilung im staatlichen Forstwirtschaftsbetrieb Wenigerode. Inst. Forstwirtsch. Standorterkundung Potsdam, Arb.-Gr. Weimar, 1963.
- Jenny, S.: Factors of Soil formation. Soil Sci. **46** (1942), 363–384.
- Köhnlein, J.: Über die Beeinflussbarkeit des Fruchtbarkeitsfaktors Humus auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Vortr. d. 18. Hochschultag. d. Landw. Fak. d. Univ. Bonn am 6. und 7. 10. 1964 in Bonn. – Landwirtschaftsverlag (1964), 47–69.
- Kussmaul, H.: Vergleich von Lößböden unter Laubwald und Acker. Diss. Univ. München, 1969.
- Kussmaul, H., und E. Zöttl: Profilentwicklung der Parabraunerde unter Laubwald und Acker. Mitt. d. Dt. Bodenkundliche Gesell. **10** (1970), 332.
- Kussmaul, H., Rohdenburg, H., und B. Meyer: Zur Datierung und Bodengeschichte mitteleuropäischer Oberflächenböden: Spätglazial oder Holozän? Gött. Bodenkundl. Ber. **6** 1968, 127–212.
- Laatsch, W.: Bodentypen um Halle (Saale) und ihre postdiluviale Entwicklung. Jb. Hall. Verb. N. F. – **13** (1934), 57–112.
- Lieberoth, I.: Über den Einfluß der Ackerkultur und die Bodenentwicklung im sächsischen Lößgebiet. A.-Thaer-Archiv. **6** (1962) 1, 3–30.
- Mückenhausen, E.: Der Aufbau des Bodens und dessen Veränderung durch den landwirtschaftlichen Pflanzenbau. Vortragsreihe 15, Hochschultag. d. Landw. Fak. Univ. Bonn (1961).
- Neumeister, H.: Die Bedeutung der äolischen Sedimente und anderer Periglazialerscheinungen für die Bodenentwicklung in der Umgebung von Leipzig. – Diss. Univ. Leipzig 1966.
- Niederbude, E. A.: Tonmineralumwandlungen durch Düngung. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **10** (1970), 371–372.
- Sandner, E.: Zum Einfluß der Nutzung auf Physiosysteme dargestellt am Beispiel aus dem oberen Vogtland. Peterm. geogr. Mitt. **118** (1979) 3, 173–180.
- Scheffer, E.: Die Weiterentwicklung des Bodenprofils unter dem Einfluß der Nutzung. Arb. d. Dt. Landwirtschaft. Ges. **54** (1959), 22–34.
- Scheffer, F., und P. Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart 1979.
- Schlichting, E.: Tonverlagerung in „schweren“ Böden. Mitt. d. Dt. Bodenkdl. Ges. **4** (1965), 59–69.
- Thiere, J.: Vergleichende Untersuchungen an Wald- und Ackerböden des Jungmoränengebietes der DDR. – Diss. Eberswalde 1968.
- Thiere, J.: Zu einigen allgemeinen Problemen der Entwicklung und Systematik landwirtschaftlich genutzter Böden. Wiss. Zeitschr. Humboldt-Universität Berlin, Math.-Nat. R. – **XXI** (1972) 3, 288–295.

Dr. Manfred Frühauf
 Institut für Geographie
 Domplatz 5
 O-4020 Halle/Saale

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Hercynia](#)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: [28](#)

Autor(en)/Author(s): Frühauf Manfred

Artikel/Article: [Nutzungsbedingte Einflüsse auf ausgewählte Bodeneigenschaften
18-35](#)