

**BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ  
SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE**

**BULLETIN 39  
2018**

**Jahrestagung vom 19. und 20. April 2018  
in Grangeneuve**

**BODEN UND NACHHALTIGKEIT:  
NEUESTE TRENDS AUS FORSCHUNG UND PRAXIS**

**Referate, Texte zu den Postern**

Editor: François Schnider

---

ISSN 1420-6773  
ELVADATA AG  
Zollikofen 2018

Druck: ELVADATA AG, Zollikofen

ISSN 1420-6773

Copyright: 2018 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz / Société Suisse de Pédologie

**BODEN UND NACHHALTIGKEIT:  
NEUESTE TRENDS AUS FORSCHUNG UND PRAXIS****Jahrestagung vom 19. und 20. April 2018 in Grangeneuve**

L. MATILE UND V. VOLPE Einfluss von Temperatur und Ablesezeitpunkt auf die Messwerte der Tensiometer .....	5
V. PRASUHN UND S. BLASER Der Agrarumweltindikator «Erosionsrisiko» .....	11
C. LEVASSEUR 30 ans de suivi des sols dans le canton de Fribourg .....	19
B. KULLI, A. NEIRA, M. STEINER, A. PAZELLER, F. RUTZ UND CHR. VON KÄNEL Vergleich der Filterleistung von Boden- und Sandfiltern in Strassenabwasserbehandlungsanlagen .....	27
R. BERGER, S. PAUL, A. SCHMIDHAUSER, M. WERNLI UND A. HOFMANN Der rekultivierte Boden – Boden des Jahres 2019 .....	35



# Einfluss von Temperatur und Ablesezeitpunkt auf die Messwerte der Tensiometer

Luzius Matile und Valerio Volpe

Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen, ZHAW, 8820 Wädenswil

## Zusammenfassung

Die mit Tensiometern gemessene Saugspannung liefert eine wichtige Entscheidungsgrundlage beim Bodenschutz auf Baustellen, doch gibt immer wieder der massgebende Ablesezeitpunkt Anlass zu Diskussionen. Es wurde darum ein kleiner Feldversuch durchgeführt zur Quantifizierung möglicher Fehlerquellen.

Es hat sich gezeigt, dass sich bei geschlossenem Manometerventil im Verlauf des Tages je nach Witterung viel zu hohe Saugspannungswerte ergeben können. Doch auch bei offenem Manometerventil wurde häufig eine Zunahme der Saugspannung im Verlauf des Tages festgestellt, die aber im für Entscheidungen relevanten Zeitraum meist relativ klein ist. Diese Tagesschwankung konnte der Wasseraufnahme über Wurzeln zugeordnet werden, je nach Tensiometertyp kommen aber noch direkte Temperatureinflüsse dazu. Neben einer korrekten Bedienung des Tensiometers und der Berücksichtigung des Manometerventils ist deshalb der Saugspannungswert am Morgen als Referenz zu empfehlen.

## Abstract

The soil water tension measured with tensiometers provides an important basis for decision-making in soil protection on construction sites, but the decisive reading time always gives rise to discussion. A small field test was therefore carried out to quantify possible sources of error.

It has been shown that with the manometer valve closed during the course of the day, depending on the weather, soil water tension values can be much too high. However, even with an open manometer valve, an increase in the soil water tension during the course of the day was frequently observed, but this is usually relatively small in the period relevant for decisions. This daily fluctuation could be attributed to the water absorption via roots, but depending on the type of tensiometer there are also direct temperature influences. In addition to the correct operation of the tensiometer and consideration of the manometer valve, the soil water tension value in the morning is therefore recommended as a reference in order to minimize thermal effects.

**Keywords:** tensiometer, temperature, diurnal fluctuations, soil water tension, soil protection

---

## 1. Einleitung

Beim Bodenschutz auf der Baustelle spielt die Messung der Saugspannung mit Tensiometern eine wichtige Rolle. Die Werte bilden eine wichtige Entscheidungsgrundlage für die Befahrbarkeit des Bodens mit schweren Maschinen (BELLINI, 2015). Diverse Fehlerquellen können jedoch diesen Messwert so beeinflussen, dass eine ausreichend hohe Saugspannung angegeben wird, obwohl Verdichtungsgefahr besteht.

Die mit Tensiometern gemessene Saugspannung weist häufig eine Tagesschwankung auf (DURNER and OR, 2005), die unterschiedliche Ursachen haben kann. Sie kann die Folge thermischer Expansion von Luftblasen im System sein (WARRICK et al., 1998). Je nach Material des Schaftes kann auch die thermische Expansion des Tensiometers zu gro-

sen Tagesschwankungen der Saugspannung führen (BUCHTER et al., 1999). Es wurde jedoch auch dokumentiert, dass die mit Tensiometern gemessene Saugspannung positiv mit der Bodentemperatur korreliert sei (BRITO et al., 2014). Tagesschwankungen der Saugspannung ergeben sich jedoch auch durch Wasseraufnahme durch die Wurzeln als Folge der Transpiration (DURNER and OR, 2005).

Eine oft beobachtete ausgeprägte Zunahme der abgelesenen Saugspannung im Verlauf des Tages kann also die direkte Folge von Temperaturänderungen des Tensiometers oder auch eine tatsächliche Änderung der Saugspannung im Boden sein. Dieser Anstieg gibt darum immer wieder Anlass zu Diskussionen, welcher Ablesezeitpunkt für die Beurteilung der Tragfähigkeit des Bodens der massgebende sei und ob der Boden wirklich belastbarer sei am Mittag, wie

es die Tensiometerablesung vermuten liesse.

Es wurde deshalb ein kleiner Feldversuch durchgeführt, um die Auswirkungen störender thermischer Effekte einer späteren Ablesung nach dem frühen Morgen beurteilen zu können.

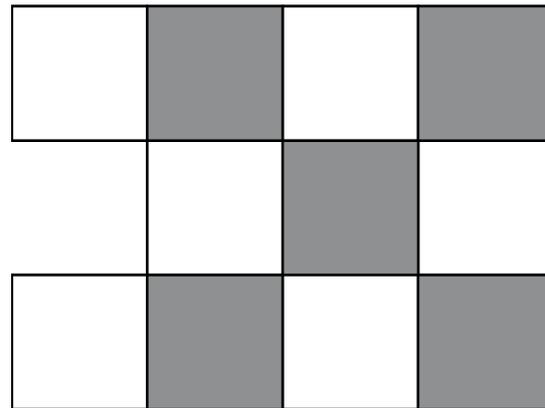
## 2. Material und Methoden

Auf einer als Dauerwiese genutzten, normal durchlässigen, tiefgründigen Braunerde kamen verschiedene Tensiometertypen mit den in Tabelle 1 beschriebenen Eigenschaften zum Einsatz. 10 Jet-Fill-Tensiometer von Soilmoisture wurden gemäss Standardrichtlinien (ISO, 1995; YOUNG and SISSON, 2002) vorbereitet und vertikal in einer Tiefe von 20 cm positioniert. Die Versuchsanordnung (Abbildung 1A) wurde so gewählt, dass sich eine allfällige Heterogenität des Bodens und des Pflanzenbewuchses möglichst wenig auf die Medianwerte der zwei Tensiometergruppen auswirkt. Bei diesen Tensiometern wurden an 5 Tagen im Sommer 2017 stündlich die Saugspannung abgelesen und die Oberflächentemperatur des Manometers mit einem Infrarot-Thermometer (Modell Optris Lasersight) gemessen. Bei der Hälfte der Tensiometer wurde zu Beginn der Messungen das Ventil zum Druckausgleich am Manometer (Abbildung 1B) kurz geöffnet und blieb dann während des ganzen Tages geschlossen. Bei den restlichen Tensiometern war das Ventil während des ganzen Tages geöffnet. Bei allen Tensiometern wurden am Morgen allfällige Luftblasen entfernt.

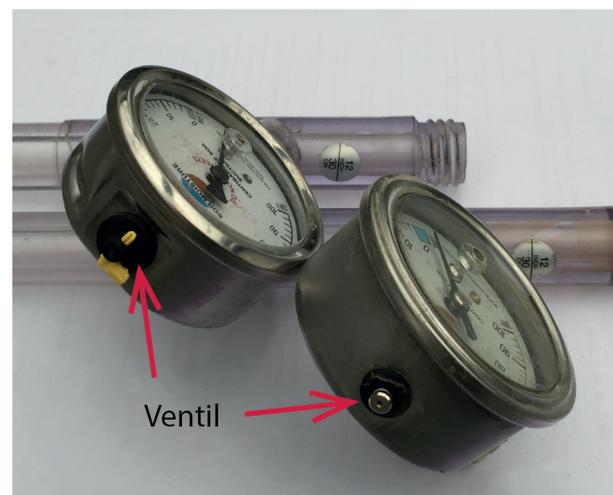
Parallel dazu wurden je drei Tensiometer mit elektronischem Druckmesser (UMS T4) in 20 cm und 40 cm Tiefe installiert, deren Schaft über dem Boden mit Schaumstoffmanschetten wärmeisoliert war. Die Daten wurden mit Delta-T DL6-Logger aufgezeichnet, um zusätzliche Informationen zum Verlauf der täglichen Schwankungen der Saugspannung zu gewinnen.

Zum Vergleich wurden Daten der 5 m entfernten Bodenfeuchtemessstation Wädenswil (UMS T8-Tensiometer mit Temperatursensor) verwendet,

A



B

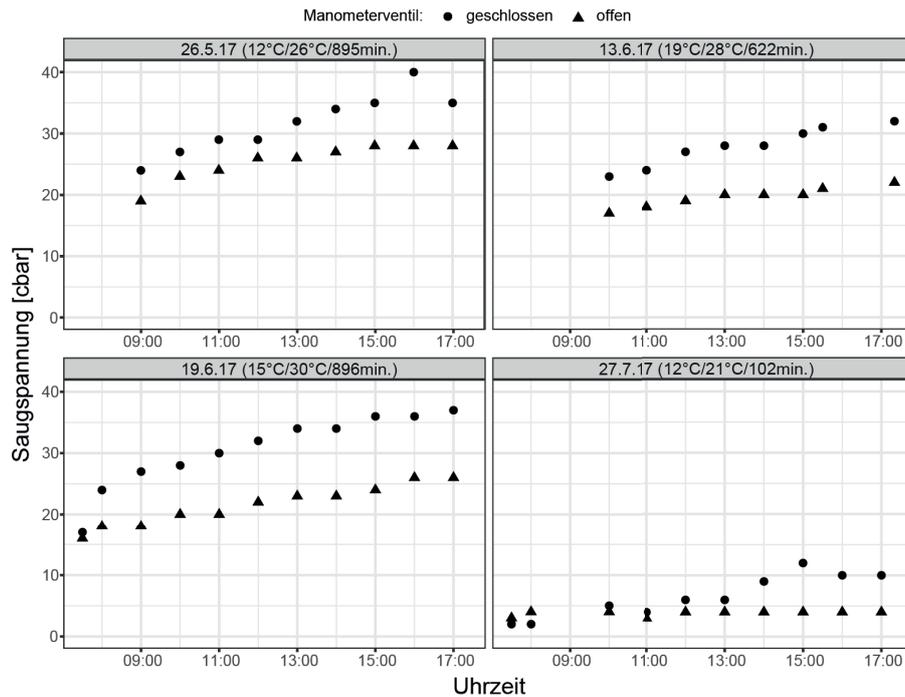


**Abbildung 1:** Anordnung der Tensiometer mit offenen und geschlossenen Ventilen (A) und Foto der Druckausgleichsventile an Bourdon-Manometern (B)

die sich durch gleiche Bodeneigenschaften und vergleichbaren Pflanzenbewuchs auszeichnet, um zusätzlich die Tagesschwankungen der Saugspannung in Beziehung zu Temperaturschwankungen im Boden in 20 cm und 40 cm Tiefe setzen zu können. Die Vergleichsdaten der meteorologischen Parameter (Lufttemperatur, Sonnenscheindauer) beziehen sich

**Tabelle 1:** Eigenschaften der verwendeten Tensiometertypen

Tensiometertyp	Charakteristik	mögliche thermische Fehlerquellen
Soilmoisture Jet-fill	Bourdon Manometer mit Ventil	Luftblasen im System, geschlossenes Manometerventil, thermische Expansion des Schaftes
UMS T4	wassergefüllter Schaft und elektronischer Drucksensor im Boden; nur 5 cm von der Kerze entfernt und oberirdische, thermische Isolation des Schafts	Luftblasen im System, sehr kleine thermische Einflüsse wegen guter Isolation
UMS T8	zusätzlich zu T4 Temperatursensoren	



**Abbildung 2:** Tagesverläufe der Saugspannung in 20 cm Tiefe als Mediane der je 5 Tensiometer mit geschlossenen und offenen Ventilen an den Tagen 26.5., 13.6., 19.6. und 27.7.2017. Angabe der minimalen und maximalen Lufttemperatur sowie der Sonnenscheindauer in Minuten.

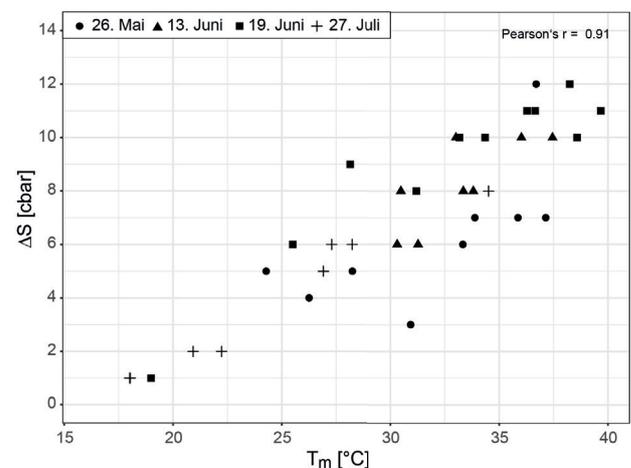
auf die 600 m vom Untersuchungsstandort entfernte Messstation WAE von Meteo Schweiz (Meteo-Schweiz, 2017).

### 3. Resultate

An allen Untersuchungstagen stieg die Saugspannung im Verlauf des Tages mehr oder weniger stark an (Abbildung 2). Die Mediane der Tensiometermesswerte mit geschlossenem Ventil waren mit einer Ausnahme am 27.7.17 grösser als jene mit offenem Ventil. Die Differenz wurde im Tagesverlauf jeweils grösser. An sonnigen Tagen wurde die absolute Differenz grösser als an bedeckten Tagen (27.7.17). Die Form der Kurven am 27.7.17 mit geringer Differenz am Vormittag und markantem Anstieg am frühen Nachmittag passt gut zu einem bedeckten Vormittag und 102 Minuten Sonnenschein in der Mittagszeit. Die absolute Differenz zwischen den Medianwerten der Tensiometer mit offenen und der Tensiometer mit geschlossenen Ventilen betrug im Mittel 5.8 cbar und erreichte maximal 12 cbar. Die Differenz der Mediane der beiden Verfahren und der am Manometer gemessenen Temperaturen zeigte die beste Korrelation (Abbildung 3). Die am Manometer gemessene Temperatur stieg an allen Untersuchungstagen im Tagesverlauf stärker an als die Lufttemperatur.

Auch bei den T4-Tensiometern wurden meistens

relativ kleine Tagesschwankungen gemessen mit einem Anstieg der Werte im Verlauf des Tages. Die Mediane der drei Tensiometer waren beispielsweise um 10 Uhr höchstens um 2 cbar grösser als bei einer im Verlauf des Tages linear ansteigenden Saugspannung (Abbildung 4), was als möglicher Einfluss störender thermischer Effekte angesehen werden kann. Es wurde keine Abhängigkeit der Saugspannungsdifferenz  $\Delta S_{\text{kor}}$  (Abbildung 4B) von der Saugspannung  $S$  (Abbildung 4A) beobachtet.



**Abbildung 3:** Differenz der Mediane der Saugspannung in 20 cm Tiefe gemessen mit je 5 Tensiometern mit offenen und geschlossenen Ventilen als Funktion der Temperatur des Manometers.

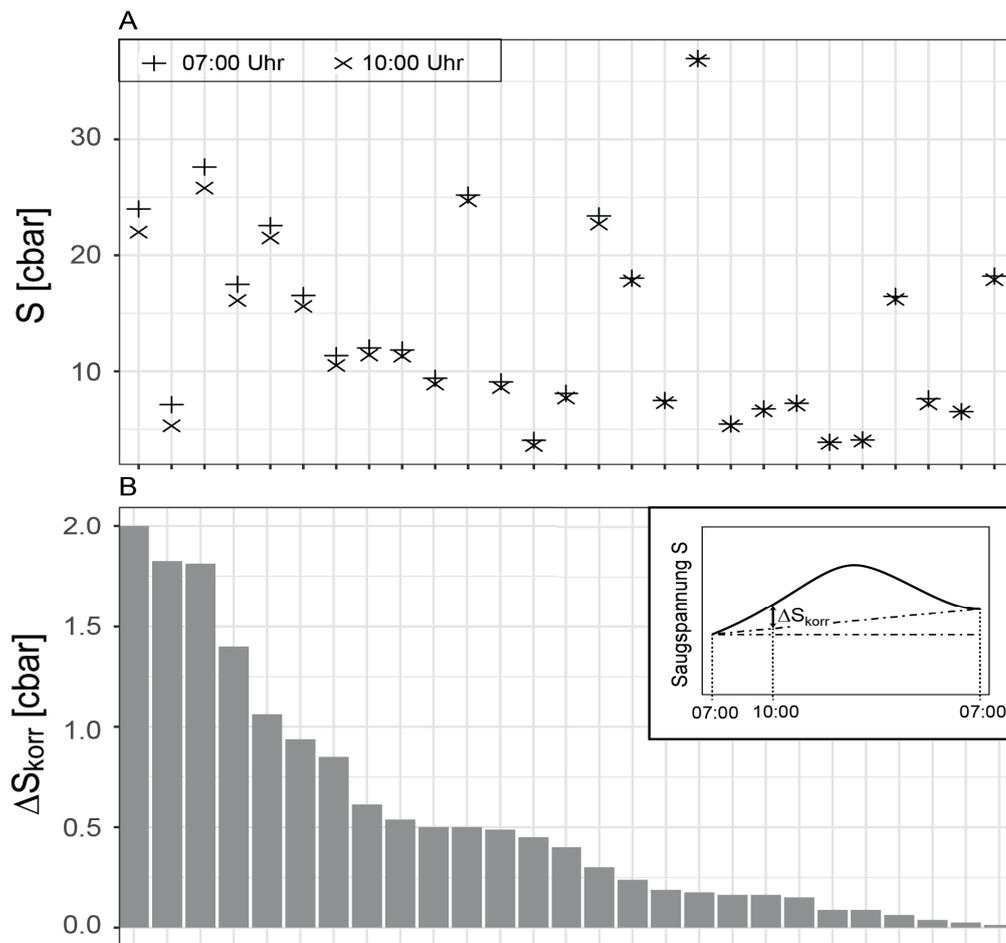
Die UMS T8-Tensiometer der angrenzenden Bodenfeuchtemessstation erlauben den Einbezug der Bodentemperatur in der Tiefe der Tensiometerkerze zur Analyse der Tagesschwankungen der Saugspannung. Abbildung 5 zeigt einen typischen Verlauf der Temperatur in Luft und Boden (20 und 40 cm) sowie der Saugspannung in den entsprechenden Tiefen. Die Temperaturschwankungen im Boden waren verglichen mit jenen der Lufttemperatur phasenverschoben und gedämpft, wobei der Effekt mit zunehmender Bodentiefe ausgeprägter wurde. Im Gegensatz zur Temperatur sind die Tagesschwankungen der Saugspannung in 20 und 40 cm Tiefe vergleichbar gross und fanden etwa gleichzeitig statt, sind aber verzögert zur Lufttemperatur. Wie aus dem markierten Bereich in Abbildung 5 hervorgeht, wies der Verlauf der Saugspannungen ähnliche Muster auf wie jener der Lufttemperatur, jedoch etwa um 3 Stunden phasenverschoben.

Die Tageszeit der Maxima von Luft- und Bodentemperatur wie auch der Saugspannung ergab für

den Zeitraum von 17.6.–9.8.17 ein relativ klares Bild (Abbildung 6). Der Median der Maxima wurde für die Lufttemperatur um 15 Uhr erreicht, für die Bodentemperatur in 20 cm Tiefe um 19 Uhr und in 40 cm Tiefe um 00:30 Uhr. Demgegenüber wurden die Maxima der Saugspannung um 18 Uhr erreicht, ungefähr gleichzeitig in 20 und 40 cm Tiefe.

#### 4. Diskussion

Der stärkste Anstieg der Saugspannung im Verlauf des Tages war zweifellos bei Tensiometern mit geschlossenem Entlüftungsventil am Manometer zu beobachten mit einem durchschnittlich um 5.8 cbar höheren Wert als mit offenem Ventil, wobei das Niveau der Saugspannungswerte keinen nennenswerten Einfluss auf diesen Effekt zu haben schien. Die Tatsache, dass diese Saugspannungsdifferenz am besten mit der Oberflächentemperatur des Manometers korreliert deutet auf eine durch thermische Effekte verursachte Drift des Messwerts hin, die nichts mit Prozessen im Boden zu tun hat. Der Ef-



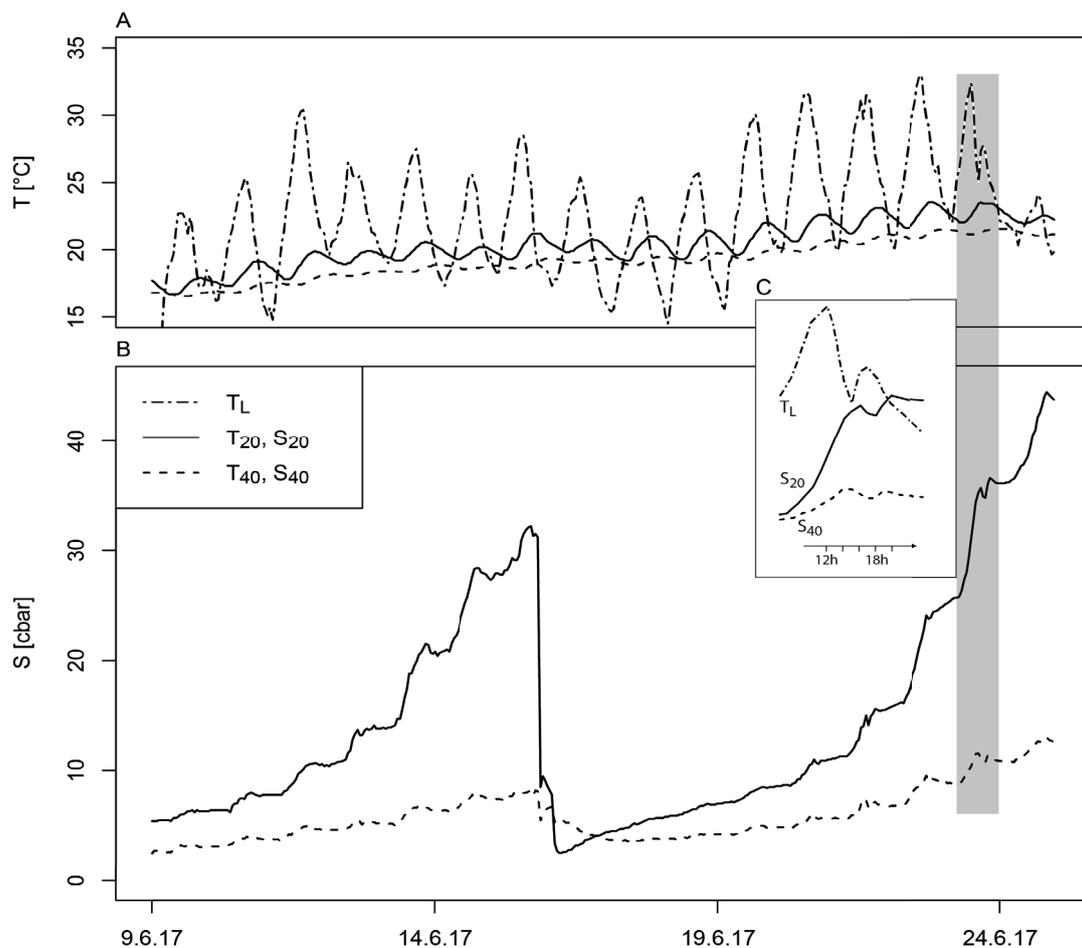
**Abbildung 4:** Saugspannungswerte der UMST4-Tensiometer um 7 und 10 Uhr (A) und Differenz der Saugspannungswerte zwischen 7 und 10 Uhr (B) im Zeitraum 18.6.17 – 8.8.17. Die Differenz ist korrigiert für einen linearen täglichen Anstieg der Saugspannung (siehe Skizze). Negative Werte infolge Niederschlags wurden nicht dargestellt.

fekt kann folgendermassen erklärt werden: Der Luftdruck im Manometer steigt bei geschlossenem Ventil aufgrund der thermischen Expansion mit steigender Temperatur an. Da dieser Luftdruck dem Manometer als Referenzdruck dient, äussert sich dies in der Anzeige eines vermeintlich höheren Unterdrucks (Saugspannung). Da die Nichtbeachtung dieses Effektes je nach Ablesezeitpunkt zu Fehlentscheidungen zu Ungunsten des Bodens führen könnte, ist die Kontrolle des Ventils vor der Ableseung entscheidend.

Abgesehen vom Effekt eines Überdrucks im Manometer nahm die Saugspannung bei allen verwendeten Tensiometern während des Tages unterschiedlich stark zu. Die Analyse der kontinuierlichen Messung mit UMS-T4-Tensiometern ergab beispielsweise, dass, falls die Ableseung erst um 10 Uhr statt um 7 Uhr erfolgte, die Werte höchstens 2 cbar, im Mittel 0.5 cbar, zu hoch ausgefallen wären. Dieser Unterschied ist relativ klein verglichen mit dem Anstieg bei Jet-Fill Tensiometern von Soilmoisture mit offenem Ventil von ca. 5 cbar im ähnlichen Zeitraum,

was bedeutet, dass bei diesem Tensiometertyp zum oben beschriebenen noch weitere thermische Effekte hinzukommen, wie beispielsweise die Expansion des Schaftes.

Es stellt sich natürlich die Frage, ob die täglichen mit UMS-Tensiometern gemessenen Schwankungen der Saugspannung die Verhältnisse im Boden abbilden als Folge transpirierender Pflanzen oder ebenfalls einen durch direkte Temperatureinflüsse entstandenen Messfehler darstellen. Die Temperaturschwankungen der UMS-T8-Tensiometer der Bodenfeuchtemessstation zeigten einen typischen Verlauf der Bodentemperatur (BLUME et al., 2010) mit abnehmender Amplitude und zunehmender Verzögerung der Temperaturmaxima mit zunehmender Bodentiefe. Die Tagesschwankung der Saugspannung in einer Tiefe von 20 cm und 40 cm schien jedoch nicht mit der Bodentemperatur zusammen zu hängen, sondern zeigte das gleiche Muster des Verlaufs wie die Lufttemperatur jedoch mit einer Verzögerung von etwa 3 Stunden. Tägliche Schwankungen

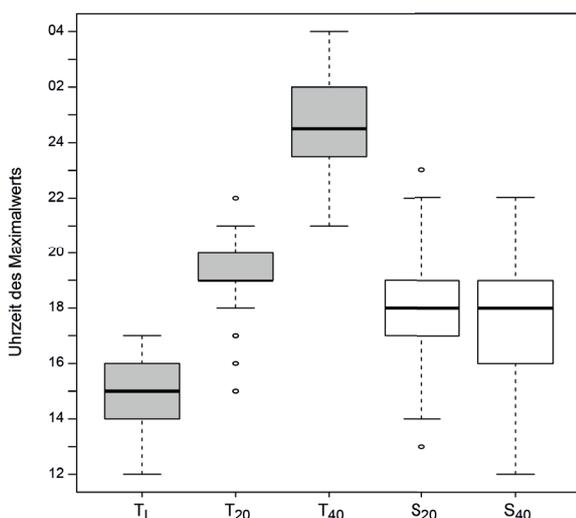


**Abbildung 5:** Temperaturverlauf Luft in 2 m Höhe (TL) und Boden in 20 cm (T20cm) und 40 cm (T40) Tiefe (A) sowie Saugspannungsverlauf in 20 cm (S20) und 40 cm (S40) Tiefe (B) im Zeitraum 9.6.17 – 24.6.17. Der grau hinterlegte Bereich weist auf ein charakteristisches Muster von Lufttemperatur und Saugspannung hin (C).

der Saugspannung im Boden wurden als Folge der Transpiration der Pflanzen interpretiert (DURNER and OR, 2005), was aber noch nicht zwingend heisst, dass nicht noch zusätzlich Temperatureffekte die Saugspannung beeinflussen können. Das gleichzeitige Erreichen des täglichen Maximalwertes der Saugspannung in 20 cm und in 40 cm Tiefe, deutet jedoch auf eine Folge der Transpiration hin, die den ganzen Wurzelraum betrifft. Die Verzögerung des Maximums der Saugspannung gegenüber dem Maximum der Lufttemperatur um etwa drei Stunden könnte mit Wasserbewegungen im Boden zu tun haben; während in unmittelbarer Umgebung der Wurzeln die Saugspannung entsprechend der Transpiration früher maximale Werte aufweist, braucht es Zeit, bis die Saugspannung im Boden ausgeglichen ist (TUZET et al., 2003). Es kann also in diesem Fall davon ausgegangen werden, dass die Tagesschwankungen die Verhältnisse im Boden gut abbilden. Andererseits wurde in einer vergleichbaren Studie (BUCHTER et al., 1999) gezeigt, dass horizontal eingebaute, d. h. von Temperatureinflüssen geschützte Tensiometer in 30 cm Tiefe fast keine Tagesschwankungen aufwiesen im Gegensatz zu den vertikal eingebauten, was in jenem Fall auf einen direkten Einfluss der Temperatur hinweist.

## 5. Fazit

Es konnten verschiedene thermische Einflüsse festgestellt werden, die zu Messfehlern führen können. Die Temperatureffekte bei geschlossenem Entlüftungsventil des Manometers können sich während



**Abbildung 6:** Tageszeit, bei der Maxima der Lufttemperatur in 2 m ( $T_L$ ), der Bodentemperatur in 20 cm ( $T_{20}$ ) und 40 cm ( $T_{40}$ ) sowie der Saugspannung in 20 cm ( $S_{20}$ ) und 40 cm ( $S_{40}$ ) erreicht werden im Zeitraum 17.6.17 – 9.8.17. (Daten der UMS T8-Tensiometer der Bodenfeuchtemessstation Wädenswil).

des Tages zu einer sehr grossen Fehlerquelle entwickeln. Am Morgen um 7 Uhr sind die Unterschiede zwischen Tensiometer mit offenem und geschlossenem Ventil jedoch meistens vernachlässigbar. Unterschiedlich starke Tagesschwankungen von Soilmoisture-Tensiometern und thermisch gut isolierten UMS-Tensiometern weisen auf zusätzliche Fehlerquellen hin, wie thermische Expansion des Schaftes.

Bei den untersuchten Datensätzen von UMS-Tensiometern konnten Tagesschwankungen der Saugspannung der Wasseraufnahme durch die Wurzeln zugeordnet werden. Da jedoch je nach Tensiometertyp zusätzliche temperaturbedingte Tagesschwankungen zu erwarten sind, die Messfehler darstellen, ist der Ablesezeitpunkt am Morgen zu Arbeitsbeginn als Referenz für die Beurteilung empfehlenswert, falls keine Niederschläge im Verlauf des Tages die Situation verändern.

## Literatur

BELLINI, E., 2015: Boden und Bauen. Stand der Technik und Praktiken. (No. 1508), Umwelt-Wissen. Bundesamt für Umwelt, Bern.

BLUME, H.P., BRÜMMER, G.W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., WILKE, B.M., 2010: Lehrbuch der Bodenkunde (Scheffer/Schachtschabel). Spektrum-Akademischer Verlag, Heidelberg.

BRITO, A.D.S., LIBARDI, P.L., MOTA, J.C.A., KLEIN, V.A., 2014: Diurnal-nocturnal fluctuation of soil water matric potential and soil water total potential gradient. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 38, 128–134.

BUCHTER, B., HINZ, C., WYDLER, H., FLUHLER, H., 1999: Evaluation of temperature and bypass flow sensitivity of tensiometers in a field soil. *Geoderma* 87, 281–291.

DURNER, W., OR, D., 2005: Soil Water Potential Measurement. *Encyclopedia of Hydrological Sciences*.

ISO, 1995. ISO 11276: 1995(E): Soil quality – Determination of pore water pressure – Tensiometer method.

MeteoSchweiz, 2017: Wetterdaten der Messstation WAE von Meteo Schweiz.

TUZET, A., PERRIER, A., LEUNING, R., 2003: A coupled model of stomatal conductance, photosynthesis and transpiration. *Plant Soil and Environment* 26, 1097–1116.

WARRICK, A.W., WIERENGA, P.J., YOUNG, M.H., MUSIL, S.A., 1998: Diurnal fluctuations of tensiometric readings due to surface temperature changes. *Water Resour. Res.* 34, 2863–2869.

YOUNG, M.H., SISSON, J.B., 2002: Tensiometry, in: Dane, J.H., Topp, G.C. (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Physical Methods*. Soil Science Society of America, pp. 575–608.

# Der Agrarumweltindikator «Erosionsrisiko»

Volker Prasuhn und Silvio Blaser

Agroscope, Gruppe Gewässerschutz und Stoffflüsse, 8046 Zürich-Reckenholz

## Zusammenfassung

Im Rahmen des Agrarumweltmonitorings (AUM) des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW) wird der Agrarumweltindikator (AUI) Erosionsrisiko seit 2009 jährlich berechnet. Knapp 300 Betriebe liefern die dazu notwendigen Daten für jede der rund 8000 Anbauparzellen. Die Berechnung des AUI basiert auf dem C-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung und erfasst somit das bewirtschaftungsbedingte Erosionsrisiko. Die Berechnung erfolgt für jede Anbauparzelle mit landwirtschaftlicher Nutzung und wird abschliessend als flächengewichteter Durchschnittswert des Betriebes und für verschiedene Betriebstypen dargestellt. Die höchsten C-Faktoren und damit das grösste bewirtschaftungsbedingte Erosionsrisiko zeigen die Ackerbaubetriebe und die Betriebe mit Spezialkulturen, sowohl bezogen auf ihre Ackerfläche als auch auf ihre landwirtschaftlich genutzte Fläche. Ein Trend bei der zeitlichen Entwicklung der C-Faktoren zwischen 2009 und 2016 ist bisher bei keinem der Betriebstypen erkennbar. Die mittleren C-Faktoren der Ackerflächen sind im Hügелgebiet deutlich geringer als im Talgebiet und auf mittleren und stark geneigten Ackerparzellen auch deutlich geringer als in der Ebene. Dies deutet auf eine überwiegend standortangepasste Nutzung hin.

## Abstract

Since 2009, the agri-environmental indicator (AEI) erosion risk has been calculated annually as part of agri-environmental monitoring (AEM) of the Federal Office for Agriculture (FOAG). Nearly 300 farms provide the necessary data for each of the approximately 8000 plots under cultivation. The AUI is calculated using the C-factor of the Universal Soil Loss Equation and thus records the erosion risk caused by farming. The calculation is carried out for each plot with agricultural use and is finally presented as the area-weighted average value of the farm and for different farm types. The highest C-factors and thus the greatest risk of erosion due to farming are shown for arable farms and farms with special crops, both in relation to their arable land and their area used for agriculture. A trend in the development of C-factors over time between 2009 and 2016 is not yet discernible for any of the farm types. The mean C-factors of the arable land are significantly lower in the hilly area than in the valley area, and on medium or highly inclined arable land plots also significantly lower than in the plain. This indicates a predominantly site-adapted land use.

**Keywords:** soil erosion risk, agro-environmental monitoring, C-factor, universal soil loss equation

---

## 1. Einleitung

Basierend auf der Verordnung zur Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft betreibt das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) ein Agrarumweltmonitoring (AUM). Die Grundlage für das AUM bilden sechzehn Agrarumweltindikatoren (AUI) in den Bereichen Stickstoff, Phosphor, Boden, Klima, Energie, Wasser und Biodiversität. Anhand dieser von Agroscope erfassten AUI werden periodisch die Entwicklung der ökologischen Leistungen der Landwirtschaftsbetriebe und die Auswirkungen der Landwirtschaft auf die natürlichen Lebensgrundlagen beurteilt. Seit 2009 werden in einem speziellen Betriebsnetz mit rund 300 Betrieben für die AUI relevante Daten erhoben, gesammelt und zen-

tral ausgewertet. Dadurch lassen sich Aussagen über den Einfluss der Landwirtschaft auf die Umwelt sowohl auf Betriebsebene als auch auf regionaler Ebene machen. Die Daten werden von den Landwirtinnen und Landwirten in AGRO-TECH, einer für die AUI angepassten Software, erfasst.

Mit der jährlichen Berechnung des bewirtschaftungsbedingten Erosionsrisikos soll aufgezeigt werden, ob die agrarpolitischen Massnahmen im Bereich Erosionsschutz Wirkung zeigen und zu einer Abnahme des Erosionsrisikos führen. Weiterhin stellt sich die Frage, ob es diesbezüglich betriebstypenspezifische Unterschiede gibt, welchen Einfluss die geographische Lage der Betriebe (Talgebiet oder Hügел- und Berggebiet) hat und ob Standortfaktoren wie Höhen-

lage oder Neigung der Parzellen einen Einfluss auf die Höhe des Erosionsrisikos haben.

Im Bereich Boden gibt es neben dem hier vorgestellten AUI Erosionsrisiko noch einen AUI Bodenbedeckung, der in gewissen Punkten Ähnlichkeit zum AUI Erosionsrisiko aufweist, aber nicht explizit für den Erosionsschutz konzipiert wurde, sondern breiter ausgelegt ist (BÜCHI et al., 2017).

## 2. Methodik

Das Erosionsrisiko einer Anbauparzelle wird durch standortbedingte und bewirtschaftungsbedingte Faktoren bestimmt. Das standortbedingte Erosionsrisiko bildet die weitgehend natürliche Erosionsdisposition aufgrund der Boden- und Reliefeigenschaften sowie der Jahreserosivität der Niederschläge ab. Es ist durch die Erosionsrisikokarte (ERK2) flächendeckend für die landwirtschaftliche Nutzfläche der Schweiz erfasst (PRASUHN et al., 2013). Das bewirtschaftungsbedingte Erosionsrisiko ergibt sich aus der Art der Landnutzung (Ackerland, Grasland, Dauerkultur etc.) und der jeweiligen Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Art und Intensität der Bodenbearbeitung etc.). Es wird durch den sogenannten C-Faktor der "Universal Soil Loss Equation, USLE" (WISCHMEIER und SMITH, 1978) bzw. der „Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung ABAG“ (SCHWERTMANN et al., 1990), dem weltweit verbreitetsten Erosionsmodell, bestimmt. Der C-Faktor gibt die relative Veränderung des Bodenabtrages bei einer bestimmten Bewirtschaftung gegenüber dem Abtrag bei langjähriger Schwarzbrache an. Der C-Faktor ist ein dimensionsloser Wert zwischen 0 und 1, wobei der Wert 0 den grösstmöglichen Erosionsschutz (100 %ige Bodenbedeckung, keine Bodenbearbeitung, gute Durchwurzelung etc.) und der Wert 1 das grösste Erosionsrisiko (permanente Schwarzbrache, vollständig nackter Boden, feines Saatbett) darstellt. Der C-Faktor ist vor allem im Acker- und Gemüsebau sowie bei einigen Dauerkulturen hoch, während er im Grünland in der Regel sehr gering ist. Typische Fruchtfolgen in der Schweiz haben C-Faktorwerte zwischen 0.05 und 0.20. Dauergrünland mit vollständiger Bodenbedeckung hat den Wert 0.004. Standortfaktoren wie Hangneigung und -länge sowie die Erodibilität des Bodens fliessen nicht in die Berechnungen des C-Faktors ein.

Das methodische Vorgehen zur Berechnung der C-Faktoren entspricht weitgehend den Beschreibungen von SCHWERTMANN et al. (1990), PRASUHN und GRÜNIG (2001) und MOSIMANN und RÜTTIMANN (2006a). Die benötigten Eingangsda-

ten werden automatisch aus den jährlichen AGROTECH-Daten des AUI-Betriebsnetzes ausgelesen. Dafür musste ein neues Berechnungstool programmiert werden. Gleichzeitig wurden verschiedene Anpassungen und Aktualisierungen gegenüber den oben genannten Berechnungsvorschriften gemacht. Deshalb wird das methodische Vorgehen nachfolgend nochmals detailliert aufgezeigt.

Der C-Faktor wird normalerweise für ganze Fruchtfolgen bzw. Kulturabfolgen berechnet. Der AUI Erosionsrisiko soll aber genau wie alle anderen AUI jährlich berechnet und im jährlichen Agrarbericht des BLW publiziert werden. Entsprechend stehen auch nur jährliche Eingangsdaten zur Verfügung. Die Anzahl der teilnehmenden AUI-Betriebe pro Jahr ist auch nicht immer identisch. So machen jedes Jahr einige Betriebe nicht mehr mit, andere Betriebe steigen neu ein, entsprechend gäbe es auch nur für wenige Betriebe Zeitreihen, aus denen sich Fruchtfolgen/Kulturabfolgen erstellen liessen. Insofern variiert die Zusammensetzung der rund 300 AUI-Betriebe (siehe auch Tabelle 6).

Die Berechnung beim AUI Erosionsrisiko erfolgt auf Schlagebene für jede Anbauparzelle mit landwirtschaftlicher Nutzung und wird abschliessend als flächengewichteter Durchschnittswert des Betriebes berechnet. Dabei wird bezüglich Fruchtfolge/Kulturabfolge folgende Annahme bzw. Vereinfachung gemacht: Die Nutzung aller Anbauparzellen eines Betriebes spiegelt die Fruchtfolge des Betriebes relativ gut wieder. Dies gilt dann, wenn der Betrieb nur eine Fruchtfolge/Kulturabfolge hat. Hat ein Betrieb ausnahmsweise mehrere, getrennte Fruchtfolgen/Kulturabfolgen, stimmt diese Annahme nicht.

Es werden nur zwei Regionen unterschieden (Talgebiet sowie Hügelgebiet inklusive Berggebiet), da Ackerflächen im Berggebiet kaum vorkommen. Die Berechnung des AUI Erosionsrisiko erfolgt für beide Regionen über den gleichen methodischen Ansatz, nur werden für die Parameter Kulturkalender und Erosivität der Niederschläge regionsspezifische Eingangsdaten verwendet.

Um die Daten vergleichbar zu machen, wurde eine einheitliche Referenzperiode bestimmt. Die Berechnung erfolgt immer genau über ein Jahr (365 Tage) vom 01.07. des Vorjahres bis zum 30.6. des Erfassungsjahres und umfasst somit eine Teilperiode der Vorkultur, eine allfällige Zwischenkultur oder Winterbrache und eine Teilperiode der Hauptkultur. Für jede Kultur und Zwischenkultur wurden typische Zeitpunkte für sechs verschiedene Entwicklungsstadien jeweils für das Tal- und Hügelgebiet be-

**Tabelle 1:** Auszug aus dem Kulturkalender für das Talgebiet.

	Bodenbearbeitung	Saat	10 % Bedeckung	50 % Bedeckung	75 % Bedeckung	Ernte
Winterweizen	14.10.	15.10.	07.12.	28.03.	11.04.	29.07.
Wintergerste	26.09.	27.09.	18.10.	22.11.	09.03.	06.07.
Silomais	09.05.	10.05.	08.06.	30.06.	09.07.	28.09.
Zuckerrüben	21.03.	22.03.	10.05.	12.06.	28.06.	20.10.

**Tabelle 2:** Auszug aus den Tabellen zu den relativen Bodenabträgen (RBA) verschiedener Kulturen bei zwei ausgewählten Bodenbearbeitungsverfahren.

BB = Bodenbearbeitung, SB = Saatbett, 10 %-75 % = Bodenbedeckungsgrad

Kultur Nr.	Pflug	Kulturperioden					
		1	2	3	4	5	6
		BB-SB	SB-10 %	10 %-50 %	50 %-75 %	75 %-Ernte	Ernte-BB
7	Winterweizen Standard	0.320	0.460	0.380	0.030	0.010	0.030
10	Wintergerste	0.320	0.460	0.380	0.030	0.010	0.030
29	Silomais	0.320	0.940	0.450	0.120	0.085	0.440
26	Zuckerrüben	0.320	0.850	0.450	0.050	0.030	0.440

Kultur Nr.	Direktsaat	Kulturperioden					
		1	2	3	4	5	6
		BB-SB	SB-10 %	10 %-50 %	50 %-75 %	75 %-Ernte	Ernte-BB
7	Winterweizen Standard	0.080	0.080	0.060	0.010	0.010	0.020
10	Wintergerste	0.080	0.080	0.060	0.010	0.010	0.020
29	Silomais	0.080	0.080	0.060	0.020	0.010	0.100
26	Zuckerrüben	0.080	0.090	0.060	0.030	0.030	0.150

stimmt (Tabelle 1). Das jeweilige Datum stellt den typischen, mittleren Zeitpunkt für die jeweilige Entwicklungs- bzw. Bodenbedeckungsphase der Kultur dar. Die Daten wurden einerseits aus den Angaben der Landwirtinnen und Landwirte in AGRO-TECH (Datum Bodenbearbeitung, Saat und Ernte) abgeleitet, andererseits aus bestehenden Kulturkalendern von SCHWERTMANN et al., 1990, PRASUHN und GRÜNIG (2001) und MOSIMANN und RÜTTMANN (2006a,b) übernommen sowie mit Experten diskutiert und angepasst.

Vegetationsbedeckung und Oberbodenzustand bestimmen die Erosionsanfälligkeit zu jedem Zeitpunkt der Kultur (SCHWERTMANN et al., 1990). Daher werden obige Kulturdaten mit aus der Literatur (AUERSWALD und KAINZ, 1998; PRASUHN und GRÜNIG, 2001; MOSIMANN und RÜTT-

MANN, 2006a) stammenden und teilweise angepassten Relativen Bodenabtragswerten (RBA) jeder Kultur und Entwicklungsphase verrechnet (Tabelle 2). Der RBA ist der jeweilige Bodenabtrag im Verhältnis zu einer permanent schwarzbrachen Fläche und liegt zwischen 0.01 und 1 bzw. 1 % und 100 %. Die RBA-Werte wurden für jede Kultur und Zwischenkultur für vier verschiedene Bodenbearbeitungsverfahren (Pflug; pfluglos < 30 % Mulchbedeckung; Mulchsaat > 30 % Bodenbedeckung; Direkt-, Streifenfräs-, Streifensaart) für jeweils alle sechs Kulturperioden festgelegt.

Für die Winterperiode können sieben verschiedene Varianten berücksichtigt werden:

1. Vorkultur – Winter-Hauptkultur
2. Vorkultur – Stoppelbrache – Winter-Hauptkul-

tur

3. Vorkultur – Stoppelbrache über Winter – Sommer-Hauptkultur
4. Vorkultur – Schwarzbrache – Sommer-Hauptkultur
5. Vorkultur – Zwischenkultur – Sommer-Hauptkultur
6. Vorkultur – Herbstzwischenfutter – Schwarzbrache – Sommer-Hauptkultur
7. Vorkultur – Herbstzwischenfutter – Winter-Hauptkultur

Bei den Zwischenkulturen wird zwischen abfrierenden und winterharten Zwischenkulturen unterschieden. Für beide Gruppen gibt es unterschiedliche RBA-Werte. Alle Zwischenkulturen folgen im Berechnungstool jeweils einem fixen Zeitpunkt (immer 5 Tage) nach der Ernte der Vorkultur (fixes Datum jeder Kultur gemäss Kulturkalender). Die Zwischenkultur dauert bis zur Bodenbearbeitung der Hauptkultur oder bis zur Herbstfurche (Pflug).

Weiterhin fliesst die langjährige mittlere Erosivität der Niederschläge in die Berechnung ein. Aus den 10-Minuten Niederschlagsdaten diverser Meteostationen der Schweiz über 20 Jahre wurde die mittlere Erosivität der Niederschläge über das Jahr für das Tal- und für das Hügellgebiet von SCHMIDT et al.

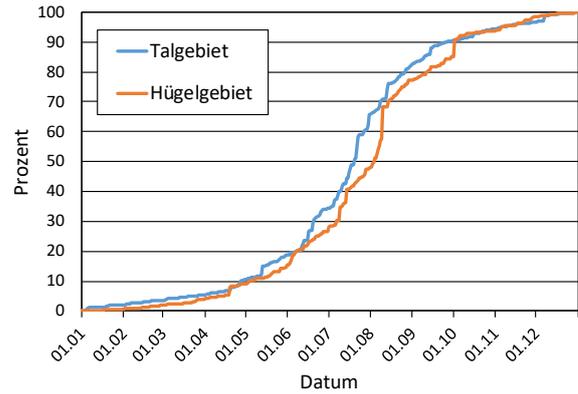


Abbildung 1: Summenkurve der Erosivität der Niederschläge für das Tal- und Hügellgebiet (nach SCHMIDT et al., 2016).

(2016) ermittelt und als Summenprozentkurve dargestellt (Abbildung 1). Für die Dauer jeder Kulturperiode jeder Kultur wird der entsprechende Anteil der Jahreserosivität ermittelt und mit dem jeweiligen RBA-Wert verrechnet. Dies ergibt einen Teil-C-Faktorwert. Die Teil-C-Faktoren vom 1.7. des Vorjahres bis zum 30.6. des Erhebungsjahres werden schliesslich zum Jahres-C-Faktorwert der Anbauparzelle aufsummiert.

Verschiedene Korrekturfaktoren fliessen zusätzlich in die Berechnungen ein. So verringert Kunstwiese in der Fruchtfolge das Erosionsrisiko (Carry-over-Effekt), während ein hoher Anteil von Blattfrüchten

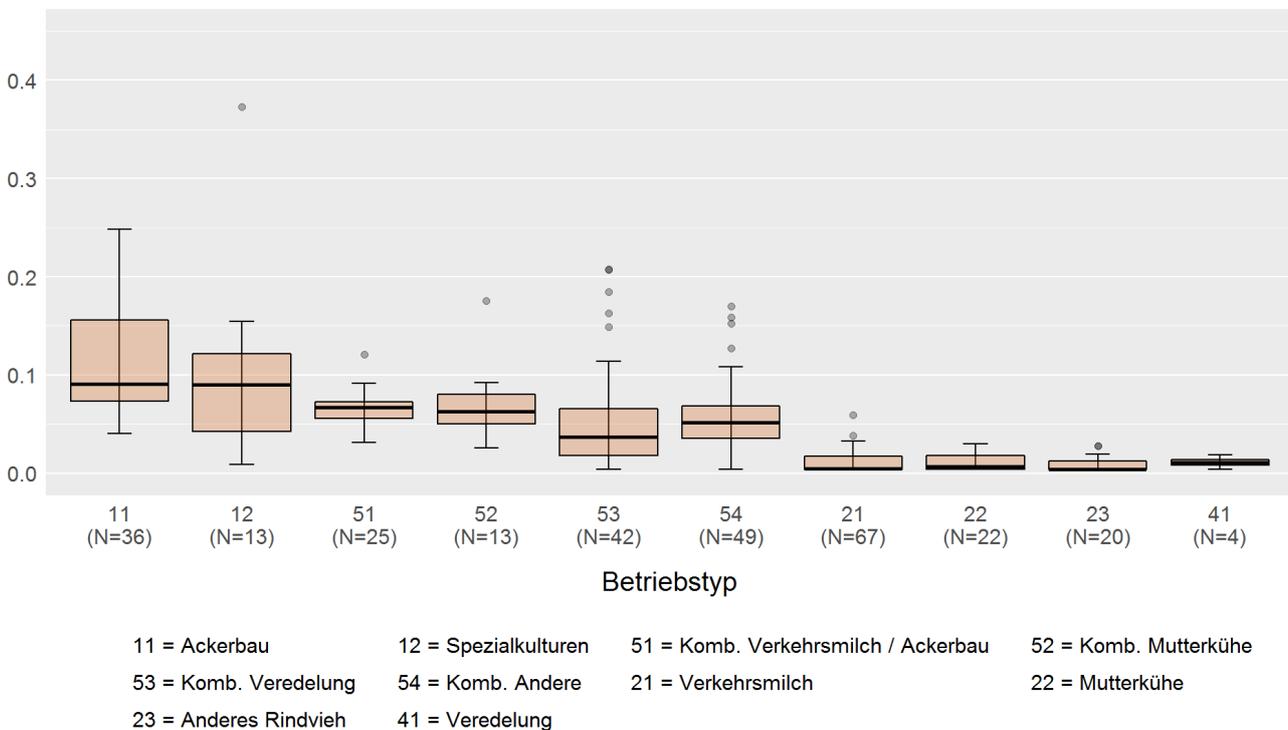


Abbildung 2: Boxplot-Diagramm der C-Faktoren für die Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) der Betriebe für das Jahr 2016, dargestellt für 10 verschiedene Betriebstypen (N = Anzahl Betriebe).

in der Fruchtfolge oder der Anbau von Getreide oder Raps nach Wurzelfrüchten das Erosionsrisiko erhöhen.

Zu jeder Parzelle gibt es in AGRO-TECH zusätzlich Angaben zur Höhenlage über Meer und zur Hangneigung der Anbauparzellen. Diese Angaben fließen zwar nicht in die Berechnung des C-Faktors ein, wurden aber für die Auswertung und Interpretation der Daten genutzt.

### 3. Ergebnisse

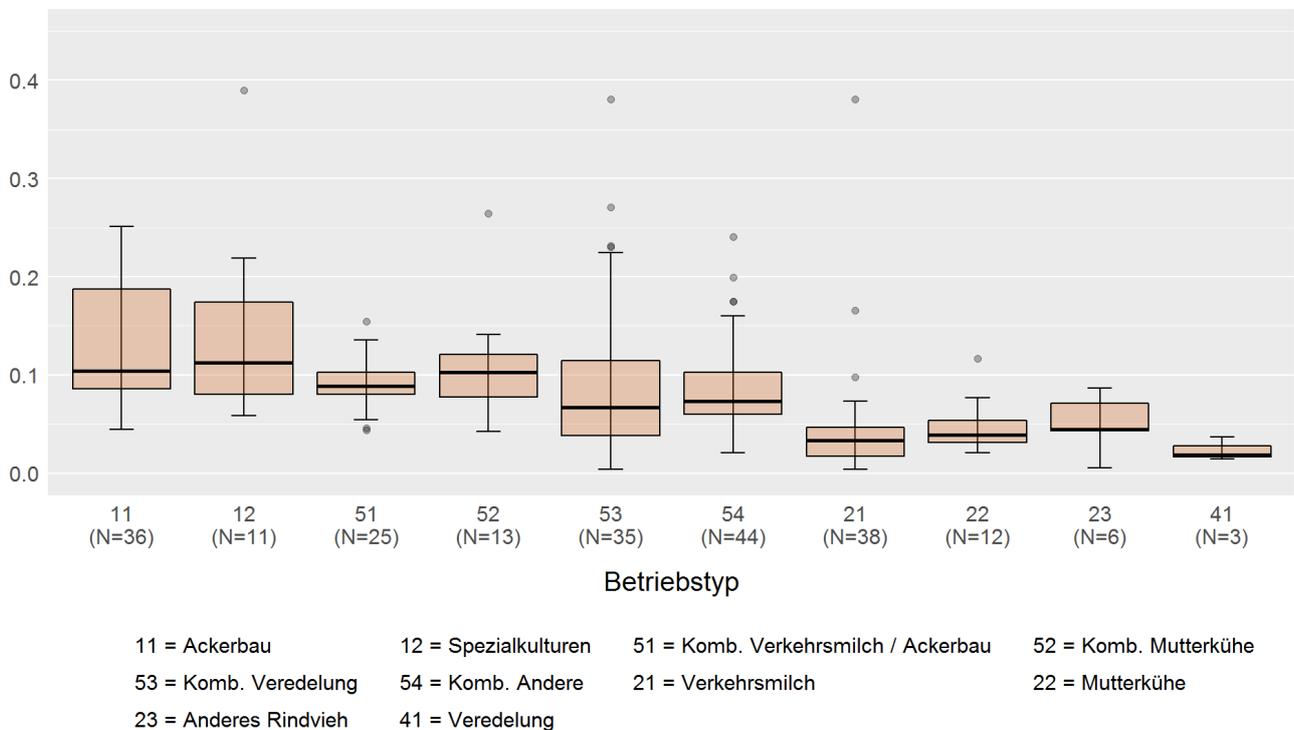
#### 3.1 Auswertungen auf Betriebsebene

Die berechneten C-Faktoren liegen für die Jahre 2009 bis 2016 für durchschnittlich 284 Betriebe mit rund 8000 Anbauparzellen vor – aufgesplittet in 10 Betriebstypen nach MEIER (2000), jeweils für die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche und für die Ackerfläche der Betriebe. Die höchsten C-Faktoren und damit das grösste bewirtschaftungsbedingte Erosionsrisiko zeigen die Ackerbaubetriebe und die Betriebe mit Spezialkulturen, sowohl bezogen auf die Ackerfläche (Abbildung 2) als auch bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche (Abbildung 3). Auch die Streuung der C-Faktorwerte der jeweiligen Betriebe ist bei diesen beiden Betriebstypen am grössten. Tierhaltungsbetriebe haben neben Dauergrünland vor allem Kunstwiese, Futtergetreide und Silomais, aber kaum erosionsgefährdete Kulturen

wie Kartoffeln, Zuckerrüben und Gemüse; daher ist ihr C-Faktorwert und damit das Erosionsrisiko sehr gering. Kombinierte Betriebe liegen bezüglich der C-Faktoren im mittleren Wertebereich. Im Vergleich zum Ausland ist das bewirtschaftungsbedingte Erosionsrisiko aller Betriebstypen mit C-Faktorwerten von überwiegend < 0.100 relativ niedrig.

Ein Trend bei der zeitlichen Entwicklung der C-Faktoren zwischen 2009 und 2016 ist bisher bei keinem der Betriebstypen erkennbar (Abbildung 4). Kleinere Schwankungen sind durch eine wechselnde Anzahl an Betrieben, die dem einzelnen Betriebstyp im jeweiligen Jahr zugeordnet wurden, zu erklären. So kann ein Betrieb des Typs Spezialkulturen in einem Jahr diesem Betriebstyp, in einem anderen Jahr zum Beispiel dem Betriebstyp Ackerbau zugeordnet werden, wenn geringe Flächennutzungsänderungen bei den Spezialkulturen vorliegen.

Analysiert man alle Betriebe des Jahres 2016, die mindestens eine Anbauparzelle mit Ackerland haben (n = 224), bezüglich der Zuordnung der Betriebe zu den geographischen Regionen, zeigt sich, dass mit 144 Betrieben im Talgebiet gegenüber 80 Betrieben im Hügel- und Berggebiet der grössere Teil der Betriebe im Talgebiet liegt (Tabelle 3). Der mittlere C-Faktor der LN der Betriebe im Hügel- und Berggebiet ist mit 0.058 nur fast halb so hoch wie der der Betriebe im Talgebiet (0.105). Das heisst, dass das



**Abbildung 3:** Boxplot-Diagramm der C-Faktoren für die Ackerfläche (inklusive Kunstwiese) der Betriebe für das Jahr 2016, dargestellt für 10 verschiedene Betriebstypen (N = Anzahl Betriebe).

**Tabelle 3:** Mittelwert der C-Faktoren aller Betriebe des Jahres 2016 mit mindestens einer Ackerparzelle, aufgeschlüsselt nach Talgebiet und Hügel-/Berggebiet.

Region	Mittelwert der C-Faktoren	Anzahl Betriebe
Talgebiet	0.105	144
Hügel- und Berggebiet	0.058	80
Gesamt	0.088	224

bewirtschaftungsbedingte Erosionsrisiko im Hügel- und Berggebiet aufgrund der Landnutzung und der angebaute Kulturen (viel Dauergrünland und bei den Ackerkulturen viel Kunstwiese und Getreide, wenig Hackfrüchte) deutlich geringer ist.

### 3.2 Auswertungen auf Parzellenebene

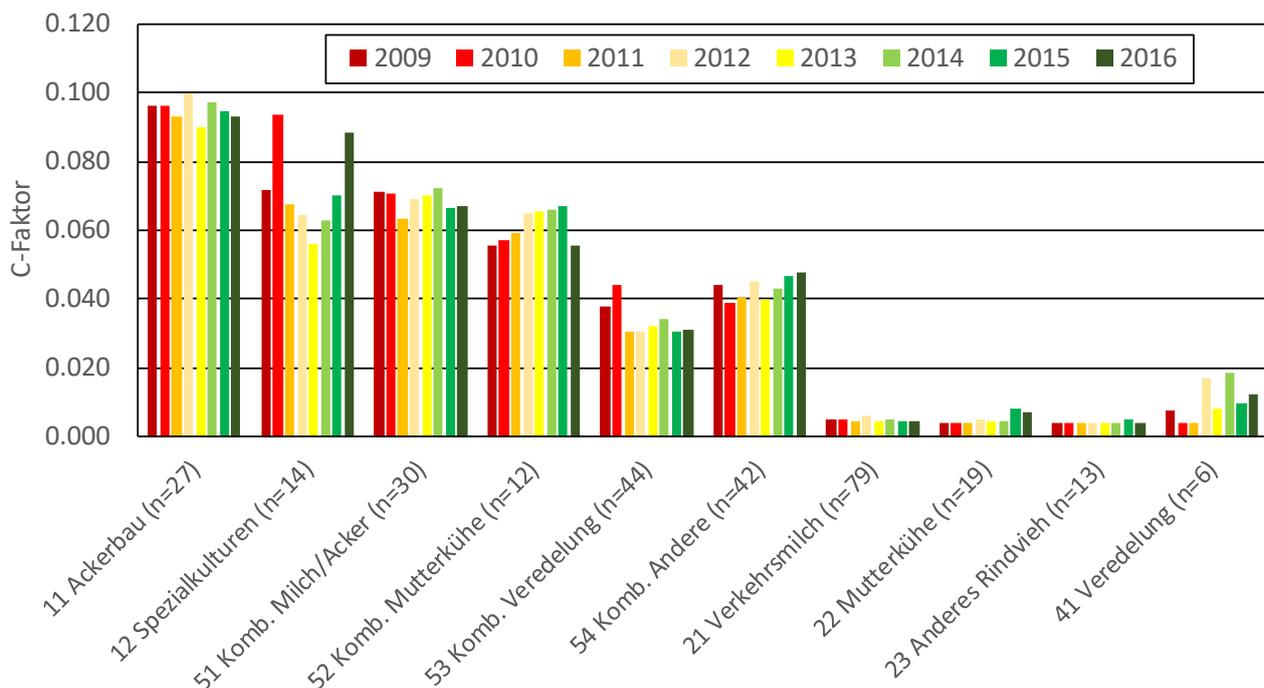
Da der C-Faktor bzw. das Erosionsrisiko vor allem für das Ackerland wichtig ist, wurde eine detailliertere Analyse der Daten auf Parzellenebene für das Ackerland durchgeführt. Zum Ackerland zählen dabei neben den klassischen Ackerkulturen wie Winterweizen, Silomais, Zuckerrüben auch spezielle Kulturen wie Winterlein, Soja, Tabak, Gemüse, aber auch Kunstweiden, Rotationsbrachen, Blühstreifen, Ackersäume etc.

Bezüglich der Höhenlage über Meer der Ackerpar-

**Tabelle 4:** Flächengewichtete C-Faktorwerte der Ackerparzellen aller AUI-Betriebe des Jahres 2016, aufgeschlüsselt nach Lage der Parzellen in Gebietshöhe in Metern über Meer.

	Höhenlage [m]			
	< 600	600–700	700–1000	> 1000
Anzahl Parzellen	2171	852	320	2
Fläche [ha]	3122	1144	402	2
Median C-Faktor	0.084	0.046	0.019	0.004
Mittelwert C-Faktor	0.156	0.105	0.096	0.004

zellen zeigt sich, dass rund zwei Drittel der 3345 Anbauparzellen der Betriebe des Jahres 2016 im Talgebiet unter 600 m und nur wenige Anbauparzellen (10 %) über 700 m Höhe liegen (Tabelle 4). Mit zunehmender Höhenlage sinkt der flächengewichtete C-Faktor deutlich, sowohl beim Mittelwert als auch beim Median. Die besonders erosionsanfälligen Kulturen bzw. Fruchtfolgen und/oder Bodenbearbeitungsverfahren werden also vor allem im Talgebiet eingesetzt, während mit zunehmender Gebietshöhe weniger erosionsanfällige Kulturen, Fruchtfolgen und/oder Bodenbearbeitungsverfahren vorherrschen. Insofern kann bezüglich Höhenlage von einer im Durchschnitt standortangepassten Nutzung der Ackerflächen gesprochen werden.



**Abbildung 4:** Zeitliche Entwicklung der C-Faktoren (Medianwert aller Betriebe) der landwirtschaftlich genutzten Fläche von 2009 bis 2016 für die verschiedenen Betriebstypen (n = mittlere Anzahl Betriebe in 8 Jahren).

**Tabelle 5:** Flächengewichtete C-Faktorwerte der Ackerparzellen aller AUI-Betriebe des Jahres 2016, aufgeschlüsselt nach mittlerer Hangneigung der Anbauparzellen.

	Hangneigung			
	flach (< 2 %)	wenig geneigt (2-6 %)	mittel geneigt (6-16 %)	stark geneigt (> 16 %)
Anzahl Parzellen	1559	1005	637	129
Fläche [ha]	2202	1445	843	166
Median C-Faktor	0.084	0.073	0.045	0.007
Mittelwert C-Faktor	0.157	0.149	0.093	0.043

Analysiert man den gleichen Datensatz bezüglich der Hangneigung der Ackerparzellen, zeigt sich, dass sich fast die Hälfte aller Anbauparzellen in der Ebene befinden (Tabelle 5). In mittlerer und starker Hanglage liegen aber immerhin knapp ein Viertel aller Anbauparzellen. Diese haben aber einen massiv niedrigeren flächengewichteten C-Faktor (Mittelwert und Median). Auf stark geneigten Flächen werden überwiegend Kunstwiesen angebaut. Also kann

bezüglich Hangneigung auch von einer im Durchschnitt standortangepassten Nutzung der Ackerflächen gesprochen werden.

Ähnlich wie bei der Analyse der mittleren C-Faktorwerte aller AUI-Betriebe über die Zeit (Kapitel 3.1, Abbildung 4), zeigt sich auch bei den flächengewichteten C-Faktoren aller Ackerparzellen weder bei den Mittelwerten noch bei den Medianen ein Trend zwischen den Jahren 2009 und 2016 (Tabelle 6). Geringe Abweichungen der C-Faktorwerte sind durch die unterschiedliche Anzahl und Art der teilnehmenden Betriebe zu erklären.

#### 4. Schlussfolgerungen

Der AUI Erosionsrisiko erfasst nicht die aktuelle Erosion auf einer Parzelle, sondern das Risiko, wie viel Erosion auf einer Anbauparzelle bei einer bestimmten Landnutzung und Bewirtschaftung langjährig zu erwarten ist. Entsprechend fließen in die Berechnung weder die aktuellen Bewirtschaftungsdaten (Termine für Bodenbearbeitung, Saat, Ernte etc.) noch die aktuelle Witterung ein, sondern langjährige Mittelwerte für beide. Verändert sich die Nutzung oder Bewirtschaftung im Mittel aller Parzellen eines Betriebes, ändert sich der berechnete C-Faktor bzw.

**Tabelle 6:** Flächengewichtete C-Faktorwerte der Ackerparzellen aller AUI-Betriebe der Jahre 2009 bis 2016.

Jahr	Median C-Faktor	Mittelwert C-Faktor	Anzahl Ackerparzellen	Fläche Ackerland [ha]	Anzahl AUI-Betriebe
2009	0.071	0.130	3036	4083	309
2010	0.062	0.127	3014	3926	307
2011	0.058	0.119	2846	3723	297
2012	0.059	0.124	2734	3637	279
2013	0.056	0.120	2484	3350	264
2014	0.058	0.118	2512	3302	254
2015	0.057	0.120	2801	3714	270
2016	0.066	0.137	3345	4670	292
Durchschnitt	0.061	0.124	2847	3801	284

das Erosionsrisiko. So kann anhand der Analyse von Zeitreihen aller Betriebe erkannt werden, ob Änderungen in der Landnutzung oder Bewirtschaftung (z. B. Änderung der Bodenbearbeitungsverfahren im Rahmen der Ressourcenprogramme bzw. Ressourceneffizienzbeiträge des Bundes oder Änderungen bei der Winterbegrünung) sich positiv oder negativ auf das Erosionsrisiko auswirken. Dadurch kann die Wirksamkeit agrarpolitischer Massnahmen im Bereich Erosionsschutz langfristig überprüft werden und es kann frühzeitig Handlungsbedarf bei unerwünschten Entwicklungen erkannt werden. Voraussetzung dafür ist allerdings, dass die teilnehmenden Betriebe des AUI-Betriebsnetzes repräsentativ für die Schweizer Landwirtschaft des jeweiligen Erhebungsjahres sind.

Die hier vorgestellten Auswertungen der C-Faktoren der Datenreihe von 2009 bis 2016 zeigen keine Veränderungen der mittleren C-Faktoren und damit des bewirtschaftungsbedingten Erosionsrisikos auf. Detaillierte kulturspezifische Auswertungen stehen aber noch aus. Positiv anzumerken ist, dass bezüglich der Standortfaktoren Höhenlage über Meer und mittlere Hangneigung der Parzellen standortangepasste Fruchtfolgen/Kulturabfolgen und/oder Bodenbearbeitungsverfahren überwiegend eingesetzt wurden. Die mittleren C-Faktoren sind im Hügelland deutlich geringer als im Talgebiet und auf mittleren und stark geneigten Ackerparzellen auch deutlich geringer als in der Ebene.

## Literatur

AUERSWALD, K. und KAINZ, M., 1998: Erosionsgefährdung (C-Faktor) durch Sonderkulturen. – *Bodenschutz* 3/98, 98–102.

BÜCHI, L., VALSANGIACOMO, A., BUREL, E., CHARLES, R., 2017: Agrarumweltindikator für die Bodenbedeckung auf Landwirtschaftsbetrieben. *Agrarforschung Schweiz* 8 (2): 48–55.

MEIER, B., 2000: Neue Methodik für die Zentrale Auswertung von Buchhaltungsdaten an der FAT. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Schweiz, 12 S.

MOSIMANN, T. und RÜTTIMANN, M., 2006a: Dokumentation Berechnungsgrundlagen zum Fruchtfolgefaktor zentrales Mittelland 2005 im Modell Erosion CH (Version V2.02). Terragon, Bubendorf.

MOSIMANN, T. und RÜTTIMANN, M., 2006b: Bodenerosion selber abschätzen. *Erosion V2.02 – Ackerbaugebiete des zentralen Mittellandes*.

PRASUHN, V. und GRÜNIG, K., 2001: Evaluation der Öko-massnahmen – Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion. Schriftenreihe der FAL Nr. 37, Zü-

rich-Reckenholz, 152 S.

PRASUHN, V., LINIGER, H.P., GISLER, S., HERWEG, K., CANDINAS, A., CLÉMENT, J.-P., 2013: A high-resolution soil erosion risk map of Switzerland as strategic policy support system. *Land Use Policy* 32, 281–291.

SCHMIDT, S., ALEWELL, C., PANAGOS, P., MEUSBURGER, K., 2016: Regionalization of monthly rainfall erosivity patterns in Switzerland. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(10), 4359–4373.

SCHWERTMANN, U., VOGL, W., KAINZ, M., 1990: Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen. – Ulmer, Stuttgart, 64 S.

WISCHMEIER, W.H. und SMITH, D.D., 1978: Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. – USDA Agricultural handbook no. 537.

# 30 ans de suivi des sols dans le canton de Fribourg

Clément Levasseur

Institut agricole de l'Etat de Fribourg, 1725 Posieux

## Abstract – 30 years of soil monitoring in the Fribourg Canton

A monitoring network for soils has been launched in 1987 in the Fribourg Canton, with 250 agricultural sampling sites, 53 urban sites and 14 forest sites. Agricultural sampling sites of the FRIBO network cover the entire cantonal territory, ranging from light soils in cropland regions in the Neuchatel and Morat Lake lowland areas, to heavy soils covered by mountain pastures in the «Prealpes». Sampling takes place every five years for each sampling site.

Soil organic matter rates have been evaluated according to the organic matter / clay ratio (SOM / clay). Most soils from cropland sampling sites show a slightly deficient or satisfactory SOM / clay ratio, while most permanent grasslands and mountain pastures show a sufficient or optimal SOM / clay ratio. Concerning the temporal evolution of soil organic matter, the situation during the 2012–2016 sampling period is very similar to the one during the 1987–1992 sampling period for croplands. For permanent grasslands, the median has slightly increased between these two sampling periods.

The introduction of Proof of Ecological Performance (PEP) rules in 1993 led to a significant decrease of 35 % in available phosphorus (CO<sub>2</sub> extraction) for cropland sites. Available phosphorus levels are now similar between croplands and lowland permanent grasslands.

In lowland permanent grasslands, an important increase in both available (CO<sub>2</sub> extraction) and reserve (AAE10 extraction) potassium is observed. This increase is most probably due to an intensive use of cattle slurry. The risk of inducing antagonisms with calcium and magnesium exists, and the situation has to be kept under observation. Zinc, which the concentration is thought to be increasing on a national scale in permanent grasslands, is showing a decrease in concentration in permanent grasslands in the Fribourg Canton's soils.

## Zusammenfassung – 30 Jahre Bodenbeobachtung im Kanton Freiburg

Das Freiburger Bodenmessnetz (FRIBO) startete 1987 mit 250 landwirtschaftlichen Standorten. Später kamen 53 urbane und 14 Waldstandorte dazu. Die landwirtschaftlichen Standorte decken das gesamte Kantonsgebiet ab und reichen von leichten Ackerböden im Flachland um den Neuenburger- und Murtensee bis zu schweren Böden mit Alpweidenutzung in den Voralpen. Jeder Standort wird alle fünf Jahre beprobt.

Der Gehalt an organischer Substanz wurde anhand des Verhältnisses zwischen organischer Substanz und Tongehalt (OS / Ton) beurteilt. Die meisten Ackerböden sind bezüglich des OS / Ton-Verhältnisses leicht defizitär oder befriedigend, während die meisten Dauerwiesen und Alpweiden ein ausreichendes oder ideales OS / Ton-Verhältnis aufweisen. Die zeitliche Veränderung der organischen Substanz zwischen den Beprobungszyklen 1987–1992 und 2012–2016 ist in den Ackerböden gering. Bei den Dauerwiesen hat der Medianwert zwischen den beiden Beprobungszyklen leicht zugenommen.

Die Einführung des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) im Jahr 1993 hat bei den Ackerböden zu einer signifikanten Abnahme des rasch verfügbaren Phosphors (CO<sub>2</sub>-Extraktion) um 35 % geführt. Die Gehalte an rasch verfügbarem Phosphor in den Ackerböden haben sich nun denjenigen der Dauerwiesen angeglichen.

In den Dauerwiesen ist ein deutlicher Anstieg des verfügbaren (CO<sub>2</sub>-Extraktion) und des Reserve-Kaliums (AAE10-Extraktion) feststellbar. Dieser Anstieg ergibt sich höchstwahrscheinlich durch die vorwiegend auf Rindviehgülle basierende Düngung. In der Folge besteht das Risiko von Antagonismen mit Kalzium und Magnesium, wodurch die Situation weiterer Beobachtung bedarf.

Die Zinkgehalte in den Dauerwiesen im Kanton Freiburg sind rückläufig, obwohl auf nationaler Ebene eher von einer Zunahme ausgegangen wurde.

**Keywords :** Monitoring, organic matter, Fribourg, phosphorus, potassium, zinc

## 1. Introduction

Le réseau d'observation des sols fribourgeois, nommé FRIBO, a été lancé en 1987. Le sixième rapport est en cours de traduction et sera publié prochainement. Au cours de ces trente années, 250 sites agricoles, 53 sites urbains et 14 sites forestiers ont été échantillonnés à intervalle régulier, tous les cinq ans. Des paramètres chimiques, physiques et biologiques ont été analysés. La quantité de données générées par ce suivi pédologique permet de dresser un état des lieux des sols dans le canton de Fribourg, ainsi que de l'évolution des différents paramètres du sol.

Le degré de signification de l'évolution des paramètres à l'échelle du canton est jugé à l'aide d'un test des rangs de Tukey, après transformation logarithmique des données. Trois sites présentant de très grandes variabilités des différents paramètres à travers le temps ont été exclus des analyses statistiques; ils présentent d'importants taux de matière organique.

Les sites agricoles du FRIBO couvrent l'ensemble du territoire cantonal. Les sites FRIBO sont situés aussi bien sur des terres assolées que des prairies permanentes et des zones d'estivage. La carte 1 indique les taux d'argile de ces différents sites. La texture du sol suit un gradient NO-SE, allant de sols souvent très légers dans les districts de la Broye et du Lac, à des sols lourds dans les prairies et alpages de la Veveyse et de la Gruyère. L'analyse des données issues des réseaux cantonaux d'observation s'avère utile afin d'affiner, de consolider ou d'infirmer les observations faites à l'échelle nationale, dans un contexte régional particulier et avec un maillage plus fin.

Un cycle de prélèvement correspond à cinq ans. Le sixième cycle de prélèvement correspond aux années 2012 à 2016. Le présent article se focalise sur les sols agricoles du réseau FRIBO. Des protocoles d'échantillonnage et d'analyse inchangés depuis le début des mesures, la comparaison des évolutions observées dans les terres assolées et prairies permanentes avec celles observées dans les alpages, où la fumure est soumise à autorisation, et l'utilisation de tests statistiques permettent d'exclure au maximum les erreurs analytiques.

## 2. Matière organique

Le suivi du taux de matière organique n'indique pas d'évolution significative de ce paramètre au cours des six derniers cycles, que ce soit dans les terres assolées, les prairies permanentes ou les alpages. Toutefois, une étude de ce paramètre sous l'angle du ratio

matière organique sur argile (MO / argile), tel que suggéré par JOHANNES et al. (2017), s'avère riche d'enseignement. Il a été démontré que la qualité de la structure d'un sol brun montrait une forte corrélation avec son rapport MO / argile. Des ratios MO / argile inférieurs à 12 % ont été jugés largement déficients, légèrement déficients entre 12 et 17 %, satisfaisants entre 17 et 24 % et optimaux au-dessus de 24 %. L'état des lieux du sixième cycle, de 2012 à 2016, a été dressé à l'aide de la carte 2. Cette carte indique que la plupart des terres assolées du canton présentent des ratios MO / argile légèrement déficients ou satisfaisants, et que la plupart des prairies ou alpages présentent des ratios satisfaisants ou optimaux. L'évolution de ce taux au cours des trente dernières années est représentée à l'aide de boxplots pour les terres assolées et prairies permanentes dans les figures 1 et 2.

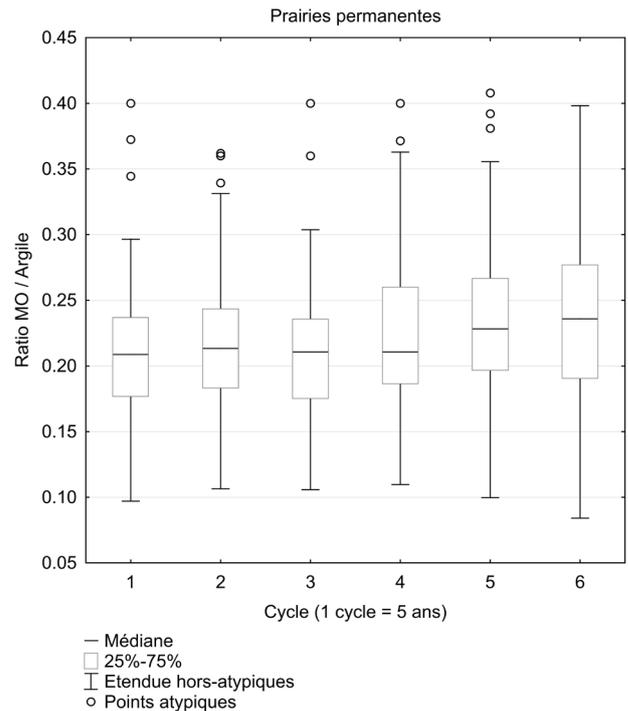
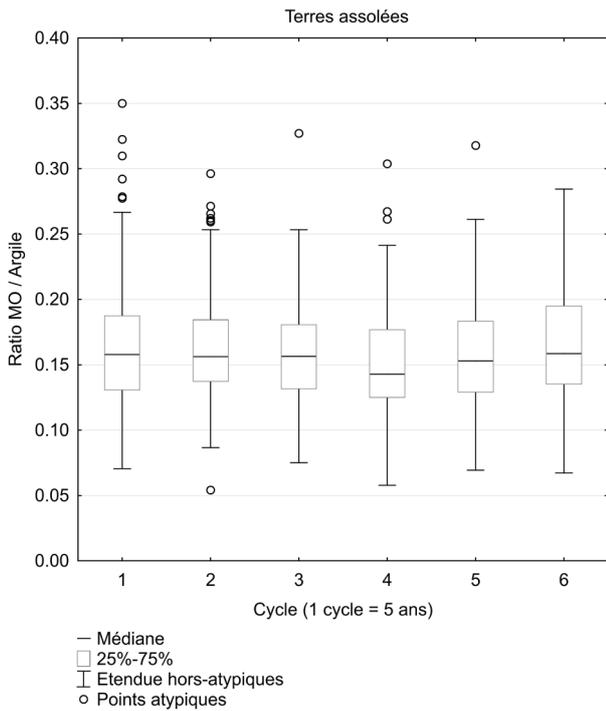
La médiane pour les terres assolées est relativement stable : suite à une baisse, du troisième au quatrième cycle de mesures, celle-ci est remontée lors des cinquième et sixième cycles, pour revenir à un niveau rigoureusement identique à celui du premier cycle de prélèvements, à 16 %. Cette valeur médiane, bien qu'inférieure au taux de suffisance, s'en rapproche. Le constat pour les terres assolées fribourgeoises n'est pas catastrophique, mais la situation pourrait encore être meilleure. Une telle évolution temporelle du taux de matière organique est également constatée dans les terres assolées du réseau NABO (GUBLER et al., 2015).

Pour ce qui est des prairies permanentes, la valeur médiane a augmenté au cours des cinquième et sixième cycles, pour passer de 21 % au premier cycle à 24 % au sixième cycle. Cela implique que la moitié des prairies permanentes présentent un ratio MO / argile que l'on peut qualifier d'optimal. Des taux de matière organique plus élevés pour les prairies permanentes en comparaison aux terres assolées est une situation tout à fait normale, qui s'explique par un arrêt du travail du sol, une couverture permanente de ce dernier et une utilisation accrue d'engrais de ferme.

## 3. Éléments nutritifs

### 3.1 Phosphore

L'introduction des règles PER dans l'agriculture, en 1993 (deuxième cycle de prélèvement), a eu des effets rapides et perceptibles sur les taux de phosphore soluble des terres assolées (tableau 1 et figure 3). Le calcul de bilans de fumure équilibrés a permis de diminuer le risque de lessivage de phosphore



Figures 1 et 2 : Rapport matière organique / argile des terres assolées et prairies permanentes du réseau FRIBO sur 30 ans

Tableau 1 : Evolution du phosphore soluble (P-CO<sub>2</sub>) dans les terres assolées, prairies permanentes, et alpages du FRIBO sur 30 ans (indice P 1.0 = 0.155 mg P/kg de terre)

TA = terres assolées, PP = prairies permanentes, ALP = alpages

	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	19.74	16.27	14.75	13.56	12.95	12.80	Moyenne P-CO <sub>2</sub>
	a	ab	b	b	b	b	p= 5 % (logtransform)
PP	14.15	10.32	9.29	12.16	12.93	11.75	Moyenne P-CO <sub>2</sub>
	a	a	a	a	a	a	p= 5 % (logtransform)
ALP	5.33	4.25	4.61	4.64	4.04	4.00	Moyenne P-CO <sub>2</sub>
	a	a	a	a	a	a	p= 5 % (logtransform)

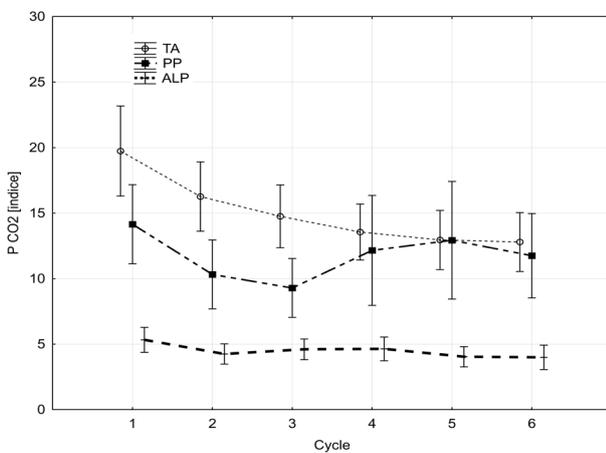


Figure 3 : Evolution du phosphore soluble (P-CO<sub>2</sub>) dans les terres assolées, prairies permanentes, et alpages du FRIBO sur 30 ans (indice P 1.0 = 0.155 mg P/kg de terre)

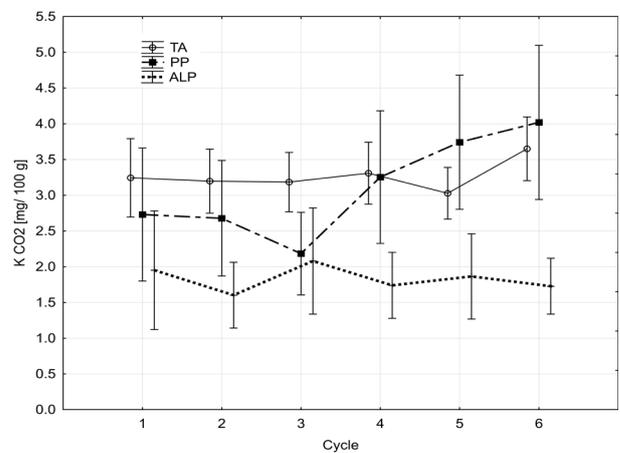
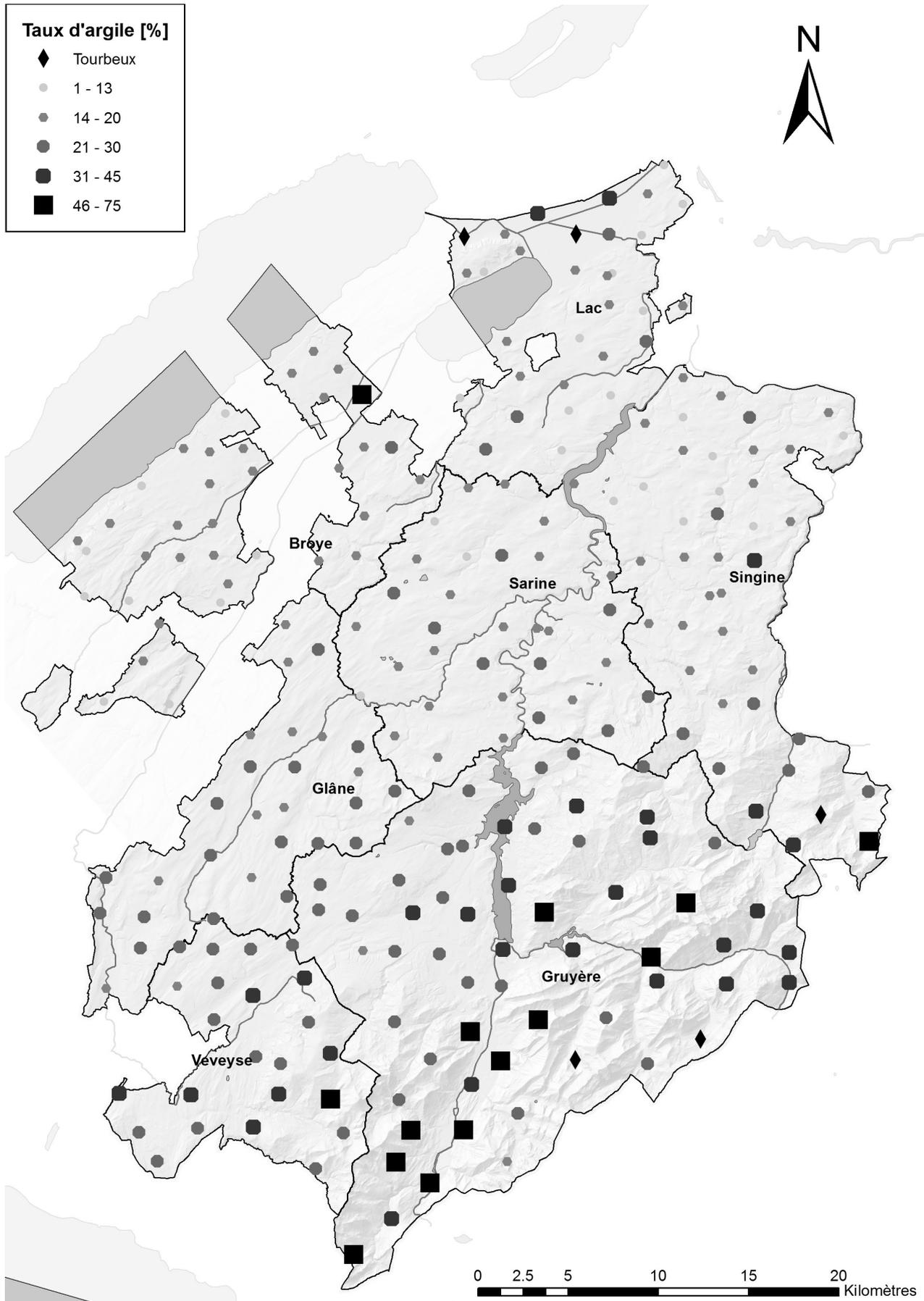


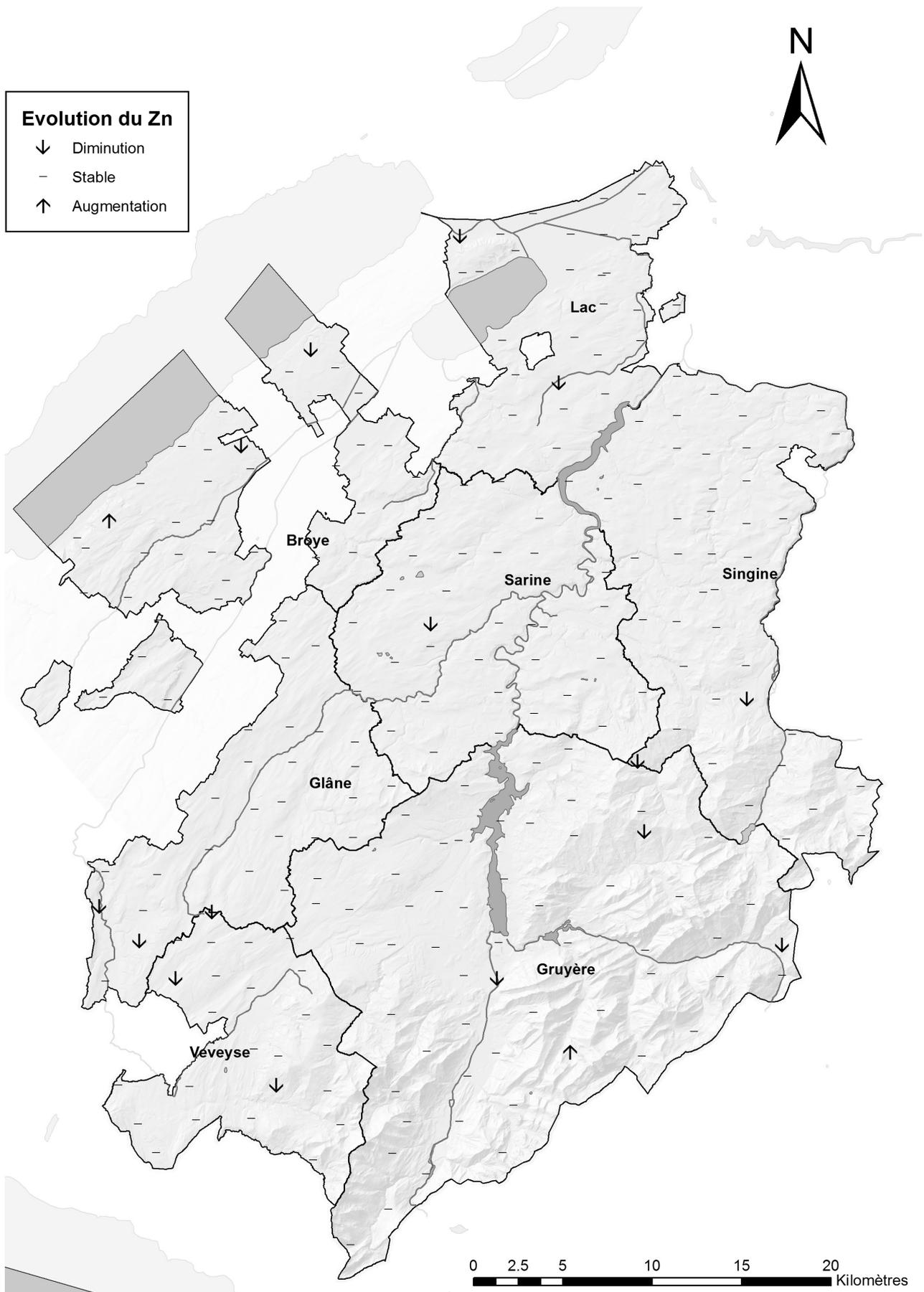
Figure 4 : Evolution du potassium soluble (K-CO<sub>2</sub>) dans les terres assolées, prairies permanentes, et alpages du FRIBO sur 30 ans



Carte 1 : Taux d'argile des différents sites FRIBO



Carte 2 : Ratio matière organique / argile des sites FRIBO, état au sixième cycle, période 2012–2016



**Carte 3 :** Evolution du Zn sur les sites FRIBO sur la période 1987–2016. Le degré de signification d’une évolution temporelle a été jugé grâce à une corrélation de Pearson, à un niveau de  $p=0.05$

**Tableau 2** : nombre de prairies permanentes présentant un risque théorique de tétanie herbagère. Nombre total de prairies permanentes : 87 lors du cycle 6

	cycle 1	cycle 2	cycle 3	cycle 4	cycle 5	cycle 6
Nombre de prairies permanentes à risque	22	17	12	22	31	36

dans les eaux, et donc d'eutrophisation des milieux aquatiques. Le taux de phosphore soluble des terres assolées s'est maintenant stabilisé, après une baisse de 35 %. Dans les prairies permanentes, après une hausse du phosphore soluble des sols au cours des quatrième et cinquième cycles, ce paramètre semble s'être stabilisé à un niveau similaire à celui des terres assolées.

### 3.2 Potassium

Une augmentation des teneurs en potassium, à la fois soluble et de réserve, a été observée dans les prairies permanentes du réseau FRIBO (figure 4). Cette hausse a commencé au quatrième cycle, ce qui correspond à la période 2002–2006. Cette hausse est très probablement due à l'utilisation d'engrais de ferme, ayant tendance à concentrer le potassium dans les sols. En effet, cet élément n'est que peu exporté dans la viande et le lait et, par conséquent, se retrouve en quantités importantes dans le fumier, mais aussi et surtout dans le lisier bovin. N'étant pas problématique pour l'environnement, un bilan de fumure équilibré pour cet élément n'est pas exigé des agriculteurs.

Une augmentation des teneurs en K a un effet bloquant sur certains cations antagonistes, tels que le Ca et le Mg. La tétanie herbagère, peu courante en Suisse, ainsi que la fièvre de lait, nettement plus courante, sont deux maladies du bétail qui sont favorisées par des taux de potassium importants dans le sol, et donc dans le fourrage consommé.

Depuis le début des mesures du réseau FRIBO, 14 prairies permanentes ont montré une augmentation significative de leur teneur en potassium soluble (K-CO<sub>2</sub>), tandis qu'une prairie permanente a montré une diminution significative pour ce paramètre. Pour ce qui est du phosphore de réserve (K-AAE10), 17 prairies permanentes présentent une augmentation significative et 2 prairies permanentes présentent une baisse significative.

D'après le barème établi dans les PRIF (SINAJ et RICHNER, 2017), 44 %, respectivement 46 %, des prairies permanentes sont qualifiées de « riches » ou « très riches » en terme de potassium soluble et ré-

serve, selon l'état au cours du cycle 2012–2016 (sixième cycle), contre 18 %, respectivement 22 %, au cours du cycle 1987–1991 (premier cycle). Cela indique que près de la moitié des prairies permanentes présentent des facteurs de correction inférieurs à 1, ce qui impliquerait de diminuer la fumure administrée à ces prairies. Toutefois, la tendance ne semble pas s'inverser, et nous avons affaire à un cas de sur-fertilisation risquant de s'accroître avec le temps.

Le tableau 2 indique l'évolution du nombre de prairies permanentes du FRIBO à risque d'induire de la tétanie herbagère d'après le barème de LEWIS et SPARROW (1991) basé sur le ratio  $K/(Mg+Ca)$  échangeables, extraits à l'acétate d'ammonium + EDTA. Ce nombre est en nette augmentation, passant de 12 en 2002 à 36 en 2016. Le risque est cependant à nuancer, car les agriculteurs sont généralement bien au fait de l'intérêt de compléter la ration des bovins par des éléments minéraux.

L'évolution des concentrations de cet élément chimique dans le sol doit cependant rester sous observation.

### 4. Métaux lourds

La plupart des métaux lourds indiquent une tendance à la stabilité ou à la baisse dans le réseau FRIBO. Le seul métal lourd indiquant une baisse significative en zone agricole est le Zn, ce qui est assez surprenant et va à l'encontre de ce qui est observé à l'échelle nationale dans le réseau NABO (GUBLER et al., 2015), où des augmentations de Zn dans les prairies sont observées. La carte 3 a été obtenue grâce à des corrélations de Pearson entre le cycle de mesure et les concentrations en Zn dans le sol, extrait à l'acide nitrique. Celle-ci indique une baisse significative des concentrations en Zn pour quinze sites, à savoir neuf terres assolées, deux prairies permanentes et quatre alpages. Deux sites – un alpage et une terre assolée – indiquent toutefois une hausse significative des teneurs en Zn dans leurs sols. Cette différence entre les deux réseaux d'observation peut s'expliquer par le fait que la plus grande partie des cochons sur territoire fribourgeois sont des porcs à l'engrais. Le Zn est administré essentiellement aux porcelets, qui, sou-

vent, naissent et commencent leur vie dans d'autres cantons : il est donc plausible que l'accumulation de Zn dans les sols par les engrais de ferme soit une problématique concernant les zones géographiques avec beaucoup d'élevages de porcelets, mais pas le canton de Fribourg.

## 5. Conclusion

Trente ans après le début des relevés, le réseau FRI-BO montre un grand potentiel en termes d'informations pédologiques. Les taux de matière organique dans les sols du canton montrent une hausse non-significative dans les prairies permanentes, qui sont à un niveau déjà optimal. Dans les terres assolées, pas loin de la moitié des sites s'approchent du seuil de suffisance pour permettre au sol d'avoir une bonne qualité structurale. Les taux de phosphore soluble des terres assolées ont baissé significativement de 55 % entre 1987 et 2016, limitant ainsi la charge en phosphore dans l'environnement. L'augmentation importante des concentrations en potassium, à la fois soluble et de réserve, dans les sols des prairies permanentes, peut avoir des répercussions sur la santé des ruminants. Le risque réel est cependant limité, car peu d'exploitations fonctionnent en pâture intégrale sans complémentation minérale de la ration. Finalement, les taux de Zn indiquent une tendance à la baisse dans le canton de Fribourg.

## Bibliographie

GUBLER A., SCHWAB P., WÄCHTER D., MEULI R.G., KELLER A., 2015 : Observatoire national des sols (NABO) 1985 à 2009. Etat et évolution des polluants inorganiques et des paramètres associés aux sols. Office fédéral de l'environnement, Berne. Etat de l'environnement n° 1507: 81 p.

JOHANNES A., MATTER A., SCHULIN R., WEISSKOPF P., BAVEYE P.C., BOIVIN P., 2017 : Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter? *Geoderma* 302, pp. 14–21

LEWIS D.C. et SPARROW L.A., 1991 : Implications of soil type, pasture composition and mineral content of pasture components for the incidence of grass tetany in the South East of South Australia, *Australian Journal of Experimental Agriculture* 31(5)

SINAJ S. et RICHNER W., 2017 : Principes de fertilisation des cultures agricoles en Suisse (PRIF 2017). *Recherche Agronomique Suisse* 8 (6), Publication spéciale, 276 p.

# Vergleich der Filterleistung von Boden- und Sandfiltern in Strassenabwasserbehandlungsanlagen

Beatrice Kulli<sup>1</sup>, Anuschka Neira<sup>1</sup>, Michele Steiner<sup>2</sup>, Adalbert Pazeller<sup>3</sup>, Felix Rutz<sup>4</sup>, Christoph von Känel<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, ZHAW, 8820 Wädenswil

<sup>2</sup>WST21, 8051 Zürich

<sup>3</sup>Geotest, 8045 Zürich

<sup>4</sup>ilu AG, 8610 Uster

## Zusammenfassung

Im vorliegenden Projekt wurde die Verlagerung der im Strassenabwasser enthaltenen Schadstoffe in Boden- und Sandfiltern untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass der Transport potenziell gelöster Stoffe wie Kupfer und Zink eng an den Transport partikulärer Schadstoffe wie Pneuabrieb geknüpft ist. In Bodenfiltern gelangte beides über präferenzielle Fliesswege in grössere Tiefe, während sich die Schadstoffe bei Sandfiltern auf oder gleich unterhalb der Filteroberfläche am stärksten anreicherten. Es ist davon auszugehen, dass Eisenhydroxide und partikulär vorliegende Schadstoffe, welche oft aus organischen Verbindungen bestehen, genau wie Tonminerale oder organische Bodensubstanz gelöste Schwermetalle adsorbieren und zurückhalten.

## Abstract

In the present study, the displacement of pollutants originating from road effluents has been investigated within soil and sand filters. The results show that the transport of potentially dissolved substances such as copper and zinc is closely related to the transport of particulate pollutants such as tire abrasion. In soil filters, both types of pollutants were transported via preferential flow paths to greater depths, while they accumulated directly on or just below the filter surface in sand filters. We assume that iron hydroxides and particulate pollutants, which often consist of organic compounds, adsorb and retain dissolved heavy metals just like clay minerals or soil organic matter.

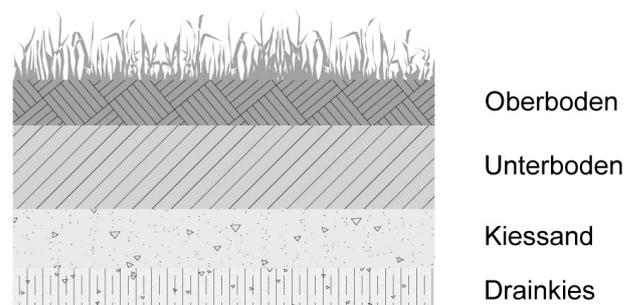
**Keywords:** Strassenabwasser, SABA, Bodenfilter, Sandfilter, präferenzieller Fluss, Reinigungsleistung

## 1. Einleitung

In Strassenabwasser-Behandlungsanlagen (SABA) wird das Abwasser eines Strassenabschnitts gereinigt. Das Wasser wird dazu durch ein Absetzbecken und anschliessend in ein Retentionsfilterbecken geleitet, in welchem als Filterschicht entweder Bodenmaterial oder Sand eingebaut ist. Bodenmaterial ist im Wesentlichen strukturiert, biologisch aktiv und enthält Tonminerale, welche als Adsorptionsflächen für Schadstoffe dienen können.

Abbildung 1 zeigt die schematische Darstellung eines Bodenfilters. Unterhalb einer 40–60 cm mächtigen Filterschicht aus Ober- und Unterboden befinden sich Drainageschichten aus Kiessand und Drainkies. Bei Sandfiltern befindet sich an Stelle der beiden Bodenschichten eine 50–60 cm mächtige Sandschicht. Es gibt ältere SABA, die als Filter nur Oberbodenmaterial von 20–30 cm Mächtigkeit

enthalten. Zur Unterdrückung von Fremdbewuchs ist die Filteroberfläche immer mit einer geeigneten Vegetation bepflanzt.



**Abbildung 1:** Schematische Darstellung eines Bodenfilters mit Ober- und Unterboden.

Die Filterschicht reinigt das Wasser, indem sie partikuläre Stoffe physikalisch herausfiltert und gelöste Stoffe an die inneren Oberflächen des Filtersubstrats adsorbiert. Je nach Schadstoff ist ein biologischer Abbau denkbar. Da Tonminerale Adsorptionsmöglichkeiten für Schwermetalle bieten, wird in vielen Richtlinien und Wegleitungen für Filter Bodenmaterial mit einem gewissen Tonanteil empfohlen. Makroporen in aggregierten und biologisch aktiven Böden können jedoch als präferenzielle Fließwege wirken, durch welche das Wasser relativ schnell und schlecht gefiltert in grössere Tiefen gelangen kann.

Strassenabwasser enthält organische Komponenten wie Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sowie Schwermetalle wie Zink und Kupfer. Die Quellen sind Pneuabrieb, Verschleiss / Abrieb metallischer Fahrzeugteile, der Verbrennungsprozess oder Öle und Schmiermittel (VSS, 2009). Die PAK liegen im Strassenabwasser zu ca. 95 % in partikulärer Form vor. Gemäss HAGENDORF et al. (2003) liegt der partikulär gebundene Anteil der Schwermetalle Kupfer und Zink im Zulauf zu einer

SABA zwischen 70 % und 90 %. Für den Rückhalt der restlichen 10–30 % ist zusätzlich zur Filtration die Adsorption dieser gelösten Stoffe an Tonminerale und organische Substanz von Bedeutung.

Aus den regelmässigen Funktionskontrollen von SABA ist bekannt, dass sich an der Oberfläche und im oberen Bereich von Sandfiltern üblicherweise Schichten mit einer massiven Ablagerung der partikulär vorliegenden Schadstoffe bilden (Berichte zu Funktionskontrollen, unveröffentlicht). Sie bilden eine Sedimentauflage oberhalb des Filters und dringen einige Zentimeter in die Sandschicht ein (Abbildung 2, links). Die Stärke von Sandfiltern liegt bei der mechanischen Filterung partikulärer Stoffe. Im Gegensatz dazu zeigten sich bei Bodenfiltern Ablagerungen partikulärer Stoffe oft als dunklere Stellen entlang präferenzieller Fließwege (Abbildung 2, rechts), welche in eine grössere Tiefe vordringen als bei den Sandfiltern.

Basierend auf diesen Erkenntnissen stellt sich die Frage, ob der theoretisch bessere Schadstoffrückhalt von tonhaltigem Bodenmaterial für die Reini-



**Abbildung 2:** Vergleich zwischen Boden- und Sandfilter. Links: oberste Schicht eines Sandfilters mit Sedimentauflage und Invasionszone. Rechts: oberste Schicht eines Bodenfilters mit als dunklere Stellen erkennbaren Ablagerungen von partikulären Schadstoffen entlang präferenzieller Fließwege.

gung von Strassenabwasser tatsächlich einen Vorteil bringt gegenüber der besseren mechanischen Filtration von partikulären Stoffen durch Sandfilter. Dies wurde im Rahmen des VSS-Projektes «Vergleich der Eignung von bewachsenen Boden- und Sandfiltern zur Reinigung von Strassenabwasser» untersucht.

Nebst dem Projektbericht (PAZELLER et al., 2017) wurde für die VSS Zeitschrift «Strasse und Verkehr» ein Artikel zu diesem Thema verfasst (KULLI et al., 2018).

## 2. Material und Methoden

Die Versuche wurden auf Retentionsfilterbecken mit Boden- und Sandfiltern unterschiedlichen Alters durchgeführt. Bei jeder Anlage wurde eine Stelle nahe beim Zufluss (je nach Situation ca. 3–5 m Distanz, stark belastete Zone) und eine Stelle 15–20 m vom Zufluss entfernt (schwach belastete Zone) beprobt. Tabelle 1 zeigt eine Zusammenstellung der untersuchten Standorte, des Filtermaterials und des Jahrs der Inbetriebnahme. Mit Ausnahme von Seltenbach, wo als Filterschicht nur ein Oberboden mit einer Mächtigkeit von 20–30 cm vorgefunden wurde, enthielten die untersuchten SABA Filterschichten von 40–60 cm Dicke.

### 2.1 Messung der gesättigten Leitfähigkeit

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit  $k_{sat}$  wurde nach Darcy bei konstanter Druckhöhe gemessen (AMOOZEGAR und WARRICK, 1986). Auf jeder Versuchsfläche wurden an zwei Stellen je drei Infiltrationsmessungen gemacht (REYNOLDS und ELRICK, 2002). Um einen konstanten Überstau zu gewährleisten, wurden für die Messungen eine Boyle-Mariott'sche Flasche verwendet. Um den Effekt der stark mit partikulären Schadstoffen angereicherten Schichten an der Oberfläche von Sandfiltern nicht zu vernachlässigen, wurde der Überstau in einem Probenahmezylinder erzeugt, der einige Zentimeter in den Boden eingeschlagen war und nicht wie üblich in einem zylinderförmigen Loch im Boden.

**Tabelle 1:** Zusammenstellung der untersuchten Standorte

Bezeichnung	Inbetriebnahme	Filtermaterial
Forch 2	2013	Sandfilter
Wüerital	2009	Sandfilter
Chlosterschür	2009	Sandfilter
Ristet	2006	Sandfilter
Forch 6	2011	Bodenfilter
Buchrain	2011	Bodenfilter
Neuwiesen	2009	Bodenfilter
Seltenbach	2000	Bodenfilter

Dem für die Infiltration verwendeten Wasser wurde ein Farbtracer beigemischt, der später für die Untersuchung der Fließmuster verwendet werden konnte (siehe Kapitel 2.2).

Die Punktmessungen zeigen die Variabilität der Wasserleitfähigkeit innerhalb einer Anlage auf. Die hydraulische Leistung einer SABA als Ganzes hängt von der Summe der Wasserleitfähigkeiten an jeder Stelle der Anlage ab und lässt sich aus den Punktmessungen nur bedingt abschätzen. Darauf wurde im Rahmen dieses Teilprojekts verzichtet.

### 2.2 Visualisierung der Wasserinfiltration

Um die Fließwege des Wassers in Versickerungsanlagen mit Boden- und Sandfiltern zu untersuchen, wurde bei den Leitfähigkeitsmessungen Wasser infiltriert, das mit dem Farbtracer Acetylen Blau AE 85 (Konzentration 4 g/l) gefärbt war. Dieser ungif-



**Abbildung 3:** Boyle-Mariott'sche Flasche für die Messung der Infiltration, gefüllt mit der Tracerlösung.

tige Tracer ist gut geeignet für die Untersuchung von Infiltrationsmustern, weil er einerseits mobil ist und den Wasserfluss im Boden nachzeichnet, andererseits bietet er durch seine blaue Farbe an den meisten Standorten einen guten Kontrast zur Hintergrundfarbe des Bodens (FLURY und FLÜHLER, 1995). Infiltrationsmuster zeigen den Einfluss von Bodenstruktur auf den Wasser- und Stofftransport (STAMM et al., 1998; KULLI et al., 2003). Im Anschluss an die Infiltration wurde ein senkrechtes Bodenprofil aufgedigert, präpariert und fotografiert.

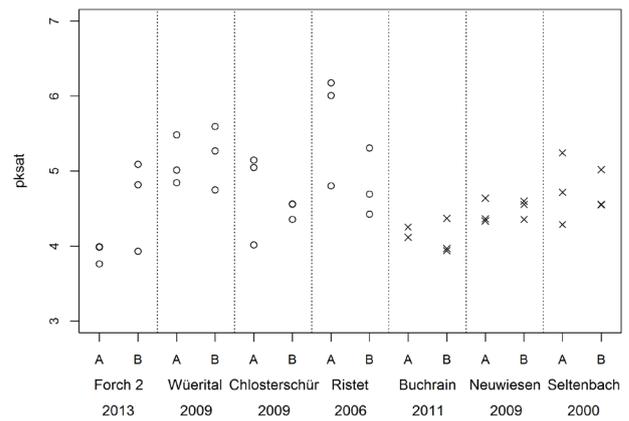
### 2.3 Schwermetallbestimmung mit Röntgenfluoreszenzanalyse (XRF)

Um das Eindringen der Schwermetalle Kupfer und Zink in die Retentionsfilter zu untersuchen, wurden im Rahmen unseres Projektes in verschiedenen Anlagen Messungen mit einem mobilen XRF gemacht (Niton XL3t XRF Analyzer von ThermoScientific). Das Messgerät erlaubt eine einfache und schnelle Abschätzung von Schwermetallgehalten, hat aber eine relativ hohe Detektionsgrenze und ist weniger genau als Labormethoden. Die Messungen sollen helfen, den Zusammenhang zwischen Infiltrationsregime und Schadstoffverlagerung zu untersuchen.

## 3. Ergebnisse

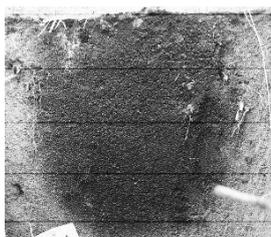
### 3.1 Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit

Die Messwerte für die gesättigte Leitfähigkeit  $ksat$  liegen zwischen  $10^{-4}$  und  $10^{-6}$  m  $sec^{-1}$  (Abbildung 4). Die Sandfilter zeigen eine grössere Streuung als die



**Abbildung 4:** Punktueller Messung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit  $ksat$  nach Darcy für die untersuchten Anlagen, wobei  $pksat = -\log(ksat)$ , O: Sandfilter, X: Bodenfilter, A: stark belastete Zone, B: schwach belastete Zone, Jahr der Inbetriebnahme

Bodenfilter, was überrascht, da Sandmaterial normalerweise homogener ist als Bodenmaterial. Die jüngeren Anlagen scheinen etwas höhere  $ksat$  Werte zu haben als die älteren Anlagen. Die Ursache dafür könnten die partikulären Schadstoffe sein, die sich als Sedimentauflage auf der Filteroberfläche und als feine Partikel im Porenraum der obersten Bodenschicht abgelagert haben. Die Leitfähigkeiten der Standorte näher beim Zufluss (A) und derjenigen weiter vom Zufluss entfernt (B) zeigen jedoch keine systematischen Unterschiede, was den Einfluss von Schadstoffablagerungen auf die Leitfähigkeit relativ-



Forch 2 (2013)



Wüerital (2009)



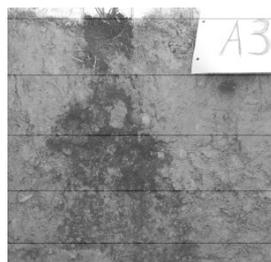
Chlosterschür (2009)



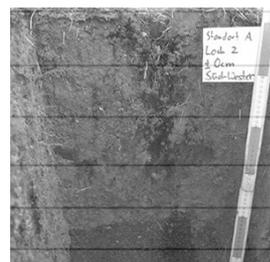
Ristet (2006)



Forch 6 (2011)



Buchrain (2011)



Neuwiesen (2009)



Seltenbach (2000)

**Abbildung 5:** Unterschiedliche Fließmuster von Sand- (oben) und Bodenfilter-Anlagen (unten) verschiedenen Alters



**Abbildung 6:** Fließmusterbild am Standort Forch 6, bei dem im Bereich des Zulaufes nachträglich Sand in den bestehenden Bodenfilter eingebaut wurde. Die Abbildung zeigt die «Böschung» der Sandschicht; der Boden wurde nach Einbringen des Sandes wieder darüber gezogen, um eine gleichmässige Oberfläche zu erhalten.

viert. Bei der Anlage Ristet gab es an einem Messpunkt eine ganz besonders schlecht durchlässige Stelle, die aber lokal beschränkt war. Die Anlage als Ganzes weist eine gute Sickerleistung auf. Die Messwerte von Forch 6 sind nicht dargestellt, weil dort nahe beim Zufluss nicht das erwartete Bodenmaterial vorgefunden wurde.

**3.2 Visualisierung der Wasserinfiltration**

Die Fließmuster zeigen eindeutig einen stärkeren Effekt präferenzierlicher Fließwege in Bodenfiltern als in Sandfiltern (Abbildung 5). Die Tendenz zu präferenziellem Fluss nimmt jedoch mit zunehmendem Alter und zunehmender Durchwurzelung auch bei Sandfiltern zu. Bei der SABA Seltenbach fällt auf, dass die Schilfwurzeln bis in den Grenzbereich zur Kiessandschicht in 20 cm Tiefe vorstossen.

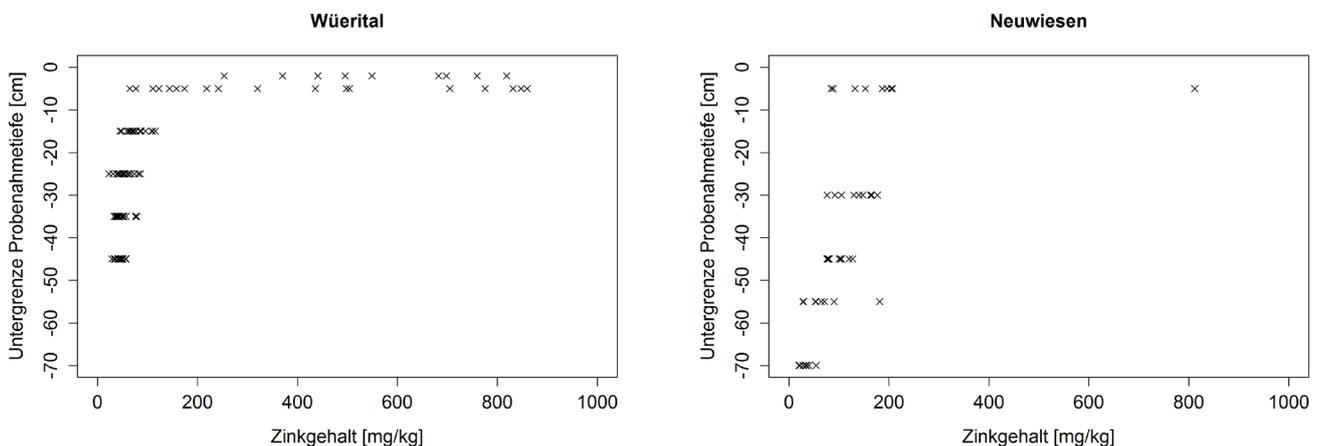
In der SABA Forch 6 wurde im Bereich des Zuflusses nachträglich Sand eingebaut, der dann schräg abfal-

lend von Boden überdeckt wird (Abbildung 6). Hier wird der Unterschied zwischen Boden- und Sandfiltern gut sichtbar. Im Boden infiltriert das Wasser ungleichmässig, und entlang der Fließwege sind die dunkleren Ablagerungen partikulärer Schadstoffe zu erkennen. Am Übergang zur Sandschicht konzentrieren sich diese Ablagerungen; hier kommt der Effekt der besseren mechanischen Filterung durch den Sand zum Tragen. Die noch vorhandenen Partikel werden zum grössten Teil an der Schichtgrenze zum Sand herausgefiltert. Im Sand fließt das Wasser anschliessend sehr viel gleichmässiger weiter und es werden kaum noch partikuläre Schadstoffe abgelagert.

**3.3 Schwermetallbestimmung mit Röntgenfluoreszenzanalyse (XRF)**

Abbildung 7 zeigt die Tiefenverteilung von Zink in den SABA Wüerital und Neuwiesen. Beide Anlagen sind seit 2009 in Betrieb. Wüerital ist eine Sandfilteranlage. Die Schadstoffgehalte sind im oberen Teil des Profils sehr hoch, nehmen aber mit der Tiefe stark ab. Die Anlage Neuwiesen ist ein Bodenfilter und zeigt eine deutlich stärkere Verlagerung von Zink in die Tiefe. Die Verlagerung in den beiden Anlagen ist typisch für die Unterschiede zwischen Boden und Sandfiltern. Die Verteilung der Schwermetalle zeigt ein ähnliches Bild wie die visuell beurteilte Verteilung der partikulären Schadstoffe.

Im Rahmen einer Semesterarbeit wurden am Standort Forch 6, an dem wir nahe beim Zulauf einen Übergang von einem Sand zu einem Bodenfilter vorgefunden haben (Abbildung 6), zusätzliche XRF Messungen durchgeführt. Dazu wurden Proben an von Auge als dunkel klassierten Stellen (starke Verschmutzung mit partikulären Schadstoffen) genommen und mit Proben an von Auge als unverschmutzt klassierten Stellen verglichen. Obwohl das Proben-



**Abbildung 7:** Tiefenverteilung von Zink in der Anlage Wüerital (Sandfilter) und Neuwiesen (Bodenfilter)

volumen etwas zu gross war, was vor allem an den verschmutzten Stellen zu einer Verdünnung der Verschmutzung geführt haben dürfte, konnte ein signifikanter Unterschied der Zinkgehalte festgestellt werden (Abbildung 8). Dies legt die Vermutung nahe, dass die Schwermetalle an die Partikel adsorbiert sind und zusammen mit diesen zurückgehalten werden.

#### 4. Diskussion und Schlussfolgerungen

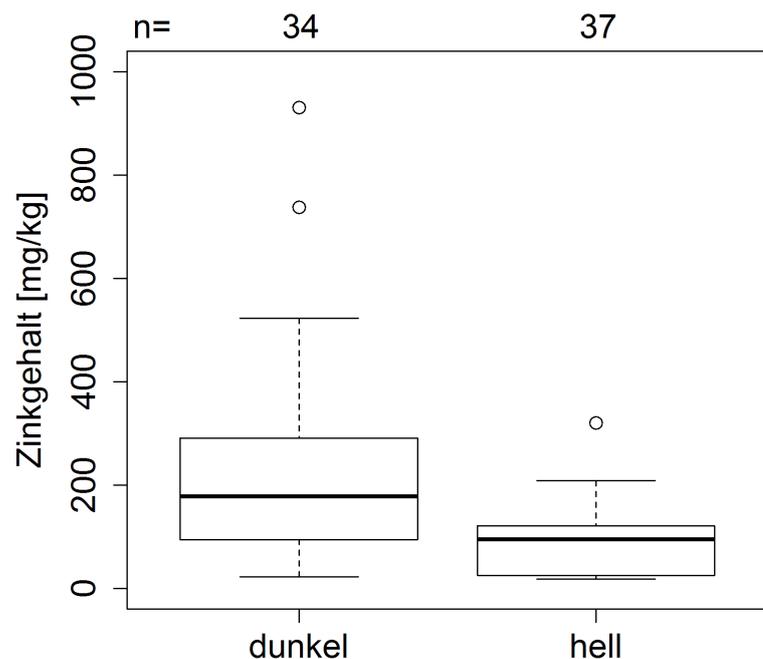
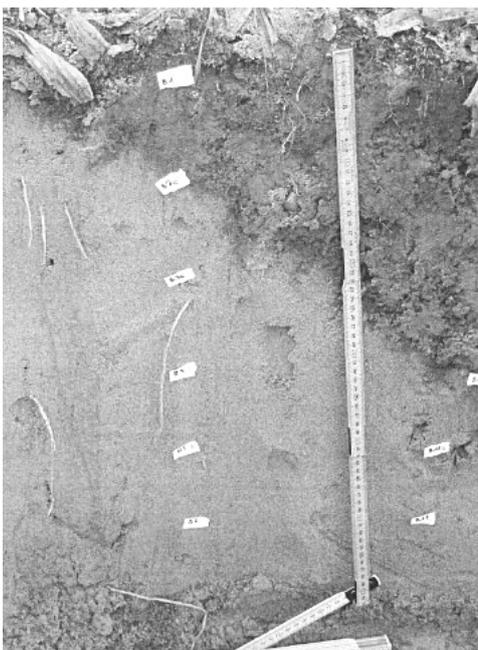
Die Punktmessungen der gesättigten Wasserleitfähigkeit ksat weisen, wie auch bei natürlichen Böden üblich, eine gewisse Heterogenität auf, zeigen aber im Wesentlichen gute Durchlässigkeiten im angestrebten Bereich. Es gibt Hinweise auf eine leichte Abnahme der Messwerte mit zunehmender Betriebsdauer der Anlagen. Nicht nur die grössere Streuung der ksat Werte in Sandfiltern erstaunt, sondern auch, dass keine signifikanten Unterschiede zwischen den Leitfähigkeiten von Sand- und Bodenfiltern gefunden wurden. Aus den Funktionskontrollen ist bekannt, dass SABA mit Sandfiltern im mittel den vierfachen spezifischen Durchfluss haben wie Bodenfilter (PAZELLER et al., 2017).

Wie wir bei der Anlage Ristet gesehen haben, gibt es auch in generell gut durchlässigen Anlagen Stellen mit schlechter Wasserleitfähigkeit. Aus wenigen Punktmessungen lässt sich zwar etwas über die Homogenität der Anlage aussagen, für eine Abschätzung der Leitfähigkeit einer Anlage als Ganzes müssen

ten aber an ungleich mehr Stellen ksat Messungen gemacht werden, als das im Rahmen dieses Projektes möglich war.

Aus der visuellen Beurteilung der Verlagerung partikulär vorliegender Schadstoffe und den Schwermetallmessungen lässt sich auf einen gemeinsamen Transport der beiden Stofftypen schliessen. Die regelmässigen Funktionskontrollen der Anlagen zeigen, dass sowohl Boden- als auch Sandfilter die angestrebte Reinigungsleistung erfüllen und die Wirkungsgrade von Sandfiltern denen von Bodenfiltern nicht nachstehen (PAZELLER et al., 2017). Die 10–30 % der Schwermetalle, die in gelöster Form zufließen, werden demnach auch in den Sandfiltern zurückgehalten, obwohl das eingebaute Filtermaterial nicht im gleichen Masse Adsorptionsmöglichkeiten bietet wie die Bodenfilter.

Auch die gelöste Fraktion der Schwermetalle wird offenbar gut an die eingetragenen organischen Partikel und Eisenhydroxide adsorbiert. Zudem entwickelt ein bewachsener Sandfilter nach Inbetriebnahme eine zunehmende biologische Aktivität, was zur Anreicherung von organischem Material führt, welches ebenfalls, wie die Tonminerale, Adsorptionsmöglichkeiten bietet. Eine Sättigung der Adsorptionsoberflächen ist nicht zu befürchten, da die entsprechenden Partikel mit dem Strassenabwasser laufend nachgeliefert werden. Die Tonminerale der Bodenfilter bringen bezüglich des Rückhalts gelöster Stoffe keinen Vorteil gegenüber Sandfiltern.



**Abbildung 8:** Boxplots mit den Zinkwerten der von Auge als dunkel (Ablagerung partikulärer Schadstoffe) und als hell (übriger Boden) klassierten Bereiche.

Sandfilter entwickeln jedoch mit zunehmender Betriebsdauer heterogenere Infiltrationsmuster. Diese Heterogenität geht mit einer Zunahme der Durchwurzelung und Strukturbildung einher. Betriebserfahrungen zeigen, dass die Schilfwurzeln mit der Zeit bis in die Drainageschicht wachsen. Trotzdem konnten keine Einschränkungen in der Reinigungsleistung festgestellt werden. Eine Erklärung dazu ist, dass die dicken Schilfwurzeln (Rhizome) vorwiegend horizontal verlaufen. Nur die feineren Schilfwurzeln wachsen vertikal in die Tiefe. Eine Sand-Filtererschicht von mindestens 60 cm genügt gemäss den bisherigen Untersuchungen den Anforderungen. Das Gleiche gilt für SABA mit Filterschichten aus Ober- und Unterboden. Anlagen, die als Filter lediglich einen Oberboden von 20–30 cm Mächtigkeit enthalten, sind nicht zu empfehlen, denn dort besteht ein erhöhtes Risiko, dass die Schadstoffe über präferenziellen Fluss direkt in die Kiessandschicht gelangen.

## 5. Fazit

Für SABA sind Sandfilter den Bodenfiltern in der Regel vorzuziehen. Sie weisen eine mindestens gleich hohe Reinigungsleistung wie Bodenfilter auf, und das bei deutlich besserer hydraulischer Leistung, was wiederum den Kulturlandverlust beim Bau einer Anlage mit Sandfilter vermindert. Sie sind ausserdem günstiger im Bau und einfacher im Unterhalt (PAZELLER, 2017).

Da aber auch Sandfilter mit zunehmendem Alter präferenzielle Fliesswege entwickeln können, ist darauf zu achten, dass die beim Bau der Anlage eingebaute Filterschicht genügend mächtig ist und dass nicht vorgesehene Vegetation, die tiefer wurzeln könnte, bei den Funktionskontrollen entfernt wird.

Die gute Eignung von Sand als Filtersubstrat für SABA beruht auf der Zusammensetzung der Schadstoffe im Strassenabwasser. Die Schlussfolgerungen können nicht für andere Filtertypen mit abweichender Funktion übernommen werden.

## Referenzen

AMOOZEGAR A. und WARRICK A.W., 1986: Hydraulic conductivity of saturated soils: field methods. In: Klute A. (Eds.). *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods.* 2nd edition. ASA, Madison, US A. S. 735–770

FLURY, M. und FLÜHLER H., 1995: Tracer characteristics of brilliant blue FCF, *Soil science society of america journal.* 59 (1), 22–27

HAGENDORF U., FEHR G., GELLER G., GOETZ D.,

KUNST S., RUSTIGE H. und WELKER B., 2003: Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. *Texte 05/03*, Umweltbundesamt, Berlin

KULLI B., GYSI M. und FLÜHLER H., 2003: Visualizing soil compaction based on flow pattern analysis. *Soil & Tillage Research*, 70 (1), 29–40

KULLI B., STEINER M., PAZELLER A., RUTZ F. und VON KÄNEL CH., 2018: Bewachsene Boden- oder Sandfilter zur Reinigung von Strassenabwasser? *Strasse und Verkehr*, Schweizerischer Verband der Strassen- und Verkehrsfachleute, Zürich. 10-2018.

PAZELLER A., VON KÄNEL CH., STEINER M., RUTZ F. und KULLI B., 2017: Vergleich der Eignung von bewachsenen Boden- und Sandfiltern zur Reinigung von Strassenabwasser. Forschungsprojekt VSS 2011/204 auf Antrag des Schweizerischen Verbandes der Strassen- und Verkehrsfachleute (VSS).

REYNOLDS W.D. und ELRICK D.E., 2002: Constant head well permeameter (Vadose zone). In: J.H. Dane and G.C. Topp (Eds.), *Methods of soil analysis, part 4, physical methods.* 2 edn. Madison, USA: Soil Science Society of America, pp. 844–858

STAMM C., FLÜHLER H., GÄCHTER R., LEUENBERGER J. und WUNDERLI H., 1998: Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *Journal of Environmental Quality*, 27 (3), 515–522

VSS, 2009: Strassenentwässerung (Belastung des Strassenabwassers), Schweizerischer Verband der Strassen- und Verkehrsfachleute. SN 640 347.



# Der rekultivierte Boden – Boden des Jahres 2019

Roman Berger<sup>1</sup>, Sonja Paul<sup>2</sup>, Anina Schmidhauser<sup>3</sup>, Michael Wernli<sup>4</sup>, Anett Hofmann<sup>5</sup>

<sup>1</sup>ZHAW, Wädenswil, roman.berger@zhaw.ch

<sup>2</sup>Universität Basel, sonja.paul@unibas.ch

<sup>3</sup>Gasche-Bodengutachten GmbH, Bern, schmidhauser@gasche-bodengutachten.ch

<sup>4</sup>SoilCom GmbH, Zürich, michael.werli@soilcom.ch

<sup>5</sup>Universität Zürich, anett.hofmann@geo.uzh

## Zusammenfassung

Anlässlich des Weltbodentages wird von der BGS jedes Jahr ein Boden des Jahres nominiert. Ziel der Nomination ist es, ein Bodenthema einer interessierten Bevölkerung näher zu bringen. Für das Jahr 2019 wurde der rekultivierte Boden ausgewählt. Von rekultivierten Böden spricht man, wenn der Boden anthropogen angelegt wurde. Oft werden anthropogen degradierte Böden mit geeignetem Bodenmaterial aufgewertet. Solche Eingriffe werden zunehmend im Rahmen der Kompensation von Fruchtfolgeflächen durchgeführt. Um später eine gute Bodenqualität zu gewährleisten, ist während des Einbaus und in den ersten Jahren der Folgebewirtschaftung Vorsicht geboten. Die bodenkundliche Baubegleitung stellt einen fachgerechten Umgang mit dem Boden sicher.

## Abstract: Recultivation soil – Soil of the Year 2019

Every year, on World Soil Day, a soil of the year is nominated by the BGS-SSP. The goal of this nomination is to enhance the understanding of an issue connected with soil with the general public. For 2019 the recultivated soil has been elected. Recultivated soils are anthropogenically created soils, often to enhance degraded soils with additional soil material. Such measures are increasingly carried out as part of the compensation of crop rotation areas. In order to ensure good soil quality at a later stage, caution is required during installation and in the first years of subsequent cultivation. The pedological construction supervision ensures a professional handling of the soil.

## 1. Einleitung

In der Schweiz sind die landwirtschaftlichen Nutzflächen für Ackerbau und insbesondere die Fruchtfolgeflächen (FFF), welche für die landwirtschaftliche Produktion die wertvollsten Böden sind, sehr begrenzt. Um eine ausreichende Versorgungsbasis des Landes mit Nahrungsmitteln in schweren Mangellagen zu sichern, sind die Kantone verpflichtet, bestimmte Kontingente an FFF zu erhalten. Gehen diese durch Bauaktivität verloren, müssen in einigen Kantonen andernorts Böden mit FFF-Qualität wieder hergestellt werden, in der Regel auf vom Menschen beeinträchtigten Böden. Gleichzeitig fallen jedes Jahr auf schweizerischen Baustellen 15 Mio m<sup>3</sup> Oberboden und Unterboden als Bodenaushub an. Anstatt dieses wertvolle und begrenzte Material in einer Deponie zu entsorgen, kann es zur Aufwertung von Böden oder für Rekultivierungen verwendet werden. So können diese Böden nach der Aufwertung die Kriterien für Fruchtfolgeflächen erfüllen und helfen die Kontingente der Fruchtfolgeflächen zu erhalten. Seit 2016 besteht zudem nach der Ab-

fallverordnung (VVEA) eine Verwertungspflicht für Bodenaushub, sofern dieser sich aufgrund der Körnung, des Skelettgehalts und des Gefüges dafür eignet und frei von Schadstoffen und invasiven Arten ist. Um eine gute Bodenqualität zu erhalten, müssen jedoch bestimmte bodenkundliche Vorgaben bei der bautechnischen Umsetzung berücksichtigt werden. Dazu werden auf bodenrelevanten Baustellen bodenkundliche Baubegleitungen (BBB) eingesetzt, welche das Projekt bezüglich Bodenschutz optimieren, die Bauinvolvierten bezüglich Bodenschutz beraten, den Bodenzustand überwachen und die entsprechend Maschineneinsätze freigeben.

## 2. Leitprofil

Das ausgewählte Leitprofil liegt in einer Mulde am Übergang zu einem Moränenhang. Das Oberbodenmaterial ist zum Teil von externen Baustellen zugeführt und mit dem vor Ort vorhandenen Oberboden gemischt worden. Sämtliches Unterbodenmaterial stammt von externen Baustellen. Der Ober- und der Unterboden sind locker geschüttet. Die Bodenstruk-

tur wurde durch den Transport und das Umlagern gestört. In den nächsten 3-5 Jahren wird sich die Bodenmächtigkeit um etwa 20 % setzen und die Bodenstruktur besser werden. Da das Bodenmaterial von unterschiedlichen Herkunftsorten eingebracht wurde, kann dessen Zusammensetzung kleinräumig stark unterschiedlich sein. Die Rohplanie besteht aus sauberem Aushubmaterial und wurde beim Einbau verdichtet um spätere Setzungen zu vermeiden. Auf der Rohplanie sind Drainagen eingebaut worden. Unterhalb des Schüttmaterials befindet sich der gewachsene Untergrund aus Seebodenlehm.



### 3. Bodenschutz auf der Baustelle

Der abzutragende und der befahrene Boden sollen möglichst wenig beeinträchtigt und die beanspruchte Fläche geringgehalten werden. Die bodenkundliche Baubegleitung kontrolliert mittels Tensiometern, ob der Boden für die aktuellen Arbeiten genügend trocken und belastbar ist. Für die Arbeiten werden Baufahrzeuge mit Raupenfahrwerken mit möglichst geringer Flächenpressung und geringem Gewicht eingesetzt. Die Auflast der Fahrzeuge kann mit lastverteilenden Massnahmen wie Baggermatratzen oder Holzschnitzelpisten verringert werden.

#### Zwischenlager

Die Oberboden- und Unterbodendepots dürfen zur Vermeidung von Verdichtungen nicht hoch geschüttet werden. Die konkrete erlaubte Schütthöhe gibt die bodenkundliche Baubegleitung aufgrund der Bodenart, der Lagerungsdauer und der Depotform vor. Die Zwischenlager sind locker zu schütten und die Oberfläche abzuziehen. Zudem muss die Unterlage wasserdurchlässig sein, sodass sich kein Stauwasser bildet und der Depotfuss vernässt wird. Falls die Zwischenlager länger als einige Wochen liegen bleiben, müssen sie möglichst bald nach der Erstellung begrünt werden, damit der Boden besser abtrocknet und um Erosion und Verschlammung vorzubeugen. Die Verwendung einer Pflanzenmischung, welche auch tiefwurzelnende Pflanzen wie z. B. Luzerne enthält, ist einer Reinsaat vorzuziehen.

#### Bodenauftrag

Für den Auftrag des Bodens gibt es verschiedene Verfahren. Meistens wird das sogenannte Streifenverfahren angewendet. Dabei wird wiederholt ein etwa 5 Meter breiter Streifen Unterboden aufgetragen und direkt mit Oberboden abgedeckt. Der Bagger steht dabei immer auf dem Untergrundmaterial und befährt den frisch angelegten Boden nie. In diesem Verfahren wird somit das Befahren des Unterbodens vermieden, dafür wird der Unterboden unmittelbar nach der Schüttung mit dem Gewicht des Oberbodens belastet. Im flächenhaften Verfahren wird auf der ganzen Fläche der Unterboden angelegt und mit einer Zwischenansaat begrünt. Mindestens ein halbes Jahr später respektive meist im Folgejahr wird der Oberboden aufgetragen, wobei dann der Unterboden befahren werden muss. Daher, und weil die Rekultivierung ein Jahr länger dauert, wird diese Variante nur noch in seltenen Fällen angewendet. Durch eine schonende Folgebewirtschaftung, beispielsweise als Grünland und in der Regel während 3 bis 5 Jahren, werden die geschütteten Böden stabilisiert und restrukturiert.

### **Quellen:**

KREBS et al. (2017): Bodenschutz für die Praxis, Haupt Verlag.

BAFU (2015): Boden und Bauen. Stand der Technik und Praktiken.

FABO Zürich (1996): Bestandsaufnahme von bodenphysikalischen Kenngrößen bei Geländeauffüllungen, 2. Auflage, Fachstelle Bodenschutz, Zürich.