

**Andreas Klik**

## **Bodenerosion durch Wasser**

### **1. Einleitung**

Bodenerosion ist eine natürliche geologische Erscheinung infolge der Abtragung und Verfrachtung von Bodenpartikeln durch Wasser und Wind. Durch bestimmte anthropogene Tätigkeiten vor allem auf landwirtschaftlich genutzten Flächen kann sie jedoch drastisch verstärkt werden. Sie stellt weltweit die größte Bedrohung der Ressource Boden dar.

In Europa sind durch Erosion rd. 157 Millionen Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche betroffen, das entspricht etwa 16% der Gesamtfläche (van Lynden, 1995). Abgetragen wird vorwiegend die oberste, fruchtbarste Bodenschicht, die sich durch einen hohen Anteil an organischem Material sowie durch einen beachtlichen Gehalt an Stickstoff- und Phosphorverbindungen auszeichnet. Durch diesen irreversiblen Bodenverlust werden die vielfältigen Funktionen des Bodens wie etwa seine Produktions- und Speicherfunktionen, vor allem aber seine Wirkung als Filter- und Puffermedium gegen den Austrag von Nähr- und Schadstoffen in aquatische Ökosysteme wesentlich beeinträchtigt. Bodenschutz und der Schutz der Wasser sind daher untrennbar miteinander verbunden.

Sedimenteinträge in Flüsse, bedingt durch Bodenerosion, und die an die Bodenpartikel adsorbierten Nähr- und Schadstoffe stellen eine starke Beeinflussung des Gewässerzustandes und massive Auswirkungen auf die Gewässergüte dar (Klik, 2002). Bei einem Gesamtausmaß an erosionsgefährdeten Flächen in Österreich von rd. 380.000 ha beträgt der jährliche potentielle Bodenabtrag bzw. Nährstoffverlust etwa 8 Mio t Feinboden bzw. rd. 16.000 t Gesamtstickstoff und 8.000 t Gesamtphosphor (Stalzer, 1995). Umgerechnet auf die Acker-, Garten- und Weinbauflächen Österreichs (15.000 km<sup>2</sup>) resultiert aus dieser Abschätzung ein Feststoffaustrag von rd. 100 t km<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. Die entsprechenden Nährstoffausträge betragen für Gesamtstickstoff 0,2 t km<sup>-2</sup> und für Gesamtphosphor 0,1 t km<sup>-2</sup> und Jahr (Klaghofer et al., 1994). Neben den negativen Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Produktion führt Bodenerosion bzw. Deposition zu Schäden an Infrastruktureinrichtungen und Verlandung von Stauräumen.

Auch wenn keine umfassenden Untersuchungen zu wirtschaftlichen Auswirkungen von Bodenerosion vorliegen, sind die ökonomischen Ausmaße der Schäden enorm. In Spanien wurden die direkten Kosten der Erosion einschließlich der Verluste bei der

landwirtschaftlichen Produktion, der an Talsperren entstandenen Schäden und der Schäden infolge Überschwemmungen mit 280 Mio. € veranschlagt (ICONA, 1991). Nach Pimentel et al. (1995) nehmen infolge der Bodenerosion die landwirtschaftlichen Produktionskosten um 25% pro Jahr zu. Wenn On- und Off-Site Schäden der Erosion von landwirtschaftlichen Flächen summiert werden, ergeben sich jährliche Kosten von rd. 85,5 € pro Hektar Ackerland. Aus diesem Grund ist eine umweltgerechte Landbewirtschaftung nicht nur aus ökologischer, sondern auch aus ökonomischer Sicht unbedingt notwendig.

Derzeit erarbeitet die EU-Kommission eine europaweite Bodenschutzstrategie (Commission of the European Communities, 2002), in welcher die Bekämpfung der Erosion ein wesentliches Ziel darstellen wird.

Das Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien setzt sich bereits seit mehr als 15 Jahren mit dem Problem der Bodenerosion in landwirtschaftlich genutzten Gebieten auseinander. In Feld- und Laborversuchen erfolgt die Untersuchung grundlegender Prozesse beim Erosionsgeschehen sowie die Bestimmung und Bewertung verschiedener Bodenschutzmaßnahmen. Mit Hilfe mathematischer Modelle werden kurz- und langfristige Prognosen über die Erosionsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Gebiete sowie die Effizienz unterschiedlicher Schutzmaßnahmen erstellt.

## **2. Feldversuche zur Erosionsmessung**

### **Material und Methoden**

Im Jahr 1994 wurde im Auftrag der NÖ Landesregierung ein Forschungsvorhaben mit dem Ziel begonnen, die Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitungsmethoden auf den Oberflächenabfluss, den Bodenabtrag, sowie auf Nährstoff- und Pestizidverluste zu untersuchen. Für die Feldversuche wurden die Standorte Mistelbach, Pyhra bei St. Pölten und Pixendorf bei Tulln ausgewählt, die sich sowohl hinsichtlich der Klimabedingungen als auch der Bodenverhältnisse unterscheiden. Folgende Bodenbearbeitungsvarianten wurden getestet:

- Konventionelle Bodenbearbeitung ohne Zwischengründecke
- Konservierende Bodenbearbeitung mit Zwischengründecke während des Winters
- Direktsaat mit Zwischengründecke während des Winters.

Bei konservierender Bodenbearbeitung, die sowohl Mulch- als auch Direktsaatmethoden beinhalten, wird auf bodenwendende Vorgänge (Pflug) verzichtet, die Bearbeitungsintensität

weitestgehend reduziert, nur eine geringe Bodentiefe mechanisch bearbeitet und die Ernterückstände werden auf der Bodenoberfläche belassen (Mulch). Weiters wird nach der Ernte bis Mitte September eine Zwischenfrucht (z.B. Phacelia, Senf, Grünbrachemischungen) angebaut, um bis zum Beginn der Vegetationsruhe eine ausreichende Bodenbedeckung zu erreichen. Da kleinere Pflanzen nicht abfrostet und herbstkeimende Unkräuter auflaufen können, ist meist kurz vor der Direkt- oder Mulchsaat der Einsatz eines Totalherbizids erforderlich. Im Frühjahr wird die darauffolgende Kultur mittels Direktsaat in die abgefrostete oder abgespritzte Kultur, oder nach einer Minimalbodenbearbeitung durch Mulchsaat, angebaut.

An jedem Standort wurde pro Variante eine 60 m<sup>2</sup> große Erosionsmessstelle eingerichtet. Die Hangneigungen betragen 12% in Mistelbach, 16 % in Pyhra und 5 % in Pixendorf. Der Boden in Mistelbach war von der Textur her ein lehmiger Schluff, jener in Pyhra ein sandiger und jener in Pixendorf ein sandiger Schluff.

## Ergebnisse

Seit Untersuchungsbeginn wurden an den drei Standorten mehr als 100 Abflussereignisse verzeichnet, wobei nicht jeder Oberflächenabfluss auch Erosion verursachte. Rund 55-68% aller Ereignisse erreichten weniger als 1 mm Abflusshöhe, etwa 80% waren niedriger als 5 mm, jedoch nur 2% lieferten mehr als 50 mm Abfluss. Im Mittel lagen die jährlichen Abflusshöhen bei konventioneller Bearbeitung bei 21,5 mm, bei konservierender Bearbeitung bei 21,0 mm und bei Direktsaat bei 20,4 mm (Abb. 1). Ein signifikanter Einfluss des Bearbeitungssystems auf den Oberflächenabfluss ist jedoch nicht erkennbar. Dies würde daraufhin deuten, dass die verminderte Bearbeitungsintensität und die vermehrte Zufuhr an organischer Substanz noch zu keiner Erhöhung der Infiltrationskapazität geführt haben. Erosionsversuche mit einem Starkregensimulator, die auf den Flächen in Pyhra und Pixendorf im Sommer 2000 und 2001 durchgeführt wurden, zeigen dagegen deutlich eine Erhöhung der Infiltration durch reduzierte Bodenbearbeitung und damit eine Verminderung des Oberflächenabflusses (Zartl und Klik, 2001; Goldgruber, 2004).

Beim Bodenabtrag lassen sich signifikante Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten feststellen. Als langjährige Mittelwerte aller untersuchten Standorte ergeben sich bei konventioneller Bearbeitung ein jährlicher Bodenabtrag von 6,87 Tonnen pro Hektar, bei bodenschonender Bearbeitung 2,22 und bei Direktsaat 1,23 t ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. (Abb. 1). Wenn man bedenkt, dass etwa 15 t Bodenabtrag auf einem Hektar einer Menge von 10 m<sup>3</sup> entsprechen bzw. etwa 1 mm Schichtverlust ausmachen, kann man die Bedeutung dieser ständigen Verlagerung einschätzen. Durch konservierende Bearbeitung und

Zwischenfruchtanbau kann die Erosion im Mittel um 68 bzw. 82% vermindert werden. Verantwortlich für diese Reduktion sind zwei Phänomene: 1) Schutz der Bodenoberfläche durch Pflanzenrückstände der vorjährigen Kultur und durch die Zwischenfrucht bei KS und DS gegenüber der kinetischen Energie der Regentropfen, 2) Verringerung der Fließgeschwindigkeit durch die an der Bodenoberfläche liegenden Pflanzenreste um rd. 60% und damit Reduktion der kinetischen Energie des Oberflächenabflusses.

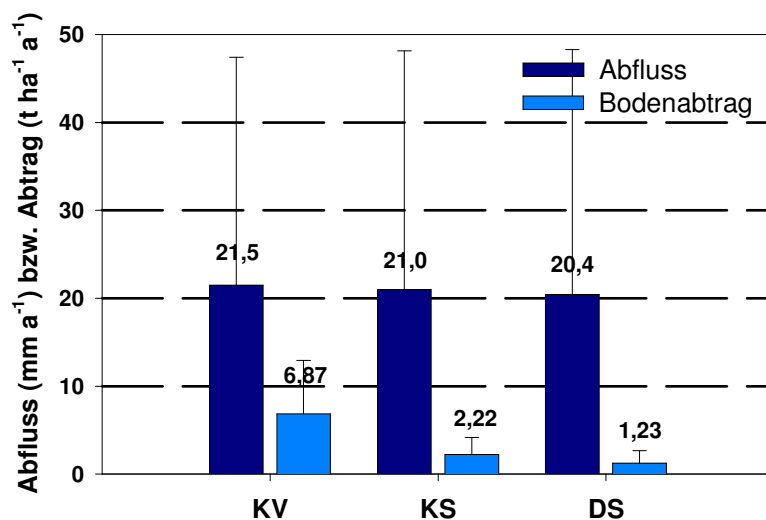


Abbildung 1: Langjährige mittlere Abflusshöhen und Bodenabträge bei konventioneller Bearbeitung (KV), konservierender Bearbeitung (KS) und Direktsaat (DS)

Die Verluste an Hauptnährstoffen (Stickstoff und Phosphor) werden hauptsächlich durch die Höhe des Bodenabtrages bestimmt. Bei konventioneller Bodenbearbeitung lagen die Verluste bei 9,9 kg N und 5,2 kg P pro Hektar und Jahr. Durch konservierende Bewirtschaftung wurden die Werte auf 4,0 kg N und 1,5 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> verringert und durch Direktsaat sogar auf 2,8 kg N und 0,9 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Abb. 2).

Neben den Nährstoffen gehen auch andere wertvolle Inhaltsstoffe, wie etwa die organische Substanz, mit dem abgetragenen Boden verloren. Neben der Bodenfruchtbarkeit kommt dem organischen Kohlenstoff (OC) auch ein wesentlicher Beitrag bei der Filter-, Puffer- und Transformatorfunktion zu. Aus diesem Grund ist jedweder Verlust an organischem Kohlenstoff zu vermeiden. Die langjährigen Messungen ergaben jährliche OC-Verluste zwischen 84,9 kg ha<sup>-1</sup> bei konventioneller Bearbeitung und 20,0 kg ha<sup>-1</sup> bei Direktsaat (Abb. 2). Da durch intensive Bodenbearbeitung und -belüftung die organische Bodensubstanz rascher umgesetzt wird und auch die CO<sub>2</sub>-Emissionen deutlich höher sind als bei bodenschonender Bewirtschaftung (Jacinthe et al., 2002), ist der verstärkte OC-Verlust

durch Erosion bei konventioneller Bewirtschaftung im Hinblick auf Kohlenstoffanreicherung im Boden und somit auf eine nachhaltige Bodenbewirtschaftung äußerst negativ zu beurteilen. Bodenbiologische Untersuchungen haben gezeigt, dass durch reduzierte Bodenbearbeitung und durch Zufuhr an organischer Substanz (Zwischengründecke) z.T. signifikante Verbesserungen der biologischen Aktivität erreicht werden können (Klik et al., 2002).

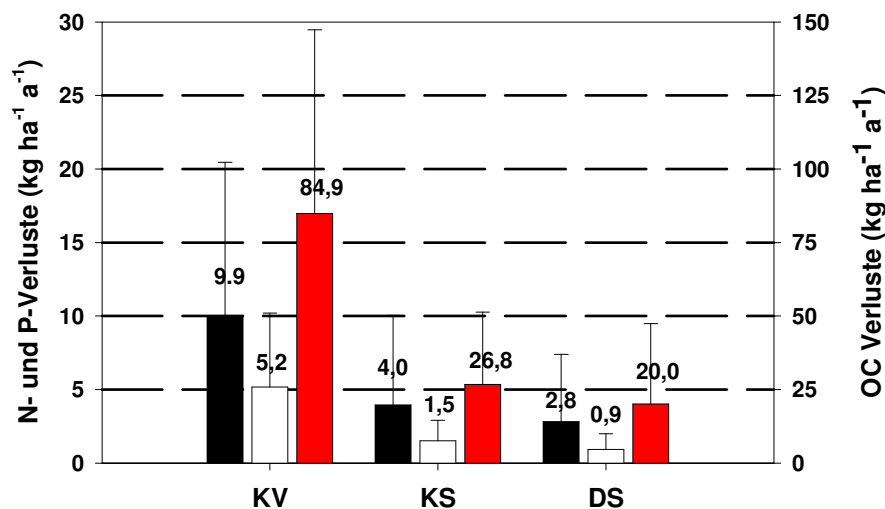


Abbildung 2: Langjährige mittlere Verluste an Stickstoff, Phosphor und organischem Kohlenstoff bei konventioneller (KV), konservierender Bearbeitung (KS) und Direktsaat (DS)

### 3. Laboruntersuchungen von Erosionsprozessen

In Ergänzung zu den langjährigen Feldversuchen werden seit vielen Jahren Laboruntersuchungen zur Quantifizierung von Erosionsprozessen durchgeführt. Mit Hilfe von Starkregensimulationen kann dabei unter kontrollierten Bedingungen ein großes Spektrum unterschiedlicher Böden, Hangneigungen und hydrologischer Ausgangsbedingungen (trockener, nasser, lockerer, verkrusteter Boden) untersucht und das Transportverhalten von Agrochemikalien (wie etwa Pflanzenschutzmittel) studiert werden.

Mehr als 400 Starkregensimulationen mit unterschiedlichen landwirtschaftlich genutzten Böden Österreichs haben gezeigt, dass der Bodenzustand zu Beginn eines erosiven Niederschlagsereignisses sowie seine zeitliche Veränderung während des Ereignisses wesentlich die Höhe der Erosion bestimmt (Bruckner, 1997; Kronberger, 1997; Thoma, 1997). Ein Boden kann daher nicht durch einen einzigen, als konstant angenommenen Erodierbarkeitskennwert beschrieben werden. Bei gleicher Bodenart entscheiden der

Bodenwasseranteil, die Rauigkeit der Bodenoberfläche (Jester et al., 2001; Hauer et al., 2001), sowie die Größe und Art der Verschlammung bzw. Verkrustung das Erosionsausmaß entscheidend (Zartl, 1998).

Ob Pflanzenschutzmittel durch Erosionsprozesse abgetragen werden oder nicht, hängt neben den Eigenschaften des Wirkstoffes auch von den Bodenvoraussetzungen und dem Zeitpunkt des Regens nach Applikation und der Niederschlagscharakteristik ab. Die Löslichkeit sowie die Adsorptionskonstante eines Wirkstoffes bestimmen, ob ein Pestizid vorwiegend im Abfluss gelöst oder an Sedimente gebunden abtransportiert wird. Die langjährigen Feldmessungen in Mistelbach ergaben, dass pro Jahr im Mittel zwischen 0,9% (DS) und 3,3% (KV) der applizierten Pestizide durch Abfluss und Erosion abgeschwemmt wurden. Diese Verluste stiegen bei KV aber bis auf 17,4% an, wenn sich das Niederschlagsereignis nur wenige Tage nach der Spritzung ereignete.

In Laborversuchen wurde das Verhalten von drei unterschiedliche Pflanzenschutzmittelwirkstoffen untersucht (Truman et al., 1998; Klik and Truman, 1997). Metolachlor und Chlorpyrifos wurden in betriebsüblichen Mengen auf einen sandigen Lehm mit trockener Bodenoberfläche und 2,4-D auf die nasse Bodenoberfläche aufgebracht. 24 Stunden nach Applikation wurde ein einstündiger Starkregen mit  $40 \text{ mm h}^{-1}$  Intensität simuliert. Während des Experimentes wurden sowohl der Oberflächenabfluss als auch das abgetragene Sediment auf ihre PSM-Gehalte untersucht. In Abb. 3 sind die aufsummierten Verluste der einzelnen Wirkstoffe in Prozent der aufgebrachten Menge dargestellt. Metolachlor und 2,4-D weisen große Löslichkeit und eine geringe Adsorptionskonstante ( $K_d$ ) auf, d.h. sie werden vorwiegend im Abfluss gelöst abtransportiert. Bei trockenen Ausgangsbedingungen betrug die Verluste von Metolachlor insgesamt rd. 8%. Wirkte der Regen jedoch auf eine bereits nasse Bodenoberfläche ein, stiegen die Verluste bis 27% an, wobei der Großteil (23,2%) gelöst verloren ging. Chlorpyrifos mit seinem hohen  $K_d$ -Wert und seiner geringen Löslichkeit, wurde dagegen kaum gelöst sondern hauptsächlich mit dem Sediment abgetragen. Insgesamt wurden rd. 36% der applizierten Menge abtransportiert, wobei alleine 31,1% ans Sediment gebunden waren.

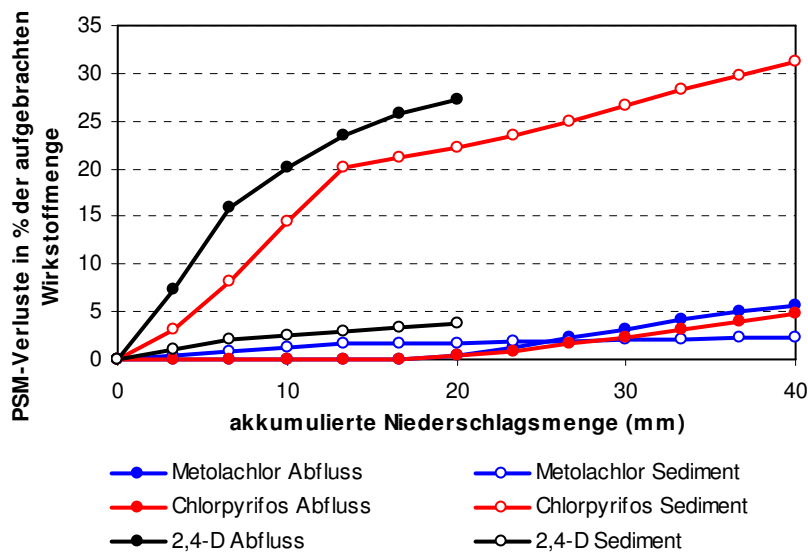


Abbildung 3: **Verluste unterschiedlicher Pflanzenschutzmittelwirkstoffe durch Abfluss und Bodenabtrag**

#### 4. Modellberechnungen

Da Erosionsmessungen im Feld aufgrund von spezifischen Relief- und Bodeneigenschaften, klimatischen Verhältnissen und Nutzungsgewohnheiten stark standortabhängig sind, ist eine Übertragung der Messergebnisse auf andere Gebiete nur bedingt möglich. Exakte quantitative Erosionsprognosen können aus Feldmessungen nicht abgeleitet werden. Das einzige Verfahren, das zur reproduzierbaren Erosionsschätzung und zur Identifizierung optimaler Maßnahmen geeignet erscheint ist die Simulation des Erosionsgeschehens mit Hilfe von mathematischen Modellen. Damit können sowohl kurz- als auch langfristige Auswirkungen unterschiedlichster Bewirtschaftungs- und Schutzmaßnahmen auf die Bodenerosion kostengünstig, effizient und rasch für zahlreiche Standorte simuliert werden.

Überlegungen hinsichtlich des zu untersuchenden Maßstabs sind hierbei wesentlich. Die Genauigkeit der Ergebnisse wird mit zunehmender Flächengröße und Variabilität und mit abnehmendem Aufwand geringer. Großmaßstäbliche Darstellungen ermöglichen jedoch Problemgebiete („hot spots“) zu erkennen, in welchen dann im kleineren Maßstab detailliertere Berechnungen durchgeführt werden können. Obwohl diese Forderung bereits seit längerem besteht, fehlt bis jetzt immer noch eine risikoorientierte Erosionskarte für ganz Österreich, aus welcher besonders betroffene Gebiete ersichtlich wären.

Für einzelne österreichische Einzugsgebiete wurden bereits Simulationen durchgeführt, um Erosionsraten zu berechnen und die Auswirkungen unterschiedlicher Erosionsschutzmaßnahmen bewerten zu können (Strauss und Klaghofer, 2004; Klik et al., in

press). Auch für das rd. 16 ha große landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiet, in welchem sich die Erosionsmessstelle Mistelbach befindet, wurde für die Jahre 2001 und 2002 der Bodenabtrag und der Oberflächenabfluss mit Hilfe des Erosionsmodells WEPP (Water Erosion Prediction Project; Flanagan and Nearing, 1995) berechnet. Die langjährigen Messdaten der Erosionsplots sowie zusätzliche Erosionsmessungen im Feld wurden zur Kalibrierung des Modells herangezogen. Für die insgesamt 17 unterschiedlichen Felder ergaben sich in Abhängigkeit der angebauten Kulturen Abträge zwischen 0 und 11,59 Tonnen pro Jahr (Abb. 4) bzw. zwischen 0 und  $32,75 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , und Abflusshöhen zwischen 0 und  $18,6 \text{ mm a}^{-1}$ . Von der gesamten erodierten Menge wurden 80% , das sind 57,5 Tonnen pro Jahr bzw.  $3,93 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , aus dem Einzugsgebiet ausgetragen, der Rest wird im Einzugsgebiet umgelagert und wieder sedimentiert. Aus Abb. 4 ist ersichtlich, dass für die zweijährige Simulationssdauer trotz der insgesamt geringen mittleren Erosion auf drei Feldern Bodenabträge von mehr als  $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  auftreten. Im Hinblick auf einen vorsorgenden Schutz des Bodens sind diese Werte nicht tolerierbar und geeignete Schutzmaßnahmen zu überlegen.

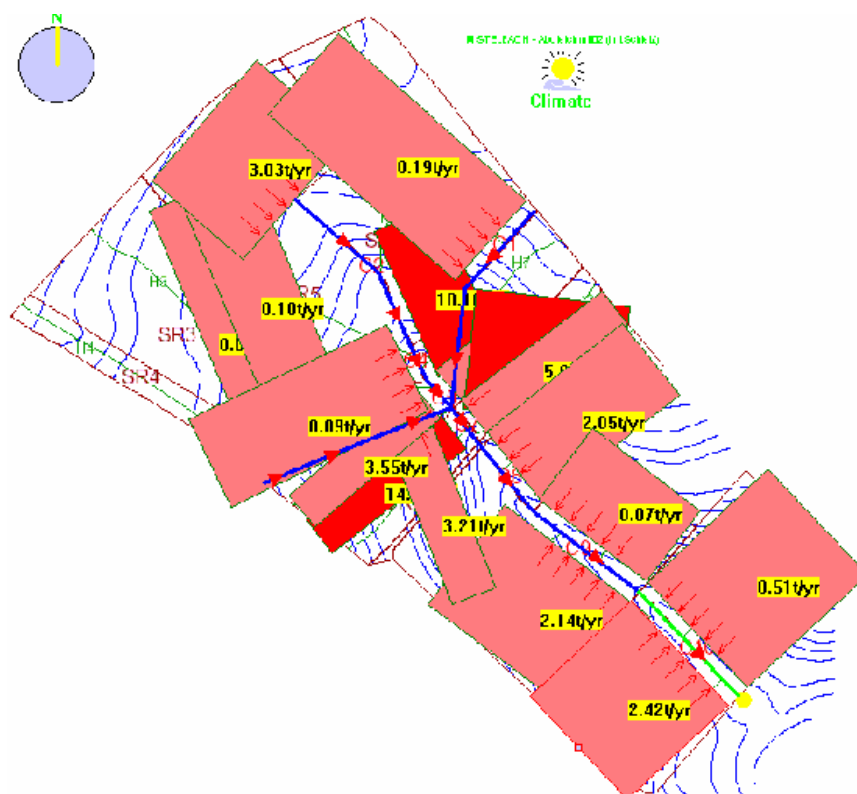


Abbildung 4: **Mittlere Erosionsraten der einzelnen Felder(in  $\text{t a}^{-1}$ ) im Einzugsgebiet Mistelbach**

Bodenerosion kann in der Regel nicht durch eine Einzelmaßnahme, sondern nur durch ein Maßnahmenpaket vermieden werden. Es stehen neben den o.a. im Feldversuch erprobten agronomischen und z.T. auch im Rahmen des ÖPUL Programmes geförderten Maßnahmen



auch kulturtechnische Maßnahmen zur Verfügung. Dazu zählen die Veränderung der Feldeinteilung, die Anlage von begrasten Abflussmulden zur erosionsfreien Ableitung des auftretenden Oberflächenabflusses, sowie Terrassierungen und Rückhaltebecken. Entscheidender Faktor bei der Planung von Erosionsschutzmaßnahmen sind ihre Wirksamkeit und Kosten. Die entsprechenden Maßnahmen sollten von kostengünstigeren (ackerbaulichen und pflanzenbaulichen) Varianten ausgehend bis zu den kostenintensiven (technischen) ausgewählt werden.

## 5. Zusammenfassung

Die Erhaltung der Produktions-, Filter- und Pufferfunktion unserer Böden stellt für die heutige Gesellschaft ein Hauptanliegen dar, vor allem deshalb weil die Ressource Boden nicht vermehrbar ist. Durch Starkniederschläge wird wertvoller, fruchtbarer Ackerboden erodiert. Dadurch wird nicht nur das Wasserspeicher- und Filtervermögen vermindert, sondern der Boden verarmt auch an Humus, Tonkolloiden und Pflanzennährstoffen. Die Verlagerung und Deposition des erodierten Bodenmaterials sowie der an die adsorbierten Nähr- und Schadstoffe führt darüberhinaus zu Schäden auf angrenzenden Flächen und bewirkt beim Eintrag in nahe Vorfluter gewässerökologische Probleme.

Da die Nutzung des Bodens für die Ernährung des Menschen unerlässlich ist, muss stets ein „Restrisiko“ durch Bodenerosion auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Kauf genommen werden. Allerdings gibt es ausreichend Schutzmaßnahmen innerhalb einer standortangepassten Landnutzung, welche dieses Restrisiko gering halten. Ohne zukünftige Maßnahmen wird ein beträchtlicher Teil unserer landwirtschaftlichen Nutzfläche zu einer ökonomischen, aber auch ökologischen Belastung für unsere Nachkommen.

### Literaturverzeichnis:

- BRUCKNER, R., 1997. Laboruntersuchungen zur Bestimmung des Interrill-Erodierbarkeitskennwertes eines Lehmes (Strengberg, NÖ). Diplomarbeit, Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien.
- Commission of the European Communities, 2002. Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. Brüssel, COM(2002), 179 final.
- ICONA, 1991. Plan national de lutte contre l'érosion. Ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation. Institut National pour la Conservation de la Nature, Madrid.

- FLANAGAN, D.C. AND M.A. NEARING, M.A. (eds.), 1995. USDA-Water Erosion Prediction Project. Hillslope Profile and Watershed Model Documentation. NSERL Report No. 10. West Lafayette, IN.
- GOLDGRUBER, M., 2004. Untersuchung des Einflusses unterschiedlicher Bodenbearbeitungsvarianten auf Bodenabtrag und Nährstoffaustrag aus landwirtschaftlichen Flächen bei einem Starkregenereignis. Diplomarbeit, Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien.
- HAUER, G., A. KLIK, W. JESTER, AND C.C. TRUMAN, 2001. Field Investigations of Rainfall Impact on Soil Erosion and Soil Surface Roughness. Proc. of the International Symposium „Soil Erosion Research for the 21<sup>st</sup> Century“. Honolulu, Hawaii, January 2-5, 2001. American Society of Agricultural Engineers (ASAE): St. Joseph, MI: 467-470.
- JACINTHE, P.A., R. LAL, AND J. M. KIMBLE, 2002. Carbon budget and seasonal carbon dioxide emissions from a central Ohio Luvisol as influenced by residue amendment. Soil & Tillage Research 67: 147-157.
- JESTER, W., A. KLIK, G. HAUER, B. HEBEL, AND C.C. TRUMAN, 2001. Rainfall and Surface Roughness Effects on Soil Loss and Surface Runoff. Proc. of the International Symposium „Soil Erosion Research for the 21<sup>st</sup> Century“. Honolulu, Hawaii, January 2-5, 2001. American Society of Agricultural Engineers (ASAE): St. Joseph, MI: 463-466.
- KLAGHOFER, E., K. HINTERSTEINER UND W. SUMMER, 1994. Aspekte zum Sedimenteintrag in die österreichische Donau und ihre Zubringer. Sammelband der XVII. Konferenz der Donauländer. Hungarian Committee for IHP/UNESCO and OHP/WMO, Budapest, Vol. II, 595-590.
- KLIK, A., 2002. Erosion and water quality. Encyclopedia of Soil Science, Marcel Dekker Inc., NY.: 476-483.
- KLIK, A. UND C.C. TRUMAN, 1997. Rainfall Intensity and Soil Texture Effects on Water, Sediment, and Pesticide Losses. In: San Jose, R. und C.A. Brebbia (Hrsg.). Measurements and Modelling in Environmental Pollution. Computational Mechanics Publication, Southampton: 441 - 450.
- KLIK, A., B. FRAUENFELD UND K. HOLLAUS, 2002. Experiences with conservation tillage in Austria. In: van Santen, E (ed.). Making conservation tillage conventional. Building a future on 25 years of research. Proc. 25<sup>th</sup> Annual Southern Conservation Tillage Conference. Auburn, Alabama, USA, Report No.1, Auburn University: 62-68.
- KLIK, A., W. JESTER AND C. RAUTER (in press). Sediment transport in a small agricultural watershed – evaluation of WEPP simulations with measured data. Proc. of the 7<sup>th</sup> International IAHS Assembly, Foz do Iguacu, Brasil, April 2005.
- KRONBERGER, R., 1997. Laboruntersuchungen zur Bestimmung des Interrill-Erodierbarkeitskennwertes eines sandigen Lehmes (Pyhra, NÖ). Diplomarbeit, Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien.

- PIMENTEL, D., C. HARVEY, P. RESOSUDARRMO, K. SINCLAIR, D. KURZ, M. MCNAIR, S. CHRIST, L. SHPRITZ, L. FITTON, R. SAFFOURI AND R. BLAIR, 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267: 1117-1123.
- STALZER, W. 1995. Rahmenbedingungen für eine gewässerverträgliche Landbewirtschaftung. In: Bundesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): *Gewässerverträgliche Landbewirtschaftung. Konsequenzen für die Land-, Forst- und Wasserwirtschaft. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Bd. 1, 1 – 24.*
- STRAUSS, P. UND E. KLAGHOFER, 2004. Scale considerations for the estimation of soil erosion by water in Austria. In: Francaviglia, R. (ed.). *Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis. Proc. from an OECD Expert Meeting – Rome, Italy, March 2003: 229-238.*
- THOMA, R., 1997. Laboruntersuchungen zur Bestimmung des Interrill-Erodierbarkeitskennwertes eines Schluffes (Ried i.d. Riedmark, OÖ). Diplomarbeit, Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien.
- TRUMAN, C.C., P. STEINBERGER, R.A. LEONARD, AND A. KLIK, 1998. Laboratory determination of water and pesticide partitioning. *Soil Science* 163(7): 556-569.
- VAN LYNDEN, G.W.J., 1995. The European soil resource: current status of soil degradation in Europe: causes, impacts and need for action. ISRIC, Wageningen, Council of Europe, Nature and Environment No. 71, Strasbourg, France.
- ZARTL, A., 1998. Einfluss des Bodenzustandes auf die Interrill Erosion. Dissertation. Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien.
- ZARTL, A. UND A. KLIK, 2001. Regensimulationen zur Ermittlung des Einflusses unterschiedlicher Bodenbearbeitungen auf Oberflächenabfluss und Bodenabtrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. *Österreichische Wasserwirtschaft* 53(1/2): 27-34.

**Autor:****Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr. Andreas Klik**

Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft

Universität für Bodenkultur Wien

Muthgasse 18

A-1190 Wien, Österreich

Tel: +43-1-36006-5472

Fax: +43-1-36006-5499

Email: [andreas.klik@boku.ac.at](mailto:andreas.klik@boku.ac.at)