

BULLETIN

1

Index

H. SPECK: Kolmatierungsböden im Hinterrhein zwischen Thusis und Rothenbrunnen	1
F. CALAME: Etude du bilan hydrique de Genève de 1901 à 1970 (résumé)	8
N. AGUSTONI-PHAN & H. STICHER: Adsorption von Herbiziden an Eisenoxiden	9
J.-F. JATON & A. GALLUSSER: Etude des profils de pH et de potentiel Redox de sols hydromorphes calciques en phase d'infiltration d'eau et d'assèchement. Modification des profils sous l'effet de microorganismes en vue de limiter la formation de gels d'hydroxydes ferriques	14
K. PEYER & P. JUHASZ: Eigenschaften und landbauliche Nutzungsmöglichkeiten von Seekreideböden des schweizerischen Mittellandes	20
H. FLUELER: Anaerobie in Böden	31
P. GERMANN: Bodenkundlich-oekologische Gesichtspunkte bei der Untersuchung des Wasserhaushaltes eines kleinen hydrologischen Einzugsgebiets	36
F. JAEGGLI & E. FREI: Vorschlag eines neuen Körnungsdiagramms	42

A d r e s s e: Eidg. Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen
Pflanzenbau 8046 Zürich-Reckenholz

Vorstand/Comité 1977 - 1979

H. Sticher Prof. Dr.	Präsident/Président
M. Pochon Prof. Dr.	Vize-Präsident/Vice-Président
L.-F. Bonnard Dr.	Sekretär/Secrétaire
A. Kaufmann	Sekretär-Kassier/Secrétaire-caissier
E. Frei Prof. Dr.	Beisitzer/Assesseur

KOLMATIERUNGSBÖDEN IM HINTERRHEINTAL ZWISCHEN THUSIS UND
ROTHENBRUNNEN

Heiner Speck, Geografisches Institut der Universität Bern

1. Einleitung

In verschiedenen Chroniken kann man nachlesen, dass das Hinterrheintal zwischen Thuis und Rothenbrunnen noch vor 150 Jahren eine öde, für die Landwirtschaft nicht nutzbare Ebene darstellte. Rhein und Nolla verursachten in diesem Talabschnitt bei Gewittern oder nach längeren Regenperioden oft Überschwemmungen, welche häufig zu Sachbeschädigungen führten.

Zur Sanierung der Talebene musste einerseits der stark mäandrierende Rhein gerade gelegt werden, andererseits mussten verschiedene Verbauungen im Nollatal errichtet werden. 1821 wurde die Geradelegung des Rheins in Angriff genommen, 1870 waren die Arbeiten beendet. Die bei der Rheinkorrektur angewendete Technik bewährte sich vorzüglich: Von beiden Seiten her wurden aus Geröll und Kies bestehende Querdämme gegen die Talmitte vorgetrieben. Durch die Einengung des Rheinlaufes bekam das Wasser eine ständig grössere Fließgeschwindigkeit, so dass es sich mit der Zeit das heutige Flussbett in der Talmitte selber herausgerodete. Die Querdämme bestehen grossenteils noch, sie sind häufig Träger des landwirtschaftlichen Verkehrs.

Die Flussverbauung hatte noch einen weiteren Vorteil zur Folge: Die Querdämme setzten die Fließgeschwindigkeit direkt hinter ihnen stark herab, die mitgeführten Schwebstoffe (insbesondere stark verwittertes Bündnerschiefermaterial, d.h. Nollaschlamm) konnten dadurch absinken und sich auf dem Grund ablagern. Diesen Vorgang nennen wir n a t ü r l i c h e K o l m a t i e r u n g.

Man hatte schon früh erkannt, dass der Nollaschlamm eine ideale Ausgangssubstanz für einen fruchtbaren Boden darstellt. Es verwundert also nicht, dass man bereits während der Rheinkorrektur bestrebt war, von diesem Nollamaterial vermehrt auf die zurückgebliebenen Schotter- und Kiesflächen leiten zu können, umso mehr, weil die natürliche Kolmatierung erhebliche Mängel in bezug auf unregelmässige Sedimentation aufwies. 1892 wurde der Nollakanal gebaut, mittels welchem noch heute der Schlamm auf die Kiesflächen geführt wird. Diese Auflandungsmethode nennen wir g e r e g e l t e K o l m a t i e r u n g.

2. Morphografische Aspekte der Bodenprofile

Morphografisch lassen sich in der Talebene zwischen Thusis und Rothenbrunnen insbesondere 3 Bodenformen unterscheiden (vom Bodentyp her handelt es sich bei allen Böden um Fluvio-sole):

- im nicht kolmatierten Bereich liegt eine 5 - 10 cm mächtige verbraunte Feinmaterialschiicht über dem Rheinschotter. Auffallend ist der grosse Anteil von Kies- und Geröllkomponenten (ϕ 2mm). Viele Grobporen verhindern ein genügendes Wasserhaltevermögen.
- Im natürlich kolmatierten Bereich befindet sich über dem Rheinschotter eine verschieden mächtige Feinmaterialschiicht (20 cm bis einige hundert cm). Der Profilaufbau ist meistens sehr inhomogen (abhängig von den natürlichen Sedimentationsbedingungen), mächtige Grobsandanhäufungen sind in diesem Boden eine typische Erscheinung. Das Wasserhaltevermögen ist im allgemeinen genügend.

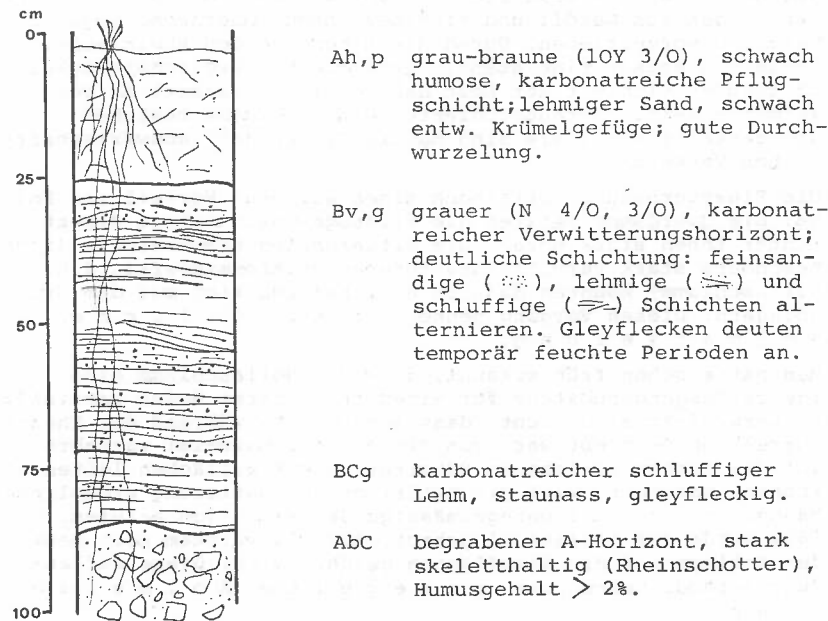


Fig. 1: Profilskizze eines geregelt kolmatierten Bodens; typisch ist die regelmässige Schichtung

- Bei den geregelten Kolmatierungen beträgt die über dem Rheinschotter liegende Feinmaterialschiicht zwischen 90 und 150 cm. Feinsandige, schluffige und lehmige Schichten alternieren (vgl. Fig. 1). Falls das schluffige Material vorherrscht, neigt der Boden zu Vernässungen.

3. Ergebnisse der Laboranalysen

Bei der anschliessenden Diskussion der Laboranalysen geht es darum, Tendenzen aufzuzeigen; anhand von 3 Beispielen soll der momentane Entwicklungsgrad bei verschiedenen alten, geregelt kolmatierten Böden dargestellt werden (vgl. Tab. 1), diese 3 Beispiele sind stellvertretend für 25 untersuchte Profile. Aufgrund der sehr kurzen Bodenentwicklungszeit ist es wahrscheinlich, dass die Sedimentationsvorgänge die Ergebnisse zur Zeit noch stark beeinflussen (Schichten mit verschieden stark vorverwittertem Material).

Bei Profil 3 wurde der oberste Bereich des Rheinalluviums, dem die heutigen Kolmatierungsschichten aufliegen, in die Untersuchungen miteinbezogen (→begrabener A-Horizont ab 90 cm).

	Profil 1	Profil 2	Profil 3
Alter der Kolm.	35 Jahre	35 Jahre	12 Jahre
Mächtigkeit der Kolm.	80 cm	120 cm	90 cm
Körnung	mehrheitlich sandig	sandige und schluffige Schichten alternieren	mehrheitlich schluffig
K-Werte (schichtspezifisch)	10^{-2} - 10^{-3} cm/sec	10^{-3} - 10^{-5} cm/sec	10^{-5} - 10^{-6} cm/sec

Tab. 1: Profileigenschaften von 3 geregelt kolmatierten Böden

3.1 Kalkgehalt

Aus Fig. 2 kann man entnehmen, dass bei den Profilen 1 und 2 offenbar die Entkarbonatisierung des Obergrundes eingesetzt hat, währenddem bei Profil 3 diese Tendenz noch nicht festgestellt werden kann, hingegen erkennt man hier deutlich die Kalkauswaschung des alten Obergrundes (Rheinalluvium ab 90 cm).

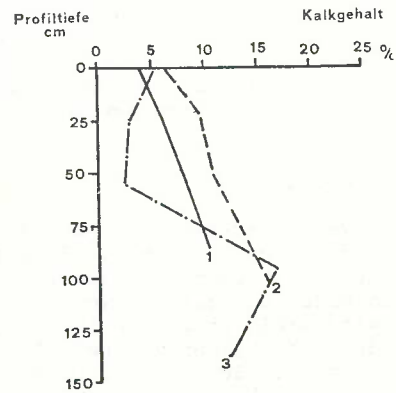


Fig. 2: Kalkgehalte der Profile 1-3

3.2 pH-Werte

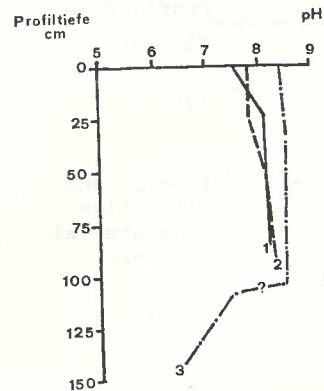


Fig. 3: pH-Werte der Profile 1-3

Die pH-Werte bewegen sich durchwegs im schwach alkalischen Bereich, innerhalb sehr enger Grenzen (7,5-8,6), s. Fig. 3. Die leichte pH-Abnahme im Obergrund von Profil 1 ist evtl. bereits eine Folge der Kalkauswaschung.

3.3 Humusgehalt

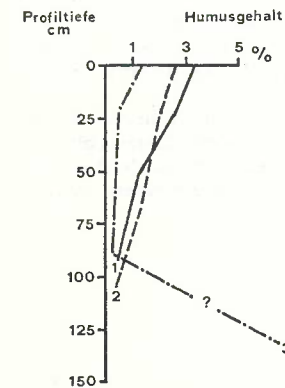


Fig. 4: Humusgehalte der Profile 1-3

Die Werte der org. Substanz liegen im Obergrund der Profile 1 und 2 im schwach humosen Bereich (2-5%), im Untergrund der beiden Profile im humusarmen (<2%). Bei Profil 3 ist eine deutliche Humuszunahme im begrabenen A-Horizont feststellbar. Der Humus liegt überall hauptsächlich in Mullform vor (s. Fig. 4).

3.4 Kationenumtauschkapazität (KUK) und Sättigung mit metallischen Kationen

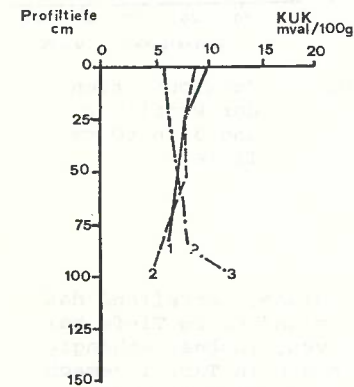


Fig. 5a: KUK der Profile 1-3

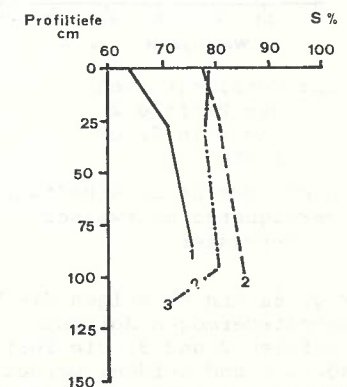


Fig. 5b: Sättigung mit metallischen Kationen bei den Profilen 1-3

Die KUK-Werte (s. Fig. 5a) sind im Vergleich zu gut entwickelten mitteleuropäischen Böden klein (zwischen 5 und 10 mval/100 g Boden). Dieser Umstand lässt auf eine geringe Anwesenheit von Austauschern schliessen. Allerdings nimmt die KUK im Obergrund der Profile 1 und 2 offenbar dank der grösseren Anzahl von Humuspartikeln in diesem Bereich (vgl. 3.3) leicht zu.

Bei der Sättigung mit metallischen Kationen (s. Fig. 5b) ist dagegen eine leichte Abnahme in den oberen Profilbereichen von 1 und 2 festzustellen, eventuell handelt es sich dabei um eine Folge der Entkarbonatisierung des Obergrundes (vgl. 3.1).

3.5 Tensionen

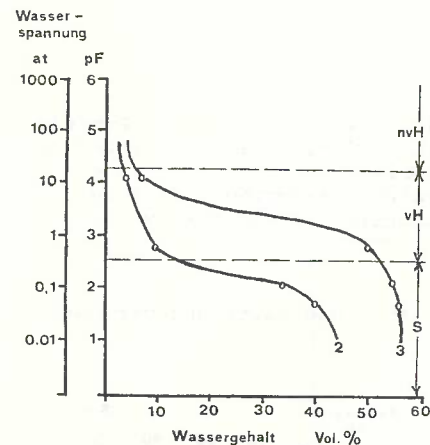


Fig. 6a: Tensionskurven der Profile 2 und 3 in 20 cm Tiefe

nvH: nicht verfügbares Haftwasser
vH : verfügbares Haftwasser
S : Sickerwasser

Die Fig. 6a und 6b zeigen die Verhältnisse, betreffend das Wasserhaltevermögen der Böden in 20 cm und 60 cm Tiefe bei den Profilen 2 und 3. Die Tensionskurven, insbes. abhängig von Körnung und Gefüge, verdeutlichen die in Tab. 1 gemachten Angaben: Bei Profil 2 dominiert in 20 cm die sandige Kornfraktion, in 60 cm ist der Siltanteil bereits deutlich grösser und bei Profil 3 treffen wir durchwegs auf schluffiges Material.

3.6 Mineralogie

Um zu erfahren, ob im Mineralkörper der Kolmatierungsböden seit der Sedimentation bereits Veränderungen vorliegen, wurden bei Profil 3 Röntgenanalysen und Oberflächenbestimmungen an der Tonfraktion vorgenommen, insbesondere interessierte, ob eine verstärkte Tonmineralneubildung im Obergrund festgestellt werden könnte. Ohne auf die Resultate einzugehen, kann festgehalten werden, dass weder die eine, noch die andere Methode positive Resultate lieferte. Veränderungen im Mineralkörper setzen längere Bodenbildungszeiten voraus.

4. Schlussfolgerungen

Die untersuchten Kolmatierungsböden sind noch sehr jung; die Sedimentationsvorgänge lassen sich noch deutlich erkennen: geschichteter Profilaufbau, Horizonte kaum abgrenzbar (typische Erscheinungen bei Fluvisolen).

Bei den beiden 40-jährigen Profilen lassen sich aber bereits bodenbildende Vorgänge erkennen. Am deutlichsten zeigen dies Entkarbonatisierungserscheinungen im Obergrund und die damit zusammenhängende Verminderung der pH-Werte, sowie die Humusanreicherung und die damit zusammenhängende Vermehrung von Adsorptionsstellen für Kationen, ebenfalls in den oberen Profilbereichen. Keine Veränderungen sind in bezug auf Verwitterungserscheinungen am Mineralkörper festzustellen.

Dank der vorverwitterten, heterogenen Mineralsubstanz und dem meist günstigen Wasserhaltevermögen sind die Kolmatierungsböden bereits heute fruchtbare Träger von landwirtschaftlichen Nutzpflanzen.

Etude du bilan hydrique de Genève de 1901 à 1970 (résumé)*

F. Calame, Station fédérale de recherches agronomiques de Changins

A partir de la banque de données de l'Institut Suisse de Météorologie, nous avons établi, à l'aide du computer de l'EPFL, une statistique des éléments du bilan hydrique ainsi que du bilan hydrique de Genève de 1901 à 1970. L'étude, relativement simple, comprend les éléments suivants: moyennes, écarts types, médianes, quartiles, déciles et valeurs extrêmes; ceci pour les paramètres suivants:

- précipitations
- évapotranspiration potentielle
- déficit hydrique cumulé
- nombre d'arrosages théoriques pour compenser des déficits hydriques de 30, 50, 70, et 100 mm.

La formule d'évapotranspiration utilisée est celle de Primault (1962 et 1971) pour la principale raison qu'elle ne fait intervenir que des paramètres climatologiques simples mesurés depuis de longues périodes et qui, à première vue, est en bonne corrélation avec ce que nous avons mesuré dans nos essais.

Primault B.: Du calcul de l'évapotranspiration. Archiv für Meteorologie Geophysik und Bioklimatologie, Serie B, 12(1): 124 - 150, 1962.

Primault B.: Du rapport entre l'évapotranspiration potentielle et l'évaporation mesurée. Cahier No 9 de l'ISM, février 1971.

* Le texte complet est publié dans la "Revue suisse d'agriculture" no 9, fasc. 3, 1977.

Adsorption von Herbiziden an Eisenoxiden

Njung Agustoni-Phan und H. Sticher

Institut für Lebensmittelwissenschaft, ETH Zürich;
Labor für Chemie, Technologie und Bodenkunde.

1. Einleitung

In den letzten Jahren sind zahlreiche Arbeiten über die Adsorption von Herbiziden an verschiedenen Böden, sowie an Huminstoffen und Tonen erschienen (1,2, 4,5). Dagegen wurde bisher wenig bekannt über die Wechselwirkung von Herbiziden mit Oxidmineralien, welche im Boden erhebliche Anteile ausmachen können und oftmals die Tonmineralien ganz oder teilweise umhüllen. Eine solche Wechselwirkung dürfte vor allem in Böden mit einem geringen Humusgehalt und hohem Oxidgehalt von Bedeutung sein (Oxisole, Latosole).

In der vorliegenden Arbeit berichten wir über die Adsorption von 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D) an verschiedenen Formen von Eisenoxiden sowie über die Faktoren, welche die Adsorption beeinflussen. 2,4-D wird eingesetzt als selektives Herbizid für breitblättrige Unkräuter in Getreide, Rasen usw.

Adsorptionen aus Lösungen können mit der Gleichung von FREUNDLICH auf befriedigende Weise beschrieben werden:

$$x/m = K \cdot C_e^{1/n} \quad (I)$$

oder $\log x/m = \log K + 1/n \log C_e \quad (Ia)$

Darin sind:

x/m = adsorbierte Menge per Einheit Adsorbensoberfläche (g/m^2)

C_e = Gleichgewichtskonzentration (g/l)

K und $1/n$ sind Konstanten für ein gegebenes System.

$1/n$ gibt die Steigung der Adsorptionsisotherme (nach Ia) und ist üblicherweise < 1 . Nähert sich $1/n \rightarrow 1$, so kann die Gleichung I reduziert werden zu:

$$x/m = K_d \cdot C_e \quad (II)$$

2. Experimentelles

2.1 Material

Amorphes Eisenhydroxid, Goethit, Lepidocrocit und Hämatit wurden im Labor synthetisiert. Die BET-Oberflächen (N_2) betragen:

Amorphes Hydroxid	$Fe(OH)_3$	206,3 m^2/g
Goethit	$\alpha-FeOOH$	25,4 m^2/g
Lepidocrocit	$\gamma-FeOOH$	110,9 m^2/g
Hämatit	$\alpha-Fe_2O_3$	65,8 m^2/g

Der Reinheitsgrad des verwendeten 2,4-D (FLUKA AG Buchs) war $> 97\%$ (purum). Smp. $138^\circ C$.

2.2 Adsorptionsversuche

Je 30 ml Lösung von 2,4-D ($0,2 - 2,0 \times 10^{-3} M$) in $0,01 M$ NaCl wurden zu verschiedenen Mengen Oxid (entsprechend $3 - 50 m^2$ Oberfläche) gegeben, mit HCl oder NaOH auf das gewünschte pH eingestellt und im Wasserbad bei $25,0^\circ C$ eine Woche geschüttelt. Als Adsorptionsgefäße dienten $\perp$ -förmige Küvetten. Nach beendeter Adsorption wurde nochmals der pH-Wert bestimmt, die Suspension durch Millipore Filter filtriert und in der Lösung der nicht adsorbierte Anteil 2,4-D mit einem UV-Photometer bestimmt (3). Die adsorbierte Menge wurde aus der Differenz berechnet.

3. Resultate und Diskussion

Obwohl bereits nach 4 Stunden mehr als 90% der endgültigen Menge adsorbiert war, dauerte es nahezu eine Woche, bis der Gleichgewichtszustand erreicht war. Sämtliche Ansätze wurden daher eine Woche laufen gelassen.

3.1 Einfluss des pH auf die Adsorption

Die Adsorption ist maximal bei demjenigen pH-Wert, der dem pK_a der Säure 2,4-D entspricht, nämlich 2,73 (Fig. 1), und zwar unabhängig von der Art des Oxids (Fig. 3). Unterhalb und oberhalb dieses pH sinkt die Adsorption stark ab. Messungen unterhalb pH 2 waren wegen der Löslichkeit der Oxide in diesem pH-Bereich nicht möglich.

3.2 Einfluss der Eisenoxidform

Bezüglich ihrer Adsorptionskapazität unterscheiden sich die einzelnen Eisenoxidformen erheblich. In der Fig. 2 sind die Adsorptionsisothermen nach FREUNDLICH dargestellt. Die Konstanten lauten:

	K	$1/n$
Amorphes Hydroxid	$6,3 \times 10^{-3}$	0,63
Goethit	$2,3 \times 10^{-3}$	0,85
Lepidocrocit	$2,05 \times 10^{-3}$	0,95
Hämatit	$3,15 \times 10^{-3}$	0,92

Aus den Kurven und den entsprechenden Konstanten geht hervor, dass das amorphe Hydroxid 2,4-D weitaus am stärksten, Lepidocrocit jedoch am wenigsten adsorbiert. Die Gründe für diese Unterschiede sind nicht ohne weiteres ersichtlich. Die niedrige Adsorption von Lepidocrocit mag mit der geringen Stabilität dieses Polymorphs zusammenhängen; die hohe Adsorption des amorphen Hydroxids andererseits mit der höheren Dichte und unregelmäßigen Lagerung der Hydroxylgruppen auf der Oberfläche (cf. Adsorptionsmechanismus).

Fig. 3 zeigt den Einfluss des pH-Wertes der Gleichgewichtslösung auf die K_d -Werte der verschiedenen Adsorbentien. K_d -Werte (gemäss Gleichung II) anstelle der K-Werte nach FREUNDLICH werden hier bevorzugt, da diese weniger empfindlich auf analytische und experimentelle Streuungen reagieren, wenn, wie es bei einigen pH-Werten der Fall war, nur wenige Messwerte zur Verfügung stehen.

An Hämatit und Lepidocrocit findet oberhalb pH 5 keine Adsorption mehr statt, während der Grenzwert für Goethit bei pH 5,8 und für das amorphe Hydroxid bei 6,6 liegt. Der bestimmende Faktor für den Grenz-pH dürfte der isoelektrische Punkt der Oxidoberfläche sein (vgl. Formelschema I).

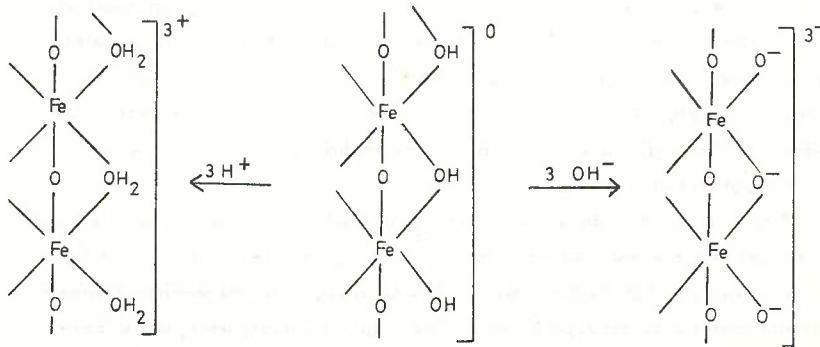
3.3 Sättigung der Oberfläche

Nach theoretischen Überlegungen eignet sich die Adsorptionsgleichung von FREUNDLICH nicht für den oberen Teil der Isotherme, wo die erste monomolekulare Adsorbatschicht allmählich vollständig wird. Wenn man als die mittlere Fläche, welche von einem 2,4-D Molekül benötigt wird, $70 \text{ \AA}^2$ annimmt (6,7), so lässt sich zeigen, dass die FREUNDLICH-Gleichung die Adsorption immerhin bis zu einer monomolekularen Oberflächenbelegung von ca. 80% exakt beschreibt (Fig. 4). Ähnliche Resultate lassen sich auch für die anderen Oxide ableiten.

3.4 Adsorptionsmechanismus

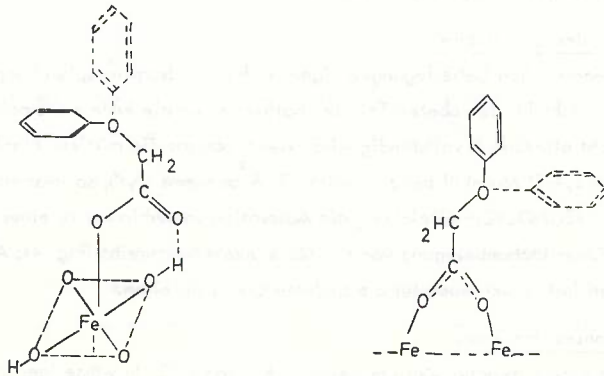
2,4-D ist eine schwache Säure mit einem pK_a von 2,73. In wässriger Lösung hängt daher das Verhältnis von molekularer zu ionisierter Form vom pH der Lösung ab. Die Adsorptionsmessungen haben gezeigt, dass die Adsorption maximal ist, wenn der pH der Lösung nahe beim pK_a von 2,4-D liegt, d.h. wenn die Hälfte der Moleküle in dissoziierter Form vorliegt. Die Adsorption des Anions ist nur möglich, wenn die Adsorbensoberfläche positiv geladen oder mindestens neutral ist. Oberhalb des isoelektrischen Punktes (pH 5 und höher, je nach Oxid) wird die Oberfläche jedoch negativ, und das 2,4-D wird abgestossen:

Formelschema I :



Der Mechanismus der Adsorption von 2,4-D an Eisenoxidoberflächen kann zusammenfassend mit folgenden beiden Koordinationsmöglichkeiten wiedergegeben werden:

Formelschema II :



Literatur

1. Bailey, G.W., White, J.L. 1970: Residue Rev. 32, 29-92.
2. Bailey, G.W., White, J.L., Rothberg, T. 1968: Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 32, 222-234.
3. Bandurski, R.S. 1947: Botanical gazette, March 47, 446-449.
4. Grover, R. 1973: Weed Res. 13, 51-58.
5. Hance, R.J. 1969: J. Agr. Food Chem. 17, 667-668.
6. Hingston, F.J., Posner, A.M., Quirk, J.P. 1967: Nature 215, 1459-1461.
7. Watson, J.R., Posner, A.M., Quirk, J.P. 1973: J. Soil Sci. 24, 503-511.

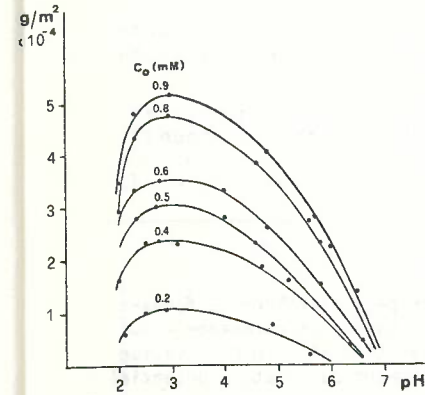


Fig. 1: Einfluss des pH auf die Adsorption von 2,4-D an amorphem Eisenhydroxid bei verschiedenen Anfangskonzentrationen.

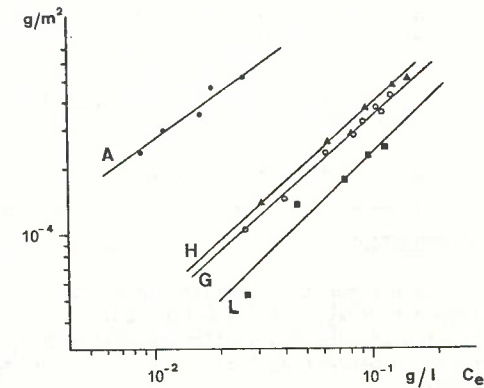


Fig. 2: FREUNDLICH-Adsorptionsisothermen von 2,4-D an amorphem Eisenhydroxid (A), Hämatit (H), Goethit (G) und Lepidocrocit (L) bei 25°C und pH 2,7 - 2,9.

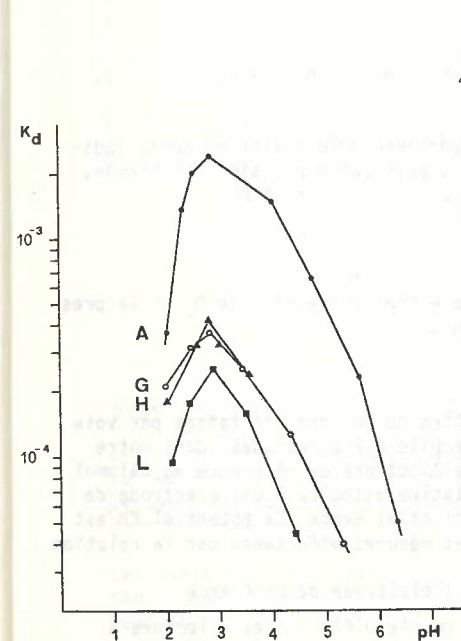


Fig. 3: Einfluss des pH auf die Konstante K_d . Signaturen wie in Fig. 2.

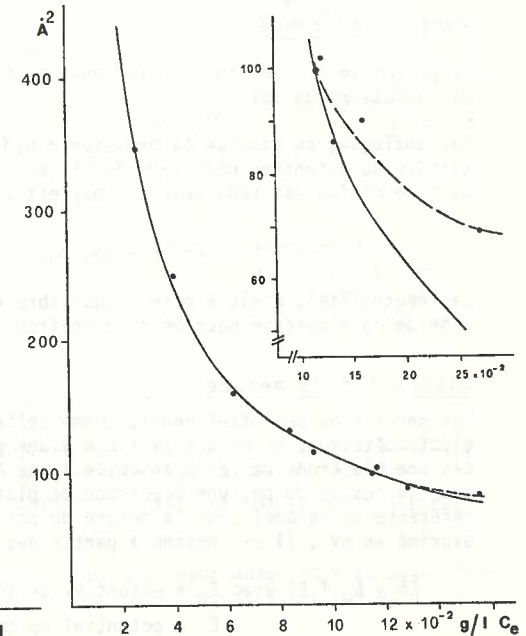


Fig. 4: Oberflächenbelegung ($\text{\AA}^2/\text{Molekül}$) an Goethit bei pH 2,7-2,9 und 25°C als Funktion von C_e .
— nach FREUNDLICH berechnete Kurve,
----- Abweichung der exp. Kurve im Bereich der Oberflächen sättigung.

Observation du potentiel Redox Eh du sol témoin

Phase d'assèchement:

- avant l'arrêt des précipitations, le profil est oxydé sur toute la profondeur (Eh = 500 à 700 mV)
- le drainage provoque une réduction du potentiel sur tout le profil, suivie d'une lente oxydation à partir de la surface. La réduction s'accroît par contre en profondeur Eh $\approx$ 100 mV)
En cas de pluies après un drainage prolongé, on observe :
 - un léger abaissement du potentiel sur le profil, à l'exception du voisinage du drain qui s'oxyde (mesure après 24 h.)
 - au cours des jours suivants, lente réoxydation (particulièrement marquée en profondeur).

Le domaine de variation du potentiel Eh avec le taux d'humidité est compris entre 300 et 700 mV en ce qui concerne la zone supérieure, 0 et 600 mV pour la tranche profonde.

Les observations sont portées sur un diagramme comportant en abscisse le pH et en ordonnée Eh et représentant les différentes formes de fer qui prédominent compte tenu de l'ambiance physico-chimique du milieu (cf. fig. 2, diagramme calculé par Hem et Cropper). Les mesures effectuées montrent que la forme prédominante sur tout le profil est $\text{Fe}(\text{OH})_3$; ces hydroxydes ferriques entravent le drainage.

Microorganismes réducteurs

Un abaissement du pH et du Eh dans ce milieu favoriserait la formation de fer réduit. Dans ce but, et également dans le dessein plus fondamental de connaître le pouvoir réducteur d'un milieu bactérien défini, nous avons ensemencé notre sol avec des bactéries appartenant toutes à la famille des Bacillaceae (Bacilles GRAM positif sporulés aérobies ou anaérobies).

Les principales caractéristiques de ces bactéries sont données à l'annexe 1.

Ces 4 types de bactéries ont été introduites dans 2 cuves en différentes couches au-dessus du drain. On peut estimer leur nombre à 10^{12} environ par cuve. Dans l'une d'elles, seul un apport bactérien a été réalisé. Dans l'autre, en plus de l'apport bactérien, le sol a été couvert de morceaux de betteraves sucrières. Le lessivage des produits de décomposition a permis l'apport de source d'énergie sous forme de saccharose.

Les observations de Eh des sols ayant reçu des bactéries montrent que d'une façon générale, une hydratation du sol conduit à une réduction dans la zone de surface (0-30 cm), à une oxydation en profondeur (30-60 cm). Le drainage, inversement, oxyde les couches superficielles et réduit celles de profondeur.

Le pH du sol ayant reçu uniquement des bactéries est en moyenne inférieur à celui du sol témoin, avec une baisse sensible lors de la première hydratation (début d'expérience).

Le pH du sol avec bactéries + apport énergétique est très bas en phase d'hydratation, notamment dans la zone ensemencée (pH voisin de 3 lors de la première hydratation). Cette baisse n'a pas été aussi sensible par la suite. En phase de drainage, le pH remonte à des valeurs neutres à légèrement alcalines.

Analyse des variations constatées

Les variations des profils de Eh et pH des différentes cuves obéissent à des phénomènes complexes dont l'analyse n'est pas simple (milieu mal connu ; paramètres non mesurés, tels que teneur en O_2 , en CO_2 , évolution de la population bactérienne, etc.). Les mesures effectuées ne sont que le reflet de l'activité biochimique du sol, la résultante des phénomènes complexes non totalement connus.

Schématiquement, nous pouvons expliquer les variations du potentiel de la façon suivante :

- en période d'assèchement, l'air remplace l'eau dans les pores, provoquant ainsi un apport d'oxygène qui oxyde la couche superficielle. L' O_2 de l'air maintient ces conditions oxydantes en surface. Dans les horizons profonds, par contre, l'apport d'air nouveau est bloqué par la frange capillaire, tout comme est bloqué l'apport d'oxygène dissous : le milieu devient réducteur.
- une hydratation du sol provoque un déficit d'aération dans la zone de surface (0.30 cm) par rapport au cas précédent, donc une réduction. La circulation de l'eau amène de l' O_2 dissous en profondeur, ce qui conduit paradoxalement à une oxydation.

Le métabolisme dégradatif (cf annexe 1) est caractérisé par des activités diverses (saccharolytique, pectinolytique, hemicellulolytique et protéolytique).

Les produits de fermentation du glucose (cf. annexe 2) vont influencer très fortement le microclimat physico-chimique du sol, d'où les variations de Eh et pH constatées dans les cuves où les bactéries ont été introduites. L'apport complémentaire de betteraves se traduit par un apport de saccharose, qui par hydrolyse donne le glucose et le fructose, à leur tour fermentés pour donner des acides et des alcools.

Les valeurs de pH atteintes par différentes solutions d'acides pouvant être produits par fermentation du glucose (par exemple Ac. acétique 0.001 N $\rightarrow$ pH=3.9; Ac. lactique 0.1 N $\rightarrow$ pH=2.4) ainsi que les valeurs du potentiel redox de différentes cultures bactériennes (*Bacillus subtilis* passe de + 135 mV à -280 mV en 24 heures) expliquent la chute du pH et Eh des sols ensemencés, en phase d'hydratation (apport de saccharose par lessivage).

Ainsi, alors que les variations de pH sont faibles pour le sol témoin, la chute est particulièrement marquée lors de la première hydratation, moins marquée par la suite (épuiement des réserves) pour les autres sols. Le Eh varie lui aussi avec le sol (sol témoin oxydé, sol avec bactéries peu oxydé, sol avec bact. + saccharose réduit).

Equilibre des formes de fer

Une représentation synoptique des mesures au moyen du diagramme de Hem et Cropper montre

- que le sol témoin, oxydé sur tout son profil, favorise la présence de $\text{Fe}(\text{OH})_3$
- que le sol avec bactéries, moins oxydé du fait de l'action réductrice des bactéries, admet les deux formes $\text{Fe}(\text{OH})_3$ et Fe^{++} en phase d'hydratation. L'assèchement favorise la formation d'hydroxydes en surface
- que le sol avec bactéries + saccharose permet également la coexistence des deux formes de fer. En période de saturation, Fe^{++} est possible sur tout le profil. L'oxydation due au drainage favorise la présence de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en surface, voire même sur toute la profondeur.

Observation des débits de drainage

Les observations des débits aux différents drains montrent

- pour le drain témoin : un débit stable d'une période de précipitation à l'autre, décroissant au cours d'une même période de drainage,
- pour les drains avec bactéries : le débit augmente légèrement d'une période à l'autre ; il est stable au cours d'une même période de drainage.

CONCLUSIONS

Une modification de l'ambiance physico-chimique du sol par apport de microorganismes est possible. Les effets de bactéries du genre *Bacillus* et *Clostridium* sur le pH et le Eh sont importants, particulièrement en cas d'apport supplémentaire de saccharose.

Les débits aux drains semblent confirmer l'action positive des bactéries sur le phénomène de colmatage par gel d'hydroxydes ferriques. Il s'agit toutefois de ne pas croire trop tôt à un succès de la méthode, à un remède capable d'enrayer le phénomène. Nous avons en effet remarqué un développement accru de gels d'hydroxydes dans le cuve même où se trouvaient les bactéries + saccharose. Ce phénomène troublant peut s'expliquer par un développement accru des ferro-bactéries se trouvant dans le sol, notamment de *Gallionella Ferruginae* que nous avons pu observer en grand nombre à l'exutoire du drain, alors qu'elles ne sont observables ni dans le drain témoin, ni dans le drain avec bactéries seules. Quoi qu'il en soit, il nous a paru très intéressant de montrer le rôle important que peuvent jouer les bactéries en modifiant le microclimat des zones dans lesquelles elles vivent, et dans quelle proportion elles peuvent agir sur ce milieu.

Annexe 1

Genre/ espèce bactérienne	Type de métabolisme	Activité catabolique spécifique
<i>Bacillus subtilis</i>	aérobie / anaérobie facultatif faible	cellulolytique-pectinolytique saccharolytique-proteolytique
<i>Bacillus polymyxa</i>	aérobie/anaérobie facultatif	pectinolytique-saccharolytique
<i>Clostridium laniganii</i>	anaérobie	pectinolytique-saccharolytique
<i>Clostridium sporogenes</i>	anaérobie	protéolytique-faiblement saccharolytique

Annexe 2

Type de fermentation et produits de fermentation du glucose

Bactérie	Type de fermentation	produits de fermentation
<i>Bacillus polymyxa</i>	Butylène glycol	ac. lactique, ac. acétique, ac. formique (faible qté) CO_2 , ethanol, acétoïne, 2-3 butylène glycol.
<i>Bacillus subtilis</i>	Butylène glycol (faible)	idem
<i>Clostridium laniganii</i>	intermédiaire entre butyrique et aceto-nobutylique	ac. acétique, ac. butyrique, ac. lactique, ethanol, butanol, acétone
<i>Clostridium sporogenes</i>	aceto-butyro-lactique	ac. acétique, ac. butyrique, ac. lactique, ac. propionique alcools propylique, isobutylique et isoamylique

Eigenschaften und landbauliche Nutzungsmöglichkeiten von Seekreideböden
des schweizerischen Mittellandes

K. Peyer und P. Juhasz, Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau
Zürich-Reckenholz

1. Einleitung und Problemstellung

Seekreide ist eine weisslich-gelbe Seeablagerung bestehend aus Kalkpartikeln mit überwiegender Teilchengrösse von 2 µm bis 50 µm Durchmesser (=Silt). Sie entsteht als Sediment in der Verlandungszone flacher Seebecken, meistens im zeitlichen Wechsel mit Torf. Man findet daher die Seekreide vorwiegend als dünne Zwischenlagen im Niedermoor oder in Seebodenlehm, seltener als ein bis mehrere Meter mächtige Ablagerungen mit nur geringer Beimischung von Torf- oder Pflanzenteilen (v. Moos, 1949; Schindler, 1971).

Die Entstehung von Seekreide ist in erster Linie vom Zufluss bikarbonatreichen Hang- oder Grundwassers zum strömungslosen Uferbereich eines Flachsees abhängig. Kaltes Grundwasser, das durch einen karbonatreichen geologischen Filter (Moräne, Schotter etc.) sickert, enthält gelöstes Bikarbonat. Als Folge einer Wassererwärmung nimmt die Löslichkeit des Karbonats ab. Durch die Verschiebung des Lösungsgleichgewichts fällt Kalziumkarbonat aus und reichert sich als Seekreidesediment an. Geringfügige Veränderungen der Strömung und Erwärmung des Wassers können zum Abbruch der Karbonatausscheidung und der Seekreideablagerung führen. Wenn sich bei dieser Veränderung eine Sumpfvegetation einstellt, setzt die Torfbildung ein. Die Bedingungen zur Bildung von Torf und Seekreide sind eng miteinander verflochten. Im schweizerischen Mittelland findet man örtlich Seekreide in breiten Fluss- und Seetälern sowie in flachen Mulden der welligen Moränellandschaft (z.B. Täuffelenmoos, Urtenental, Limpachtal, Wauwilermoos).

Verändert sich das Wasserregime des Flachmoors, z.B. in Form einer künstlichen Wasserspiegelabsenkung um ein bis zwei Meter, beginnt sich das Torfmoor und die Seekreide zurückzubilden. Im Zusammenhang mit der Entwässerung des oberflächennahen Torfmoors vollzieht sich in Abhängigkeit von der Tiefe des Grundwasserspiegels, der Torfart und Mächtigkeit sowie

der landbaulichen Nutzung eine Torfsetzung und Humusmineralisierung (Baden et al 1969; Frei et al 1972; Mundel 1976). Die Absenkung der Moor-terrainoberfläche, die bis 2 cm pro Jahr beträgt, kann ein allmähliches Freilegen von Seekreide bewirken.

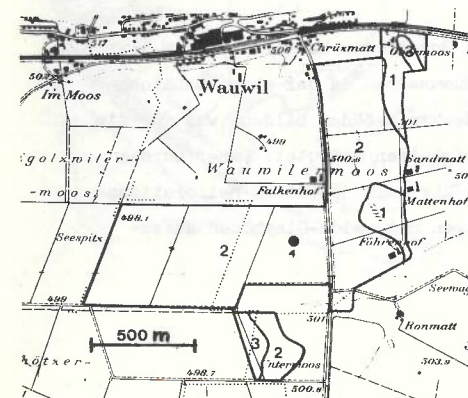
Abb. 1 Profilskizze mit Analysendaten des Seekreidebodens "Wauwilermoos"
WT 4, Wauwil LU, alluvialer kalktuffiger (seekreidiger) fahler Gley. Talebene 499 m ü.M. Feuchteres Mittelland. Ackerbaunutzung.

Hori- zont	cm	Profil- skizze	Gefüge- form*	K ö r n u n g			org. Sub.	Raum- gew. g TS/ml	Wasser- durch- lässigkeit cm/Sek.	pH	Kalk CaCl ₂ CaCO ₃ %	KUK** mval/ 100 g
				Frak. < 2µm %	Silt %	Sand %						
0												
Aa,p	18,11		Φ Φ	18,0	59,8	6,3	15,9	0,636	2,1·10 ⁻⁴	7,3	77,0	39,6
Amo	40		Φ	19,0	53,2	1,0	26,8	0,634	8,9·10 ⁻⁴	7,4	55,0	52,6
Bk,gg	60		///	15,4	72,1	12,5	4,7	0,616	4,1·10 ⁻⁴	7,7	100,0	9,6
	80											
	100											
Ck,gg	120		///	14,5	76,4	9,1	4,3	0,572		7,6	100,0	8,7
	140											
	160											

* Gefügeform siehe Seite 11

** KUK = Kationenumtauschkapazität, Austausch mit Barium bei pH 8,1

Abb. 2 Bodenkarte "Wauwilermoos"



- 1 Alluvialer, bunter Gley, skelettarm, Schlufflehm, z.T. Sandunterlage. Talebene
- 2 Alluvialer, kalktuffiger (seekreidiger) fahler Gley, skelettarm, Schlufflehm mit Moderzwischen-schichten
- 3 Tieftorfiges, mineralstoff-reiches Halbmoor, Talebene

Schwierigkeiten bei der landbaulichen Nutzung entblöster Seekreideböden des schweizerischen Mittellandes sind in den vergangenen Jahren nur örtlich und eher kleinflächig aufgetreten. Sie werden jedoch in Zukunft in zunehmendem Mass neu entstehen, namentlich in den zahlreichen, vor 30 bis 50 Jahren erstmals entwässerten Moorböden mit Seekreideunterlage, die nach und nach in ein Wiedervernässungsstadium treten, hierauf einer Neudrainage unterzogen und in rascher Folge in Seekreideböden umgewandelt werden.

2. Profileigenschaften der Seekreideböden

Einige Ergebnisse von Untersuchungen des Bodenkartierungsdienstes der Eidg. Forschungsanstalt Zürich-Reckenholz in zwei Niedermoor- und Seekreidearealen (Berichte mit Bodenkarten 1976) werden nachfolgend zusammengefasst.

Seekreideböden des Wauwilermoos

Das Untersuchungsgebiet des "Wauwilermoos", südlich Wauwil, Kt. Luzern, umfasst rund 100 ha der Talebene beidseits des Ron-Bachs. Der ehemalige, verlandete Wauwilersee wurde um die letzte Jahrhundertwende durch künstliche Absenkung des Ron-Bachs trockengelegt. Das Niedermoor wurde mit Hilfe offener Graben entwässert und die Rietvegetation schrittweise in landwirtschaftliches Kulturland überführt. Entwässerung sowie intensive ackerbauliche Nutzung bewirkten im Laufe von ca. 30 Jahren eine Torfsackung und Humusmineralisierung, verbunden mit einer Absenkung der Terrainoberfläche um rund 100 cm. Dadurch gelangte auf grosser Fläche die ursprünglich von Torf bedeckte Seekreide in den Bereich der Pflugschicht und an die Oberfläche. Aus ehemaligen Niedermoorböden sind anmoorige, seekreidige Gleyböden entstanden (vgl. Profilskizze und Analysendaten von WT 4, Abb 1.).

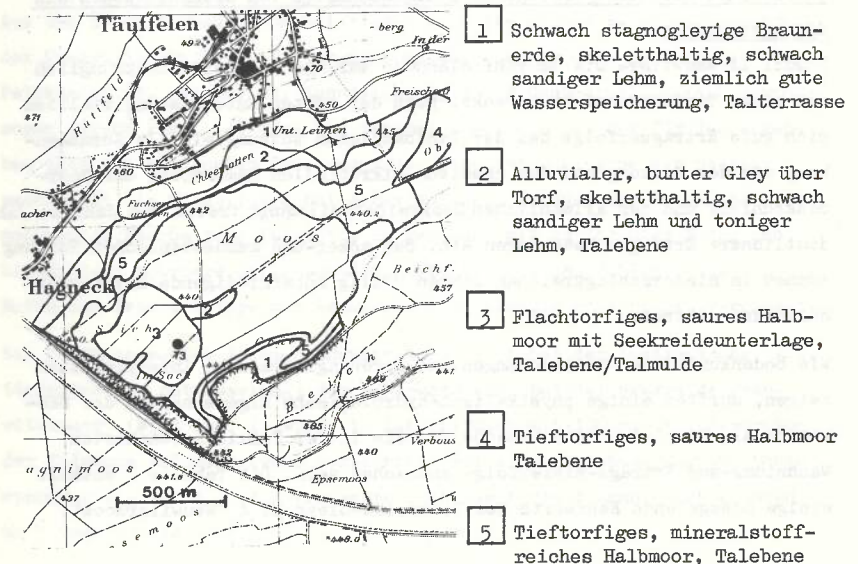
Auf einer Fläche von ca. 80 ha (siehe Bodenkarte Wauwilermoos, M 1:25'000 Abb. 2) werden sich bei andauerndem Humusabbau in der oberflächlichen Anmoordecke in wenigen Jahren reine Seekreideböden bilden, was für die Landwirtschaft wachsende Anbauschwierigkeiten bedeutet. Daher wurden bodenkundliche Untersuchungen durchgeführt mit dem Ziel, Meliorations- und Nutzungsmöglichkeiten der anmoorigen Seekreide-Gleyböden aufzuzeigen.

Abb. 3 Profilskizze mit Analysendaten des Seekreidebodens "Täuffelenmoos" NK 73, Täuffelen Bern. Flachtorfiges, saures Halbmoor, Moder und Torf über Seekreide. Talebene/Talmulde, 440 m ü.M. Acker. Trockeneres Mittelland.

Horizont	Profilskizze	Gefügeform*	Körnung			org. Sub.	pH CaCl ₂	Kalk CaCO ₃
			Frak. < 2µm	Silt	Sand			
	cm		%	%	%	%		%
Omo, p	20	☐ ☐	34,3	27,1	0,0	38,6	6,4	0,0
Omo	40	☐	37,8	25,0	0,0	37,2	5,8	0,0
Otb	60							
Ck, gg	80	☐	15,0	66,7	18,3	10,4	6,8	60,0
	100							
Cgg	120	☐	29,7	65,4	4,9	1,2	7,2	57,0

* Gefügeform siehe Seite 11

Abb. 4 Bodenkarte "Täuffelenmoos"



Moor-und Seekreideböden "Täuffelenmoos"

Die Talebene des Täuffelenmoos, am Ostrand des grossen Moos im Berner Seeland, bildete bis Anfang dieses Jahrhunderts ein versumpftes Niedermoor mit Rietvegetation. In den Jahren 1929 bis 1934 wurde das Torfmoor entwässert. Als Vorfluter dient der "Länggraben", welcher das Drainagewasser in einem Stollen durch den Molassehügel von Täuffelen direkt in den Bielersee führt. Die tiefgründige Entwässerung bewirkt auch bei diesem Torfmoor einen fortschreitenden Humusabbau, und die Terrainoberfläche erlitt eine Absenkung von 50 - 100 cm. Die Drainagewirksamkeit verringerte sich dadurch in den letzten Jahren. Periodische Wiedervernässungen eigneten sich hauptsächlich auf den am stärksten abgesenkten, tief-torfigen Moorarealen, sowie auf einigen Flächen mit flachtorfigem (z.T. abgetorfte) Halbmoor mit Seekreideunterlage. Die Planung einer Drainage-rekonstruktion warf auch hier die Frage der landbaulichen Nutzungs- und Meliorationsmöglichkeiten der Torfmoor-und Seekreideböden auf. Einige Daten des untersuchten Seekreideprofils "Täuffelenmoos" enthält Abb. 3 und die flächenmässige Verbreitung der Seekreide geht aus der Abb. 4 hervor.

3. Die physikalisch-hydrologischen Eigenschaften von Seekreideböden als Ertragsfaktoren

Sowohl im Wauwiler- wie im Täuffelenmoos war die Seekreide ursprünglich mit einer Torfmoorschicht bedeckt. Nach der ersten Entwässerung stellten sich gute Ertragserfolge bei der landbaulichen Nutzung ein. Im Zusammenhang mit der Sackung und dem chemisch-mikrobiellen Humusabbau der Moor-deckschicht und der allmählichen Seekreidefreilegung traten von Jahr zu Jahr deutlichere Ertragsschwankungen ein. Bei acker- und gemüsebaulicher Nutzung können in niederschlagsreichen Jahren völlig unbefriedigende Ertragsverhältnisse eintreten.

Wie bodenkundliche Untersuchungen und deren agronomische Interpretation zeigen, dürften einige physikalisch-hydrologische Eigenschaften der Seekreide als hauptsächliche Ursache für die in der Praxis beobachteten Wachstums- und Ertrags-Misserfolge anzusehen sein. Die Tabelle 1 enthält einige massgebende Kennwerte des Seekreide-Gleys WT 4 "Wauwilermoos".

Tabelle 1 Bodenphysikalische Kennwerte der Seekreide im Vergleich zur Braunerde

	Poren- volumen Vol. %	Sicker- fähige Poren Vol. %	Raum- gewicht g/cm ³	Wasserhaltung bei			
				pF 2	pF 3	pF 2	pF 3
				g/cm ³	g/g TS	g/cm ³	g/g TS
Bk,gg-Horizont (35-100cm); Seekreide-Gley "Wauwiler- moos" (WT 4, Wauwil LU)	75	6	0,6	0,69	1,15	0,50	0,84
Ae-Horizont (20-45 cm); Entw. Parabraunerde (MI 27, Merenschwand AG)	45	13	1,4	0,32	0,29	0,23	0,20

Seekreide zeichnet sich durch ein sehr grosses Gesamtporenvolumen, einen geringen Volumenanteil sickerfähiger Grobporen, ferner ein kleines Raumgewicht aus. Das einseitige Ueberwiegen der Feinsthohlräume, verursacht durch den hohen Siltgehalt (50 - 70 %), bewirkt eine ziemlich geringe Wasserdurchlässigkeit (k-Wert nach Darcy 10^{-4} bis 10^{-5} cm pro Sek.). In Jahreszeiten mit intensiven Niederschlägen und Grundwasseranstieg, wie dies vorallem im feuchteren Mittelland oft vorkommen kann, wird der grösste Teil der Luft- und Sickerporen wassergesättigt, was zu einer empfindlichen Störung des Lufthaushaltes führt.

Aus dem hohen Feinstporenanteil lässt sich die grosse Wasserbindungskraft der Seekreide erklären. Der gewichtsmässig ausgedrückte Wassergehalt bei Feldkapazität, welcher zur Kennzeichnung der Bodenbearbeitbarkeit herangezogen werden kann, ist drei bis viermal höher als bei der für den Ackerbau sehr gut geeigneten Parabraunerde. Dies ist wohl eine der Hauptursachen für die Misserfolge bei ackerbaulicher Nutzung der Seekreide. Die notwendige Bearbeitung fällt oft in Perioden mit zu feuchtem Boden und hinterlässt spürbare Gefügeschäden infolge Druck und Schlupf. Das von Natur aus labile Gefüge der Seekreide wird klumpig oder primitiv-kompakt.

Ein beachtenswerter Volumenschwund stellt sich bei der Austrocknung (z.B. tiefgründiger Entwässerung) der Seekreide ein. Bei der Seekreide "Wauwilermoos" (WT 4 Abb. 1) wurde im Laborversuch mit 100 ml-Zylinderproben der folgende Volumenschwund beobachtet: Bei einer Entwässerung von Saugspannung 0,2 auf 1,0 at verringerte sich das Porenvolumen durch Schwund um 5 bzw. 10 bis 12 %.

Analoge Austrocknungserscheinungen in Form von Volumenschwund konnten auch an Seekreideprofilen im Gelände festgestellt werden. Im Bk,gg Horizont finden sich zahlreiche vertikale, keilförmige Schwundrisse, von welchen einzelne in Oberflächennähe bis 5 cm breit und meist mit Moder-moor der Oberfläche gefüllt sind. Solche auffällig breiten Schwundrisse dürften sich in extrem trockenen Jahren in der entwässerten Seekreide ge-bildet haben (nach Aussagen der Landwirte z.B. 1947). Kleinere Schwund-risse bilden sich wohl während jeder sommerlichen Trockenperiode (wie z.B. 1976).

Die Schwundrissbildung, die mit einer Verdichtung der Seekreide ver-bunden ist, bewirkt für die Wasser- und Sauerstoffversorgung der Pflanzen-wurzeln ungünstige Gefügeverhältnisse. Feine Wurzeln im Bereich schwindender Seekreide zerreißen und unterbrechen die Wasser- und Nähr-stoffzuführung. Jungpflanzen von Ackerkulturen können daher in Trocken-perioden völlig absterben, entwickelte Pflanzen unter Wachstumsstörungen leiden.

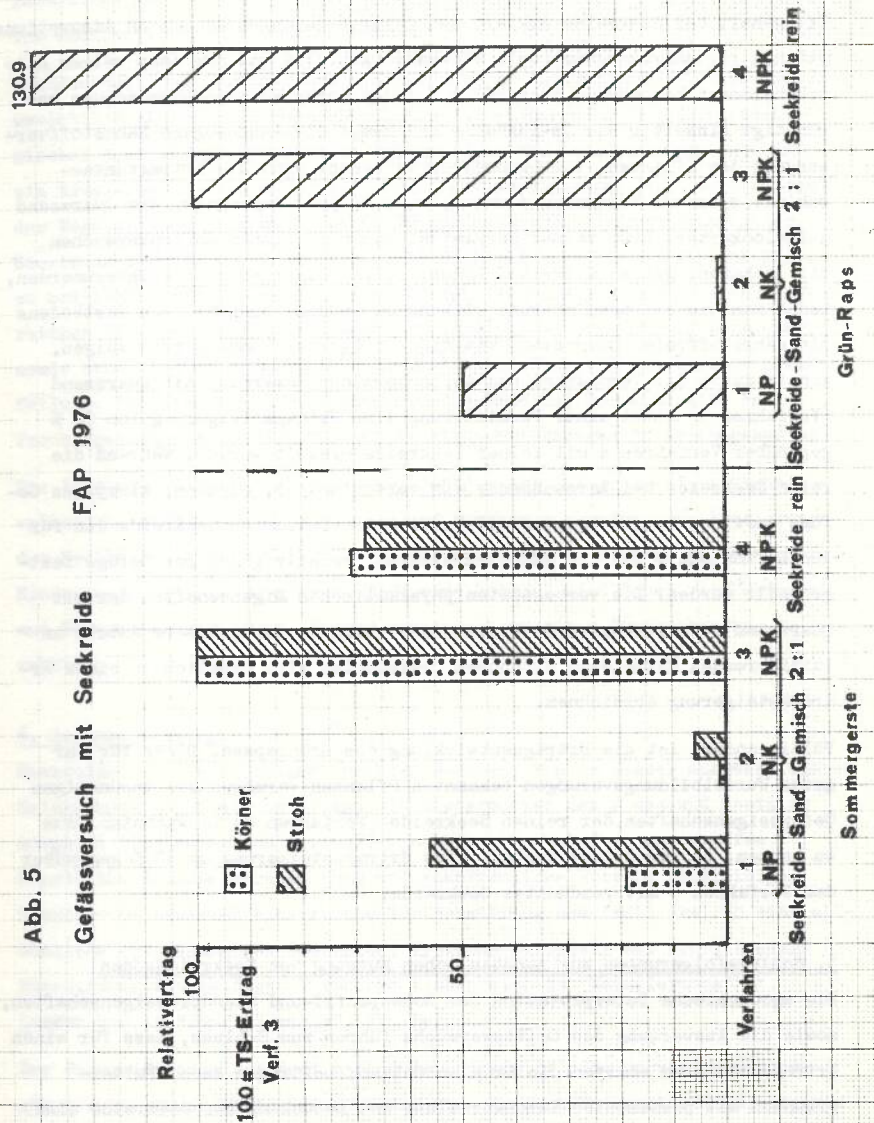
4. Ertragsverhältnisse der Seekreide im Gefässversuch

Neben der pflanzenphysiologischen Wertung der Profileigenschaften tragen auch die Ergebnisse eines Gefässversuchs zur Beurteilung der Nutzungs-möglichkeiten von Seekreideböden bei. Für den Gefässversuch wurde See-kreide aus dem Bk,gg-Horizont des Wauwilermoos-Profiles WT 4 (vgl. Abb. 1) verwendet. Die Seekreide gelangte getrocknet und zerrieben in Wachstums-gefässe zu 6 Liter Inhalt. Als Versuchspflanzen dienten Sommergerste und Grünrap. Folgende Versuchsverfahren wurden gewählt:

1. NP - Düngung (ohne K); Seekreide-Quarzsandgemisch 2 : 1
2. NK - Düngung (ohne P); Seekreide-Quarzsandgemisch 2 : 1
3. Volldüngung NPK; Seekreide-Quarzsandgemisch 2 : 1
4. Volldüngung NPK; reine Seekreide

Die Wachstumszeit betrug für Sommergerste 15 Wochen, für Grünrap 12 Wochen.

Die Ertragsverhältnisse des Gefässversuchs sind in Abb. 5 dargestellt. Der Trockensubstanzertrag von Verfahren 3, d.h. der optimal gedüngten, mit Quarzsand aufgelockerten Seekreide, wurde als Bezugsgrösse (=100) verwendet. Sowohl Sommergerste wie Grünrap wiesen bei Mangeldüngung



(ohne P, bzw. ohne K) ausgesprochene Misserträge auf. Dies deutet auf den grossen Düngungsbedarf der Seekreide bei intensiver Nutzung hin. Der hohe Siltgehalt der Seekreide erklärt den relativ geringen Anteil an Adsorptionsflächen für Nährelemente (vgl. KUK-Werte Abb. 1). Das aus fast reinem Kalziumkarbonat bestehende Nährmedium mit dem hohen Kalzium-Ueberschuss begünstigt einseitig die Ca-Aufnahme und hemmt die ausgewogene Nährstoffversorgung der Pflanzen. Von besonderem Interesse sind die Ertragsunterschiede zwischen Verfahren 4 und 5, d.h. optimal gedüngter, mit Quarzsand aufgelockerter, bzw. reiner Seekreide. Aus zahlreichen Gefässversuchen mit lockeren, gut entwickelten Böden, z.B. Braunerden oder Kalkbraunerden, kennt man die ertragsmindernde Wirkung durch das Verdünnen des Testbodens mit nährstoffreiem Quarzsand. Wie die Erträge der Sommergerste zeigen, konnte durch das Vermischen und Auflockern der Seekreide mit Quarzsand (Verfahren 3) statt einer Verminderung eine Ertragssteigerung von 30 % gegenüber Verfahren 4 mit reiner Seekreide erzielt werden. Während die reine Seekreide bei Versuchsende ein verschlammtes, dichtes, klumpiges Gefüge aufwies, konnte bei der mit Quarzsand vermischten Seekreide ein für den Lufthaushalt und die Wurzelentwicklung relativ günstiges Gefüge festgestellt werden. Die verbesserten physikalischen Eigenschaften der mit Quarzsand aufgelockerten Seekreide, insbesondere der grössere Anteil an luftführenden Mittel- und Grobporen, vermochten sich deutlich in einer Ertragssteigerung abzeichnen.

Völlig anders ist die Ertragsentwicklung des Grünrapses. Diese für ihr gutes Wurzelbildungsvermögen bekannten Pflanzen vermögen die ungünstigen Gefügeeigenschaften der reinen Seekreide (Verfahren 4) im Wachstum kaum zu hemmen. Es resultiert deshalb eine Ertragssteigerung um 30 % gegenüber dem Verfahren 3 mit verdünnter Seekreide.

5. Schlussfolgerungen zur landbaulichen Nutzung von Seekreideböden

Die agronomische Interpretation der Bodenprofil- und Standortseigenschaften, sowie die Auswertung des Gefässversuchs führen zum Schluss, dass für einen Ertragserfolg am ehesten die Grünlandnutzung beitragen kann. Futterpflanzen mit permanenter Durchwurzelung und Bedeckung der Seekreide sind den im Ackerbau angewandten Kulturpflanzen, die auf Gefüge und Durchlüftungsmangel des Bodens empfindlich reagieren, wie Getreide, Kartoffeln,

Zuckerrüben, Mais usw., überlegen. Die optimal gedüngte und gepflegte Dauerwiese dürfte als die auf lange Sicht erfolgsversprechende Nutzung von Seekreideböden betrachtet werden.

Ausdauernde, erfolgreiche Grünlandnutzung der Seekreideböden hängt jedoch wesentlich von der Grundwasserstabilisierung ab. Mit Hilfe kulturtechnischer Massnahmen ist dafür zu sorgen, dass der Grundwasserspiegel auf ein Niveau um 60 - 80 cm u.T. einreguliert werden kann, und damit während der Vegetationszeit weder Ueberflutungen noch völlige Austrocknung der Seekreide vorkommen. Für die Kulturtechnik gilt es daher, folgende Ziele zu erreichen: rasches Wegführen grösserer Wassermengen in niederschlagsreichen Perioden durch Schaffung leistungsfähiger Sammler und Vorfluter, sowie einer minimalen Anzahl Sickerleitungen mit gut durchlässiger Grabenfüllung; Feuchthaltung, bzw. Untergrundbewässerung der Seekreide in Trockenperioden durch den Bau von Einstauvorrichtungen im Drainagesystem.

Die landbauliche Nutzung von Seekreideböden ist mit grossen privat- und volkswirtschaftlichen Aufwendungen und Risiken verbunden. Die Freilegung der Seekreide ist mit allen zur Verfügung stehenden Mitteln zu verhindern. Niedermoore, die im Untergrund Seekreide bergen, sind daher vor Torfsackung und Humusmineralisierung, ferner vor gewerbsmässiger Torfausbeutung zu schützen.

6. Zusammenfassung

Seekreide, ein feinkörniges, poröses Sediment von im Wasser ausgeschiedenem Kalkkarbonat, ist als Unterlage von Niedermooren der Fluss- und Seetäler sowie in flachen Mulden der welligen Moränellandschaften anzutreffen.

Künstliche Grundwasserabsenkung und ackerbauliche Nutzung seekreidiger Niedermoore bewirken eine rasche Torfzerstörung und damit örtlich eine allmähliche Freilegung der Seekreide. Typische Beispiele der schrittweisen Rückbildung seekreidiger Torfmoore finden sich im "Wauwilermoos" Kt. Luzern und im "Täuffelenmoos", Kt. Bern.

Der Seekreideboden zeichnet sich durch einige pflanzenphysiologisch ungünstig wirkende Profileigenschaften aus: grosser Feinporenanteil, geringe Wasserdurchlässigkeit, kleines Raumgewicht, labiles Primitivgefüge und geringe Adsorptionsflächen. Ackerbauliche Nutzung von Seekreideböden er-

bringt meist ungenügenden Anbauerfolg. Die permanente Grünlandnutzung ist den einseitig ausgeprägten Eigenschaften des Seekreidebodens noch am besten angepasst. Ausgewogene kulturtechnische Massnahmen, welche eine Grundwasserstabilisierung ermöglichen und gleichzeitig periodische Vernässung oder Austrocknung der Seekreide verhindern, sind eine wichtige Voraussetzung für die dauernde landwirtschaftliche Nutzung solcher Böden.

Da die Seekreideböden dem Bewirtschafter wie auch der Öffentlichkeit Probleme verursachen können, sollten die Seekreide bergenden Niedermoores des schweizerischen Mittellandes vor Torfsackungen und Humusabbau, ferner auch vor gewerbsmässiger Torfausbeutung geschützt werden.

Verwendete Literatur:

Baden, W., Kuntze, H., Niemann, J., Schwertfeger, G., Völlmer, F. J., 1969. Bodenkunde. Verlag Ulmer, Stuttgart.

Frei, E., Peyer, K. und Jäggi, F., 1972. Verbesserungsmöglichkeiten der Moorböden des Berner Seelandes. Mitteilungen für die Schweizerische Landwirtschaft, 20, Nr. 11.

v. Moos, A., 1949. Der Baugrund der Stadt Zürich. Vierteljahrschrift der Natf. Ges. Zürich, 94, Heft 3.

Mendel, G., 1976. Untersuchung der Torfmineralisation in Niedermoores. Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenk. 20, 10.

Schindler, C., 1971. Geologie von Zürich und ihre Beziehung zu Seespiegelschwankungen. Vierteljahrschrift der Natf. Ges. Zürich, 116, Heft 2.

Bericht zur Bodenkartierung Wauwilermoos LU, und Bericht zur Bodenkartierung Täuffelen Epsach BE. Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau Zürich-Reckenholz, 1976.

Erläuterungen zu Abb. 1 und 3.

* Gefügeform	Bindigkeit
□ □ Krümelgefüge	// schwach bindig
L Klumpengefüge	//// stark bindig
3 Schwammgefüge	
□ Primitivgefüge	

Anaerobie im Boden ¹⁾

Hannes Flühler,
Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen
Abt. für Immissionsschutz, Biophysik

Bei einem Nachfrageüberhang nach einem kostbaren Gut bricht ein Markt an Orten schlechter Versorgung oder an Orten des wildesten Konsums zusammen. Aus der Sicht der Wurzeln und vieler Mikroorganismen ist der Sauerstoff ein kostbares Gut. Sauerstoffmangel wird durch intensive, aerobe Atmung oder aber durch erschwerten Nachschub bzw. durch beide dieser Faktoren verursacht. Im Boden, aber auch in pflanzlichen oder tierischen Geweben ist die Sauerstoffatmung oft transportkontrolliert. Die Atmung läuft also nicht auf vollen Touren. Die tatsächliche Atmungsrate ist oft kleiner als die biologisch mögliche. Die Atmung aerober Bakterien beispielsweise hängt unter anderem von deren Durchmesser, also von der Gasdiffusionsdistanz ab. Im Innern wassergesättigter Bodenkrümel von mehreren Millimetern Durchmesser können sauerstofffreie Zonen entstehen. In sauerstofffreier Umgebung herrscht Anaerobie, oder terminologisch etwas genauer ausgedrückt "Anoxia". In einer ersten Annäherung kann das Verhältnis der effektiven zur möglichen Atmungsrate (R_{eff}/R_{max}) mit dem Quotienten zwischen durchlüftetem und totalem Bodenvolumen ausgedrückt werden

$$\eta = R_{eff}/R_{max} = (a^3 - b^3) / a^3 \quad (1)$$

wobei a der Krümelradius und b der Radius des anaeroben Krümelinneren ist. Dieser "Wirkungsgrad" (η) der Atmung hängt ab vom Sauerstoffpartialdruck (P_0) an der Krümeloberfläche, von der Sauerstoffgasdiffusions-Konstanten (K) von der Krümelgeometrie (Äquivalenzradius : Volumen/Oberfläche V/A) und von der aeroben Atmung (R). (siehe Gleichung 1 und 2).

1) Diese Ausführungen stützen sich zum Teil auf die Arbeit "Measurement and Prediction of Soil Anaerobiosis" von L.H. Stolzy und H. Flühler. In: D. Nielsen, Nitrogen in the environment. Acad. Press (im Druck)

$$\eta = f(P_0, K, V/A, R) \quad (2)$$

$$P_0 = 3/2 \cdot (R/K) \cdot (V/A)^2 (3-3(1-\eta)^{3/2}-2\eta) \quad (3)$$

Der kritische Partialdruck ist jenes P_0 , bei dem die effektive und maximal mögliche Atmung gleich gross sind ($\eta = 1.0$). Ist der Sauerstoffpartialdruck an der Oberfläche eines Krümelns oder an der Oberfläche eines Organismus grösser als dieser sogenannte kritische Wert, dann ist das betreffende Medium völlig aerob. Werte kritischer Sauerstoffpartialdrucke variieren zwischen 0.001 bis 100.0 % O_2 . Es ist also unmöglich einen ökologisch sinnvollen Partialdruckgrenzwert anzugeben.

Anoxia ist wesentlich häufiger und ökologisch wichtiger als man in der Regel annimmt. In diesem Beitrag möchte ich dies veranschaulichen und darstellen, warum diese Bodeneigenschaft bisweilen schwer zu messen ist.

Anoxia ist nicht nur für die Pflanzenproduktion, im besonderen für das Wurzelwachstum bedeutsam. Das Vorhandensein oder Fehlen von Sauerstoff verändert beispielsweise auch die Mobilität der Schwermetalle. In oxidierten Form sind diese oft nur wenig wasserlöslich und immobil. In reduzierter Form sind sie löslicher und deshalb beweglicher. Wässrige Lösungen von Pflanzenextrakten vermögen zum Beispiel Eisenoxid selbst unter aeroben Bedingungen in Lösung zu bringen. Unter anaeroben Bedingungen ist die Eisenmobilisierung durch solche Pflanzenextrakte jedoch schneller und wirksamer. In vielen Böden herrschen gerade dann anaerobe Bedingungen, wenn die Tiefensickerung, dank hohem Wassersättigungsgrad ihren relativen Höchstwert erreicht.

Genau wie im Falle der Schwermetalle steigt unter anaeroben Bedingungen auch die Löslichkeit der Karbonate. Der Partialdruck des Kohlendioxids im Bodenwasser und in der Bodenluft steigt als Folge anaerober Atmung. Die Karbonat-Bikarbonat-Gleichgewichte reagieren auf Veränderungen im Kohlendioxidpartialdruck sehr empfindlich. Dies ist zum Beispiel im Hinblick auf Grundwasserversalzung arider Bewässerungsgebiete wichtig. Der Salzausstrag aus dem Wurzelraum solcher Böden ist bei häufiger Bewässerung grösser, da der Sauerstoffpartialdruck in warmen Böden 10 - 30 Stunden nach der Bewässerung auf Null absinkt, die Kohlendioxidproduktion und demzufolge auch die Salzfracht zunimmt.

Anoxia ist auch einer der wesentlichen Faktoren im Stickstoffhaushalt. Nitrat wird nur in sauerstoffreicher Umgebung denitrifiziert. Gewisse fakultativ anaerobe Mikroorganismen reduzieren das Nitratanion (NO_3^-) zu Nitrit (NO_2^-) und weiter zu den gasförmigen Produkten Distickstoffoxid (N_2O) und ele-

mentarem Stickstoff (N_2). Für diesen Vorgang benötigen die Mikroorganismen allerdings "Brennstoff", d.h. ein Energiesubstrat für die Atmung, beispielsweise Wurzelexudate oder organische, kohlenstoffhaltige Abbauprodukte. Anoxia im Boden vermindert somit den Nitrataustrag in Richtung Grundwasser, erhöht aber gleichzeitig den N_2O Diffusionsfluss in die freie Atmosphäre. Die Erhöhung der natürlichen atmosphärischen N_2O -Belastung, welche auf die Verwendung von Stickstoffdünger zurückgeführt werden kann, beschäftigt neuerdings auch die Klimatologen. Das stabile Gas N_2O erreicht letztlich die Ozonschicht in der Stratosphäre, wo es in die Reaktionskette des Ozonzerfalls eingreift. Ein erhöhtes N_2O Angebot soll angeblich zu einer weniger mächtigen Ozonhülle führen. Träfe dies zu, dann ergäben sich unerwünschte Veränderungen im globalen Strahlungs- und Wärmehaushalt. Der Anteil der UV-Strahlung würde zunehmen.

Nach diesem spekulativen Höhenflug auf den festen Boden versetzt soll das Wesen der Anoxia und deren Messung beleuchtet werden. Anoxia umfasst ein breites Band ökologisch und bodenchemisch verschiedener Zustände. Diese Zustände unterscheiden sich vornehmlich durch die Art der vorherrschenden Reduktions- und Oxidationsprozesse. Molekularer Sauerstoff wird veratmet, das heisst er wirkt als letztes Glied des Elektronentransfers bei der biologischen Energieproduktion. Ist der Sauerstoffvorrat erschöpft, dann und nur dann beginnen gewisse Bakterien Nitrat zu "veratmen". In dieser Reaktion, der Denitrifizierung, sind Nitrat und die Folgeprodukte die Elektronakzeptoren der Energieproduktion. Erst wenn der Vorrat an Nitrat zu Ende geht, beginnt die Reduktion von Mangan, und etwas später jene von Eisen. Unter noch stärker reduzierenden Bedingungen wird Schwefel zu Schwefelwasserstoff, und noch später Kohlendioxid zu Methan reduziert. Während dieser Folge von Reaktionen verändert sich das Redoxpotential des Bodens von über +0.4 zu weniger als -0.1 Volt. Das Redoxpotential charakterisiert die Summenwirkung der in ihrer oxidierten oder reduzierten Form vorkommenden reaktiven Verbindungen. Das Redoxpotential ist ein Mass für die Leichtigkeit, mit der Elektronen von reaktiven Verbindungen im Boden akzeptiert werden. Das Redoxpotential bezieht sich auf das Standardpotential der Wasserstoff-Normalelektrode. Es kann mit einem Elektrodenpaar Pt/Ag-AgCl gemessen werden. Der Pt-draht ist in der Regel nur wenige Millimeter lang und einige Zehntelmillimeter dick.

Im Bereich kritischer Bodendurchlüftung ändert der Sauerstoffpartialdruck drastisch über Distanzen von wenigen Millimetern. Die Variabilität irgendwelcher Durchlüftungsmessgrössen muss demzufolge erheblich sein. Die experimentellen Bedingungen, unter welchen die folgenden Beobachtungen gemacht wurden, sind in der Fussnote 2 kurz beschrieben. In Fig. 1 vergleichen wir die Häufigkeitsverteilungen von Redoxpotenti-

almessungen, die vor und nach einer Bewässerung gemessen wurden. Die Werte liegen über +0.4 Volt. Der Sauerstoff scheint das Redoxsystem dieses Bodens sowohl vor und wie auch nach der Bewässerung weitgehend zu bestimmen. Die Bewässerung veränderte die Form der Häufigkeitsverteilungen sehr deutlich, obschon die Mittelwerte dieser beiden Daten-gruppen nicht signifikant verschieden sind. Im gleichen Boden wurden zahlreiche Gasproben entnommen. Diese wurden mit einem Gaschromatograph-Massenspektrometer auf N_2O -Konzentrationen analysiert. Dieses Gas wird wie schon erwähnt nur unter anaeroben Bedingungen bei Redoxpotentialen unter +0.35 Volt gebildet. Dieses Gas dient deshalb als eine Art Tracer für anaerobe Bedingungen. Die Häufigkeitsverteilungen der N_2O -Konzentrationen war in allen Fällen extrem linksschief mit einem dominierenden Maximum bei der Konzentration Null. Mittelwerte und Vertrauensintervalle gaben keine Hinweise auf die verschiedenen Behandlungen der beiden Grasflächen. Eine dieser Flächen wurde mit Nitrat gedüngt die andere diente als Kontrolle. Ausgehend von der maximalen Konzentration wurden die Häufigkeiten kumuliert. Die Häufigkeits-summenkurven (Fig.2) zeigen, dass nur die "extremen" N_2O -Konzentrationen, also weniger als ein Drittel aller Messdaten Unterschiede in der Anaerobie des Bodens charakterisieren. Bei tiefen Saugspannungen bis zu 70 WScm wurden in der gedüngten Fläche mehr hohe N_2O -Konzentrationen gemessen als in der Kontrollfläche. Bei Saugspannungen über 70 WScm waren die kumulierten Häufigkeiten praktisch identisch. Die Darstellung kann wie folgt interpretiert werden: Bei tiefen Saugspannungen in der gedüngten Fläche (oberste Kurve) waren 33 % der gemessenen N_2O -Konzentrationen grösser als 0.3 ppm.

2) Diese Ergebnisse beziehen sich auf ein Feldexperiment, in welchem die physikalisch-biologischen Rückkopplungen im Stickstoffhaushalt untersucht wurden. Auf einem sandigen, siltreichen Boden im semiariden Klimabereich wurden in zwei Versuchsflächen mit Sudangras bepflanzt. Die eine Fläche wurde mit NO_3 -N gedüngt, die andere blieb ungedüngt. Die Bewässerung war identisch. Die Aspekte der Durchlüftung und Anaerobie sind in zwei Arbeiten beschrieben. (Soil Sci. 122:107-114 bzw. 122:115-123)

Das grösste Hindernis für eine Quantifizierung der Anaerobie im Boden ist die ungemein starke räumliche Variabilität der Durchlüftungparameter. Sauerstoffmessungen sind in dieser Hinsicht wenig aufschlussreich, da sie nur einen von vielen Parametern, nämlich P_o (Gleichung 3) anvisieren.

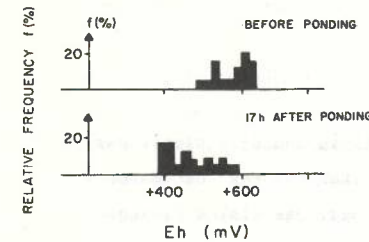


Fig. 1 Häufigkeitsverteilung von Redoxpotentialmessungen vor (oben) und nach (unten) einer Bewässerung.

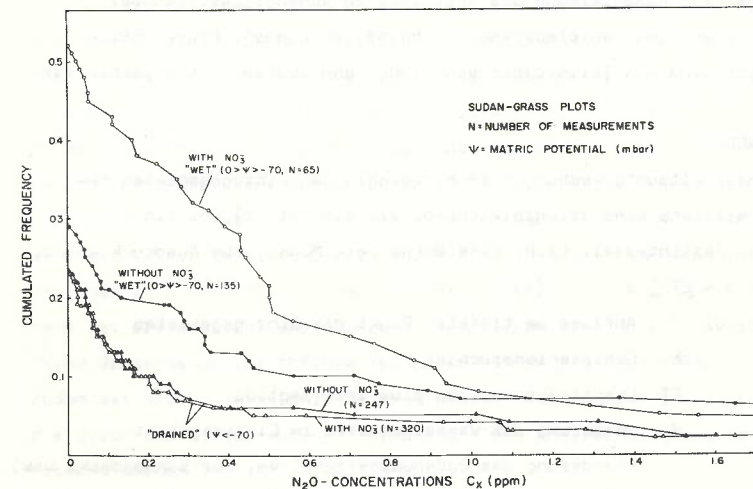


Fig. 2 Summenhäufigkeiten $F(C, C_x)$ von N_2O -Konzentrationen F gibt an, welcher Anteil der Gasproben Konzentrationen aufwies, die grösser als ein Schwellenwert C sind. In der freien Atmosphäre ist die N_2O -Konzentration oft um 0.3 ppm.

BODENKUNDLICH-ÖKOLOGISCHE GESICHTSPUNKTE BEI DER UNTERSUCHUNG DES
WASSERHAUSHALTES EINES KLEINEN HYDROLOGISCHEN EINZUGSGEBIET

P. Germann,
VAW, ETH-Zentrum, 8092 Zürich

EINLEITUNG

Die Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETHZ (VAW) untersucht im Rahmen des Projektes "Hydrex" den Wasserhaushalt im Einzugsgebiet des Rietholzbaches. Das kleine Einzugsgebiet umfasst 310 ha, wovon rund 80% landwirtschaftlich und der Rest forstwirtschaftlich genutzt werden. Es liegt zwischen 700 und 900 m ü.M. auf dem Gebiet der Gemeinden Mosnang und Kirchberg (SG).

Im folgenden wird dargelegt, was bodenkundlich-ökologische Untersuchungen zur Beschreibung des Abflusses in Abhängigkeit von der Witterung und von Gebietsparametern beitragen können. Diese Untersuchungen sind ein Teilprojekt von HYDREX und laufen seit November 1976.

GRUNDLAGEN

Wasserhaushaltsuntersuchungen in hydrologischen Einzugsgebieten benutzen meistens eine Bilanzgleichung, wie sie mit (1) für ein bestimmtes Zeitintervall (z.B. eine Woche, ein Monat) zum Ausdruck kommt:

$$A = N - ET \pm V \quad (1)$$

Dabei sind: A Abfluss am tiefsten Punkt des Einzugsgebietes
N Gebietsniederschlag
ET Evapotranspiration plus Interzeption
V Änderung des Wasservorrates im Einzugsgebiet
(Änderung des Bodenwassergehaltes, der Schneedecke usw.).

Der Ausdruck (1) behandelt das Einzugsgebiet als "black box": Die Flüsse N, ET und A werden lediglich an den Grenzflächen betrachtet; V wird summarisch für das ganze Gebiet behandelt. Wasserbewegungen während dem Zeitintervall innerhalb des Einzugsgebietes werden also nicht erfasst. Die Beziehung (1) kann demnach nur als Kontrolle über die Summe aller Vorgänge im gesamten Einzugsgebiet benutzt werden.

Funktionelle Zusammenhänge zwischen den Summanden sowie zwischen den einzelnen Summanden und den Gebietsparametern werden häufig durch Modellrechnungen hergeleitet. (Siehe hierzu KELLER, 1975) Im Rahmen des hier vorgestellten HYDREX-Teilprojektes wird versucht, Zusammenhänge auf experimentellem Weg zu finden.

DIE BÖDEN IM EINZUGSGEBIET

Ausgehend von der Vegetation sind drei Hauptgruppen zu unterscheiden:

- Nassböden unter streugennutzten Rietwiesen: O-Horizont (nach FREI, 1975) zwischen 20 und 150 cm mächtig
- Weideböden: Braunerden, Pseudogleye, Gleyböden und Uebergänge unterschiedlicher Gründigkeit (20 - 100 cm)
- Waldböden: Braunerden, Pseudogleye; in der Regel tiefgründiger als die Weideböden (50 - 150 cm); flachgründige A-C-Böden auf Kuppen und Hangrücken.

Orografisch ist das Einzugsgebiet stark in Mulden, Kuppen und Tälchen gegliedert. Als Folge davon haben sich auch die Böden kleinflächig sehr unterschiedlich ausgebildet. In Abbildung 1 ist aufgrund von pedologischen Felduntersuchungen schematisch ein Schnitt durch eine Mulde dargestellt. In Tabelle 1 sind einige aus der Literatur bekannte k-Werte nach Darcy (bei Wassersättigung) aufgeführt, wie sie für Bodenhorizonte ähnlicher Ausbildung gefunden wurden. Zieht man in Betracht, dass der k-Wert an einem Ort im Boden als Folge des ändernden Wassergehaltes in einem Bereich von 1:100 bis 1:1'000 variieren kann, dann ist ersichtlich, dass einzelne Bodentypen die hundert- bis tausendfache Wassermenge zum Abfluss beitragen können als andere Bodentypen. Zudem ist dieses Verhältnis dauernd enormen Änderungen unterworfen, die durch die Niederschläge, Verdunstung und anderer Vorgänge verursacht werden.

In Abbildung 2 sind zwei Bodenprofile und die zugehörigen Wassergehaltsverteilungen über die Tiefe dargestellt. Da die Neutronensonde noch nicht geeicht wurde, werden hier nur relative Zählraten dargestellt. Der Zusammenhang zwischen dem dichteren B₁-Horizont mit entsprechend geringerer Wasserleitfähigkeit und der Wassergehaltsverteilung kommt deutlich zum Ausdruck.

UNTERSUCHUNGSMETHODEN

Zwei Zonen stehen im Zentrum der Betrachtung: Einerseits der Uebergang von der Atmosphäre zur Vegetation und zum Boden und andererseits der Uebergang vom Boden in ein offenes Gerinne.

Zone 1: Atmosphäre-Vegetation-Boden

Hier wird der Wassertransport wesentlich gesteuert: Je nach Durchlässigkeit und Speichervermögen des Bodens werden Niederschläge einsickern oder oberflächlich abfliessen. Zudem wird hier, je nach Jahreszeit, Witterung und Wassersättigung des Bodens, die Evapotranspiration in Abhängigkeit der jeweiligen Vegetationsdecke zeitlich beeinflusst.

An etwa zwanzig, über das ganze Einzugsgebiet verteilten Messorten werden mit einer Neutronensonde periodisch die Wassergehaltsprofile bis in eine Tiefe von maximal 2 m aufgenommen. Diese Messungen geben Auskunft über die Vorratsänderung im Bereich der Wurzeln. Mit Tensiometern um das Neutronensondenrohr sollen zudem Gradienten der Wasserbewegung ermittelt werden. Unter der Bedingung, dass in einer bestimmten Tiefe unter dem Wurzelraum die Wasserbewegung während einer bestimmten Zeit zum Stillstand kommt, können mit diesen Messungen zudem die k -Werte für den jeweiligen Wassersättigungsgrad des Bodens berechnet werden. Zusammen mit der Niederschlagsmessung kann mit diesen Angaben für jeden Messort eine Wasserbilanz gerechnet werden. An einigen Stellen soll zudem der Oberflächenabfluss gemessen werden.

Zone 2: Boden - offenes Gerinne

Vergleicht man die Wassersickerung im Boden mit dem Wasserfluss in einem offenen Gerinne - das Verhältnis der beiden Geschwindigkeiten liegt etwa in einem Bereich von $1:10^6$ bis $1:10^8$ - dann kann vom Standpunkt der Bodenkunde aus gesehen der Wasserfluss in einem offenen Gerinne an irgend einem Ort im relativ kleinen Einzugsgebiet in unmittelbarem Zusammenhang mit der Abflussmessung gesehen werden; d.h. verglichen mit der Wassersickerung im Boden darf die Zeit, die für den Wasserfluss im offenen Gerinne benötigt wird, vernachlässigt werden. Von hydrologischem Interesse ist demnach die Wasserspeisung der offenen Gerinne aus dem Boden.

An zwei bis drei ausgewählten Stellen soll die Entwässerungswirkung

eines offenen Gerinnes auf den umliegenden Boden untersucht werden. Hierbei werden die Grundlagen und Theorien herangezogen, wie sie zur Bemessung von Entwässerungssystemen benutzt werden. Besondere Aufmerksamkeit gilt einem allenfalls auftretenden Wasserspiegel im Boden, dessen Lage durch Piezometerrohre erfasst würde.

Die Wasserhaushaltsgrössen werden, wie in Zone 1, mit der Neutronen-sonde und mit Tensiometern erfasst. Hydrologisch von Bedeutung ist die Abgrenzung des für die Speisung des offenen Gerinnes massgebenden Bodenraumes und sein Verhalten gegenüber der Infiltration und der Vorratsänderung.

WEITERE UNTERSUCHUNGEN

Eine flächenmässige Erfassung der gefundenen Ergebnisse mit Hilfe von Luftbildern und terrestrischen Kartierungen soll die Untersuchungen abschliessen. Gleichzeitig wird im Rahmen eines anderen HYDREX-Teilprojektes die Verdunstung über eine Energiebilanz berechnet (Leiter: B. Schädler), wodurch eine gegenseitige Prüfung der Berechnungsarten vorliegen wird. Für spezielle Untersuchungen steht zudem ein wägbares Lysimeter zur Verfügung.

* * *

Das Projekt HYDREX wird vom Nationalfonds unter den Krediten Nr. 2.0210.73 und 2.447-0.75 unterstützt.

Literatur

- BRÜLHART, A., 1969: Jahreszeitliche Veränderung der Wasserbindung und der Wasserbewegung in Waldböden des schweizerischen Mittellandes.
Mitt.eidg.Anst.forstl.Vers'wes. 45,2:127-231.
- FLÜHLER, J., 1973: Sauerstoffdiffusion im Boden.
Mitt.eidg.Anst.forstl.Vers'wes. 49,2:125-250.
- FREI, E., 1975: Die Horizontbezeichnungen am Bodenprofil.
Mitt.eidg.Anst.forstl.Vers'wes. 51,1:215-224.
- GERMANN, P., 1976: Wasserhaushalt und Elektrolytverlagerung in einem mit Wald und einem mit Wiese bestockten Boden in ebener Lage.
Mitt.eidg.Anst.forstl.Vers'wes. 52,3:163-309.

- KELLER, H.M., 1975: Simulationsmodell - ein Werkzeug hydrologischer Forschung.
Mitt.eidg.Anst.forestl.Vers'wes. 51,1:133-140.
- PETRASCHECK, A., 1973: Ueber die Wirkung systematischer Entwässerungen in Hanglagen.
aku-Fotodruck, Zürich. 171 Seiten.
- RICHARD, F., 1973: Forstliche Bodenkunde.
Polykopierte Unterlagen zur Vorlesung an der ETHZ.
- SCHUSTER, Ch., 1974: Wasserspiegelabsenkungen zwischen zwei Drainagegräben in natürlich gelagertem Boden am Hang.
Mitt.eidg.Anst.forestl.Vers'wes. 50,1:1-83.

Tabelle 1

Zusammenstellung von k-Werten bei Wassersättigung, wie sie für die in Abb. 1 schematisch dargestellten Bodenhorizonte auftreten könnten

Horizont	k-Wert bei Wassersättigung (cm . s ⁻¹)	Verhältnis von kleinstem zu grösstem k-Wert	Vegetation	Autor
1	2 . 10 ⁻³	1 : 25	Wald	Germann, 76
	2 . 10 ⁻⁴		Weide	Petrascheck, 73
	8 . 10 ⁻⁵		Weide	Schuster, 74
2	5 . 10 ⁻⁵	1 : 100	Wald	Flühler, 73
	2 . 10 ⁻⁵		Weide	Petrascheck, 73
	5 . 10 ⁻⁶		Wald	Germann, 76
	5 . 10 ⁻⁷		Wald	Flühler, 73
3	1 . 10 ⁻²	1 : 125	Wald	Brühlhart, 69
	8 . 10 ⁻³		Wald	Brühlhart, 69
	8 . 10 ⁻⁵		Wald	Richard, 73

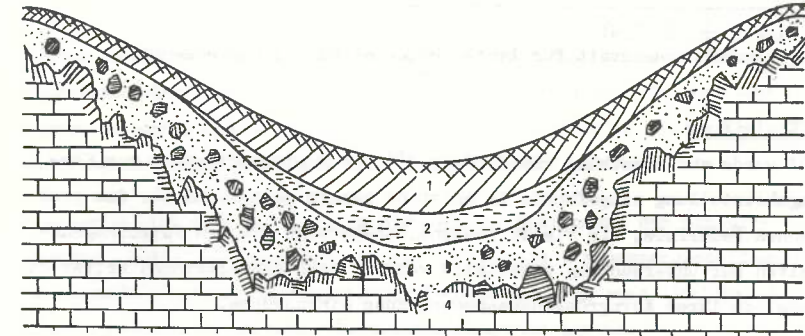


Abbildung 1 Schematischer Schnitt durch eine Mulde

- 1 O-, H-, A-Horizonte
- 2 I-, B-, G-Horizonte
- 3 C-Horizonte
- 4 R-Horizonte

(Nach FREI, 1975)

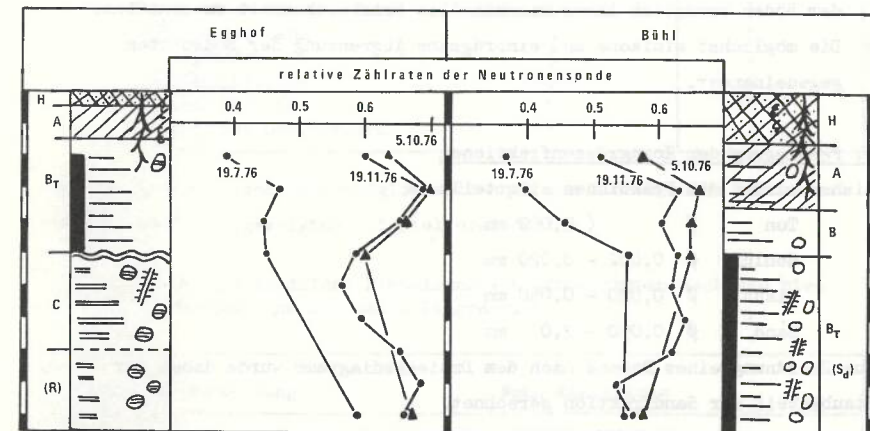


Abbildung 2 Bodenprofile "Egghof" und "Bühl" mit den Wassergehaltsprofilen in relativen Zählraten der Neutronensonde (je grösser diese sind, desto grösser ist der Wassergehalt am Ort der Messung)

Vorschlag eines neuen Körnungsdiagrammes

F. Jäggli und E. Frei

Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau Zürich-Reckenholz

1. Einleitung

1953 wurde auf Vorschlag von E. Frei ⁽¹⁾ ein Dreiecksdiagramm zur Körnungsbeurteilung eingeführt. Es entstand damals weitgehend aus dem praktischen Bedürfnis, die vielen tausend Bodenproben die den Forschungsanstalten zur Untersuchung zugestellt werden, nach einheitlichen Kriterien bezüglich ihrer Korngrössenzusammensetzung einzuordnen.

Wiederum auf Grund der praktischen Erfahrung zeigte es sich im Laufe der Jahre, dass das herkömmliche Diagramm in verschiedenen Punkten überholungsbedürftig war.

Neu zu bearbeiten waren die Fragen über:

- Die Festlegung der Bereiche der Korngrössenfraktionen.
- Die Charakterisierung des Luft-und Wasserhaushaltes der einzelnen Bodenarten und damit auch die Grundlage zur definierteren Zuordnung der Böden bezüglich ihrer maschinellen Bearbeitbarkeit zu schaffen.
- Die möglichst einfache und einprägsame Abgrenzung der Bodenarten gegeneinander.

2. Festlegung der Korngrössenfraktionen

Bisher wurden die Fraktionen eingeteilt in

Ton	Ø	< 0,002 mm
Schluff	Ø	0,002 - 0,020 mm
Staub	Ø	0,020 - 0,050 mm
Sand	Ø	0,050 - 2,0 mm

Zur Zuordnung eines Bodens nach dem Dreiecksdiagramm wurde dabei der Staubanteil zur Sandfraktion gerechnet.

Auf Vorschlag der FAO ⁽²⁾ und auch international überwiegend angewendet wird jedoch die folgende Einteilung der Fraktionen:

Ton	Ø	< 0,002 mm
Silt	Ø	0,002 - 0,050 mm
Sand	Ø	0,050 - 2,0 mm

Es schien daher auch vom Standpunkt der Angleichung und der internationalen Vergleichbarkeit her vernünftig, die Aenderung der Fraktionsgrenzen zu überprüfen. Die Erfahrung zeigt nämlich, dass sowohl die Übereinstimmung der Fühlprobe mit der Körnungsanalyse, wie auch die allgemeine agronomische Charakterisierung der Bodenarten durch die Aenderung der Fraktionsgrenze merklich verbessert werden konnte.

Im wesentlichen geht es dabei um die bessere Abtrennung der Schlufflehm Böden. Dies geht deutlich aus der in Tabelle 1 zusammengestellten Gegenüberstellung der Verteilung der Bodenarten, von rund 1200 Proben, nach dem alten und dem neuen Einteilungsdiagramm hervor.

Tabelle 1: Verteilung der Bodenarten von 1200 Proben nach dem bisherigen und dem neuen Diagramm.

Bodenart	Anteil in %	
	bisheriges Diagramm	neues Diagramm
Sandboden	7	3
lehmiger Sand	7	8
sandiger Lehm	30	30
schwach sandiger Lehm	28	25
schwach toniger Lehm	11	7
toniger Lehm	6	5
Tonboden	3	2
Schluffboden	0	2
Schlufflehm	5	15
toniger Schlufflehm	3	3

Die bessere Unterscheidungsmöglichkeit auch von Einzelproben ist aus dem in Tabelle 2 gezeigten Beispiel ersichtlich.

Tabelle 2: Unterschiedliche Einteilung von Einzelproben nach dem bisherigen und dem neuen Diagramm.

Bisherige Einteilung			Neue Einteilung		
Ton %	Schluff %	Bodenart	Ton %	Silt %	Bodenart
38,8	47,2	toniger Lehm	38,8	56,7	toniger Schlufflehm
25,6	42,6	toniger Schlufflehm	25,6	63,2	Schlufflehm

Bei der Einteilung nach dem bisherigen Verfahren führt die Erhöhung des Schluffgehaltes von rund 5 % zur Bezeichnungsänderung von tonigem Lehm zu tonigem Schlufflehm, während der merkliche Unterschied des Tongehalts der beiden Proben in der Bodenbezeichnung nicht zum Ausdruck kommt.

Werden dieselben Proben nach dem neuen Diagramm eingeteilt, so ergeben sich bedeutend wirklichkeitsnähere Bodenarten, dadurch dass der unterschiedliche Tongehalt auch in der Bodenartenbezeichnung ausgedrückt werden kann. Die Probe mit 38,8 % Ton und 56,4 % Silt wird dem tonigen Schlufflehm zugeordnet, während die Probe mit 25,6 % Ton und 63,2 % Silt zum Schlufflehm gehört.

Aus diesen Gründen schlagen wir vor, in Zukunft an Stelle der Fraktion Schluff, 0,002 - 0,02 mm Korndurchmesser, die Fraktion Silt mit einem Korndurchmesser von 0,002 - 0,05 mm anzuwenden.

3. Das neue Körnungsdiagramm

Die Einführung der Siltfraktion bedingte natürlich eine neue Definierung der Bodenarten. Beruhend auf der praktischen Kenntniss über die Eigenschaften der verschiedenen Böden gelangten wir zu folgender Neugliederung:

Bodenart	% Ton	% Silt
Sandboden	0 - 5	< 50
lehmiger Sand	6 - 10	< 50
sandiger Lehm	11 - 20	< 50
schwach sandiger Lehm	21 - 30	< 50
schwach toniger Lehm	31 - 40	< 50
toniger Lehm	41 - 50	< 50
Tonboden	> 50	< 50
Schluffboden	0 - 10	> 50
Schlufflehm	11 - 30	> 50
toniger Schlufflehm	30 - 40	> 50

Diese ganzzahligen Abgrenzungen und die Charakterisierung der Böden durch ihren Ton- und Siltgehalt ermöglichen eine nach unserer Meinung einfache und einprägsame Darstellung der verschiedenen Bodenarten (Abbildung 1).

Für die Beurteilung durch die Fühlprobe gilt weiterhin das von E. Frei (1) aufgestellte Charakterisierungs-Schema.

Abbildung 1
Neu vorgeschlagenes
Körnungsdiagramm.

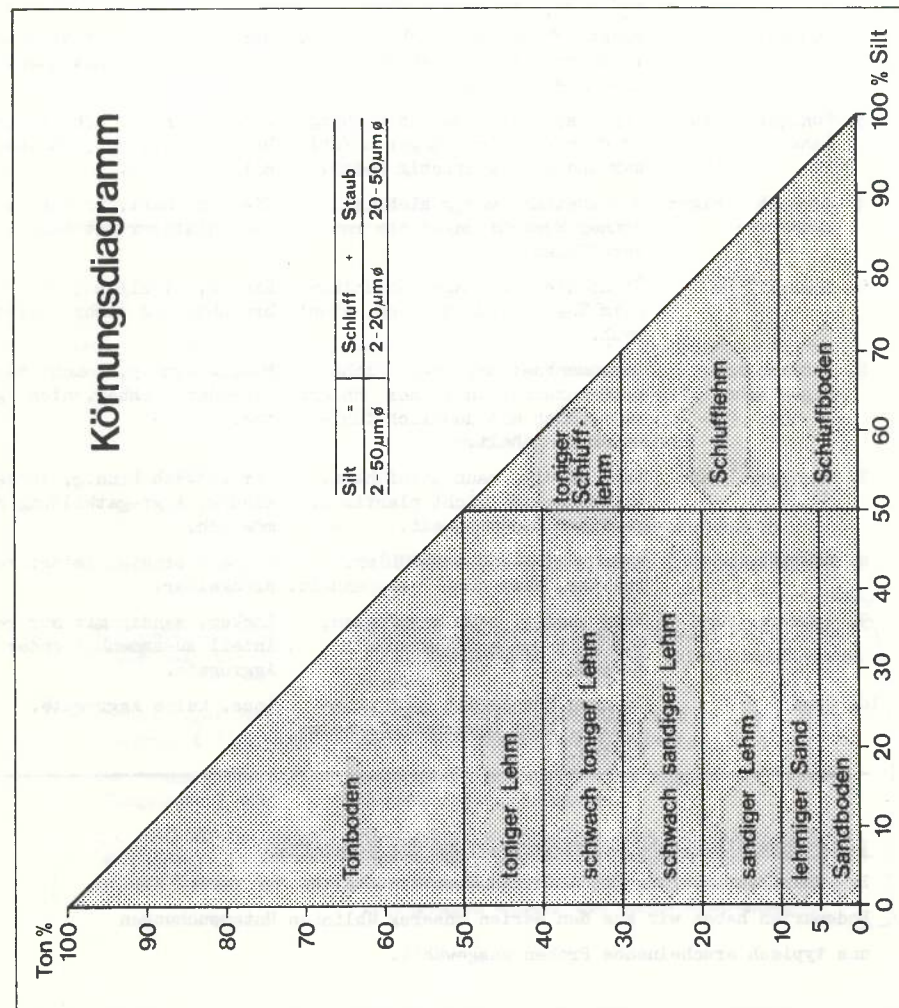


Tabelle 3: Beurteilung der Körnung des Bodens nach der Fühlprobe

Bodenart	Fühlprobe an der naturfeuchten Erde	Fühlprobe an der lufttrockenen Erde
1. Ton	Absolut plastisch beim Kneten in dünner Schicht stark klebrig und sehr glatt anfühlbar.	Sehr hart, nicht brechbar. Glatter Strich mit Nagel.
2. Toniger Lehm	Plastisch und ziemlich klebrig. In dünner Schicht geknetet etwas mager anfühlbar.	Hart, meist nicht brechbar. Glatter Strich mit Nagel.
3. Toniger Schluff-lehm	Plastisch und ziemlich klebrig in dünner Schicht mager anfühlbar und doch glitschig weich.	Ziemlich hart, schwer brechbar. Ziemlich gut glättbar mit dem Nagel.
4. Schwach toniger Lehm	Gut knetbar, wenig klebrig; in dünner Schicht mager bis rau anzufühlen.	Ziemlich hart, brechbar; kaum glättbar mit Nagel.
5. Schlufflehm	Nicht klebrig, mager anfühlbar, beim Kneten jedoch weich, nicht rau.	Bindig, ziemlich leicht brechbar und zerbröckelbar.
6. Schwach sandiger Lehm	Zusammenknetbar, aber leicht zerbröckelnd; in dünner Schicht rau, doch mit deutlich fühlbarem Tongehalt.	Mässig bindig, leicht auseinanderbrechbar, nicht glättbar.
7. Sandiger Lehm	Sehr sandig, rau anzufühlen, zerbröckelnd, nicht plastisch, geringer Zusammenhalt.	Nur schwach bindig, locker sandig, Aggregatbildung noch möglich.
8. Schluff	Weich und glatt anzufühlen, knetbar, aber ohne Zusammenhalt.	Schwach bindig, leicht zerbröckelbar.
9. Lehmiger Sand	Sehr sandig, rau anzufühlen, nur ganz wenig Zusammenhalt zeigend.	Locker, sandig mit nur geringem Anteil zusammenhaltender Aggregate.
10. Sand	Je nach Körnigkeit rau anzufühlen, kein Zusammenhalt beim Kneten.	Lose, keine Aggregate.

4. Bodenphysikalische Charakterisierung der Bodenarten

Zur Charakterisierung des Luft- und Wasserhaushaltes der verschiedenen Bodenarten haben wir aus den Serien unserer üblichen Untersuchungen uns typisch erscheinende Proben ausgewählt.

Tabelle 4: Bodenphysikalische Eigenschaften verschiedener Bodenarten.

Bodenart	Ton %	Silt %	Humus %	PV	SfP Vol- %	LvW	SvW	Rest.-W.
S	2,0	19,7	0,5	52,7	35,5	11,6	3,8	1,8
LS	6,4	33,3	0,5	49,2	21,4	13,5	10,8	3,5
sL	11,9	26,3	2,2	45,7	11,2	9,2	18,0	7,3
ssL	21,6	35,3	4,4	52,6	6,3	6,6	26,7	13,0
stL	37,5	29,4	2,8	58,2	5,2	4,8	28,3	19,9
tL	49,6	35,3	4,7	55,7	2,7	7,1	21,4	24,5
T	68,8	22,4	4,6	61,7	2,7	6,0	24,7	28,3
Sch	6,9	62,5	1,4	47,8	7,0	16,9	19,9	4,0
SchL	11,3	72,6	2,5	56,8	7,8	10,4	34,0	4,6

S = Sand	PV = Gesamtporenvolumen
LS = lehmiger Sand	SfP = Sickerfähige Poren;
sL = sandiger Lehm	Tension 0 - 0,1 atü
ssL = schwach sandiger Lehm	LvW = Leicht verfügbares Wasser;
stL = schwach toniger Lehm	Tension 0,1 - 1,0 atü
Sch = Schluffboden	SvW = Schwer verfügbares Wasser;
SchL = Schlufflehm	Tension 1,0 - 15,0 atü
tL = toniger Lehm	Rest.W. = Rest. Wasser
T = Tonboden	Tension > 15,0 atü

Die Gruppierung der Böden nach den vorherrschenden Porengrössenfraktionen zeigt, dass sich im wesentlichen zwanglos 4 Gruppen bilden lassen; nämlich

- die sandigen Böden, (Tongehalt 0 - 10%) gekennzeichnet durch die grossen Fraktionen an sickerfähigen Poren und leicht verfügbarem Wasser.
- die lehmigen Böden, (Tongehalt 11 - 30%) gekennzeichnet durch den relativ hohen Anteil an pflanzenverfügbarem Wasser
- die tonigen Böden, (Tongehalt > 30%) gekennzeichnet durch viel schwer verfügbares Wasser und Rest-Wasser.
- die schluffigen Böden, (Siltgehalt > 50%) ähmlich gekennzeichnet wie die lehmigen Böden durch das pflanzenverfügbare Wasser, jedoch mit einem wesentlich höheren Anteil an leicht verfügbarem Wasser und wenig Rest-Wasser.

Auch die innerhalb der Gruppen vorgenommenen Unterteilungen der Bodenarten lassen sich deutlich dadurch unterscheiden, dass mit steigendem Tongehalt die Fraktion mit den grösseren Poren abnimmt und die Fraktion mit den feineren Poren zunimmt.

5. Mechanische Bearbeitbarkeit

Mit Hilfe der Kenntnisse der Porenverteilung der verschiedenen Bodenarten und der praktischen Erfahrung über das Verhalten der Böden bei der mechanischen Bearbeitung ist es auch möglich eine fundierte Einstufung der Bodenarten nach ihrer Bearbeitbarkeit vorzunehmen.

Wir gehen dabei davon aus, dass für die Bearbeitung der Wassergehalt der Böden bei Feldkapazität (0,1 atü) massgebend ist.

Tabelle 5: Charakterisierung der Bearbeitbarkeit.

Bodenart	Fester Boden/Wasser Volumen % (0,1 atü)	Wassergehalt Gew. % (0,1 atü)	Bearbeitbarkeit
S *	1 : < 0,5	< 20 %	sehr leicht
lS, sL, Sch,	1 : 0,5 - 1,0	20 - 30 %	leicht
ssL, SchL	1 : 1,0 - 1,2	30 - 40 %	mittelschwer
stL, tL	1 : 1,2 - 1,5	40 - 50 %	schwer
T	1 : > 1,5	> 50 %	sehr schwer

6. Literatur

1. Frei, E. 1953. Beurteilung der Körnung des Bodens nach dem Dreiecksdiagramms 1953. Landw. Jahrbuch der Schweiz 67/2, 575 - 580.
2. FAO, 1968. Directives pour la description des sols, Section Prospection et Fertilité. Division de la mise en valeur des terres et des eaux, FAO, Rome, 58 S.

* Bodenart ausschreiben. Sand
sandig lehm usw.