

BÖLN

Bundesprogramm Ökologischer Landbau
und andere Formen nachhaltiger
Landwirtschaft

Anpassung bestehender Methoden zur Abschätzung der Bodenerosion an die Bedingungen des Ökologischen Landbaus

Adaption of methods or assessment of soil erosion for application under organic farming

FKZ: 06OE256

Projektnehmer:

Technische Universität München
Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme
Alte Akademie 12, 85350 Freising
Tel.: +49 8161 71-3032
Fax: +49 8161 71-3031
E-Mail: sekretariat.oekolandbau@wzw.tum.de
Internet: <http://www.wzw.tum.de/>

Autoren:

Siebrecht, Norman; Kainz, Maximilian; Hülsbergen, Kurt-Jürgen

Gefördert vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
im Rahmen des Bundesprogramms Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger
Landwirtschaft (BÖLN)

Die inhaltliche Verantwortung für den vorliegenden Abschlussbericht inkl. aller erarbeiteten Ergebnisse und der daraus abgeleiteten Schlussfolgerungen liegt beim Autor / der Autorin / dem Autorenteam. Bis zum formellen Abschluss des Projektes in der Geschäftsstelle Bundesprogramm Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft können sich noch Änderungen ergeben.

BÖL

Bundesprogramm
Ökologischer
Landbau

Anpassung bestehender Methoden zur Abschätzung der Bodenerosion an die Bedingungen des Ökologischen Landbaus

Adaption of methods or assessment of soil erosion for application under organic farming

FKZ: 06OE256

Projektnehmer:

Technische Universität München
Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme
Alte Akademie 12, 85350 Freising

Tel.: +49 8161 71 3032

Email: sekretariat.oekolandbau@wzw.tum.de

Autoren:

Siebrecht N., Kainz M. & Hülsbergen, K.-J.

Gefördert vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
im Rahmen des Bundesprogramms Ökologischer Landbau (BÖL)

Berichtsblatt zum Abschlussbericht vom 31. Dezember 2009
Projektkürzel: 06OE256

Vollständiger Projekttitlel:	Anpassung bestehender Methoden zur Abschätzung der Bodenerosion an die Bedingungen des Ökologischen Landbaus
Schlagwörter:	Bodenabtrag, Erosion, Modelle, Ökolandbau
Projektleiter:	Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen Dipl. Ing. Maximilian Kainz
Projektbearbeiter:	Dipl. Ing. Norman Siebrecht
Durchführende Institution:	Technische Universität München Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt
Projektlaufzeit:	15.11.2007 – 31.12.2009

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Problemstellung	1
2	Aktueller Wissensstand Bodenerosion und Ökolandbau	4
2.1	Definition Bodenerosion	4
2.2	Modellierung der Bodenabträge durch Wasser	4
2.3	Die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung	5
2.4	Einfluss des ökologischen Landbaus auf die Bodenerosion	7
2.5	Ursachen für die modifizierenden Effekte des Ökolandbaus	8
2.5.1	Die Aggregatstabilität	11
2.5.2	Die Infiltration	23
2.5.3	Der Einfluss des Managements	23
3	Resümee zum Einfluss des Ökolandbaus auf die Bodenerosion	31
4	Möglichkeiten zur Integration der modifizierenden Effekte	34
4.1	Nutzungs- und Anbaustruktur sowie Fruchtarten	34
4.2	Organische Bodensubstanz, Edaphon und Düngungssystem	36
4.3	Pflanzenschutz, Unkrautmanagement und Bodenbearbeitung	42
4.4	Fazit	43
5	Die Revised Universal Soil Loss Equation	45
5.1	Modifikationen gegenüber der USLE	46
5.2	Modifikationen der erosionsbestimmenden Faktoren	47
6	Geplante und erreichte Ziele	58
7	Weiterer Forschungsbedarf	59
8	Literatur	61

1 Einleitung und Problemstellung

Dem ökologischen Landbau werden im Vergleich zum konventionellen Anbau häufig geringere Umweltbelastungen zugesprochen (Reganold et al. 1987, Stockdale et al. 2002, Shepherd et al. 2003, Kasperczyk & Knickel 2006). In Folge der Umstellung auf ökologische Bewirtschaftungsweise werden Vorteile für den Schutz und die Erhaltung natürlicher Ressourcen und eine nachhaltige Entwicklung erwartet (Milgroom et al. 2007). Die Gültigkeit dieser Aussagen wurde in verschiedenen Studien und Vorhaben demonstriert.

Exemplarisch wurden die Hypothesen im Rahmen des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) überprüft. Dazu wurden die Folgen von zwei Bewirtschaftungssystemen (ökologisch und integriert) auf den Boden, die Gewässer, die Biodiversität usw. untersucht (Schröder et al. 2008).

Auf der Basis von Experteninterviews wurde gezeigt, dass der Ökolandbau im Vergleich zu konventionellen Anbausystemen höhere Umweltleistungen erbringt und die natürlichen Ressourcen schont (Stolze et al. 2000). Weitere Autoren bezeichnen den Ökolandbau daher als „umweltfreundliche Landwirtschaft“ (Kasperczyk & Knickel 2006), heben das Potenzial für die Kohlenstoffsequestrierung hervor (Niggli et al. 2009) oder weisen auf die Vorteile ökologisch bewirtschafteter Flächen bezüglich der Wirkungen auf Biodiversität hin (Mäder et al. 2002a, Hole et al. 2005, Niggli et al. 2007, Fuller et al. 2005).

Ein für das Projekt bedeutender Aspekt des Ökolandbaus sind die Wirkungen auf die Böden und deren Eigenschaften. In zahlreiche Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass ökologische Anbausysteme höhere Gehalte organischer Bodensubstanz, eine verbesserte Bodenstruktur und ein vielfältigeres Bodenleben aufweisen (z.B. Lockeretz et al. 1981, Six et al. 2000, Mäder et al. 2002b, Kasperczyk & Knickel 2006, Williams & Petticrew 2009). Darin drückt sich das Prinzip des Ökolandbaus aus, die Ressource Boden zu schützen, deren Funktionsfähigkeit zu erhalten und nach Möglichkeit zu verbessern (vgl. Norms for organic production and processing 2005). Auch die EU-Ökoverordnung (EG Nr. 834/2007) führt die „Erhaltung und Förderung des Bodenlebens und der natürlichen Fruchtbarkeit des Bodens, der Bodenstabilität und der biologischen Vielfalt ... zur Verhinderung und Bekämpfung der Bodenverdichtung und -erosion“ als Ziele in den spezifischen Grundsätzen auf (EG (Europäische Gemeinschaft) 2007). Nicht zuletzt deswegen wird der ökologische Landbau als eine besondere Form des „Bodenschutzes“ angesehen (Kasperczyk & Knickel 2006).

Analysen, wie Ökolandbau auf Prozesse der Bodenerosion wirkt, sind dagegen kaum verfügbar (z.B. Reganold et al. 1987, Siegrist et al. 1998, Auerswald et al. 2003, Frielinghaus et al. 2005). Dabei gibt es Hinweise, dass der Ökolandbau unter sonst gleichen Voraussetzungen zu einer Reduzierung der Bodenerosion führt (Lockeretz et al. 1981, Arden-Clark & Hodges 1987, Arden-Clarke & Hodges 1987 a, Unwin et al. 1995, Siegrist et al. 1998, Kainz 2007, Williams & Petticrew 2009). Es wird kritisiert, dass die Forschungstätigkeit in diesem Bereich bisher unzureichend sei und entsprechende Untersuchungen nötig wären (vgl. Siegrist et al. 1998, Frielinghaus et al. 2005, Milgroom et al. 2007).

Bodenabträge müssen in ihrer Verflechtung mit Aspekten der Bewirtschaftung, der organischen Bodensubstanz, der C-Sequestrierung usw. betrachtet werden (vgl. Chambers & Davies 1993, de la Rosa et al. 2000, Al-Kaisi 2001). Beispielsweise führt der Verlust von Humus und Nährstoffen und die Reduktion der durchwurzelbarer Bodensubstanz und die damit verminderte Wasserverfügbarkeit zu einer Abnahme der Ertragsfähigkeit¹ (vgl. Chambers &

¹ Auf erosionsgefährdeten Flächen sind Ertragsrückgänge um 70 % registriert worden (Richter & Schmidt 1998; Frielinghaus et al. 1992). Bakker et al. (2007) verallgemeinern diese Aussage und schätzen Ertragsrückgänge um 4 % für 10 cm Bodenabträge ein.

Davies 1993, Bakker et al. 2007). Diese Verluste können in ökologischen Bewirtschaftungssystemen kaum ersetzt werden, da eine Kompensation durch den Import von (limitierten) mineralischen Nährstoffen und auch von organischen Substanzen nur begrenzt möglich ist (Milgroom et al. 2007). Daraus ergibt sich, dass die Bodenerosion auch im Ökologischen Landbau von hoher Relevanz ist. Bodenerosion ist aber auch als eine Umweltbelastung anzusehen, durch die weitere Ökosysteme gestört bzw. beeinträchtigt werden (z.B. Gewässer). Betrachtet man vor diesem Hintergrund die Leitbilder und Ziele des Ökolandbaus (Bio-land 2009, Naturland 2009), so sollte deren Vermeidung höchste Priorität haben. Um dies zu erreichen muss geklärt werden, wie die Erosion durch ökologische Bewirtschaftungsweise modifiziert wird und inwieweit der Ökolandbau zur Vorsorge gegen Bodenerosion beiträgt (vgl. Frielinghaus et al. 2005).

Da Bodenabträge in Folge des episodischen Auftretens und die aufwändige Messtechnik nur in Forschungsvorhaben gemessen werden können sind Modelle erforderlich, die die Berechnung von Bodenabträgen auch unter ökologischen Anbaubedingungen ermöglichen. Nur dann sind eine Vorhersage des Abtrags möglich und entsprechende Gegenmaßnahmen abzuleiten. Auch die aktuell stattfindenden Entwicklungen im Ökolandbau machen die Notwendigkeit des Einsatzes von Modellen deutlich: Ob die Umstellung der Fruchtfolge, die Abschaffung einer Tierhaltung und die sich damit verändernden Stoffflüsse zum Anstieg der Bodenabträge führen, kann auf Betriebsebene nur durch Modelle überprüft werden. Allerdings sind dazu die Wirkungszusammenhänge, die verschiedenen Einflussgrößen auf den Erosionsprozess und die Wirkungsmechanismen aufzuklären und im Modell abzubilden

Inhalte des Projektes

Das Projekt war darauf ausgerichtet einen Beitrag zur Aufklärung der Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen ökologischer Bewirtschaftungsweise und Bodenerosion zu leisten und damit die Kenntnisse über die Wirkungsmechanismen zu verbessern. Dabei stand vor allem die Möglichkeit der Modellierung von Bodenabträgen durch Wasser², auf der Ebene landwirtschaftlicher Betriebe, im Zentrum der Betrachtung.

Als Modellgrundlage wurde die Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG; Schwertmann et al. 1987) verwendet, die als das am häufigsten angewandte Modell zur Abschätzung der Wassererosion anzusehen ist und auf der Universal Soil Loss Equation (USLE, Wischmeier & Smith 1978) basiert. Da bei der Modellentwicklung der USLE bzw. der Anpassung des Systems zur ABAG Produktionsverfahren des Ökologischen Landbaus nicht berücksichtigt wurden (Wischmeier & Smith 1978), beschränkt sich deren Geltungsbereich streng genommen auf konventionelle Anbausysteme. Aus diesem Grund kann es bei der Anwendung in ökologischen Systemen zu Fehleinschätzungen kommen (Kainz 2007).

Um dieses Defizit zu beheben, wurden im Projekt mögliche Effekte des Ökolandbaus auf das Abtragungsgeschehen identifiziert, nach Möglichkeit quantifiziert und bezüglich der Einbindung in das Modell überprüft. Im Einzelnen wurden folgende Tätigkeiten durchgeführt:

- Recherche zu den Effekten des Ökolandbaus auf das Erosionsgeschehen. Zusätzlich wurden weitere Forschungsergebnisse, die nur indirekt mit Erosionsprozessen in Verbindung stehen bzw. gebracht werden können identifiziert und interpretiert.

² Im Folgenden als Wassererosion bezeichnet.

- Es wurde untersucht, wie die modifizierenden Effekte in der Modellstruktur der ABAG berücksichtigt sind bzw. integriert werden könnten. Dazu wurden Algorithmen und Parameterwerte für die Integration der Effekte erarbeitet.
- Der weitere Forschungsbedarf zu den Effekten und Wirkungen des Ökologischen Landbaus wird aufgezeigt und Hinweise für Forschungs- und Entwicklungstätigkeiten sowie Anschlussprojekte formuliert.
- Es wird ein erweitertes Modell vorgestellt, mit dem einige der Limitation bzw. Restriktionen der ABAG überwunden werden.

2 Aktueller Wissensstand Bodenerosion und Ökolandbau

2.1 Definition Bodenerosion

Ursachen für die Gefährdung der Böden und deren Funktionen sind die Flächenversiegelung, die Bodenschadverdichtung und die Bodenerosion (BMVEL 2001). Weltweit ist Erosion jedoch die bedeutendste Ursache für Bodendegradationen (Morgan 1996). Obwohl die Erosionsproblematik häufig als gelöst angesehen wird, hat das Ausmaß der Erosionsschäden in den letzten 50 Jahren deutlich zugenommen (Fullen 2003).

In einer aktuellen Studie wird geschätzt, dass die derzeitigen Bodenabträge im Mittel landwirtschaftlicher Flächen weltweit über $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betragen (Wilkinson & McElroy 2007). Setzt man optimistische Bodenrenewalraten von $0,5 - 2 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an (Arden-Clarke & Hodges 1987 a, Botscheck et al. 1997), so ist die Bodenbewirtschaftung, bezogen auf diesen globalen Maßstab, als nicht nachhaltig anzusehen.

Erosion ist dabei ein natürlicher Prozess, der mit geringeren Abtragsraten auch unter ungestörten Bedingungen, z.B. in vom Menschen unbeeinflussten Ökosystemen, stattfindet. Der Prozess der Bodenerosion – die Ablösung und der Transport von Bodenteilchen – wird in Abhängigkeit vom Transportmedium in Wassererosion und Winderosion unterteilt. Abschätzungen zum Umfang der Erosionsformen zeigen, dass die Wassererosion die weit größere Bedeutung aufweist (Oldeman et al. 1990, Heimlich & Bills 1986). Winderosion ist vor allem in Regionen mit hohen Windgeschwindigkeiten und einer zumindest zeitweise negativen klimatischen Wasserbilanz von Bedeutung (BMVEL 2001). Aufgrund der in Deutschland lediglich regionalen Bedeutung bleibt die Winderosion daher in der nachfolgenden Betrachtung unberücksichtigt.

Die Aktivitäten des Menschen, insbesondere die Landwirtschaft, führen zu einer Verstärkung des natürlichen Prozesses (vgl. Arden-Clarke & Hodges 1987 a). Dabei führen Störungen der Vegetation und unbedeckte Böden zur Erhöhung der Bodenabträge. Die Einflussgrößen auf der Ebene des landwirtschaftlichen Betriebes sind die angebauten Kulturen und die Bewirtschaftungsmaßnahmen. Durch diese werden die Bodenbedeckung, der Schutz der Bodenoberfläche und der Oberflächenabfluss modifiziert (vgl. Auerswald & Schwertmann 1990, Auerswald & von Perger 1998). Zusätzlich zu den Anbaumaßnahmen wird die Erosion auch durch die Landschaftsstruktur beeinflusst. So ist für das Erosionsgeschehen die Ausstattung der Landschaft mit Strukturelementen (Hecken, Raine, Terrassen, ...) von großer Bedeutung, da diese den Oberflächenabfluss ebenfalls entscheidend beeinflussen können.

2.2 Modellierung der Bodenabträge durch Wasser

Bodenabträge können aus der Menge des Oberflächenabflusses einer definierten Fläche und dem darin enthaltenen Sediment errechnet werden. Dies ist aufwändig und nur in Forschungsvorhaben durchzuführen. Der ermittelte Bodenabtrag bezieht sich ausschließlich auf die spezifischen Bedingungen der Untersuchung (z. B. Niederschlagsmenge, die Bodeneigenschaften, der Bewirtschaftung usw.). Um Bodenabträge für künftige bzw. für abweichende Situationen abschätzen zu können und die Wirksamkeit von Gegenmaßnahmen zu prüfen, ist der Einsatz von Modellen nötig.

Für prognostische Aussagen zur Bodenerosion wurden zahlreiche Erosionsmodelle entwickelt, die sich bezüglich der Modellphilosophie, der verwendeten Daten, Komplexität und Modellaussagen unterscheiden. Einen Überblick über die verfügbaren Modelle geben Michael (2000) oder Deinlein & Schoger (1997). Grundsätzlich lassen sich die Erosionsmodelle

in empirisch-mathematische und physikalisch-deterministische Modelle³ einteilen (vgl. Murschel & Clemens 1995, Bork 1991, Bork & Schröder 1996, De Roo 1996, Schäuble 1999).

Empirisch-mathematische Modelle basieren auf statistischen Auswertungen von Testflächenmessungen, bei denen die wichtigsten Einflussparameter auf die Bodenerosion bestimmt werden. Hauptmangel dieser Modelle ist, dass sie außerhalb ihrer Testgebiete nur begrenzt gültig sind. Bei Anwendung in anderen Regionen müssen die zugrunde liegenden Parameter modifiziert werden, um den veränderten Verhältnissen zu entsprechen (Saupe 1985, Schwertmann et al. 1987). Vorteilhaft erweist sich, dass diese Modelle einen geringen Parametrisierungsaufwand aufweisen und leicht anzuwenden sind.

Physikalisch-deterministische Erosionsmodelle bilden das Erosionsgeschehen anhand physikalischer und hydrologischer Gesetzmäßigkeiten ab (Schmidt et al. 1996, Foster 1988). Aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität des Erosionsprozesses weisen die erosionsrelevanten Parameter eine große Variabilität auf, wodurch der Parametrisierungsaufwand mit zunehmender Prozessorientierung steigt. Prozessorientierte⁴ Modelle haben daher hohe Datenanforderungen, weshalb die Datenerhebung und die Anwendung aufwändig sind (Kinnel 2001).

Aus der Fülle der Modelle wurde die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) ausgewählt (empirisches Modell), da sie als

- das am besten validierte Modell gilt und für deutsche Verhältnisse adaptiert ist,
- sie eine hohe Sensitivität gegenüber den Nutzungs- und Anbaumerkmalen aufweist und zahlreiche Möglichkeiten zur Differenzierung verschiedener Anbausysteme bietet,
- die benötigten Modellparameter deutschlandweit verfügbar sind,
- im Rahmen der Erosionsschutzberatung landwirtschaftlicher Betriebe intensiv genutzt wird und
- die Modellergebnisse (Bodenabtrag in $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$) leicht verständlich, interpretierbar und prinzipiell mit Hilfe von Referenzwerten zu bewerten sind.

2.3 Die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung

Die ABAG ist die von Schwertmann et al. (1987) übersetzte und an deutsche Verhältnisse angepasste Universal Soil Loss Equation (USLE), die von Wischmeier & Smith (1978) entwickelt wurde. Bei der USLE handelt es sich um ein empirisches Modell, das den langjährig mittleren Bodenabtrag⁵ (A) durch die Multiplikation der 6 Faktoren R, K, L, S, C und P berechnet. Da die ABAG bereits mehrfach ausführlich beschrieben wurde (Schwertmann et al. 1987) und als DIN-Norm vorliegt (DIN 2003), wird in diesem Bericht auf eine detaillierte Beschreibung des Modells verzichtet. Die ABAG wird daher verkürzt vorgestellt und einige für das Projektziel relevante Aspekte hervorgehoben.

³ Einige Autoren führen als weitere Gruppe noch stochastische Modelle an, die z.B. die hydrologischen Messwerte als Zufallserscheinungen deuten (z.B. Murschel & Clemens 1995).

⁴ Die physikalisch begründeten Modelle werden häufig auch als „prozessorientiert“ beschrieben, da hier die Prozesse der Erosion die Grundlage der Erosionsabschätzung bilden.

⁵ Bezeichnung ist durch die DIN 19708 gegeben und hebt hervor, dass sich die ermittelten Bodenabträge auf einen Zeitraum längeren Zeitraum (25 Jahre) beziehen.

Der R-Faktor beschreibt die gebietsspezifische Erosionskraft (Erosivität) der Niederschläge und wird aus der kinetischen Energie und der Niederschlagscharakteristik berechnet. Die Angaben basieren auf langjährig durchschnittlichen Daten zum Niederschlagsgeschehen.

Durch den K-Faktor wird die Erodibilität des Bodens, als Maß für dessen Stabilität gegenüber erosiver Niederschläge, ausgedrückt. Die Erodibilität ist dabei von verschiedenen Bodeneigenschaften abhängig. Der K-Faktor ergibt sich aus einem bodenartabhängigen Anteil (K_b), dem humusgehaltsabhängigen Anteil (K_h), dem aggregatgrößenabhängigen Anteil (K_a), dem wasserdurchlässigkeitsabhängigen Anteil (K_d) und dem grobodenbedeckungsabhängigen Anteil (K_s)⁶. Diese Bodeneigenschaften werden für den K-Faktor als charakteristisch verstanden, wenn sie sich langfristig nicht oder nur wenig ändern. Kurzfristige Veränderungen von Bodeneigenschaften, z. B. in Folge der Bewirtschaftung, werden im C-Faktor berücksichtigt.

Der Bodenabtrag einer Fläche erhöht sich mit zunehmender Hanglänge und Hangneigung. Da die Modellentwicklung auf standardisierten Parzellen mit einer Länge von 22 m und 9 % Gefälle erfolgte, müssen Abweichungen der Topographie entsprechend berücksichtigt werden. Der L-Faktor beschreibt in diesem Zusammenhang das Verhältnis des Abtrages eines Hanges beliebiger Länge zu einem Standardhang mit 22 m Länge. Unter der Hanglänge wird dabei die Strecke verstanden, die zwischen dem Ort liegt, an der der Oberflächenabfluss einsetzt und dem Ort, an dem am Unterhang die Sedimentation beginnt bzw. das Wasser in einen Vorfluter eintritt. Der S-Faktor gibt das Verhältnis des Bodenabtrages eines Hanges beliebiger Hangneigung zu dem des Standardhanges mit 9% Neigung unter sonst gleichen Bedingungen an.

Der C-Faktor bildet den Einfluss der Bewirtschaftung auf die Erosion ab, wobei er den Bodenabtrag relativ zum Abtrag einer langjährigen Schwarzbrache angibt. Die Wirkungen erfolgen dabei auf zweierlei Wegen: In Folge der Bedeckung des Oberbodens (z.B. durch die angebaute Kultur) erfolgt ein Schutz des Bodens vor der zerschlagenden Wirkungen des Niederschlages. Dieser Effekt ist von der Kultur und deren Pflanzenentwicklung abhängig. Zusätzlich wird der Boden, insbesondere die Ackerkrume, durch die Bewirtschaftung (Bodenbearbeitung, Befahrung usw.) verändert. So führt die Lockerung der Bodenoberfläche, z.B. als Resultat einer Pflegemaßnahme wie dem Striegeln, zu einer Modifikation der Aggregatstabilität. Beide Wirkungspfade werden im Modell als integrative Merkmale der Furcharten interpretiert und in Form der relativen Bodenabträge (RBA) durch fruchtartenspezifische zeitliche Verläufe beschrieben.

In der Praxis werden zum Teil spezifische Schutzmaßnahmen (Kontur-, Streifennutzung...) gegen Erosion ergriffen. Um diese ebenfalls berücksichtigen zu können, wurde der P-Faktor in die ABAG integriert. Dieser gibt das Verhältnis des Bodenabtrags an, das bei Anwendung der entsprechenden Maßnahmen im Vergleich zu einer Situation ohne Maßnahmen zu erwarten wäre.

Eine der wesentlichen Fragestellung des Projektes war die Eignung der ABAG für die Abschätzung der Wassererosion im ökologischen Landbau. Ergebnisse haben gezeigt, dass Messwerte und Modellergebnisse zu den Bodenabträgen konventioneller Betriebe gut übereinstimmen (Abweichungen $\pm 10\%$), im Ökolandbau hingegen deutliche Abweichungen ($\pm 90\%$) vorliegen können (vgl. Kainz 2007). Dies weist darauf hin, dass Effekte, die den Bodenabtrag bei ökologischer Bewirtschaftung modifizieren, nicht oder nur unzureichend in der USLE/ABAG berücksichtigt sind. Welche Aspekte im Einzelnen dafür verantwortlich sein können, wird im Folgenden beschrieben.

⁶ Die Gleichung zur Berechnung des K-Faktors lautet: $K = (K_b \cdot K_h + K_a + K_d) \cdot K_s$ (DIN 2003).

2.4 Einfluss des ökologischen Landbaus auf die Bodenerosion

Bisher wurden wenige Arbeiten zum Thema „Bodenerosion und Ökolandbau“ veröffentlicht. Bis auf Heindl (1991) und Höfer (1989) gehen die verfügbaren Quellen von einem reduzierenden Einfluss des Ökolandbaus auf die Bodenerosion aus. Ein Teil der Autoren beschreibt sogar als allgemein anerkannt, dass der Ökolandbau zu einer Abnahme der Bodenabtragsraten führt (z.B. Mulla et al. 1992). Gleichzeitig ist bisher jedoch nur wenig über die Auslöser dieser Effekte bekannt (ebd.).

In Langzeitversuchen zu verschiedenen Anbausystemen wurde anhand des Vergleichs von Oberbodenmächtigkeiten nachgewiesen, dass ökologisch bewirtschaftete Parzellen signifikant geringere Bodenabträge aufweisen (Reganold et al. 1987). Dieser Effekt wurde den leguminosenbasierten Fruchtfolgen im Ökolandbau zugesprochen. Demnach ist vor allem der Einfluss des Anbausystems über die organische Bodensubstanz und Bodenstruktur ausschlaggebend (ebd.). Als ein weiterer Grund für den reduzierenden Effekt werden die positiven Wirkungen des Ökolandbaus auf die Bodenmikroorganismen und die damit einhergehende Erhöhung der Bodenstabilität angeführt. Diese wies in den Untersuchungen, gemessen über die Aggregatstabilität, eine hohe Korrelation mit dem Vorkommen von Regenwürmern und der mikrobiellen Biomasse auf (Niggli et al. 2007). Zum Teil werden aber auch veränderte Bodenbedeckungen, z.B. durch die Verwendung von Gründüngung, als Ursachen für die Abweichungen in der Erosionsproblematik zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen⁷ beschrieben (Siegrist et al. 1998).

Für den Mittleren Westen der USA wurden in einer Studie Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Anbausystemen bezüglich der Bodenerosion festgestellt (Locke et al. 1981). Unter sonst gleichen Bedingungen, weisen ökologische Systeme demnach nur etwa ein Drittel der Wassererosion auf (ebd.). Als Gründe für diese Differenzierung werden neben der Verwendung von Klee gras und „Wechselgrünland“ innerhalb der ökologischen Fruchtfolgen auch die Form der Bodenbearbeitung angegeben. In Folge reduzierter Bodenbearbeitungsverfahren der ökologisch bewirtschafteten Flächen⁸, wird ein verbesserter Erosionsschutz angenommen.

Beim Vergleich von Bodenschutzindizes (Soil Protection Index), zur Abschätzung des Erosionsrisikos ökologischer, integrierter und konventioneller Anbausysteme, fanden Hausheer et al. (1998) für die ökologischen und integrierten Systeme deutlich höhere (=günstigere) Werte. Diese entsprechen einer Reduktion auf ein Niveau von 80% bzw. 85% des Erosionsrisikos der konventionellen Systeme.

Auerswald et al. (2003) kommen in einer Studie zu dem Ergebnis, dass die Erosion im Ökolandbau viel geringer als im konventionellen Anbau ist.

Während einige Autoren das geringere Erosionsrisiko der ökologischen Anbausysteme vor allem auf die weiteren Fruchtfolgen zurückführen, betonen andere, dass die Wirkungen ökologischer Systeme wesentlich vielfältiger sind: Über die Fruchtfolge hinaus wirken diese durch spezifische Bodenbearbeitungsverfahren, die organische Düngung, die Mulchsaat und den Zwischenfruchtanbau positiv auf die Bodenstruktur. Dadurch wird die Infiltrations- und Retentionskapazität des Bodens erhöht und eine substantielle Reduktion des Erosionsrisikos erreicht (Kasperczyk & Knickel 2006). Arden-Clark & Hodges (1987) führen das be-

⁷ Nach Auffassung der Autoren besteht bei einigen Quellen und Veröffentlichungen das Problem, dass „ökologische und konventionelle Bewirtschaftung“ nicht einheitlich definiert ist. Somit ist die Vergleichbarkeit, Übertragbarkeit und Allgemeingültigkeit der Ergebnisse möglicherweise eingeschränkt!

⁸ Während Verfahren reduzierte Bodenbearbeitung in den USA schwerpunktmäßig in ökologischen Systemen erfolgt, sind sie in Mitteleuropa in konventionellen Systemen weiter verbreitet.

sondere „Potenzial zum Erosionsschutz“ des Ökolandbaus auf Effekte wie z. B. höhere Gehalte organischer Bodensubstanz und deren Erhaltung, die geringere Verdichtung der Böden, die höheren Anteile von Feldrändern, das Fehlen mineralischer Dünger und den Anbau „standortangepasster“ Fruchtarten zurück.

Umfassend wurden die Effekte ökologischer Anbausysteme und die möglichen Ursachen für Modifikationen des Erosionsprozesses erstmals von Stolze et al. (2000) betrachtet. Sie sehen die Vorteile des Ökolandbaus in den vielfältigeren Fruchtfolgen, inklusive der höheren Anteile von Futterleguminosen und geringeren von Reihenfrüchten, der ausgeprägteren Verwendung von Zwischenfrüchten und Untersaaten sowie dem Einsatz organischer Dünger begründet. In Folge der organischen Düngung erwarten sie eine verbesserte Aggregatstabilität und Porenstruktur des Bodens, was durch die Erhöhung der Infiltration und der damit verbundenen Minderung des Oberflächenabflusses zu einem geringeren Erosionspotenzial führt. Gleichzeitig weisen sie darauf hin, dass einige Merkmale des Ökolandbaus auch zu einer Erhöhung der Bodenabträge führen könnten: Durch die mechanische Unkrautregulierung erfolgt eine häufigere Störung der Bodenstruktur und der Aggregate. Dadurch könnte die „Widerstandskraft“ (Erodibilität) des Bodens, zumindest zeitweise, herabgesetzt sein. Höhere Reihenabstände, z.B. bei der Aussaat von Getreide, reduzieren die Bodenbedeckung, wodurch ein abnehmender Bodenschutz zu erwarten ist. Auch auf die verzögerte Entwicklung der Kulturpflanzen, in Folge limitierter Stickstoffverfügbarkeit und des Krankheitsdrucks, wird in diesem Zusammenhang hingewiesen.

2.5 Ursachen für die modifizierenden Effekte des Ökolandbaus

In Abb. 1 sind die Effekte und Ursachen des Ökolandbaus auf Erosion zusammengefasst und Wirkungsbereichen zugeordnet. So erfolgt die Beeinflussung des Erosionsprozesses über die angebauten Fruchtarten direkt über die Bodenbedeckung, die die Bodenoberfläche vor disaggregierenden Wirkungen erosiver Niederschläge (Splash-Effekt) schützt und die Loslösung von Bodenpartikeln und/oder Zerstörung von Bodenaggregaten verhindert. Damit wird ein bestimmter Zustand der Aggregatstabilität „erhalten“. Bei einem Abflussgeschehen sind somit geringere Mengen transportierbarer Bodenpartikel vorhanden, wodurch die Bodenabträge reduziert sind⁹. Die Wirkung ist aber abhängig vom Niederschlagsgeschehen und daher vom Jahresgang der Erosivität. Auf der anderen Seite fördern z.B. Leguminosen die Aggregatstabilität. Dieser indirekte Wirkungsmechanismus erfolgt im Gegensatz zum Bodenbedeckungseffekt unabhängig vom Jahresgang der Erosivität, ist aber von der Bedeckung (Schattengare) abhängig.

Ein weiterer Wirkungsmechanismus geht über die Infiltrationskapazität. Untersuchungen haben gezeigt, dass die Infiltrationsraten ökologischer Flächen 15 - 20% über einen Versuchszeitraum von 12 Jahren über denen konventioneller Flächen lagen (Pimentel et al. 2005)

⁹ Dies bezieht sich streng genommen nur auf flächenhafte Erosionsformen (sheet erosion), da bei konzentrierten Abflüssen und linearen Erosionsformen (z.B. Rillen-, Graben- und Tunnelerosion) der Niederschlag für die Disaggregation der Bodenaggregate unbedeutender ist.

Bodenerosion	
Positiv	Negativ
Vielfältigere Fruchtfolgen; Anteile Futterleguminosen u. Reihenfrüchte (Bodenbedeckung, Aggregatstabilität)	Verzögerte Pflanzenentwicklung durch geringere N-Verfügbarkeit und Krankheiten (Bodenbedeckung)
Anteile Zwischenfrüchte und Untersaaten (Bodenbedeckung)	Weitere Saat-Reihenabstände (Bodenbedeckung)
Gesteigerte Organische Bodensubstanz (Aggregatstabilität)	
Verwendung von Gründüngung (Bodenbedeckung)	
Verzicht mineralische Dünger*	
Verwendung organischer Dünger (Aggregatstabilität und Bodenstruktur)	
Anwendung Mulchsaat und Direktsaatverfahren (Bodenbedeckung)	Regelmäßige Bodenstörungen durch mechan. Unkrautregulierung (Aggregatstabilität)
Verzicht synthetischer Pflanzenschutzmittel (Aggregatstabilität)	
Förderung Bodenorganismen; Regenwürmer, mikrob. Biomasse (Aggregatstabilität und Infiltration)	
Reduzierte Bodenverdichtung (Infiltration und Porensystem)	
Landschaftsstrukturen (Oberflächenabflüsse)	

Abb. 1: Übersicht der Effekte und Ursachen des Ökologischen Landbaus auf Bodenerosion durch Wasser;
* in der entsprechenden Quelle war kein Ursachen-Wirkungszusammenhang angegeben

Die Wirkungen lassen sich meist nicht auf einzelne Ursachen zurückführen. Das Anbausystem, die Fruchtarten (Klee gras) und deren Bestandsentwicklung (Aussaatzeiten, Bedeckungsverläufe usw.), die Düngung (Stallmist, Gülle, Kompost) und das Unkrautmanagement (Verzicht auf Pflanzenschutzmittel, mechanische Regulierung) wirken direkt und/oder indirekt auf den Bodenabtrag.

Im Folgenden werden die Wirkungsbereiche

- Aggregatstabilität
- Infiltration

Und der Einfluss des Managements durch die Bereiche

- Bodenbearbeitung
- Kulturpflanzen
- Düngung
- Pflanzenschutz

näher dargestellt.

Die Umsetzung in der ABAG

In der ABAG werden diese Wirkungsbereiche im Wesentlichen auf den K- und C-Faktor wirken. Obwohl der K-Faktor nach der Modellphilosophie von der Bewirtschaftung unabhängig

sein soll, werden dort Bodeneigenschaften berücksichtigt, die möglicherweise durch den Ökolandbau verändert werden. Ein Beispiel ist die Veränderung der Infiltrationsrate. Diese wird im K-Faktor mit dem wasserdurchlässigkeitsabhängigen Anteil durch die Bestimmung der gesättigten Wasserleitfähigkeit berücksichtigt. Da dieser Wert in der Regel nicht gemessen, sondern aus der Auswertung von Tabellenwerken bestimmt wird (z. B. Sponagel 2005), können bewirtschaftungsbedingte Veränderungen nicht berücksichtigt werden. In diesem Zusammenhang weist Kainz (2007) darauf hin, dass Fehleinschätzungen bei Parametern der ABAG durch die Verwendung von Tabellenwerten entstehen können, die die speziellen Bedingungen im ökologischen Landbau nicht wiedergeben. Ähnliches gilt für den humusgehaltsbedingten Anteil des K-Faktors und dessen Wirkung auf die Aggregatstabilität. Da die Humusgehalte nur selten bekannt sind, werden auch hier meist Tabellen- oder Kartenwerte verwendet. Diese lassen nur eine grobe Einteilung zu und ermöglichen keine spezifische Aussage für ökologisch bewirtschaftete Flächen.

Die Aggregatstabilität ist bisher nicht explizit im K-Faktor umgesetzt. Zwar beinhaltet dieser einen aggregatgrößenabhängigen Anteil (K_a), allerdings ist dieser Parameter nicht mit der Aggregatstabilität gleichzusetzen, da hier die Größe der Aggregate (sehr feinkrümelig – blockig, plattig oder fest) und nicht deren Stabilität berücksichtigt wird. Allerdings wird darauf hingewiesen, dass K_a durch die Bewirtschaftung beeinflussbar ist. Demnach weisen die durch intensive Bodenbearbeitung gebildeten Bodenaggregate gegenüber natürlichen eine geringe Aggregatstabilität auf, wodurch die Erosionsanfälligkeit erhöht ist (DIN 2003). Basierend auf der bisherigen Modellphilosophie stellt sich die Frage, ob die Aggregatstabilität im K-Faktor zu integrieren ist oder aufgrund der möglichen Beeinflussbarkeit durch die Bewirtschaftung in den C-Faktor gehört.

Im C-Faktor sind (kurzfristige) Veränderungen der Bodeneigenschaften abgebildet, allerdings sind diese in die (fruchtartenspezifischen) relativen Bodenabträge integriert und daher nicht isoliert zu quantifizieren. Aus diesem Grund ist ggf. die Realisierung von fruchtartenunabhängigen Korrekturfaktoren z.B. für die bewirtschaftungsbedingte Veränderung der Aggregatstabilität erforderlich. Die Integration abweichender Bodenbedeckungen bzw. von Bedeckungsverläufen in den C-Faktor ist prinzipiell möglich.

2.5.1 Die Aggregatstabilität

In zahlreichen Veröffentlichungen wird von einer engen Korrelation zwischen Bodenerodibilität und der Aggregatstabilität ausgegangen (Wischmeier & Mannering 1969, Egashira et al. 1983, Mulla et al. 1992, Six et al. 2000, Goulet et al. 2004). Steigende Aggregatstabilität führt demnach zu einem direkten Rückgang der Erodibilität des Bodens (vgl. Kemper et al. 1987, Barthés & Roose 2002, Le Bissonnais & Arrouays 1997, Kasper et al. 2009). Diese Beziehung konnte in zahlreichen Ansätzen wie Labor- und Feldmessungen, auf verschiedenen Standorten und sogar mit unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der Aggregatstabilität nachgewiesen werden (Barthés & Roose 2002).

Die Wirkung und Bedeutung der Aggregatstabilität geht aber über die Erhöhung der Erodibilität hinaus und beeinflusst sogar weitere Aspekte des Erosionsgeschehens. Durch steigende Aggregatstabilität wird beispielsweise die Belastbarkeit des Bodens gegenüber Verdichtungen verbessert. Zusätzlich wird die Anfälligkeit gegenüber der Krustenbildung, die zu einer Versiegelung des Oberbodens führen kann und die Infiltration vermindert, herabgesetzt (vgl. Tisdall & Oades 1982, Le Bissonnais & Arrouays 1997, Sainju et al. 2003, Wuddivira & Camps-Roach 2007). Speziell auf schwach strukturierten Böden nimmt die Infiltrationskapazität durch die Disaggregation der oberen Bodenschicht in Folge von Regentropfen und Abfluss ab (Arden-Clark & Hodges 1987). Die Wirkungen der Aggregatstabilität im Erosionsprozess lassen sich in folgender Weise zusammenfassen (Barthés & Roose 2002): Hohe Aggregatstabilität vermindert die Zerstörung und Verlagerung von Bodenpartikeln, reduziert dadurch die Oberflächenverschlammung und trägt zur Erhaltung der Infiltrationskapazität bei. Der wirksame Oberflächenabfluss ist reduziert. Die Schichtdicke des Oberflächenabflusses ist höher und die Auslastung der Transportkapazität niedriger. Der Sedimentgehalt ist niedrig und begrenzt die Erosionsmenge (s. Auerswald 1993). Aufgrund dieser hohen Bedeutung der Aggregatstabilität ergibt sich die Frage, wie der Prozess der Aggregation von Bodenpartikeln erfolgt und wie Bewirtschaftung diese beeinflusst.

Ein umfangreicher Überblick zur Aggregation von Bodenpartikeln wird von Six et al. (2004) gegeben. Daraus ist festzuhalten, dass die Aggregation nicht auf eine Einflussgröße zurückzuführen ist, sondern von mehreren Faktoren und deren Interaktionen abhängig ist. Diese Faktoren können als die Bodenfauna, die Bodenmikroorganismen, die Wurzeln und Hyphen, anorganischen Bindungsstoffe und Umweltvariablen (z. B. Bodenmerkmale, Feuchtigkeit usw.) zusammengefasst werden (Abb. 2). Die Bedeutung der einzelnen Faktoren ist dabei von den Böden und der betrachteten Skala abhängig.

Tisdall & Oades (1982) haben ein konsistentes Modell der Aggregatbildung entworfen. Dieses wird im Folgenden verwendet. Mit ihrem Aggregat-Hierarchie-Konzept beschreiben sie, dass die Aggregation von Bodenpartikeln auf unterschiedlichen hierarchischen Ebenen (Skalen) durch verschiedenen Aggregationsmechanismen bzw. Bindungsstoffen erfolgt. Es wird zwischen primären Bodenpartikeln, Mikro- und Makroaggregaten unterschieden.

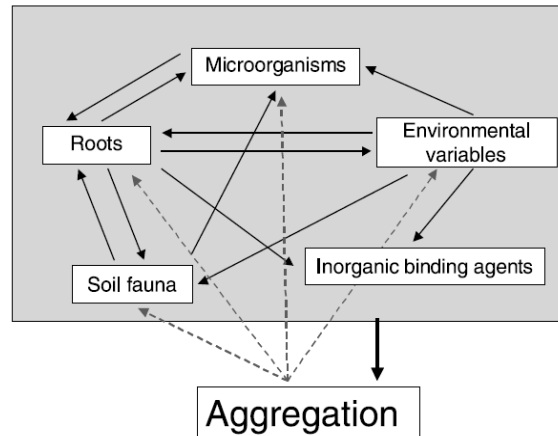


Abb. 2: Interaktionen und Wechselwirkungen der Einflussfaktoren auf die Aggregation des Bodens (Six et al. 2004)

Aggregate <0,2 µm

Auf der untersten hierarchischen Ebene (A) erfolgt die Bindung primärer Bodenpartikeln durch elektrostatische Phänomene bzw. physikalische Mechanismen, bei denen z.B. Aluminiumsilicate, verschiedene Ionen, Oxide oder organische Polymere zwischen Tonmineralen gebunden werden (Abb. 3). Diese werden zu Aggregate „zusammenzementiert“ (kleinste Aggregate 0,2 µm). Diese Bindungsform wird von Tisdall & Oades (1982) als dauerhafter und besonders stabiler (persistenter) anorganischer Mechanismus beschrieben, der hauptsächlich aus abgebauten aromatischen Huminstoffen mit Eisen sowie Aluminium (Oxiden bzw. Silikaten) organo-mineralische Komplexe bildet. In dieser Form können im Boden bedeutende Mengen (52 - 98 %) der organischen Bodensubstanz vorliegen.

Das Ausmaß bzw. die Bedeutung dieses Stabilisierungsmechanismus ist dabei vom Ausgangsmaterial (dem Gestein bzw. dem Al-Gehalt), dem Tongehalt und den Tonmineralen, der Textur¹⁰, der organischen Bodensubstanz und weiteren Parametern (z.B. Kationenaustauschkapazität, pH-Wert) abhängig. Ein Einfluss durch die Bewirtschaftung ist auf dieser Ebene tendenziell eher langfristig über die Veränderung von Bodeneigenschaften bzw. -merkmalen anzunehmen. Dabei stehen die – selten praktizierte – Zufuhr von Tonmineralen und die Zufuhr von einwertigen (K^+ , NH_4^+) bzw. zweiwertigen (Ca^{2+} , Mg^{2+}) Kationen als Düngungsmaßnahmen im Vordergrund. Wirkungen von Kalium bzw. Kaliumdüngern auf die Erodibilität des Bodens und den Bodenabtrag werden von Auerswald (1996) beschrieben: Auf der Grundlage von Untersuchungsergebnissen wurde gezeigt, dass eine Steigerung der K^+ -Ionen am Austauscher zu höheren Bodenabträgen führt. Werden einwertige Kationen (K^+ und NH_4^+) in den Zwischenschichten von hochgeladenen, aufweitbaren 2:1 Tonmineralen fixiert, so wirken diese nicht dispersiv. Werden sie hingegen an den Aussenschichten absorbiert, erhöhen sie die Dispersion und erhöhen die Erodibilität (Baldock & Kay 1987). Auch Ammoniumdünger können Elemente der Bodenkolloide austauschen und damit zu einer Reduzierung der Aggregatstabilität beitragen (Davis et al. 2001). Auf der Grundlage umfangreicher Auswertung wurde von Auerswald (1996) ein Gleichung erstellt, die den Effekt einwertiger Kationen auf den K-Faktor beschreibt (vgl. Kap. 4.2). Höfer (1989) konnte diesen Zusammenhang in umfangreichen Berechnungsversuchen bestätigen: der K-Gehalt bzw. die K+Na-Sättigung des Austauschers korrelierte mit der Aggregatstabilität, der Aggregatdichte und vor allem der Bodenerosion ($r=0,70$ bzw. $r=0,80$).

¹⁰ Die unterschiedlichen Bodenarten weisen aufgrund der Texturen und der damit verbundenen Porendurchmesser verschiedene „Ansatzpunkte“ für die Aggregierungsmechanismen auf.

Allgemein wird angenommen, dass Calcium Ton-Kationen-Humuskomplexe bildet und die Aggregatstabilität erhöht (Peele 1936, Myers 1937, Peterson 1947, Muneer & Oades 1989b, Clough & Skjemstad 2000 in: Six et al. 2004). Die hohe Stabilität carbonathaltiger Böden wird darauf zurückgeführt, dass Calcium in feinen Aggregaten den Ton durch Neutralisation dissoziierender Säuren vor der Dispersion schützt (Ojeda et al. 2008). Im Rahmen eines dreifaktoriellen Versuchs wurden auf verschiedenen Böden mit variierenden Tongehalten drei Applikationsmengen CaCO_3 und drei Applikationsmengen org. Substanz kombiniert und die Effekte auf die Aggregatstabilität untersucht (Wuddivira & Camps-Roach 2007). Insbesondere auf tonreicheren Böden wurde bei den höheren CaCO_3 -Applikationsmengen eine verbesserte Aggregatstabilisierung gefunden. Grundsätzlich konnte eine Zunahme wasserstabiler Aggregate, als Maß der Aggregatstabilität, mit steigendem Ca^{2+} -Gehalt gemessen werden. Zurückgeführt wurde dies auf die reduzierte Dispersion und Quellverhalten des Tons (ebd.). Die verbesserte Aggregation lässt sich dabei u.a. durch stabile Verbindungen aus Ca^{2+} -Brücken begründen, die ebenfalls die Auslöser für den langanhaltenden, positiven Effekt der Kalkung auf die Bodenstruktur sind (vgl. Wuddivira & Camps-Roach 2007). Es muss davon ausgegangen werden, dass intensive Wechselwirkungen zwischen Ton (Gehalt, Tonmineral), Ca^{2+} , organischer Substanz (Gehalt und zugeführte Menge) und Aggregatstabilität von der Mineralogie des Ton abhängig sind (ebd.).

Höfer (1989) bestimmte mittels Berechnungsversuchen den Bodenabtrag von unbewachsenen Feldern, die langjährig ökologisch bzw. konventionell bewirtschaftet waren. Damit sind der K-Faktor der USLE und die bewirtschaftungsbedingte Veränderungen im Boden, die in der USLE dem C-Faktor zugeschlagen werden, erfasst. Er fand einen Zusammenhang ($r=0,64$, $n=15$) zwischen den P-Gehalten in der Krume und der Aggregatstabilität, die von 46ml bis 456ml/10min (Perkolationsstabilität) variierte. Er bestätigt damit Ergebnisse von Oades (1988), der auch einen erosionsfördernden Einfluss steigender P-Gehalte feststellte. Die Aggregatstabilität lässt sich durch die Einflussgrößen P-Gehalt, Tongehalt und organische Substanz zu 84% (r^2) bestimmen. Einen signifikanten Zusammenhang zwischen Erodibilität und den Gehalten an organischer Substanz konnte Höfer (1989), wie auch Martin (1988), nicht finden.

Aggregate <2 μm

Auf der „nächsten hierarchischen Ebene“ (B) erfolgt die Bildung von Mikroaggregaten (2 μm). Zuvor gebildete Tonpartikel bzw. die organo-mineralischen Aggregate werden mit organischen Einheiten, z.B. Reststoffen der Mikroorganismen oder von Pilzen, verkrustet und stabilisiert. Diese als Humus-Ton-Komplexe bezeichneten Einheiten sind verhältnismäßig persistent und vom Gehalt der organischen Bodensubstanz sowie der Textur des Bodens abhängig.

Tisdall & Oades (1982) weisen auf „kurzlebige“ Substanzen hin, die für die Aggregation bedeutend sind (Ebenen B und C), aber verhältnismäßig schnell durch Mikroorganismen abgebaut werden. Die wichtigste Gruppe sind Polysaccharide, die bei der Zufuhr organischer Substanzen und deren Abbau durch Mikroorganismen oder, im Bereich der Rhizosphäre, durch Wurzelausscheidungen und Mikroorganismenaktivität gebildet werden. Morel et al. (1991) konnten allerdings auch Stabilisierungsprozesse der Aggregate durch eingebrachte Wurzelausscheidungen beobachten, die unbeeinflusst von der mikrobiellen Aktivität stattfand. Der enge Zusammenhang zwischen Aggregatstabilität und Gehalt an Polysacchariden konnte in verschiedenen Ländern (z. T. in unterschiedlichen Klimaten) mit unterschiedlichem Management bestätigt werden (z. B. Dalal & Henry 1988, Spaccini et al. 2004, Liu et al. 2005 in: dos Reis Martins et al. 2009).

In einem Experiment von Liu et al. (2005) zum Einfluss nichtlegumer Zwischenfrüchte (*Hordeum vulgare L.*, *Secale cereale L.*, *Lolium multiflorum Lam*) auf die Menge löslicher und säurelöslicher Polysaccharide sowie der Aggregatstabilität konnte nachgewiesen werden, dass bereits nach einem Anbaujahr ein Anstieg der Aggregatstabilität durch den Input säurelöslicher Polysaccharide vorzufinden war. In Folge des Anbaus von Zwischenfrüchten werden die Menge "aktiver Polysaccharide" und bodenstabilisierenden Substanzen erhöht und durch den zusätzlichen Input von Kohlenstoff die Bodenmikroorganismen gefördert (Liu et al. 2005). Dies führt insgesamt zur Verbesserung der Aggregatstabilität (ebd.).

Aggregate <20 µm

Auch auf der Ebene (C) sind Reststoffe von Pilzen und weitere Pflanzenrückstände als Aggregierungs- bzw. Bindungsstoffe von Bedeutung. Ähnlich wie beim vorherigen Prozess führen Verkrustungen von anorganischen Tonpartikeln mit organischen Partikeln zur Bildung größerer Aggregate. Neben Effekten von Pilzhyphen werden von Tisdall & Oades (1982) auch Bakterien und deren Ausscheidungsprodukte als bedeutende Bindungspartner dieser Ebene beschrieben. Allerdings werden von ihnen keine direkten Hinweise zu den Einflüssen durch die Bewirtschaftung angeführt.

Auch frisch eingebrachtes Pflanzenmaterial, z.B. durch Gründüngung oder Zwischenfruchtanbau, induziert eine erhöhte Aggregierung durch die Stimulation mikrobieller Organismen und deren Produktion von „Bindungsstoffen“. Während des Abbaus des Pflanzenmaterials bzw. der organischen Substanz werden diese mit Tonpartikel und Ausscheidungsprodukten der Organismen zu stabilen Mikroaggregaten verkrustet. Mikrobielle Schleimstoffe und Ausscheidungsprodukte stabilisieren und schützen diese Aggregate im Weiteren zusätzlich (Six et al. 2004).

Die Ausscheidungen von Regenwürmern haben ausgeprägte Populationen von Bakterien, Pilzen und Aktinomyceten, die Aktivität verschiedener Enzyme ist verstärkt und die Konzentration verfügbarer Nährstoffe erhöht. Sie weisen eine höhere Aggregatstabilität als der umgebende Boden auf. Die Stabilität ist jedoch vom Alter der Ausscheidungen abhängig: Frisch ausgeschiedene Substrate verfügen über eine äußerst geringe Stabilität und werden erst mit zunehmender Trocknung und Alterung stabiler. Dafür ist wahrscheinlich eine Kombination von physikalischen und biologischen Prozessen verantwortlich (Haynes & Fraser 1998).

In einer Maisfruchtfolge wurden signifikant höhere Stabilitäten als in einer Sojafruchtfolge gefunden (Whalen et al. 2003). Gründe hierfür sind der vergleichsweise geringe Gehalt an Phenolsäure (Huminsäure-Vorstufe) in den Soja-Bestandsabfällen, wodurch die stabilisierende Wirkung weniger stark ausgeprägt ist.

Basierend auf dem Modell der Bodenaggregierung gehen Tisdall (1994) davon aus, dass Mikroorganismen im Aggregierungsprozess aufgrund ihrer Größe (wenige Micrometer) nur zur Stabilisierung von Mikroaggregaten beitragen können. Makroaggregate werden demnach eher durch Wurzeln und Pilzhyphen stabilisiert (vgl. Bossuyt et al. 2001).

Aggregate <200 µm

In Inkubationsversuchen mit Pilzen und Bakterien wurden die Auswirkungen des Wachstums der Organismen auf die Aggregatstabilität untersucht (Molope et al. 1987). Dabei konnten parallele Entwicklungen zwischen dem Wachstum und dem Rückgang der Pilzhyphen und der Aggregatstabilität gemessen werden. Im Vergleich zu ebenfalls untersuchten Bakterien konnte dadurch die besondere Effektivität der Pilze für den Aggregierungsprozess

verdeutlicht werden. Einschränkend bleibt festzuhalten, dass die Stabilisierung durch Pilze nur ein relativer kurzfristiger Effekt ist, der nach wenigen Wochen abnimmt, dann aber häufig durch Bakterien „übernommen“ wird (ebd.). Dies deckt sich mit Annahmen, dass Pilze bzw. deren Hyphen die Bildung von Makroaggregaten durch die Vernetzung feinerer Partikeln initiieren (Molope et al. 1987, Bossuyt et al. 2001). In Böden mit entsprechenden Porensystemen (grobporige, sandige Böden) sind Pilze aufgrund dieser Mechanismen als bedeutende Aggregierer anzusehen.

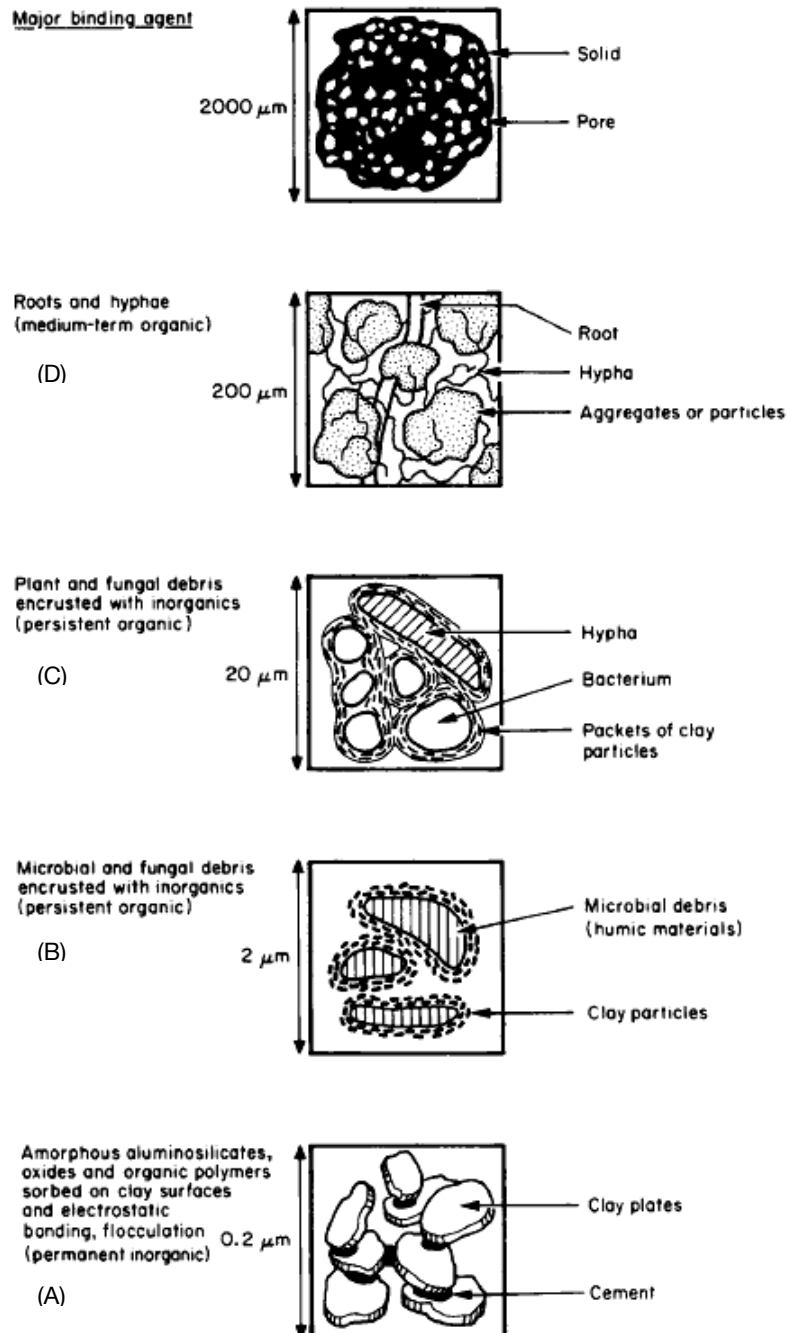


Abb. 3: Modell des Aggregat-Hierarchie-Konzeptes¹¹ (Tisdall & Oades 1982, verändert)

Aggregate <2000 μm

Die größten Aggregate (Makroaggregate > 200 μm) werden durch die Verflechtung von kleineren Makro- und Mikroaggregaten durch ein Netz aus Wurzeln und Hyphen gebildet (D). Werden diese organischen Substanzen abgebaut ohne ersetzt zu werden, nimmt die Aggregatstabilität deutlich ab. Im Vergleich zu den vorangegangenen Mechanismen ist hier von einer geringeren Wirkung mit zeitlicher Begrenzung auf wenige Wochen oder Monate (Molope et al. 1987) auszugehen. Die Wurzeln können in Kombination mit der Mykorrhiza ein feinma-

¹¹ Die Unterschiedlichen Mechanismen fasst Tisdall (1994) in einer späteren Arbeit in folgender Weise zusammen: Wurzeln und Hyphen, hauptsächlich Hyphen der Mykorrhiza, stabilisieren Makroaggregate (> 250 μm Durchmesser), während mikrobielle Rückstände und Pflanzenrückstände, Polysaccharide, Bakterien und anorganische Substanzen Mikroaggregate (< 250 μm Durchmesser) stabilisieren.

schiges Netz (Wurzelgeflecht) formen, durch das Partikel zu Aggregaten zusammengehalten werden (Haynes & Francis 1993). Die Wurzeln wirken aber auch indirekt durch abgesonderte stabilisierende Substanzen (Wurzeln, Wurzelteile, Wurzelhaare und Exudate) (vgl. Latif et al. 1992, Six et al. 2004) die Bodenmikroorganismen fördern. Diese produzieren wiederum Polysaccharide (s.o.), denen ein hohes Potenzial zur Stabilisierung der Bodenaggregate zugewiesen wird (Lynch & Bragg 1985 in: Haynes & Francis 1993).

In Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass Ryegrass und Luzerne gegenüber Mais¹² zu einem deutlichen Anstieg der Aggregatstabilität führen (Reid & Goss 1981). Entgegen der von Reid & Goss (1981) beschriebenen Annahme, dass Mais gegenüber den beiden anderen Früchten mehr organische Substanz in den Boden einbringt und sich die Effekte aus qualitativen Unterschieden ergeben müssen, ist doch wohl die Menge ausschlaggebend, da durch Mais ca. 9 dt TM ha⁻¹, durch Luzerne und Ryegrass ca. 30 – 35 dt TM ha⁻¹ organische Substanz¹³ in den Boden eingebracht werden.

Auch Stone und Buttery (1989) sowie Perfect et al. (1990) beschreiben, dass der Einfluss von Fruchtarten auf die Aggregatstabilität mit der abgegebenen Wurzelmasse in positivem Zusammenhang steht. Es ist allerdings davon auszugehen, dass die Wirkungen neben der Menge auch von der Qualität bzw. der Zusammensetzung des Materials beeinflusst wird. Betrachtet man die Untersuchungen von Reid & Goss (1981), so weist die Maiswurzelmasse ein durchschnittliches C/N-Verhältnis von 50 auf. Der Wert für Luzerne liegt hingegen um 13. Die Abbaubarkeit der Substanzen und die Effekte auf die Bodenmikroorganismen sind bei Mais (C/N = 50) und Luzerne (C/N = 13) unterschiedlich einzuschätzen. Bei Vergleichen von Klee grasbeständen und Mais-Weizen-Gerste, wurde die höhere Aggregatstabilität der Klee grasbestände ebenfalls mit dem engeren C/N-Verhältnis, das sich positiv auf die mikrobielle Aktivität im Boden auswirkt, begründet (Kandeler & Murer 1993). Ob diese Effekte auf der Ebene der Makroaggregate >200 µm wirken oder doch auf der der Mikroaggregate, wurde bisher nicht untersucht.

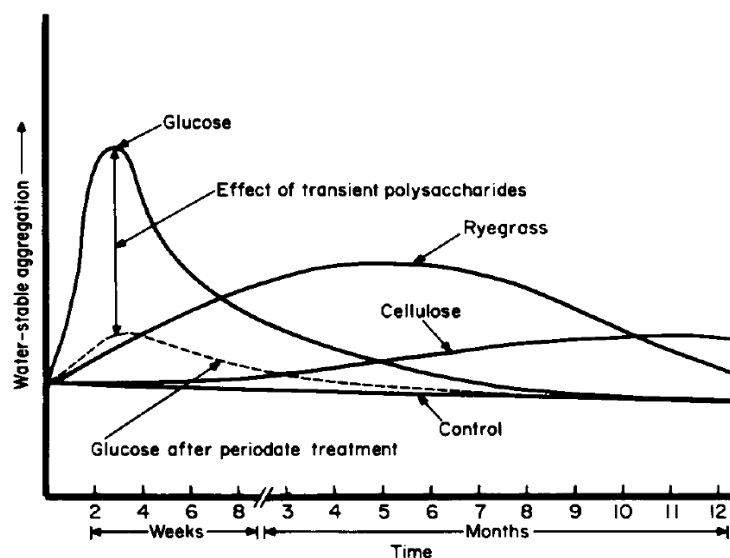


Abb. 4: Veränderungen der Aggregatstabilität nach Zufuhr verschiedener organischer Substanzen (Tisdall & Oades 1982)

¹² Le Bissonnais & Arrouays (1997) weisen dem Maisanbau darüber hinaus infolge der Verringerung der organischen Substanz durch die Mineralisierung einen bedeutenden negativen Einfluss auf die Aggregatstabilität aus.

¹³ Diese Angaben wurden den, im Modell REPRO (Hülsbergen 2003, Küstermann et al. 2009) hinterlegten Stammdaten, zu den Ernte-Wurzelrückständen von Fruchtarten entnommen.

Die von Tisdall & Oades 1982 beschriebenen Effekte werden von vielen weiteren Autoren übernommen und in ähnlicher Weise bestätigt (z.B. Arden-Clarke & Hodges 1987 a, Mytton et al. 1993, Schlecht-Pietsch et al. 1994, Ojeda et al. 2008, dos Reis Martins et al. 2009, Haynes & Francis 1993).

2.5.1.1 Aggregatstabilität und organische Substanz

Die organische Bodensubstanz (OBS) entspricht der Gesamtheit der toten organischen Masse im Boden. Einigen Quellen zählen darüber hinaus auch die Biomasse (lebende organische Substanz) zur OBS hinzu¹⁴ (vgl. Kuntze et al. 1994, Schachtschabel et al. 1998). Betrachtet man ausschließlich den Humus, so kann dieser nach dem Grad der Zersetzung in Streu- und Huminstoffe, als auch in verschiedene Kohlenstoffpools unterteilt werden. Diese variieren zum Teil deutlich in ihren Eigenschaften, der Zusammensetzung, der Umsetzbarkeit usw. (vgl. Körschens et al. 1997 in: Hülsbergen 2003). Die Pools können im Weiteren in einen mehr oder weniger konstanten C-Pool (inert), der sich nur mittel- bis langfristig verändert, und einen umsetzbaren C-Pool (labil) eingeteilt werden. Während der inerte C-Pool vor allem vom Feinanteil des Bodens, dem Klima usw. bestimmt wird, ist der labile C-Pool von den landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen abhängig. Der labile C-Pool kann beispielsweise in Folge der Zufuhr organischer Substanz durch die Fruchtarten (Bestandsabfälle und Ernte- und Wurzelrückstände), die organische Düngung (Mengen und Qualitäten) und von der Mineralisation der OBS (z.B. in Folge intensiver Bodenbearbeitung) beeinflusst werden. Unter vergleichbaren Standortbedingungen ist somit häufig ein Einfluss der Anbausysteme festzustellen.

Diese Wirkungen können folgenderweise zusammengefasst werden (Abb. 4): Die Zufuhr leicht abbaubarere Substanzen, wie z.B. Glukose, erhöht die Aggregatstabilität¹⁵ innerhalb kürzester Zeit. Die förderliche Wirkung nimmt nach wenigen Wochen ab, da die aggregierenden Substanzen durch Mikroorganismen abgebaut werden. Weniger gut abbaubare Substanzen, wie z.B. Ryegrassgewebe, erzeugen einen eher graduellen Anstieg der Aggregatstabilität, der dafür umso länger anhält. Stabile, abbauresistente Substrate wie z.B. Cellulose, führen zu einem langanhaltenden (mehrere Monate) aber geringeren Effekt der Stabilisierung (vgl. Tisdall & Oades 1982, Albiach et al. 2001). Dos Reis Martins et al. (2009) klassifizieren in Anlehnung an Tisdall & Oades (1982) zwischen persistenten Bindungsstoffen, aromatischen C-Verbindungen, die mit mehrwertigen Kationen verbunden sind, temporäre Stoffe, hauptsächlich Wurzeln und Hyphen, und transiente Stoffe wie Polysaccharide¹⁶.

In vielen Studien und Publikationen zur Bodenerosion wird die OBS als ausschlaggebend für die Empfindlichkeit der Böden gegenüber Erosion angesehen und ihr eine besondere Bedeutung für die Strukturbildung, Aggregation, Stabilität und Bodenfruchtbarkeit zugesprochen (Wischmeier & Mannering 1969, Arden-Clarke & Hodges 1987 a, Kemper et al. 1987, Mulla et al. 1992). 1966 wurde von Kemper und Koch (1966) nachgewiesen, dass mit steigendem Corg-Gehalt, als Messgröße der organischen Bodensubstanz, die Aggregatstabilität signifikant zunimmt (Mulla et al. 1992). Auch bei weiteren Untersuchungen wurde eine enge Korrelation ($R^2 = 0,73$) zwischen dieser und der Aggregatstabilität gefunden (Goulet et al. 2004). Für die Niederlande konnte belegt werden, dass die Aggregatstabilität, ausged-

¹⁴ Im Rahmen des Projektberichtes wird unter der organischen Bodensubstanz ausschließlich die tote org. Substanz in Form des Humus verstanden. Aufgrund der Wirkungszusammenhänge zwischen OBS und Biomasse wird diese aber dennoch in diesem Kapitel behandelt.

¹⁵ In der Veröffentlichung wird der Anteil wasserstabiler Aggregate als Messgröße zur Aggregatstabilität verwendet.

¹⁶ In diesem Kontext wäre auch zu überlegen, ob der Ökologische Landbau neben einem Mengeneffekt eingebrachter org. Substanz sich gegenüber konventioneller nicht auch durch qualitative Merkmale dieser Substanzen unterscheidet. Die (wiederholte) Einbringung leichter metabolisierbarer Stoffe (z.B. von Kleeagrassrückständen) könnte so möglicherweise zu kumulativen Effekten führen und damit Aggregatstabilität zusätzlich verbessern.

rückt als Anteil wasserstabiler Aggregate (WSA), in ökologisch bewirtschafteten Vergleichsflächen gegenüber konventionellen um 72% erhöht ist (Pulleman et al. 2003 in: Niggli et al. 2007). Dieser Effekt wird maßgeblich auf die Erhöhung der organischen Bodensubstanz und der verbesserten biologischen Aktivität zurückgeführt (ebd.). Wie verschiedene Ergebnisse zeigen, korreliert die Aggregatstabilität gut mit der Gesamtheit der organischen Bodensubstanz.

Einige Arbeiten zeigen jedoch, dass diese häufig besser mit einzelnen Poolgrößen, wie z.B. der mikrobielle Biomasse (C_{Mik}) oder den löslichen Kohlenhydraten, korreliert ist (vgl. Liu et al. 2005, Ojeda et al. 2008). Diese Kohlenstoffformen sind zum umsetzbaren labilen C-Pool zu zählen und weisen eine wesentlich stärker zeitliche Variation als Corg auf und werden schneller durch die Bewirtschaftung beeinflusst. Daraus ergibt sich für die Aggregatstabilität ebenfalls eine zeitliche Variabilität.

Häufig wird betont, dass der Ökolandbau zu einem Anstieg bindungsrelevanter Komponenten bzw. Substanzen beiträgt, ohne den Gesamtgehalt der organischen Bodensubstanz zu verändern (Capriel et al. 1990).

Die Wirksamkeit der „biologischen“ Aggregatstabilisierung ist neben der Menge zugeführter Substanz auch von der Ausgangssituation abhängig. Inkubationsversuche haben gezeigt, dass die Körnung bzw. die Bodenart, der Gehalt organischer Bodensubstanz und die Aktivität der mikrobiellen Biomasse entscheidend für die Gesamtwirkung sind (Kiem & Kandeler 1997): Den geringsten Effekt der Aggregatstabilisierung wurde in Böden mit hohem Anfangsgehalt an OBS und mikrobieller Biomasse beobachtet. Die Stabilisierungseffekte waren bei sonst gleichen Bedingungen in sandigen Böden (< 15% Ton) am höchsten, in tonigen (> 35% Ton) am geringsten. Durch die unterschiedlich stark ausgeprägte Stabilisierung erfolgt eine Angleichung beider Böden in der Aggregatstabilität.

Untersuchungen im Rahmen dieses Projekts am Fruchtfolgeversuch der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) auf der Versuchsstation Viehhausen (Pommer & Fuchs 2003) haben gezeigt, dass die Aggregatstabilität mit der Summe der zugeführten bodenwirksamen C-Menge aus den Pflanzenresten und der Gründüngung korreliert ist ($r = 0,872$) (Reents et al. 2009). Korrelationen zwischen den Gehalten der OBS und der Aggregatstabilität waren hingegen deutlich schwächer ausgeprägt ($r = 0,637$). Hieraus kann man schließen, dass die Aggregatstabilität während der Zersetzung des bodenwirksamen Kohlenstoffs „erzeugt“ wird und die Aggregatstabilität entscheidend durch den Eintrag des Kohlenstoffs verschiedener Pflanzenreste (Ernte- und Wurzelrückstände sowie Gründüngung, außer Stroh) beeinflusst wird. Damit könnte die Menge des eingebrachten bodenwirksamen C als Maß dienen, um Veränderung der Aggregatstabilität unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus abzubilden (Reents et al. 2009). Weiter Untersuchungen zu dieser Thematik stehen aus.

Ursachen für die Stabilisierung zugeführter org. Substanzen werden von Zhang & Hartge (1992) in der Bindung zwischen organischen und anorganischen Komponenten und der Reduzierung der Benetzbarkeit durch organische Substanz gesehen. Durch diese „Verlangsamung“ des infiltrierenden Wassers wird der Druck des eindringenden Wassers in den Aggregaten reduziert und die Luftspregung von Aggregaten vermindert (Auerswald 1993). Die positive Wirkung der organischen Substanz wird generell anerkannt, aber gilt als noch lange nicht vollständig verstanden (Albiach et al. 2001).

In diesem Zusammenhang wurde im Rahmen des Projektes ein Inkubationsversuch durchgeführt, der auf Arbeiten von Sekera & Brunner (1942) zurückgeht. Diese konnten zeigen, dass die Zufuhr org. Substanzen (z.B. von Luzernemehl) zu einer erhöhten Aktivität der Bodenmikroorganismen und damit zu signifikanten Veränderungen der Stabilität führen kann.

Im Rahmen der eigenen Untersuchungen werden die Auswirkungen verschiedener, in aufbereitete Bodenproben eingebrachter organischer Substanzen, auf die Aggregatstabilität (Perkolationsstabilität) untersucht. Der Versuchsaufbau ist dabei so gestaltet, dass in ein homogenes Ausgangssubstrat (Bodenprobe 0 - 50 mm, luftgetrocknet, auf 1 – 2 mm gesiebt und anschließend wiederbefeuchtet) unterschiedliche Substrate (Stroh öko. und konv., Klee gras, Sojabohnen, Mais, Ackergras, Schilf usw.) zugeführt werden. Die zugeführten Mengen orientieren sich dabei an bei der Bewirtschaftungspraxis. Um verschiedene Wirkungsauern zu untersuchen, werden die Proben in einem Brutschrank aufbewahrt und nach Ablauf verschiedener Zeitpunkte analysiert.

Mit dem Versuch sollen erste Hinweise zu der Fragestellung zum Einfluss unterschiedlicher organische Substanzen auf die Aggregatbildung und deren Integration in die Berechnung von Bodenabträgen erarbeitet werden. Als konkrete Fragestellung wurde formuliert, ob die Zufuhr verschiedener org. Substanzen in Kombination mit der Mikroorganismenaktivität¹⁷ zu Veränderungen der Perkolationsstabilität führt, ob einfache Qualitätsparameter der organischen Substanzen (C und N-Gehalte, C/N-Verhältnis) ausreichende Informationen zur Erklärung dieser Effekte bereitstellen und was die Ergebnisse für den Erosionsprozess bedeuten. Erste Ergebnisse zeigen eine deutliche Unterscheidung der Proben. Eine detaillierte Auswertung und Publikation ist in Vorbereitung.

Die grundsätzliche Bedeutung der OBS im Erosionsgeschehen wird auch durch die Integration in der ABAG deutlich: Hier wird sie als humusgehaltsabhängiger Anteil des K-Faktors betrachtet, der die Erodibilität des Bodens beeinflusst. Dabei wird angenommen, dass steigende Humusgehalte die Bodenerodierbarkeit linear senken. Der Humusgehalt wird im Rahmen der Berechnung des K-Faktors nur selten analytisch¹⁸ bestimmt, sondern durch die Verwendung von Tabellen- oder Kartenwerken abgeleitet. Dies erweist sich insbesondere unter ökologischen Anbaubedingungen als problematisch, da von zahlreichen Autoren höhere Humusgehalte ökologisch bewirtschafteter Ackerflächen, gegenüber konventionellen Vergleichsflächen, beschrieben werden (z. B. Schlichting 1975, Lockeretz et al. 1981, Schruft et al. 1982, Weiß 1988, Capriel 2006, Fließbach et al. 2007). Beim Vergleich von „alternativ“ wirtschaftenden mit konventionellen Betrieben, wiesen Erstere im Mittel um 0,2 % höher Humusgehalte auf (Weiß 1988). Da Ökoflächen demnach häufiger höhere OBS-Werte erreichen können als in Standardwerken beschrieben wird sollte angestrebt werden, die Bodenerodibilität bzw. den K-Faktor mit gemessenen Bodendaten zu errechnen (Kainz 2007).

2.5.1.2 Trocknungs- Befeuchtungszyklen

In Folge eines Trocknungs- Befeuchtungszyklus kann eine Abnahme der Aggregation des Bodens einsetzen (Utomo & Dexter 1982). Es wird angenommen, dass dieser Effekt mit ausgeprägterem Wechsel des Wassergehaltes an Bedeutung zunimmt (ebd.). Hierbei muss jedoch die Vorbehandlung des Bodens berücksichtigt werden: Während ungestörte Böden –

¹⁷ Untersuchungen hierzu wurden aufgrund des Aufwandes nicht durchgeführt, würden aber eine sinnvolle Ergänzung zur Interpretation der Ergebnisse sein.

¹⁸ Im Labor kann der organische Kohlenstoff (Corg) analytisch bestimmt und anschließend mit 1,72 zum Humusgehalt multipliziert werden.

keine Bodenbearbeitung – durch solche Zyklen eher destabilisiert werden, erfolgt auf durch Bodenbearbeitung gelockerte Böden eine Stabilisierung. Der Effekt wird darauf zurückgeführt, dass durch die beim Prozess auftretenden Kräfte Schwachstellen wie Schrumpfrisse (Mikrorisse) entstehen, die primäre Ausgangspunkte für weitere Aggregierungsprozesse sind. Six et al. (2004) beschreiben, dass bewachsene Böden, die über einen definierten Zeitraum feucht gehalten und so Trocknungs-Befeuchtungszyklen ausgeschlossen wurden, im Vergleich zu periodisch austrocknenden Böden eine um 10 – 20 % reduzierte Aggregation zeigten. Speziell Trocknungsvorgänge im Wurzelbereich bewirken in Kombination mit den Ausscheidungen eine Verstärkung der Aggregatstabilität (dos Reis Martins et al. 2009). Dabei erhöht die Trocknung die Effektivität der Bindungsstoffe durch die verbesserte Sorption an den mineralischen Oberflächen (ebd.).

Ein ähnlicher Effekt kann bei Frost-Tauzyklen beobachtet werden. Unter der Einwirkung von Frost kann in Abhängigkeit der Ausgangsbedingungen sowohl eine Abnahme, als auch eine Zunahme der Aggregation erfolgen (Six et al. 2004). Speziell bei höherer Bodenfeuchte können durch Frost gebildete Eiskristalle in den Poren zu einer Zerstörung der „Partikel-Partikel-Bindungen“ führen, wodurch in erster Linie Makroaggregate beeinflusst werden. Die Bedeutung dieses Prozesses ist von der Ausgangsfeuchte, den Standort bzw. Bodenmerkmalen und dem Gehalt der organischen Bodensubstanz abhängig (ebd.).

2.5.1.3 Körnung und Tonmineralogie

Dos Reis Martins et al. 2009 weisen darauf hin, dass die Art der Tonminerale einen wesentlicher Faktor zur Erklärung der Aggregatstabilität sind. Diese erklären, warum bei manchen Untersuchungen enge Korrelationen zwischen Tongehalt und Aggregatstabilität gefunden wurden (z.B. Kiem & Kandeler 1997, $r = 0,47$), für die organische Bodensubstanz ($r = 0,34$) bzw. lösliche Polysaccharide ($r = 0,38$) hingegen nur schwache.

Bei Untersuchungen von Glukose und Stickstoffzugaben wurde die größte Zunahme der Aggregatstabilität in sandigen Böden (37,7 %) erzielt. Danach folgten lehmige (28,9 %) und tonige Böden (23,3 %). Kiem & Kandeler (1997) sehen diese Ergebnisse in voller Übereinstimmung mit Aussagen von Oades (1993 in: Kiem & Kandeler 1997), dass die Tätigkeiten und Ausscheidungen von Mikroorganismen relevanten stabilisierenden Einfluss ausüben, dieser Effekt aber besonders in geringer aggregierten Böden (hier sandig) von großer Bedeutung sind. Generell wird daher davon ausgegangen, dass in Böden mit geringen physico-chemischen Bindungsmechanismen organismenbezogene Stabilisierungsprozesse eine höhere Bedeutung für die Aggregatbildung und Stabilisierung haben (Kiem & Kandeler 1997).

Der Einfluss der Mineralogie auf die Aggregation in Abhängigkeit von variierendem Bodenmanagement konnte von Six et al. (2000) nachgewiesen werden. In Untersuchungsvarianten, die durch Dreischicht-Tonminerale dominiert wurden, nahm die Aggregatstabilität mit der Bearbeitungsintensität ab (natürliche unbearbeitet < konservierend pfluglos < konventionell pflügende). Varianten mit einem „Mix“ unterschiedlicher Tonminerale reagierten hingegen kaum auf die Bearbeitungen und blieben bezgl. ihrer Aggregatstabilitäten verhältnismäßig konstant. Diese Unterschiede sind wahrscheinlich insbesondere auf die Anwesenheit von Eisen- und Aluminiumoxide und deren stabilisierenden Effekt zurückzuführen (ebd.). Im Weiteren weisen Six et al. (2000) darauf hin, dass Böden mit bedeutenden Mengen an Oxiden und der Dominanz von Zweischicht-Tonmineralen weniger an Aggregatstabilität durch die Abnahme der organischen Bodensubstanz verlieren, als dies bei Dreischicht-TM dominierten Böden der Fall ist (ebd.). Aggregierungsmechanismen der organischen Substanz, sind in oxidreichen Böden wesentlich unbedeutend, da hier vor allem die Oxide den

Bindungsprozess dominieren (Lamar & Bresson 1989, Oades & Waters 1991, Rhoton et al. 1998 in: Six et al. 2004). Während die Aggregatstabilität von Zweischicht-Tonmineralen insbesondere durch die Bindungsmöglichkeiten des Minerals bestimmt wird, wird die von Dreischicht-Tonmineralen durch mehrwertige organisch-mineralische Komplexe und negativ geladene Tonplättchen geprägt. Basierend auf diesen Ergebnissen fassen Six et al. (2004) zusammen, dass der Effekt der Stabilisierung in Abhängigkeit vom Tonmineral gesehen werden muss. Während die Aggregatstabilität von Böden mit Zweischicht-Tonmineralen¹⁹ mit dem Tongehalt zunimmt, nehmen bei Dreischicht-Tonmineralen dominierten Böden disaggregierende Mechanismen bei steigendem Tongehalt zu und führen zu einer Herabsetzung der Aggregatstabilität (Wuddivira & Camps-Roach 2007).

2.5.1.4 Mechanismen der Aggregatzerstörung / Disaggregation

Im Zusammenhang mit der Aggregation von Böden sind verschiedenen Mechanismen der Aggregatzerstörung bzw. Disaggregation zu betrachten. Nur wenn diese ebenfalls bekannt sind, kann eine umfassende Abschätzung der Wirkungen landwirtschaftlicher Aktivitäten erfolgen. Eine der ersten Arbeit die analog zum Modell der Aggregation einen umfassenden Überblick über verschiedene Mechanismen der Disaggregation gibt, wurde von Le Bissonnais (1996) verfasst. In der Arbeit werden vier Hauptmechanismen unterschieden (vgl. Barthés & Roose 2002, Wuddivira & Camps-Roach 2007):

- Dispersion: Elektrostatisch-physikalische Bindungsprozesse werden durch die Zufuhr von Ionen und den damit entstehenden osmotischen Stress beeinflusst, wodurch solche Bindungsmechanismen ggf. gelöst werden können (Emerson 1967, Shainberg 1992, Sumner 1992 in: Le Bissonnais 1996).
- Quell- und Schrumpfungsprozesse: Vor allem tonreiche Böden mit quellfähigen Tonmineralen können in Folge von Trocknungs- und Befeuchtungsprozessen disaggregiert werden. Dies geschieht dadurch, dass Wasser in die Bodenschichten eingelagert wird, dadurch der Quelldruck zunimmt und so bestehende Aggregate zerstört werden. Trocknen solche Böden aus, führt die Volumenabnahme durch Schrumpfung zur Bildung Rissen (vgl. Trocknungs- Befeuchtungszyklen) (Utomo & Dexter 1982, Le Bissonnais 1996).
- Luftsprengung: Bei lufttrockenen Aggregaten wird durch eindringendes Wasser in den Poren befindliche Luft eingeschlossen und komprimiert. Erfolgt die Befeuchtung dabei zu schnell, werden Aggregate durch den ansteigenden Druck gesprengt (Utomo & Dexter 1982, Kemper et al. 1987, Le Bissonnais 1996, Zhang & Hartge 1992, Auerswald 1993).
- Tropfenschlag (Splash): Während eines Niederschlages führen Aufschlagereignisse von Regentropfen auf der ungeschützten Bodenoberfläche zu Zerstörungen von Aggregaten. Mit steigender Niederschlagsintensität nimmt die abgegebene kinetische Energie und damit die zerstörende Wirkung zu (Hintermaier-Erhard & Zech 1997, Six et al. 2000).

¹⁹ In diesem Zusammenhang beschreiben sie diese als nichtquellende, kristalline Tone.

2.5.2 Die Infiltration

Regenwürmer können Gangsysteme anlegen, durch die die Infiltration entscheidend verbessert werden kann (Six et al. 2004), der Oberflächenabfluss und die Erosion verringert werden können (vgl. Arden-Clarke & Hodges 1987 a, Six et al. 2004). Auf ökologisch bewirtschafteten Flächen wurden Infiltrationskapazitäten gemessen, die gegenüber konventionellen um 30 – 140% höher lagen. Dadurch kann im Erosionsprozess eine Limitation der Transportkapazität erfolgen, wodurch Sedimentation von Bodenpartikel einsetzt (Siegrist et al. 1998). Während der Grabtätigkeit wird auf die Gangwände Druck ausgeübt und diese werden mit Schleim verklebt. Dadurch zeichnen sich die Gänge durch eine zusätzliche Stabilität aus (Six et al. 2004).

2.5.3 Der Einfluss des Managements

Die Aggregierung des Bodens wird seitens der Landwirtschaft bzw. der Bewirtschaftungsmaßnahmen durch die Bodenbearbeitung, das Anbausystem sowie vom Düngungssystem beeinflusst (Whalen et al. 2003). Hier wird zudem der Pflanzenschutz betrachtet.

2.5.3.1 Bodenbearbeitung

Tisdall & Oades (1980), Hollender et al. (2005), Mentler & Spiegel (2006), Kasper et al. (2009) gehen davon aus, dass intensive Bodenbearbeitungssysteme zu einer Abnahme der Aggregatstabilität und der Mengen organischen Kohlenstoffs und Stickstoffs führen. Intensive Bodenbearbeitung, insbesondere wenn sie über längere Zeiträume erfolgt, führt auch zu Bodenverdichtung (Liu et al. 2005).

Signifikant höhere Gehalte organischer Bodensubstanz fanden Álvaro-Fuentes et al. (2009) bei pfluglosen und reduzierten Bodenbearbeitungssystemen in der oberen Bodenschicht (0-5 cm), die höchste Aggregatstabilität wurde in der pfluglosen Variante gemessen. Durch die fehlende Einmischung der pflanzlichen Rückstände besteht auf der Bodenoberfläche eine positiv wirkende Mulchschicht, die die Bodenoberfläche zusätzlich vor Disaggregation schützt (ebd., vgl. Lockeretz et al. 1981). Bereits nach 2 Jahren zeigte sich bei reduzierter Bearbeitung eine deutlich höhere Aggregatstabilität (Six et al. 2000), um 63% verringerte Bodenabträge und um 27% reduzierte Oberflächenabflüsse (Rasia & Kay 1995).

Bei den meisten Untersuchungen werden Langzeiteffekte betrachtet, obwohl nach Utomo und Dexter (1981 in: Utomo & Dexter 1982) direkt nach der Bodenbearbeitung eine Periode mit signifikant geringerer Aggregatstabilisierung vorzufinden ist. Molope et al. (1987) finden unmittelbar nach der Bearbeitung eine kurzzeitige Stabilisierung der Aggregate. Durch die Durchmischung von Bodenpartikeln und bessere Sauerstoffverfügbarkeit werden organische Substanzen für Mikroorganismen metabolisch verfügbar gemacht, die zuvor durch Stabilisierungsmechanismen geschützt waren. Aufgrund dieser „neu verfügbaren“ Energie bzw. Nahrung steigt die mikrobielle Aktivität an und führt zu einer „Reformierung“ organischer Bindungsmechanismen (vgl. Tisdall & Oades 1982, Utomo & Dexter 1982).

Fiener & Auerswald (2007) untersuchten Bodenabträge, Aggregatstabilität, Bodenbedeckung und Oberflächenrauigkeit in Weizen nach Mais bzw. Kartoffeln. Die Bodenabträge im Kartoffelweizen waren 4mal höher als im Maisweizen. Dies ist wohl fast ausschließlich der Aggregierung bzw. Aggregatstabilität zuzuschreiben, die durch den Rodevorgang – einer besonderen Art der „Boden-Bearbeitung“ - intensivste beansprucht wird. Auch Fräsen, Kreiseleggen usw. (z.B. bei der Saatbettbereitung) führen zu einer verstärkten Zerstörung von Bodenaggregaten (Arden-Clarke & Hodges 1987 a).

Bullock et al. (1988) weisen allerdings darauf hin, dass die Variabilität der Aggregatstabilität im jahreszeitlichen Verlauf wesentlich deutlich ist, als die Differenzierung in Folge unterschiedlicher Bewirtschaftungen. Mulla et al. (1992) gehen diesbezüglich sogar noch weiter. Nach ihren Untersuchungen sind selbst bei langfristiger Durchführung unterschiedlicher Bearbeitungsmethoden keine signifikanten Effekte auf die Aggregatstabilität gegeben. Auf Grundlage ihrer Ergebnisse folgern sie, dass es keine direkten Beweise für die Beeinflussung der Erodibilität des Bodens durch konventionelle oder alternative Bewirtschaftungspraxis gibt. Diese Aussagen verdeutlichen, dass die Wirkungen von unterschiedlichen Bodenbearbeitungssystemen in Grundzügen bekannt sind, aber zum Teil noch große Wissensdefizite bestehen (Milgroom et al. 2007). Pauschale Aussagen zu den Wirkungen ökologischer Systeme aufgrund der Bodenbearbeitung sind somit nicht möglich, sondern erfordern die Betrachtung des Systems, das im Betrieb angewandt wird.

2.5.3.2 Kulturen und Fruchtfolgen

Neben den direkten Wirkungen der angebauten Fruchtarten über die Bodenbedeckung, werden Modifikation von Bodenmerkmalen bzw. -eigenschaften durch angebaute Fruchtarten beschrieben. Bereits 1956 wurde nachgewiesen, dass die Struktur des Bodens entscheidend von den Fruchtarten beeinflusst wird (Kullmann & Koitzsch 1956). Gramineen sowie mehrjährigen Leguminosen wirken besonders stabilisierend (vgl. Jankauskas & Jankauskiene 2003, Reid & Goss 1981).

Bei einer Acker-Grünland-Wechselwirtschaft („Egartenwirtschaft“) verändert sich die Aggregatstabilität periodisch, unter Grünlandbewirtschaftung ist eine Zunahme, bei Ackerfrüchten eine Abnahme zu verzeichnen (Haynes & Francis 1993).

In Fruchtfolgen mit Zuckerrüben und Silomais wurden signifikante Abweichungen zwischen den Aggregatstabilitäten der Fruchtfolgen ermittelt (höhere für FF mit Zuckerrübe), ohne dass Unterschiede bzgl. der Corg-Gehalte nachzuweisen waren (Diez et al. 1997). Der Einfluss von Fruchtarten auf die Struktur bzw. Aggregation des Bodens ist offensichtlich von unterschiedlichen Wirkungsmechanismen abhängig: So wirken die Pflanzen auf verschiedene Bodenorganismen wie z.B. Pilze oder die mikrobielle Biomasse, die ihrerseits auf die Bodenaggregate wirken (dos Reis Martins et al. 2009). Neben dieser indirekten Wirkung, können Pflanzen aber auch durch mechanische Effekte den Boden direkt beeinflussen (vgl. Morel et al. 1991 in: dos Reis Martins et al. 2009).

Die Wirkungen des Anbausystems bzw. das Potenzial einer Fruchtfolge zum Erosionsschutz wird von den Eigenschaften und Merkmalen der Fruchtarten sowie deren Anteile bestimmt (vgl. Jankauskas & Jankauskiene 2003). Beim Vergleich von konventionellen und ökologischen Produktionssystemen sind diesbezüglich bedeutende Unterschiede vorzufinden: Untersuchungen in Bayern haben gezeigt, dass Fruchtfolgen ökologischer Anbausysteme höhere Anteile an Ackergras- bzw. Klee grasbeständen und geringe an Reihenfrüchten aufweisen (Auerswald et al. 2003). Auch allgemein wird angenommen, dass ökologische Anbausysteme im Mittel eine höhere Anzahl an Fruchtarten, einen geringeren Anteil an Hackfrüchten, einen höheren Anteil an Klee grasbeständen und eine weitere Verbreitung von Zwischenfrüchten und Untersaaten aufweisen (vgl. Freyer 2003). Fuller et al. (2005) beschreiben als charakteristisch, dass ökologische Betriebssysteme Ackergras integriert haben. Für die USA beziffern Arden-Clarke & Hodges (1987 a) den Umfang von Ackergras in ökologischen Anbausystemen auf 25 – 40 %, wodurch sie die Bodenabträge gegenüber konventionellen Systemen um bis zu 25 % reduziert sehen.

Der Effekt der Anbaustruktur wird meist mit dem Einfluss auf die Bodenbedeckung in Verbindung gebracht. Fruchtarten die eine möglichst schnelle und vollständige Bodenbedeckung erreichen, werden als vorteilhaft (erosionsmindernd), solche mit langsamerer und in Zeiten intensiver Niederschläge lückiger Bedeckung (z.B. Reihenfrüchte wie Mais, Kartoffeln usw.) als nachteilig angesehen. Dieser Bedeckungseffekt wird in der ABAG zusammen mit dem Effekt der Oberflächengestaltung (durch Bodenbearbeitung) im RBA quantifiziert. Hierbei werden Fruchtarten mit einer intensiven Bodenbearbeitung oder –durchmischung aufgrund der (temporären) Minderung der Aggregatstabilität als erosionsfördernd betrachtet.

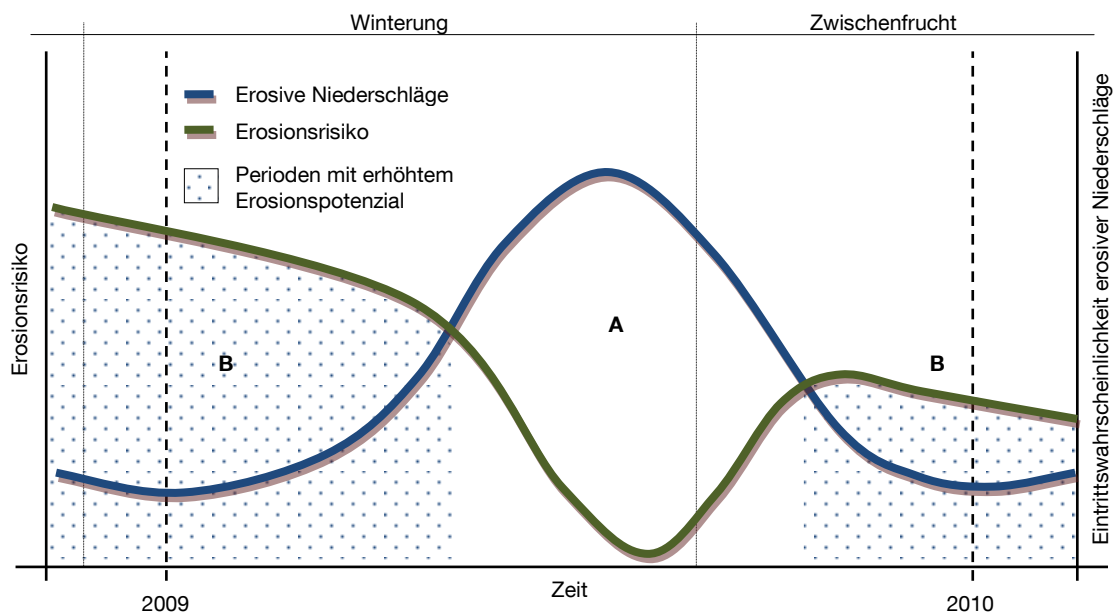


Abb. 5: Schematische Darstellung zum Zusammenhang von Bodenbedeckung und erosiven Niederschlägen sowie deren zeitliche Variabilität

Während die Verteilung erosiver Niederschläge und die daraus resultierende Eintrittswahrscheinlichkeit standortspezifisch sind, werden die Bodenbedeckung und deren Entwicklung von der Fruchtart und der Standortgüte bestimmt (Auerswald 1993). Innerhalb der ABAG wurden für die Modellierung typische Entwicklungsverläufe von Fruchtarten angenommen und bezüglich der Effekte interpretiert. Diese wurden auf Grundlage idealisierter konventioneller Anbausysteme entwickelt. Wie Kainz (2007) in diesem Zusammenhang beschreibt kann davon ausgegangen werden, dass abweichende Bedeckungsverläufe zwischen konventionellem und ökologischem Anbau von Fruchtarten bestehen. Am Beispiel des Kartoffelanbaus kann dies verdeutlicht werden.

Pflanzkartoffeln im ökologischen Landbau werden häufig vorgekeimt. Ihre Entwicklung ist so um ca. 2 Wochen vorverlegt und die Bedeckung nimmt vergleichsweise schnell zu. Die Endbedeckung wird früher erreicht, ist oft aber geringer als bei stärker gedüngten und damit üppiger wachsenden konventionellen Kartoffeln (Auerswald 1997 in: Stolze et al. 2000). Ab Mitte Juni besteht die Gefahr, dass *Phytophthora inf.* die Bestände befällt und das Laub vernichtet. Dem ökologischen Landbau steht mit Cu-Verbindungen, die zudem von vielen Landwirten nicht eingesetzt werden, ein wenig wirksames Pflanzenschutzmittel zur Verfügung. Es ist damit zu rechnen, dass die Bedeckung durch das Kartoffelkraut im Juli in Ökorkartoffeln stark und u.U. auch sehr schnell abnimmt, während konventionelle Bestände üblicherweise bis Ende August einen hohen Bedeckungsgrad aufweisen. In typischer Weise ist

dies in Beständen am Versuchsgut in Scheyern zu sehen (Abb. 6).²⁰ Im Mai sind Ökokartoffeln besser, ab Mitte Juli schlechter geschützt. Dabei ist davon auszugehen, dass besonders der abrupte Rückgang der Bedeckung im Juli typisch für den ökologischen Landbau ist (Kainz 2007).

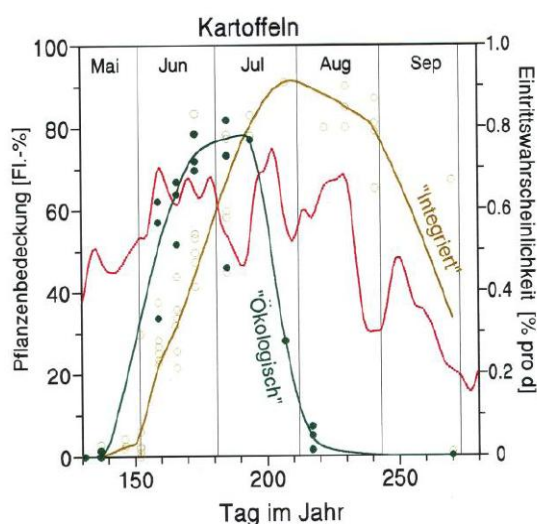


Abb. 6 Gemessene Bedeckungswerte (Punkte) und Bedeckungsverlauf (Linien) von ökologisch und konventionell angebauten Kartoffeln in Scheyern und die tägliche Eintrittswahrscheinlichkeit erosiver Starkregen nach Auerswald (1996)

Heindl (1991) analysiert die Wirkung des Winterweizenanbaus im ökologischen Anbau im Vergleich zum konventionellen an 4 Standorten im Tertiärhügelland Bayerns. Es zeigt sich, dass die Weizenbestände im ökologischen Landbau dünner sind und damit den Boden besonders im Mai und Juni schlechter bedecken und zudem – weil andere Sorten verwendet werden – höherwüchsiger sind und damit die Sekundärtropfen erosionswirksamer sind. Bewertet man diese Wirkungen der Kulturpflanzenbedeckung mittels C-Subfaktoren (c_e , Wischmeier 1978), so liegt die Erosionsdisposition im Ökoweizen beim 1,4fachen des konventionellen. Im Ökolandbau ist dagegen die Bedeckung durch lebende oder abgestorbene bodennahe Pflanzen (z.B. Unkräuter) oder sonstige Rückstände (z.B. Reste von Stallmistdünger) höher, so dass sich (nach WEPP; Flanagan 1995, Nearing et al. 1990) eine Reduktion der Erosionsgefährdung auf das 0,74fache des konventionellen Weizenanbaus ergibt. Werden beide Bedeckungseffekte zusammengefasst, so ergibt sich von März bis zur Ernte im August im Mittel eine Erhöhung der Erosionsanfälligkeit auf 108% des konventionellen Anbaus. Eine vergleichsweise starke Erosionsanfälligkeit der ökologischen Weizenbestände ergibt sich im Mai, der 10% der Jahresregenerosivität aufweist (Tab. 1)(Heindl 1991).

Tab. 1: Durch C-Subfaktoren geschätzte Auswirkung der Bedeckung in Weizenbeständen des ökologischen und konventionellen Landbaus, n. Heindl (1991) und Anteil des Jahres-R-Faktors im jeweiligen Monat

Monat	März	April	Mai	Juni	Juli	August
Verhältnis der C-Subfaktoren (öko/konv.)	1,0	1,02	1,80	1,05	1,05	0,81
R-Anteil (%)	0,76	3,0	10	28	20	

²⁰ Die Angaben basieren auf Untersuchungen von zwei Kartoffelbeständen unterschiedlicher Anbausysteme.

In der Studie von Heindl (1991) war die Aggregatstabilität unter ökologisch bewirtschaftetem Weizen im Mittel von 4 Standorten und 6 Zeitpunkten um den Faktor 1,7 höher als unter konventionellem Weizen. Die Stabilität fiel von März bis Mai ab, um dann bis Juli stark anzusteigen. Dieser Effekt war an allen Standorten recht stabil. Heindl (1991) vermutet, dass eine intensive Beschattung zur Ausbildung einer Schattengare und Erhöhung der Aggregatstabilität führt und die niedrigen Bedeckungswerte durch Weizen im Mai das Minimum der Aggregatstabilität nach sich zieht.

Untersuchungen zum Einfluss von Zwischenfrüchten (*Vicia villosa* R., *Trifolium incarnatum* L., *Secale cereale* L.) haben gezeigt, dass diese sowohl die Aggregation, als auch die C- und N-Pools des Bodens beeinflussen (Sainju et al. 2003). Während die Aggregatstabilität und die C-Pools des Bodens durch nichtlegume Zwischenfrüchte sehr effektiv gesteigert wurde und eine signifikante Verbesserung der Bodenqualität²¹ erreicht werden konnte, führten die Leguminosen zur Verbesserung labiler Stickstoffpools des Bodens. Aufgrund dieser Ergebnisse halten Sainju et al. (2003) die Kombination von Leguminosen und nichtlegumen Zwischenfrüchten als besonders geeignet, um die Aggregation und die Bodenqualität zu verbessern. Davis et al. (2001) betonen, dass durch den Zwischenfruchtanbau zahlreiche Aspekte wie die Bodenstruktur und -aggregation, die Bodenverdichtung usw. beeinflusst werden und ein somit wertvoller Beitrag zur Erosionsverminderung geleistet wird.

Häufig gehen die Wirkungen von Fruchtarten über das Anbaujahr hinaus. Speziell bei Gras-, Klee- oder Klee grasbeständen wird angenommen, dass die hohen Mengen an hochwertigen, N-reichen Wurzelrückständen und Bestandsabfällen zu einer erhöhten mikrobiologischen Aktivität und letztlich einer besseren Aggregation der Böden führen. Diese Nachwirkung einer Fruchtart auf den Erosionswiderstand einer Fläche wird Carry-over-Effekt genannt (Kainz 2007, Fiener & Auerswald 2007, Siebrecht et al. 2008, Kainz et al. 2009). Beim mehrjährigen Gras- und Getreideanbau in Litauen wurden Reduktionen der Bodenerosion um 77 bis 81 % (> 50 % Gras-Anteil) bzw. von 21 bis 24 % (< 50 % Gras) nachgewiesen (Jankauskas & Jankauskiene 2003). Der beschriebene positive Carry-over-Effekt wird in der derzeit gebräuchlichen Erosionsabschätzung mit der ABAG lediglich beim Anbau von Klee gras bzw. rasenbildendem Ackerfutter berücksichtigt. Dazu wird der Bodenabtrag im ersten Jahr nach dem Anbau entsprechender Kulturen auf 20 % und im 2. Jahr auf 60 % der ermittelten Bodenabträge reduziert (Wischmeier & Smith 1978). Diese Angaben basieren auf Messwerten, die im Mittleren Westen der USA vor mehreren Jahrzehnten erhoben wurden. Aufgrund dieser Tatsache und der fehlenden Integration des negativen Carry-over-Effektes ist die Berücksichtigung als unzureichend realisiert anzusehen, wodurch die tatsächlichen Wirkungen nur bedingt abgebildet werden können (vgl. Kainz 2007).

Basierend auf Angaben von Reid & Goss (1981) und Tisdall & Oades (1982) gehen Latif et al. (1992) davon aus, dass Leguminosen die Bodeneigenschaften in Folge der Bereitstellung organischer Substanz und durch die Aktivität der Wurzeln verbessern. Ein weiterer Auslöser für die Nachwirkungen könnte die Förderung von Pilzen sein: So führt der Anbau von Leguminosen zu einem höheren Kolonisationspotenzial für arbuskulare Mykorrhiza (Gollner et al. 2004). Nachfolgend angebaute Fruchtarten weisen daher häufig einen höheren Mykorrhiza-besiedlungsgrad auf (ebd.). Da Pilzhyphen ebenfalls zur Aggregatstabilisierung beitragen, ist ein entsprechender Effekt der Stabilisierung denkbar, wodurch Bodenabträge reduziert werden können.

Ein weiterer Wirkungspfad verläuft über die Bodenorganismen: Infolge der andauernden Bodenruhe, der Bedeckung und des permanenten Nahrungsangebots auf der Bodenober-

²¹ Sainju et al. (2003) führen hier als weitere Merkmale die Reduktion der Bodenabträge und die Verbesserung der mikrobiellen Aktivität sowie der organischen Substanz an. Sie bringen dies im Weiteren unmittelbar mit der Sequestrierung von Kohlenstoff und des Treibhausgaspotentials in Verbindung.

fläche werden z. B. anözisch lebende Regenwürmer gefördert, die sich positiv auf die Bodenstrukturierung auswirken (vgl. Tisdall & Oades 1982). Durch die Regenwürmer erfolgt eine intensivere Durchporung des Bodens, woraus sich eine verbesserte Infiltrationsleistung ergibt, und durch die Durchmischung von mineralischen und organischen Bodenpartikeln eine Stabilisierung von Aggregaten.

2.5.3.3 Düngung

Im Vergleich zu ungedüngten Varianten führen steigende Erträge zu zunehmenden C-Inputs. Diese werden als förderlich für die Aggregatstabilität bewertet (Aoyama et al. 1999, Campbell et al. 2001). Neben diesem Effekt stellt aber auch der Dünger an sich einen direkten C-Input dar. So führt insbesondere die Verwendung von Wirtschaftsdüngern (Stallmist, Gründüngung usw.) führt dazu, dass mehr organische Substanz in den Boden eingebracht wird, wodurch die Aggregatstabilität gefördert wird (z.B. Sun et al. 1995, Angers & Carter 1996, Haynes & Naidu 1998, Aoyama et al. 1999).

Beim Vergleich verschiedener Düngungssysteme (organische und mineralische Düngung) konnte nachgewiesen werden, dass mineralisch gedüngte Flächen eine geringere Stabilität aufweisen als vergleichbar organisch gedüngte (Williams & Petticrew 2009). Tejada & Gonzales (2006) testeten in einem 5jährigen Feldversuch die Auswirkungen von Baumwoll-Kompost und Vinasse auf die mikrobielle Biomasse, die Aggregatstabilität und die Bodenabträge. Dazu wurden gestaffelte Mengen der organischen Substanzen ausgebracht ($1,7 \text{ t ha}^{-1}$, $5,3 \text{ t ha}^{-1}$ und $10,6 \text{ t ha}^{-1}$) und die Versuchsflächen beregnet (60 mm h^{-1} und 140 mm h^{-1}). Dabei hat sich gezeigt, dass die mikrobielle Biomasse und die Aggregatstabilität in den Kompostvarianten mit der Aufwandmenge zunahm, bei Vinassedüngung hingegen ab. Bei der geringen Regenintensität erzielten die Kompostvarianten Bodenabträge von 95 bis 64 % (sinkend mit steigender Applikationsmenge), die Vinassevarianten hingegen 104 bis 160 % (steigend mit steigender Applikationsmenge) der ungedüngten Variante. Bei höherer Regenintensität blieben diese Abtragsrelationen erhalten, wenngleich auf einem geringeren Niveau. Als Ursache für diese Wirkungen wird eine aggregatdestabilisierende und erosionsfördernde Wirkung der Vinasse aufgrund deren Inhaltsstoffe angenommen (Tejada & Gonzales 2006). Mit Bezug auf Haynes & Naidu (1998) und Graham et al. (2002) gehen sie davon aus, dass die hohe Konzentration einwertiger Kation (Na^+) und der Gehalt an Fulvinsäure zu einer physico-chemischen Dispersion der Aggregate führt (ebd.). Für die Kompostdüngung wird hingegen eine Förderung der Bodenorganismen angenommen, die zu einer Verbesserung der Aggregatstabilität führt.

Durch die Zufuhr von Wirtschaftsdüngern wird allgemein eine Förderung von Bodenorganismen angenommen, die ihrerseits zur Verbesserung der Bodenstruktur beitragen, die Aggregatstabilität und -bildung fördern und die Infiltration des Bodens erhalten bzw. verbessern (z. B. Dick 1992, Becher & Kainz 1983, Siegrist et al. 1998, Aoyama et al. 1999). Jede Bewirtschaftungspraxis, die eine erhöhte Zufuhr org. Substanzen (Reststoffe, Stallmist usw.) bewirkt, fördert demnach die biologische Aktivität (Dick 1992).

Nach Gilley & Risse (2000) hat aber eine einmalige Stallmistausbringung keinen direkt nachweisbaren Effekt auf den Erosionsprozess (Gilley & Risse 2000). Ramos et al. (2006) demonstrieren hingegen, dass die Applikation von Stallmist und Gülle die Bodenabträge in Beregnungsversuchen kurzfristig senken kann. Gleichzeitig führte die Applikation der Dünger in den Versuchen, im Vergleich zu einer Nullvariante, zu einem Anstieg des Oberflächenabflusses.

In einem kombinierten Versuch mit unterschiedlichen Kompost-Applikationsmengen und der Umstellung des Bodenbearbeitungsverfahrens auf pfluglose Bearbeitung wurde ein linearer Zusammenhang zwischen Applikationsmenge und Aggregatstabilität, ausgedrückt als mittlerer Durchmesser wasserstabiler Aggregate, festgestellt (Whalen et al. 2003). Der Vergleich von konventioneller und pflugloser Bodenbearbeitung zeigte dabei, dass das konventionelle System aufgrund der mechanischen Störungen eine geringe Aggregatstabilität aufwies. Der Komposteinsatz und die Umstellung auf pfluglose Bodenbearbeitung führten insgesamt zu einer signifikanten Verbesserung der Aggregation des Bodens (ebd.)

Die Verwendung organischer Dünger ist jedoch nicht per se als positiv zu bewerten, da auch negative Effekte auf die mikrobielle Biomasse und damit auf die Aggregation ausgelöst werden können. Verschiedene Autoren haben beispielsweise negative Entwicklungen der Aggregatstabilität nach langjähriger Verwendung von Klärschlamm beschrieben (Tejada & Gonzales 2006). Hier werden die positiven Wirkungen der organischen Substanz durch die negativen der Schwermetalle (Cd, Cr, Hg, Pb, etc.) überdeckt.

Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Reganold et al. (1987) beim Vergleich ökologisch und konventionell bewirtschafteter Flächen (s.a. Davis et al. 2001): Die ökologisch bewirtschafteten Flächen wiesen eine höhere mikrobielle Biomasse, Gehalte verschiedener Bodenenzyme (Urease, Phosphatase und Dehydrogenase) und Mengen an Polysacchariden auf. Vor allem die Polysaccharide werden hauptsächlich durch Mikroorganismen gebildet und tragen zu einem hohen Maß zur Aggregatstabilisierung bei. Innerhalb der ökologischen Flächen wurde gleichzeitig eine im Mittel um das 2,5-fach höhere Population von Regenwürmern ermittelt (ebd.).

Langzeituntersuchungen (> 30 Jahre) zum Einfluss unterschiedlicher Düngungssysteme (Leguminosen, Gründüngung und NPK-Mineraldüngung) auf ausgewählte mikrobielle Eigenschaften des Bodens haben gezeigt, dass leguminosenbasierte Systeme deutlich höhere Anzahlen an Bakterien und Aktinomyceten beinhalten (Bolton Jr. et al. 1985). Neben der höheren Anzahl bzw. Masse wiesen diese aber auch eine signifikant verbesserte Aktivität auf (ebd.). Gleichzeitig wird die Aktivität der mikrobiellen Biomasse direkt mit der Aggregation des Bodens bzw. der Aggregatstabilität in Verbindung gebracht (Williams & Petticrew 2009).

Beim Vergleich unterschiedlicher Anbausysteme mit organischer, mineralischer und organisch-mineralischer Düngung stellt sich heraus, dass das organische System den besten Effekt auf Regenwürmer, Bodenstruktur und Fruchtbarkeit hat. Das mineralische System wirkt sich demnach vor allem aufgrund eines unzureichenden Nahrungsangebotes negativ auf die Regenwürmer und die Bodenstruktur aus (Blakemore 2000). In Langzeituntersuchungen des Rothampstead-Versuchs wurde die Abnahme der Regenwurmpopulation mit steigender Applikationsmenge der Mineralstickstoffdüngung beobachtet. Im Gegensatz dazu führte die langjährig organische Düngung zu einem Anstieg der Population (Edwards & Lofty 1975, 1982a, 1982b in: Blakemore 2000).

In Folge der Düngung von Stallmistkompost, Rottemist und Gülle kann sich eine signifikant höhere Mykorrhizabesiedlungsgrad (MBG) von Sommerroggen in der Stallmistkompost-Variante, im Vergleich zum Rottemist oder der Gülle, einstellen (Gollner et al. 2004). Der niedrigere MBG von Sommerroggen in der Güllevariante wird auf den Gehalt an Ammonium (NH₄⁺) in der Gülle und dessen negativen Effekt auf Pilze zurückgeführt. Marschner (1995 in: Gollner et al. 2004) beschreiben durch hohe Düngergaben mit Ammonium einen Rückgang

in der Aktivität der Symbiose, der durch eine Assimilatunterversorgung der Mykossymbionten ausgelöst wird. Somit wird die stabilisierende Wirkung von Hyphen geschwächt²².

2.5.3.4 Pflanzenschutz

Der Pflanzenschutz ist in chemische, physikalische und biologische Maßnahmen zu unterteilen. Das Beikrautmanagement ist hierin ein Bereich, der auf die Regulation unerwünschter, mit den angebauten Fruchtarten um Ressourcen konkurrierender Pflanzen ausgerichtet ist. Neben direkten Pflanzenschutzmaßnahmen wie z. B. der Applikation von Pflanzenschutzmitteln oder der mechanischen Beikrautbekämpfung sind zusätzlich indirekte Maßnahmen wie das Anbau- und Bodenbearbeitungssystem, die Fruchtfolgegestaltung oder die Förderung natürlicher Regulationsmechanismen zu nennen. In diesem Kontext zeichnet sich der Ökolandbau durch Besonderheiten wie dem Verzicht auf den Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel oder der häufigeren Verwendung mechanischer Maßnahmen zur Unkrautregulierung (z. B. hacken, striegeln, auskämmen) aus. Daraus ergibt sich die Frage, ob diese einen Einfluss im Erosionsgeschehen ausüben und welche Bedeutung sie ggf. aufweisen. Bisher ist zu den einzelnen Aspekten jedoch nur wenig veröffentlicht.

Die Folgen des Verzichts auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel auf Aggregatstabilität und Erosion wurden, so weit bekannt, bisher nicht untersucht. Arden-Clarke & Hodges (1987 a) verweisen jedoch darauf, dass einige Pflanzenschutzmittel schädliche Wirkungen auf die Bodenfauna haben. Mit Bezug zu Graham-Bryce (1977 in: Arden-Clarke & Hodges 1987 a) betonen sie, dass verschiedene Fungizide für Regenwürmer toxisch sind und einige Herbizide zu negativen Effekten bei Invertebraten führen können. In der Folge sind darüber weitere Wechselwirkungen zur Aggregation oder der Infiltration bis hin zur Erosion denkbar. Es muss darauf hingewiesen werden, dass auch die im Ökolandbau verwendeten Kupferpräparate negative Wirkungen mit sich bringen können. Untersuchungen der Regenwurmpopulationen auf langjährig intensiv mit kupferhaltigen Pflanzenschutzmitteln behandelten Hopfenflächen zeigten einen kompletten Rückgang der Regenwürmer (Filser et al. 1995 in: Papaja & Hülsbergen 2000). Auf mit kupferhaltigen Präparaten behandelten Obstflächen konnte ebenfalls eine deutliche Störung der Regenwurmfauna nachgewiesen werden (Papaja & Hülsbergen 2000).

Üblicherweise werden im Ökologischen Landbau keine chemischen Pflanzenschutzmittel ausgebracht, wodurch das Fehlen potenziell toxischer Wirkstoffe Nahrungsnetze, eine höhere Strukturvielfalt der Bodenmikroorganismen und die biologische Aktivität gefördert werden (Niggli et al. 2007). Vor diesem Hintergrund wäre ein positiver Effekt der Aggregatstabilisierung zu erwarten. Chemische Pflanzenschutzmittel können nicht nur über die Wirkstoffe, sondern auch über die Trägerstoffe – diese wirken häufig dispergierend – auf die physiko-chemischen Verhältnisse an der Bodenoberfläche einwirken und ev. die Aggregatstabilität senken und somit zu höheren Bodenabträgen führen (Kainz 2007).

²² Bei all diesen Effekten sind die zeitlichen Dimensionen für Wirkungen weitestgehend unbekannt. Nach Auffassung des Autors werden die aufgeführten negativen Effekte tendenziell eher mittel- bis langfristig von Bedeutung sein.

3 Resümee zum Einfluss des Ökolandbaus auf die Bodenerosion

In den vorangegangenen Kapiteln wurden zahlreiche Wirkungsbereiche beschrieben, die erklären können, wie die beobachteten Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Bewirtschaftungssystemen zustande kommen. Es bleibt festzuhalten, dass die Gesamtwirkung nicht auf einzelne Aspekte reduziert werden kann, sondern von einer Komplexwirkung ausgegangen werden muss (Abb. 7).

Bei der Beschreibung des Erosionsprozesses anhand der ABAG konnte verdeutlicht werden (Kap. 2.3), dass dieser von Größen zum Niederschlag bzw. der Niederschlagscharakteristik (Erosivität), der Topografie (Hanglänge und -neigung), dem Boden (Erodibilität), der Bewirtschaftung und Bodenbedeckung sowie speziellen Maßnahmen zum Bodenschutz abhängig ist.

Der Niederschlag ist der eigentliche Auslöser des Erosionsprozesses, Klima bzw. die Niederschlagscharakteristik (Niederschlagsmengen und -intensitäten) sind standortsabhängig und damit von der Anbauweise nicht zu beeinflussen. Die Hangneigung und Hanglänge werden von betriebsspezifischen Merkmalen bestimmt, deren Ausprägung von der Landschaft abhängig ist. Auerswald et al. (2003) weisen Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben in Bayern nach, die aber nicht durch die Anbauweise (sondern dadurch, dass Ökobetriebe eher in benachteiligten Gebieten zu finden sind) ausgelöst werden.

Beim Boden und der Bewirtschaftung sind hingegen die deutlichsten Unterschiede zwischen den Systemen zu finden. So wird davon ausgegangen, dass der Ökolandbau infolge vermehrter Zufuhr organischer Substanzen (Anbaustruktur, Wurzelsysteme, organische Dünger usw.), positiv auf die Bodenstruktur und Aggregatstabilität wirkt²³. Das effektivere Porensystem und die intensivere Regenwurmtätigkeit führen zu einer höheren Infiltration und weniger Oberflächenabfluss. Auf der anderen Seite führt die gesteigerte Aggregatstabilität dazu, dass weniger Bodenpartikel aus dem Bodenverbund herausgelöst werden und die Menge transportierbarem Material herabgesetzt wird.

Der Boden wird in Abhängigkeit von der Anbaustruktur und der von dieser ausgehenden Bodenbedeckung aber auch vor Disaggregation durch den Niederschlag geschützt. Wird die kinetische Energie vor dem Auftreffen durch z.B. Vegetationsstrukturen (oder andere bodenbedeckende Materialien) aufgenommen, erfolgt keine oder nur eine reduzierte Zerstörung von Aggregaten durch den Tropfenschlag. Die im Kap. 2.5.3.2 beschriebene Veränderung von Entwicklungsverläufen ist in diesem Zusammenhang zwar von Bedeutung, muss aber im direkten Zusammenhang mit der Eintrittswahrscheinlichkeit erosiver Niederschläge betrachtet werden.

Geringere Zufuhr dispergierender Dünger und von Pflanzenschutzmitteln belastet die Aggregatstabilität weniger. Eine Beeinträchtigung der Bodenbiologie durch die im Ökolandbau eingesetzten kupferhaltiger Präparate ist denkbar, was sich wiederum auf die Aggregatstabilität (Mikroorganismen), Bodenstruktur und Infiltration (Regenwürmer) auswirken könnte.

Das Striegeln oder Hacken einer Fläche führt zu einer Destabilisierung bzw. mechanischen Störung von Bodenaggregaten. Da solche Maßnahmen i.d.R. mehrmals jährlich durchgeführt werden, wirkt dies in gewisser Weise der natürlichen Bodenkonsolidation entgegen

²³ Durch die verbesserte Aggregatstabilität ist die Oberflächenverschlammung weniger stark ausgeprägt, wodurch eine Reduzierung der Infiltration nicht oder nur verzögert einsetzt.

und erhöht die Erodibilität des Bodens. Vor diesem Hintergrund sind die Wirkungen tendenziell als erosionsfördernd zu bewerten.

Eine Einschätzung zum Ausmaß der einzelnen Effekte kann bisher aufgrund des unzureichenden Kenntnisstandes und mangelnder Untersuchungsergebnisse nicht abgegeben werden. Ausgehend von der Kenntnis, dass im Ökolandbau reduzierte Bodenabträge vorzufinden sind, muss sich jedoch der Gesamteffekt positiv auswirken. Nach Auffassung der Autoren ist dies hauptsächlich auf die verbesserte Aggregation und Infiltration der Böden sowie die Reduzierung disaggregierender Mechanismen zurückzuführen. Negative Einflüsse sind zwar denkbar, werden aber wahrscheinlich durch positive überkompensiert.

Auf der Grundlage dieser Erkenntnisse muss eine Methode zur Modellierung der Bodenerosion ökologischer Anbausysteme in der Lage sein, die betriebsspezifischen Merkmale (Anbau, Düngung, Bodenbearbeitungsmaßnahmen usw.) zu erfassen und diese in die Erosionsabschätzung zu integrieren. Dazu ist eine hohe Flexibilität und Anpassbarkeit bzgl. der Betriebsmerkmal und der zeitlichen Variabilität erforderlich. Inwieweit die bestehende Methode der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung diese Anforderungen erfüllt bzw. wie sie an diese angepasst werden kann ist Gegenstand des folgenden Kapitels.

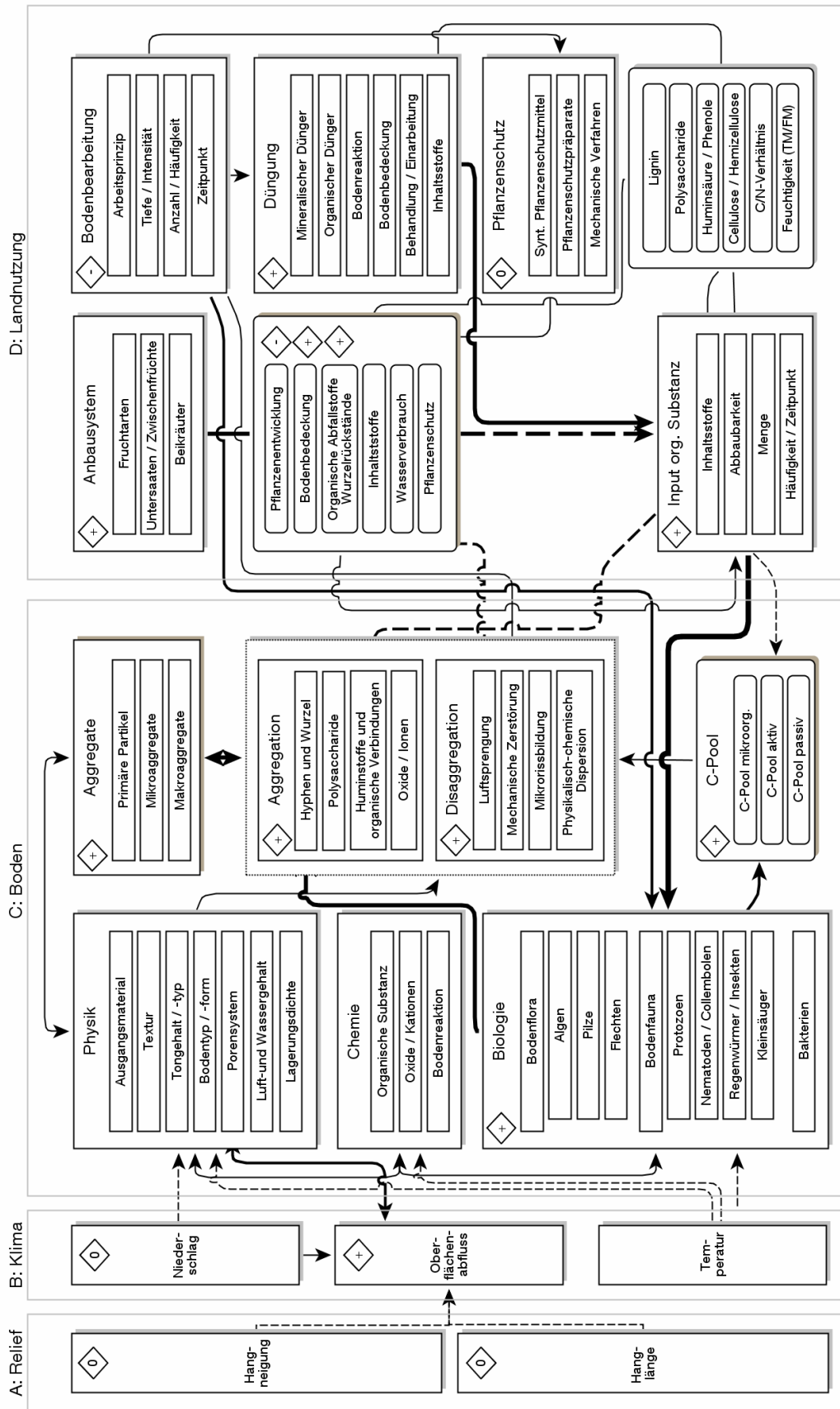


Abb. 7: Vereinfachte Darstellung von Einflussgrößen des Erosionsprozesses und von Effekten des ökologischen Landbaus²⁴; Rauten symbolisieren positive bzw. negative Wirkungen

²⁴ Zwecks der Übersichtlichkeit wurden bei der Darstellung nicht alle Zusammenhänge durch Linie gekennzeichnet, sondern lediglich die bedeutendsten hervorgehoben.

4 Möglichkeiten zur Integration der modifizierenden Effekte

Zu den beschriebenen Effekten und Ursachen für Veränderungen der Bodenerosion durch den Ökologischen Landbau sind unterschiedliche Ansätze zu deren Integration in die ABAG gegeben. Die Möglichkeiten, Limitationen und Grenzen werden im Folgenden vorgestellt und diskutiert.

4.1 Nutzungs- und Anbaustruktur sowie Fruchtarten

Unterschiede ökologischer und konventioneller Bewirtschaftungssysteme bezüglich des Anbausystems können nahezu vollständig in der ABAG realisiert werden. So ist die Fruchtfolge individuell an die jeweilige Anbaustruktur des Betriebes anpassbar und kann mit der ausführlichen Vorgehensweise zur Berechnung des C-Faktors (vgl. Schwertmann et al. 1987) abgebildet werden. Schwierigkeiten bestehen lediglich bei der Berücksichtigung von Untersaaten, da deren Integration in die Berechnung des C-Faktors nicht eindeutig definiert ist. Durch den gleichzeitigen Anbau von Hauptfrucht und Untersaat ergeben sich unterschiedliche Kulturperioden bei variierenden Relativen Bodenabträgen, die in der Berechnung des C-Faktors berücksichtigt werden müssen. Bisher werden dazu bei der Berechnung die fruchtartenspezifischen Werte mit der geringsten Ausprägung (dem höchsten Bodenschutz) verwendet. Ob diese Vorgehensweise die Situation adäquat abbildet, ist jedoch bisher nicht geprüft. Ein ähnlicher Effekt tritt im Mischfruchtanbau auf: Beim gleichzeitigen Anbau mehrerer Fruchtarten, die sich bezogen auf die RBA zum Teil deutlich voneinander unterscheiden (z. B. Erbsen-Hafer-Gemenge), gibt es keine klar definierte Vorgehensweise zur Berechnung des C-Faktors. Zur Lösung dieses Problems wird vorgeschlagen ebenfalls die Werte mit dem geringsten relativen Bodenabträgen zu verwenden.

Im C-Faktor der ABAG werden die Bedeckungsverläufe implizit in Form der relativen Bodenabträge berücksichtigt. Dazu wurden für die meisten Fruchtarten entsprechende Stammdaten erarbeitet die sich auf Bedingungen des konventionellen Landbaus beziehen und die Ausprägung und den Verlauf beschreiben. Für die Integration variierender Kulturpflanzenentwicklung und Bedeckungsverläufe ökologisch angebauter Fruchtarten bedeutet dies prinzipiell, dass eine Anpassung dieser Stammdaten (also der relativen Bodenabträge) erfolgen müsste. Seitens der ABAG wären dadurch keine Neuentwicklungen erforderlich, sondern es müssten Daten der Bestandsentwicklung erhoben und in Angaben zu relativen Bodenabträgen übersetzt werden. Dabei besteht jedoch das Problem, dass die RBA neben der Bodenbedeckung weitere erosionsrelevante Aspekte integrieren und damit eine „Komplexwirkung“ der Fruchtarten abbilden (z. B. Effekte der fruchtartenspezifischen Bodenbearbeitung, die Oberflächenrauigkeit usw.). Eine Modifikation dieser Werte müsste dies entsprechend berücksichtigen, was die Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse reduziert und u. U. mit weiteren Schwierigkeiten verbunden sein könnte. Um diese Problematik zu entschärfen wäre eine Aufteilung der Komplexwirkung in verschiedene Subfaktoren sinnvoll und anzustreben.

Ein weiterer Aspekt in Bezug zu den RBA-Werten ist die Tatsache, dass bei deren Ableitung als für die Praxis charakteristische Anbauverfahren angenommen wurden. Jegliche Besonderheiten beim Anbau von Fruchtarten (z. B. veränderte Reihenabstände, Aussaatstärken, für Fruchtarten typische Bodenbearbeitungs- und Pflegesysteme usw.) entsprechen damit streng genommen nicht mehr dieser Modellannahme und würden bei Anwendung der Standardverfahren dadurch ggf. zu Fehleinschätzungen führen. Zur Behebung dieser „Schwachstelle“ müsste eine weitere Modifikation der relativen Bodenabträge erfolgen. Um dies realisieren zu können wäre es erforderlich, die integrativen Effekte zu zerlegen (z. B. den Einfluss durch die Bodenbedeckung, die Oberflächenrauigkeit, Bodenbearbeitung usw.) und durch

Subfaktoren zu beschreiben (s.o.). Wie dies konkret erfolge könnte wird im folgenden Kapitel zur RUSLE vorgestellt.

Der Carry-over-Effekt bildet die Nachwirkungen des Anbaus mehrjähriger Kulturen (Gras-, Klee- oder Klee grasbestände) auf die Bodenerosion ab. Der Wirkungsmechanismus hinter diesem Effekt wird auf die Verbesserung der Aggregatstabilität und Infiltration sowie die erhöhte Verflechtung von Bodenaggregaten mit Wurzeln und Hyphen zurückgeführt. Die Berücksichtigung dieses Effektes basiert in der ABAG auf Messwerten aus dem Mittelwesten der USA. Aus diesen wurde abgeschätzt, dass die Bodenabträge beim Anbau entsprechender Kulturen im ersten Jahr nach dem Umbruch auf 20 % und im 2. Jahr auf 60 % korrigiert werden müssen (Wischmeier & Smith 1978). Eine weitere Differenzierung, z. B. in Abhängigkeit des Ertragsniveaus oder der Produktivität, ist nicht realisiert.

Die Anwendung dieses Korrekturfaktors für mitteleuropäische Bedingungen kann jedoch zu Fehleinschätzungen führen, wofür Kainz (2007) folgende Gründe verantwortlich macht:

- Die Ergebnisse, die für die Integration des Effektes berücksichtigt wurden, beziehen sich auf Pflanzenbestände, die weit weniger leistungsfähig als das heutige Klee gras unter mitteleuropäischen Bedingungen sind. Damit unterscheiden sich vor allem die Mengen an zugeführten organischen Substanzen (Bestandsabfall, Ernte- und Wurzelrückstände usw.), die für die verbesserte Aggregation verantwortlich gemacht werden.
- Das Management der Kulturen unterscheidet sich zwischen den Bedingungen des Mittleren Westen der USA von den mitteleuropäischen. Aufgrund eines intensiveren Schnittmanagements in Mitteleuropa ist davon auszugehen, dass ein stärkeres und öfter wiederkehrendes Absterben von Wurzeln vorzufinden ist. Dies führt wahrscheinlich zu und einer höheren Wurzelmassenbildung.
- Die Korrekturfaktoren beziehen sich auf Ergebnisse die auf lößbetonte Böden erhoben wurden. Unter diesen Standortvoraussetzungen muss davon ausgegangen werden, dass im Oberboden nur weniger stabilisierende Wurzeln ausgebildet und weniger organische Substanz eingebunden wird. Für andere Standortbedingungen könnten sich daher Abweichungen ergeben. Untersuchungen die dies widerlegen oder bestätigen fehlen.
- Durch die bei uns übliche Mischung mehrerer Gras- und Kleearten mit unterschiedlichen Wurzelsystemen (z.B. Rot-, Weißklee und Luzerne) werden Bestandsabfälle und Wurzeln in den Boden eingebracht, die unterschiedlich schnell umgesetzt werden. Damit wird die Nachwirkung zusätzlich modifiziert.

Zusammenfassend folgert Kainz (2007), dass die Wirkung des Carry-over-Effektes stärker und länger andauert als von Wischmeier et al. (1978) beschrieben. Systematische Untersuchungen zu den Auswirkungen des Anbaus z. B. von Klee gras auf die Aggregatstabilität und die Bodenerosion fehlen bisher völlig. Aus diesem Grund sollten künftige Projekte und Forschungsfragen zur Bearbeitung dieses Aspektes angestrebt werden (vgl. Kap. 7). Für eine besseren Abbildung des Effektes und die entsprechende Modifikation der ABAG fehlen somit benötigte Datengrundlagen.

Der von Fiener & Auerswald (2007) beschriebene negative Carry-over-Effekt ist bisher nicht in der ABAG integriert. Analog zum positiven Effekt fehlen aber auch hier entsprechende Datengrundlagen bzw. Ausgangsdaten. Allerdings sollte überlegt werden, ob beide Aspekte

nicht im Bereich der organischen Substanz, deren Bedeutung im Erosionsgeschehen und der Beeinflussung durch die Bewirtschaftung zu integrieren wären (s.u.).

4.2 Organische Bodensubstanz, Edaphon und Düngungssystem

Da die organische Bodensubstanz bereits direkt in die ABAG integriert ist (humusgehaltsabhängiger Anteil des K-Faktors, siehe Kap. 4.2), sind hier prinzipiell keine Anpassungen erforderlich. Bei der Anwendung der ABAG müssen in erster Linie Fehleinschätzungen durch die Verwendung von Standardwerten aus Tabellen (z.B. typische Humusgehalte von Bodenarten) vermieden werden. Dies kann nur dann realisiert werden, wenn bei der Erosionsabschätzung gemessene Humusgehalte zur Anwendung kommen. Es sollte daher angestrebt werden die Bodenerodibilität mit gemessenen Bodendaten zu errechnen und keine Standardwerte zu verwenden. Vorgeschlagen wird die Analyse des Humusgehaltes in den Umfang der Standard-Bodenuntersuchung aufzunehmen und diese zur Verbesserung der Aussagegenauigkeit der ABAG zu verwenden (Kainz 2007).

Die organische Bodensubstanz wird neben weiteren Bodenparametern prinzipiell wegen ihrer Wirkungen auf die Bodenstruktur, die Aggregatstabilität, die Infiltration und weiterer erosionsrelevanter Bodenmerkmale berücksichtigt. Dabei werden die einzelnen Wirkungskategorien, ähnlich wie beim C-Faktor und den Relativen Bodenabträgen, aggregiert abgebildet. Aufgrund dieses Aspektes, als auch aufgrund auf der Modellphilosophie - es werden ausschließlich als im Jahresverlauf konstante, von der Bewirtschaftung unbeeinflusste Parameter berücksichtigt - ist eine separate Abbildung von Effekten, die sich modifizierend auf eine oder mehrere Wirkungskategorien auswirken nicht möglich. Dabei konnte gezeigt werden, dass beispielsweise die Nachwirkung einer Fruchtart unmittelbar auf Wirkung auf die Aggregatstabilität zurückzuführen ist (Fiener & Auerswald 2007). Die Ausprägung der Aggregatstabilität wird (u.a.) von der Menge der zugeführten organischen Substanz und deren Qualität bestimmt (vgl. Kap. 2.5.1).

So führen beispielsweise schnell abbaubare organische Substanzen zu einer raschen aber nur temporären Erhöhung der Aggregation, wohingegen langsam abbaubare Stoffe zu einer geringeren, dauerhafteren Erhöhung führen. Für Wirkungen von Wirtschaftsdüngern und Ernte-Wurzel-Rückstände (EWR) (zumindest für Stroh) sind in der USLE daher einfache Ansätze für deren Berücksichtigung implementiert: Pro Tonne eingearbeitetes Stroh kann eine Reduktion der Bodenabträge um rund 5% erfolgen. Dieser pauschale Korrekturfaktor wurde bei der Umsetzung in die ABAG aufgegeben, da damals keine Möglichkeit gesehen wurde, Daten für EWR oder Stroh bei der Anwendung der ABAG zur Verfügung zu haben. Um eine tendenziöse Anwendung zu vermeiden, wurde lediglich der Mittelwert der USLE in die ABAG übernommen (Kainz 2010, pers. Mitt.).

Die Autoren gehen davon aus, dass die Vorhersagegenauigkeit der ABAG signifikant verbessert werden könnte, wenn die Veränderungen der Aggregatstabilität durch Bewirtschaftungsmaßnahmen direkt als „Korrekturfaktor“ (=multiplikativ) in das Modell eingebunden würde. Im Rahmen des Projektes wurde für die Realisierung ein entsprechendes Konzept erarbeitet: Basierend auf den verschiedenen Mechanismen und Prozessen zur Aggregatstabilität (Kap. 2.5.1) wurde zunächst ein Grundverständnis der Aggregatstabilisierung entwickelt, durch das sich der Einfluss der Bewirtschaftung mit dem bestehenden Verständnis und der Umsetzung in der ABAG in Einklang bringen lässt (Abb. 8). Ausgangspunkt dieser Überlegungen ist, dass sich die Aggregatstabilität (Ag) auf einem Standort zu einer definierten Zeit aus zwei Komponenten ergibt:

$$Ag = Agt + Agp$$

[1]

Ag = Gesamtaggregatestabilität eines Standortes
 Ag_t = transiente (managementbeeinflusste) Aggregatestabilität
 Ag_p = persistente (pedogene) Aggregatestabilität

Während Ag der „gesamten Aggregatestabilität“ entspricht, bezeichnet Ag_p die persistente, pedogene Komponente, die von Bodenmerkmalen und den Eigenschaften des jeweiligen Standortes abhängig ist. Hierzu zählt beispielsweise das Ausgangsmaterial, die Mineralogie, die Textur, usw.. Es handelt sich damit primär um Größen, die über den Betrachtungszeitraum einer Erosionsabschätzung als konstant angesehen werden können. Damit bildet diese Komponente das „Standortpotenzial der Aggregatestabilität“ ab. Es wird angenommen, dass diese persistente Aggregatestabilität im K-Faktor der ABAG integriert ist und vollständig berücksichtigt wird. Die zweite Komponente, die transiente Aggregatestabilität (Ag_t), wird im Gegensatz dazu bisher in der ABAG vernachlässigt. Sie ist als der von der Bewirtschaftung bzw. vom Management abhängige Anteil zu betrachten, dessen Ausprägung von der Zufuhr organischer Substanzen (Ag_t 1), der mineralischen Düngung bzw. dem Einfluss von dissoziierend wirkenden Ionen (Ag_t 2) und dem Pflanzenschutzsystem mit der Bodenbearbeitung (Ag_t 3) bestimmt wird.

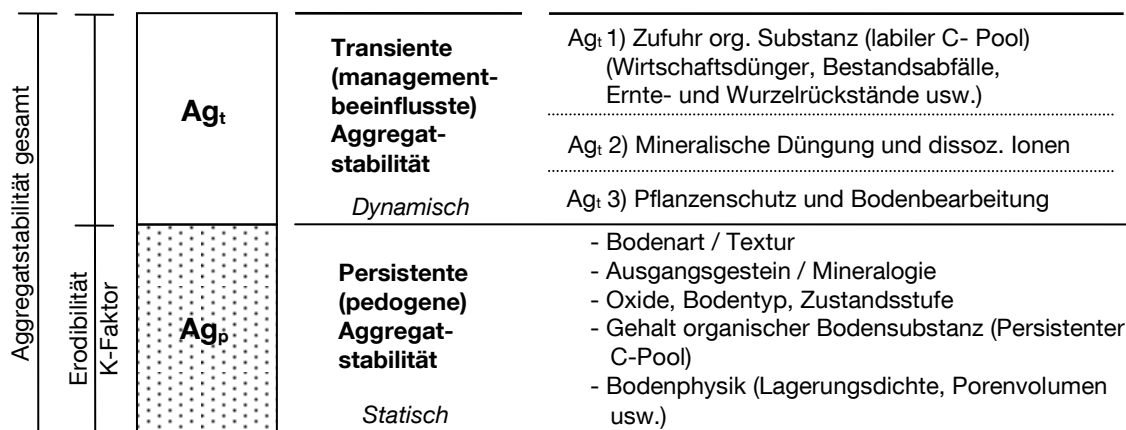


Abb. 8: Schema zum Grundverständnis der Aggregatestabilität und dem Einfluss der Bewirtschaftung

Für eine Integration dieses Ansatzes in die ABAG wurden für die einzelnen Einflussgrößen Möglichkeiten für „modellfähige Interpretation“ erarbeitet: Zur Abbildung der Modifikationen der Aggregatestabilität durch die Zufuhr organischer Substanz (Ag_t 1) wird ein Korrekturfaktor (KC_{Agg}) vorgeschlagen, durch den die entsprechenden Veränderungen abgebildet werden können. Die Bezeichnung des Faktors soll darauf hinweisen, dass es sich bei diesem um eine kombinierte Wirkung im Bereich Boden / Erodibilität – symbolisiert durch das K für den K-Faktor – und die Bewirtschaftung (C-Faktor) handelt. Die ABAG würde durch diesen Faktor „erweitert“ werden (Gleichung 2). Wie aus der Gleichung zu erkennen ist wird der neue Faktor zusätzlich mit einer Korrekturkonstante (a = 0,9) multipliziert da davon ausgegangen wird, dass die Modifikation der Aggregatestabilität von weiteren Parametern (vgl. Kap. 2.5.1) abhängig sind. Nachdem eine ausreichende Anzahl an Untersuchungen zu diesem Aspekt durchgeführt wurde, sollte ggf. eine Anpassung erfolgen.

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \times (1 - KC_{Agg} \times a) \quad [2]$$

Für die Berechnung des Korrekturfaktors konnte auf verschiedene Grundlagen zurückgegriffen werden. Eine der wichtigsten Bestandteile ist das von Monnier (1965) entwickelte theoretische Modell zur Variation der Aggregatstabilität in Folge der Einarbeitung organischer Substanzen. Dieses Konzept beschreibt den modifizierenden Effekt auf die Aggregatstabilität als einen zeitlichen Verlauf, der durch mikrobielle Tätigkeiten in Abhängigkeit der chemischen Charakteristik der organischen Substanz „erzeugt“ wird. Ausgehend von diesem Ansatz wurde von Abiven et al. (2008) ein mathematisches Modell entwickelt, welches als Grundlage für die Ableitung des Korrekturfaktors verwendet werden konnte.

Die Wirkung der ausgebrachten organischen Substanz im Erosionsprozess ist nach eigener Auffassung von drei Aspekten bestimmt: Wie bereits angedeutet wurde, ist die Ausprägung der aggregatstabilisierenden Wirkung zunächst von der Zusammensetzung der Substanz (Abbaubarkeit, Metabolisierbarkeit) abhängig (AG_{Stab}). Ein Effekt ist dann zu erwarten, wenn die Substanz eine gewisse Wirksamkeit aufweist. Ein zweiter Punkt ergibt sich bei der Betrachtung des über die mikrobielle Aktivität verlaufenden Wirkungsmechanismus²⁵. Wird eine organische Substanz zu Bedingungen mit geringer bodenbiologischer Aktivität ausgebracht so muss davon ausgegangen werden, dass der Effekt selbst beim hoch wirksamen Ausgangsmaterial nur gering ist. Um dies abbilden zu können, wurde in die Gleichung zum Korrekturfaktor ein Term für die Berücksichtigung der Umsatzbedingungen, charakterisiert durch Angaben zur Bodentemperatur und Bodenfeuchtigkeit zum Zeitpunkt t, integriert (TFA_i). Gleichzeitig ist für die Einschätzung der Wirksamkeit der Zeitpunkt der Ausbringung von Bedeutung: Die Wirksamkeit ist ein zeitlicher Verlauf dessen Ausprägung von AG_{Stab} und TFA bestimmt wird. Fällt beispielsweise die Periode mit der höchsten Wirksamkeit in eine Zeitspanne in der kaum oder nur wenig erosive Niederschläge fallen, so wird der Effekt nicht oder nur zu einem reduzierten Anteil im Erosionsprozess wirksam (Abb. 9). Um dies berücksichtigen zu können wurde in die Berechnung des Korrekturfaktors die Jahres-R-Faktorverteilung aufgenommen, durch die eine Dynamisierung der Wirkung in Abhängigkeit des Wirkungszeitraums erfolgt²⁶.

Für die Anwendung in der ABAG müssen die einzelnen Faktoren auf Tagesbasis ermittelt und für den Gesamtzeitraum verrechnet werden (Gleichung 3).

$$KC_{Agg} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (AG_{Stab_i} \times TFA_i \times RRA_i) \quad [3]$$

KC_{Agg} = Korrekturfaktor für die Wirkung der org. Substanz auf die Aggregatstabilität
 AG_{Stab} = Aggregatsstabilisierende Wirkung der zugeführten organischen Substanz
 TFA_i = Faktor zur Beschreibung der Umsatzbedingungen zum Zeitpunkt i
 RRA_i = Relativer R-Faktoranteil (Jahres-R-Verteilung) zum Zeitpunkt i

Die Ermittlung des aggregatstabilisierenden Effektes durch die org. Substanz basiert auf der von Abiven et al. (2008) abgeleiteten mathematischen Funktion (Gleichung 4).

²⁵ Eingebachte organische Substanz wird durch Mikroorganismen abgebaut. Durch ihre Tätigkeit und die Ausscheidungen üben sie einen stabilitätsfördernden Einfluss aus, wodurch die Aggregatstabilität bzw. der Effekt zunimmt.

²⁶ Dieses Prinzip ist grundsätzlich mit der Vorgehensweise bei der Berechnung der C-Faktoren und der hier angewandten Kombination der relativen Bodenabträge mit den relativen R-Faktoranteilen vergleichbar.

$$AG_{Stab} = A \exp \left\{ -0,5 \left[\ln \left(\frac{t}{C} \right) / B \right]^2 \right\} \quad [4]$$

AG_{Stab} = Aggregatsstabilisierende Wirkung der zugeführten organischen Substanz

A = Ausmaß des Effektes – Funktion des Ligningehaltes

B = Steigung des Effektes; Reaktionsgeschwindigkeit nach Applikation – Funktion des Gehaltes wasserlöslicher Polysaccharide

C = Wirkungsdauer des Effektes – Funktion des Cellulose- und Hemicellulosegehaltes

Diese Funktion beschreibt prinzipiell die Veränderung der Aggregatstabilität in Abhängigkeit der Eigenschaften der org. Substanz. Während das Ausmaß des zu erwartenden Effektes vom Ligningehalt abhängig ist, werden die Reaktionsgeschwindigkeit – als wie schnell ein Boden nach der Zufuhr der Substanz darauf reagiert – vom Gehalt wasserlöslicher Polysaccharide und die Wirkungsdauer durch den Gehalt von Cellulose und Hemicellulose bestimmt.

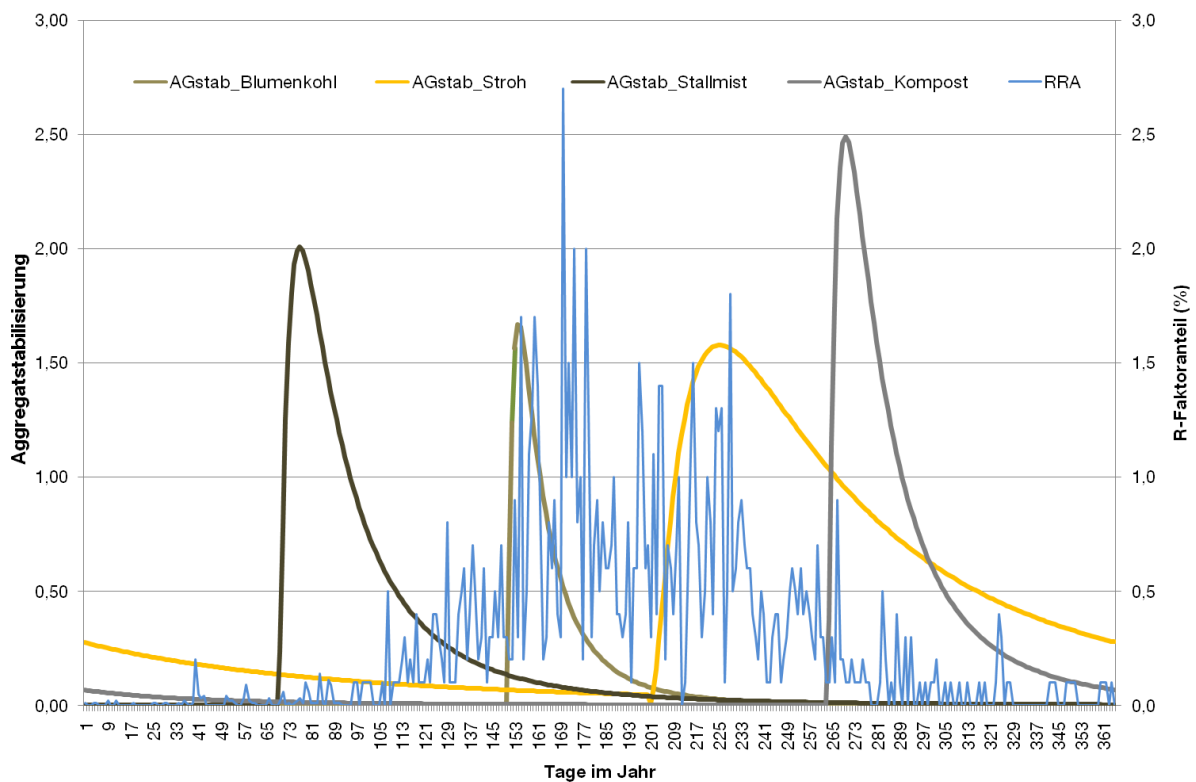


Abb. 9: Schematische Darstellung der Aggregatstabilisierungswirkung unterschiedlicher org. Substanzen in Kombination mit den R-Faktoranteilen im Jahresverlauf

Die Gleichung kann im Weiteren vollständig parametrisiert werden (Gleichung 5).

$$AG_{Stab} = (-0,0068L) \exp \left\{ -0,5 \left[\ln \left(\frac{t}{0,0289HC - 6,947} \right) / 0,00768EP + 1,486 \right]^2 \right\} \quad [5]$$

AG_{Stab} = Aggregatsstabilisierende Wirkung der zugeführten organischen Substanz

L = Ligningehalt (g kg⁻¹ TM)

HC = Gehalt an Cellulose und Hemicellulose (g kg⁻¹ TM)

EP = Gehalt wasserlöslicher Polysaccharide (g kg⁻¹ TM)

Die potenzielle Wirkung der Substanz kann damit hinreichend genau definiert werden. Um die Anwendbarkeit endgültig zu belegen, sollten jedoch abschließende Untersuchungen zu der Validität der Gleichung durchgeführt werden.

Nach der Wirksamkeit der Substanz sind die Umsatzbedingungen zu charakterisieren. Der verwendete Ansatz basiert dabei auf den von Abiven et al. (2008) vorgestellten Gleichungen aus denen sich ergibt, dass die Gesamtwirkungen von der Bodentemperatur (F_t) und Bodenfeuchte (F_h) zum jeden Zeitpunkt t abhängig ist (TFA_i). Beide Werte (Faktoren) werden auf der Tagesbasis durch Multiplikation miteinander verrechnet. Das Ergebnis beschreibt die aktuelle Situation im Vergleich zu Optimalbedingungen, bei denen das Potenzial der Aggregation voll ausgenutzt werden kann und die Aktivität der Mikroorganismen nicht eingeschränkt ist.

$$TFA_i = F_{t_i} \times F_{h_i} \quad [6]$$

TFA_i = Faktor zur Beschreibung der Umsatzbedingungen zum Zeitpunkt i

F_t = Faktor zur Berücksichtigung der Bodentemperatur zum Zeitpunkt i

F_h = Faktor zur Berücksichtigung der Bodenfeuchte zum Zeitpunkt i

Für die Charakterisierung dieser optimalen Bedingungen wurde durch Abiven et al. (2008) eine Bodentemperatur von 25° C als Referenzwert für die tagesspezifische Berechnung vorgegeben (Gleichung 7; Myers et al. 1982). Bei der Bodenfeuchte erfolgt hingegen die Verwendung eines standortspezifischen Referenzwertes, der aus den Bodeneigenschaften, wie dem spezifischen Wassergehaltes bei Feldkapazität, ermittelt wird. Grundprinzip dabei ist, dass sich die Umsatzbedingungen mit Annäherungen an den spezifischen Wassergehalt des Bodens beim Welkepunkt verschlechtern, mit Annäherung und Überschreitung der Feldkapazität hingegen verbessern.

$$F_h = a + \frac{(1-a)(H - H_f)}{H_c - H_f} \quad [7]$$

F_h = Faktor zur Berücksichtigung der Bodenfeuchte

a = Anpassungsfaktor (0,2)

H = Bodenfeuchtigkeit zum Zeitpunkt i

H_f = Bodenfeuchtigkeit beim Welkepunkt

H_c = Bodenfeuchte bei Feldkapazität

$$F_t = \left\{ p + q \exp \left[r(T - T_{ref}) \right] \right\}^s \quad [8]$$

F_t = Faktor zur Berücksichtigung der Bodentemperatur
 p = Konstante (-0,566)
 q = Konstante (0,62)
 r = Konstante (0,9125)
 T = Bodentemperatur zum Zeitpunkt i
 T_{ref} = Referenztemperatur (25 °C)

Die beschriebenen Gleichungen (7 + 8) werden auf Tagesebene über den Gesamtzeitraum berechnet und gehen in Gl. 3 ein.

Dieser Ansatz ist als ein Vorschlag anzusehen, durch den der modifizierende Einfluss ein-gebrachter org. Substanz im Erosionsgeschehen erfolgen kann. Eine Prüfung und Validie-rung dieser Modellannahmen ist bisher nicht erfolgt, sollte aber in weiteren Vorhaben durchgeführt werden. Vorher sollte keine allgemeine Anwendung in der Praxis erfolgen.

Anzumerken bleibt, dass die Methodik primär darauf ausgelegt ist die Wirkungen direkt zu-geführter organischer Substanzen, zum Beispiel im Rahmen der Düngung, abzubilden. Ef-fekte indirekt zugeführter Substanz, zum Beispiel durch die Ernte- und Wurzelrückstände als auch Bestandsabfälle der Fruchtarten, sind damit nicht abgebildet. Dies kann u.U. zu Fehl-einschätzungen führen, da diese Stoffe ebenfalls als relevante Inputgrößen anzusehen sind. Im Rahmen der Erosionsabschätzung stellt sich aber die Frage, wie die benötigten Angaben zu den anfallenden Mengen betriebsspezifisch (fruchtarten- und ertragsabhängig) bereitge-stellt werden können. Da die Verwendung solcher Angaben für die Praxisanwendung als schwierig eingeschätzt wird, wurde dieser Effekt zunächst unberücksichtigt gelassen. Für Einzelanwendung ließen sich diese Angaben zwar ableiten, aber eine allgemeine Anwend-barkeit ist bisher nicht gegeben.

Ein weiterer in diesem Zusammenhang zu diskutieren Aspekt ist die Wirksamkeit der Subs-tanzen: Betrachtet man die unterschiedlichen Wurzelsysteme der angebauten Fruchtarten so wird schnell klar, dass dieselbe Menge an Wurzeldeposition sehr unterschiedlich im Bo-den verteilt vorliegen kann und somit eine unterschiedliche Wirkung anzunehmen ist.

Damit können die Ausführungen zur transiente Aggregatstabilität (Ag_t) und deren Beeinflus-sung durch die Zufuhr organischer Substanzen (Ag_t 1) abgeschlossen werden. Bleibt darauf hinzuweisen, dass neben den beschriebenen Wirkungen der organischen Substanz über die Bodenbiologie auf die Aggregation noch weitere Beeinflussungen des Erosionsprozesses vorhanden sein können: So kann ein organische Düngung beispielsweise durch eine Bo-denbedeckung und die Veränderung der Oberflächenrauigkeit (zumindest zeitweise) zu einer zusätzlichen Beeinflussung des Erosionsprozesses führen. Bisher bleibt dies unberücksich-tigt. Für die Integration in die ABAG müsste zunächst die Düngung als ein „Bedeckungspara-meter“ integriert und deren Effekte auf die verschiedenen Wirkungsbereiche (Aggregat-stabilität, Bodenbedeckung) beschrieben werden. Analog zu der bei den Fruchtarten und den Relativen Bodenabträgen beschriebenen Entwicklung von Subfaktoren für die „Zerle-gung“ verschiedener Wirkungsmechanismen, wäre dies auch für die Düngung denkbar. Al-lerdings wäre es sinnvoll, die Subfaktoren für Wirkungsbereiche wie z.B. die Bodenbede-ckung zu entwickeln, in denen die Wirkungen von Fruchtarten, Düngern usw. gemeinsam abgebildet werden. Da dies eine sehr weitreichende und tiefgehende Veränderung der ABAG wäre und eine Umsetzung dazu bereits in der RUSLE (s.u.) erfolgt ist, wurde an die-ser Stelle auf eine entsprechende Eigenentwicklung verzichtet (vgl. Kap. 5).

Neben der positiven Beeinflussung der Aggregatstabilität sind seitens der Bewirtschaftung auch negative Wirkungen vorhanden (vgl. Kap. 2.5.1). Mit Bezug auf das Konzept der tran-

siente Aggregatstabilität (Agt) ist insbesondere der Einfluss der mineralischen Düngung bzw. der von dissoziierend wirkenden Ionen aufzuführen. Wie beschrieben wurde, kann die Zufuhr von Kationen zur Herabsetzung der Aggregatstabilität und damit zur Zunahme der Erodibilität des Bodens beitragen.

Da im ökologischen Landbau kalium- und ammoniumhaltige Mineraldünger restriktiv eingesetzt werden und damit systemspezifische Unterschiede, die einen Effekt im Erosionsgeschehen haben, bestehen, sollte deren Effekt entsprechend berücksichtigt werden. Durch eine geringere K-Sättigung ist davon auszugehen, dass so bewirtschafteter Böden eine geringere Bodenerodierbarkeit aufweisen. Nimmt man an, dass NH_4^+ -Ionen ähnlich wirken wie Na^+ und K^+ , so ist bei Ammoniumdüngung (im konventionellen Landbau) zusätzlich mit einer erhöhten Bodenerodierbarkeit zu rechnen (Kainz 2007). Um dies berücksichtigen und in der ABAG integrieren zu können, können Arbeiten von Auerswald et al. (1996) verwendet werden. Auf der Grundlage umfangreicher Auswertung von Abfluss- und Abtragsdaten konnten sie die Wirkung von Kaliumdüngern auf die Aggregation und den Bodenabtrag nachweisen. Sie fassen zusammen, dass die Wirkung auf den K-Faktor der ABAG durch die Gleichung 9 beschrieben werden kann. Dadurch ist der um diese Wirkung korrigierte K-Faktor (K_{adj}) zu ermitteln:

$$K_{\text{adj}} = K + 0,02(\text{Na}^+ + \text{K}^+ - 5) \quad [9]$$

K_{adj} = Korrigierter K-Faktor (adjusted)

Na^+ = prozentuale Austauscherbelegung durch Natrium

K^+ = prozentuale Austauscherbelegung durch Kalium

Die Anwendung dieser Korrektur des K-Faktors könnte direkt übernommen werden und so die Aussagegenauigkeit der ABAG verbessern. Im Weiteren sollte jedoch diskutiert werden, ob der Effekt nicht ebenfalls über eine dynamische Betrachtung, ähnlich dem der Wirkung durch die Zufuhr org. Substanz, ergänzt werden müsste, da hier ebenfalls von einem zeitlichen Verlauf der Wirkung auszugehen ist. Folgt der Ausbringung entsprechender Substanzen z. B. in einer Periode mit geringer Bodenfeuchte, so ist der dissoziierende Effekt geringer einzuschätzen. Die Wirkungsdauer kann sich aber ggf. verlängern und in Perioden mit höherer Niederschlagswahrscheinlichkeit wirken. Im Rahmen spezieller Vorhaben sollten daher die verschiedenen Bedingungen untersucht und bezüglich ihrer Wirkungen analysiert werden.

4.3 Pflanzenschutz, Unkrautmanagement und Bodenbearbeitung

Für die Abschätzung der Wirkungen chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel ist der Kenntnisstand zum Ausmaß des Effektes bisher als unzureichend zu charakterisieren. Eine Ableitung von Korrekturfaktoren konnte daher nicht erfolgen. Zunächst sollten aus diesem Grund entsprechende Untersuchungen durchgeführt und die Relevanz dieses Aspektes überprüft werden.

Dagegen können Verfahren des mechanischen Pflanzenschutzes (z.B. Striegeln gegen Unkraut) abgebildet werden. Für eine Vielzahl der angebauten Fruchtarten bestehen RBA-Werte für konventionelle (Pflugeinsatz), reduzierte oder Mulchsaatverfahren. Darüber hinaus durchgeführte (individuelle) Veränderungen im Anbauverfahren (z.B. intensives Grubbern und Striegeln, mechanische Unkrautregulierungsmaßnahmen) werden in der derzeitigen Form der ABAG nicht abgebildet. Für alle Kombinationen aus Kulturpflanze, Entwicklungs-

stadium und Pflegemaßnahme müssten RBA erarbeitet werden – ein sehr aufwändiges Vorhaben. Eine auf Subfaktoren basierenden Berechnung des C-Faktors, der die Effekte der Fruchtart (Bedeckung, Zufuhr org. Substanz) und der Bodenbearbeitung (Oberflächenrauigkeit und Aggregatstabilität) trennt, würde dies möglich machen. Dadurch ließe sich die von den Bodenbearbeitungs- und Pflegemaßnahmen ausgehende Wirkung auf die Oberflächenrauigkeit und die Aggregatstabilität ergänzen. Die Umsetzung dieses Ansatzes wird im Kap. 5 zur RUSLE vorgestellt.

4.4 Fazit

Ein wichtiger Aspekt des Projektes war die Ableitung praxistauglicher Algorithmen und Parameterwerte für die Berücksichtigung der modifizierenden Effekte des Ökologischen Landbaus in der ABAG. Dabei hat sich gezeigt, dass die Modellstruktur der ABAG eine solche Anpassung aufwändig macht. Während für einige der Effekte aufgrund mangelnder Forschungsergebnisse (z.B. zu den Veränderungen der Bedeckungsverläufe, dem Carry-over-Effekt usw.) keine Korrekturen vorgenommen werden konnten, bestehen für andere Wirkungen grundsätzliche Limitation des Modells. Hierzu zählen nach Auffassung der Autoren folgende Sachverhalte:

- Die Effekte der Bewirtschaftung, insbesondere der Einfluss der Fruchtarten und der Bodenbearbeitung werden als ein Komplexfaktor (C-Faktor) abgebildet. Einflüsse auf den Boden durch jegliche Formen der Bodenbedeckung, Veränderungen der Oberflächenrauigkeit, der Aggregatstabilität und der Infiltration, können somit nur integrativ dargestellt werden. Dadurch geht die Sensitivität und Anpassbarkeit gegenüber spezifischen Anbaumaßnahmen einzelner Betriebe verloren. Insbesondere der Ökolandbau ist im Vergleich zu konventionellen Standardverfahren als sehr variabel und heterogen einzuschätzen. Ein Modell für die Anwendung im Ökolandbau sollte daher umfangreiche Möglichkeiten für betriebsspezifische Anpassungen bieten, um die Bewirtschaftungsmaßnahmen so exakt wie möglich abzubilden.
- Die Wirkungen des Ökolandbaus sind stark von Modifikation der organischen Bodensubstanz bzw. unterschiedlicher Boden-C-Pools, den Bodenorganismen und der biologische Aktivität geprägt. Verallgemeinernd ist davon auszugehen, dass dies zu einer verbesserten Bodenstruktur (höhere Aggregatstabilität und Infiltration) führt und somit die Bodenerosion reduziert. Zur Abschätzung dieser Effekte wären die Kombination der Bereiche Bodenerosion, Aggregation, C-Bilanzen bzw. die Veränderung der org. Substanz (Input und Mineralisation) sowie Wirkungen der Bodenbearbeitung erforderlich. Eine Integration dieser Aspekte würde in vielen Bereichen weit über die ursprüngliche Zielstellung der ABAG hinausgehen und diese „überstrapazieren“.
- Die in der ABAG verwendete zeitliche Auflösung (Anbaujahr bzw. Fruchtfolge) kann die beschriebenen Effekte aufgrund der hohen zeitlichen Variabilität nicht adäquat abbilden. Bei der Abschätzung der Managementeffekte ist in der Regel immer der Zeitpunkt der Aktivität von Bedeutung, da die meisten Aktivitäten innerhalb einer gewissen Zeitspanne wirken. Ausgehend von dieser potenziellen Wirkung kann jedoch nur ein Effekt im Erosionsgeschehen entstehen, wenn Erosion passiert, also ein erosives Niederschlagsereignis statt findet. Daraus ergibt sich, dass prinzipiell alle Managementbeeinflussten Wirkungen eine gewisse Dynamisierung und den Wechsel der zeitlichen Auflösung (Tag) erforderlich machen.

Einige Wirkungen können quantifiziert werden:

- Der Einfluss des Ökolandbaus auf die organische Bodensubstanz basierend auf Messwerten,
- aggregatstabilisierende Wirkungen durch die Applikation organischer Substanzen auf die Aggregatstabilität,
- die modifizierende Wirkung von Kalium- und Natriumbelegung des Austauschers auf die Erodibilität des Bodens und
- den Einfluss von abweichenden Bedeckungsverläufen von Kulturen auf die Bodenbedeckung.

Für einige der Komplexwirkungen, wie den Wechselwirkung zwischen Kulturpflanzenbedeckung und Untersaaten bzw. Verunkrautung sowie der modifizierten Bodenbearbeitungsverfahren, müssten theoretisch für alle möglichen Zustände Relative Bodenabträge bestimmt werden. Dafür wären wiederholte Messungen durchzuführen, was sehr aufwändig ist. Zusätzlich müssten für jede neu hinzukommende Modifikation neue RBA entwickelt bzw. abgeleitet werden. Dies erweist sich als arbeitsintensiv und wenig zielführend.

Eine Lösung dieses Problem ergibt sich aus dem Konzept der Subfaktoren (s.o.). Durch die Zerlegung der verschiedenen Wirkungen und die Einteilung in Subfaktoren ergibt sich ein wesentlich flexibler Ansatz. Da viele der andiskutierten Möglichkeiten und Aspekte bereits in der RUSLE integriert sind wird vorgeschlagen, diese weiterentwickelte „Neuaufgabe“ der USLE für die Anwendung im Ökolandbau zu übertragen (analog dem Vorgehen von der USLE zur ABAG), ggf. weiterzuentwickeln und für künftige Anwendungen bereitzustellen.

5 Die Revised Universal Soil Loss Equation

Die Universal Soil Loss Equation, die als Ausgangsmodell der ABAG angesehen werden kann, wurde im Laufe der Zeit konsequent weiterentwickelt. Die Modellphilosophie und Ziele des Modells wurden dabei jedoch nur geringfügig angepasst. Neben der Aufnahme und Analyse von Bodenabträgen, die Erosionsschutzplanung und die Verwendung in der (landwirtschaftlichen) Beratung ist als Ergänzung insbesondere die Abschätzung von Sedimentfrachten integriert wurden. Bei der Weiterentwicklung hat das US-Landwirtschaftsministerium (United States Department of Agriculture; USDA) und die Abteilung zur Erhaltung natürlicher Ressourcen (Natural Resources Conservation Service; NRCS) eine zentrale Rolle eingenommen.

Auf der Basis der USLE, die als ein zu „starres System“ erkannt wurde, wurden verschiedene Überarbeitungen durchgeführt und im Modell der Revised Universal Soil Loss Equation umgesetzt (Renard et al. 1991, Renard et al. 1997, Foster et al. 2003). Der erste Entwicklungsschritt, die RUSLE1, bestand in der konsequenten Umsetzung des „Subfaktorenkonzeptes“, durch das insbesondere die Berechnung der C-Faktoren modifiziert wurde. Obwohl die grundsätzlich (empirische) Struktur der USLE unverändert blieb, wurden in einigen Bereich prozessbasierte Beziehungen integriert, durch die z.B. die Effekte konservierender Bodenbearbeitungspraktiken besser abgebildet werden können. Nach weiteren Modifikationen wurde die RUSLE2 etabliert, die sich vor allem durch den neuen Zeitbezug - in der RUSLE2 erfolgt die Berechnung der einzelnen Faktoren auf der Tagesebene - von der RUSLE1 unterscheidet. Darüber hinaus wurden kleiner Anpassungen wie Veränderungen der Subfaktoren, Aufnahme neuer Subfaktoren (z.B. zur Oberflächenrauigkeit in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung) oder die Integration einer Depositionsgleichung zur Berechnung von Sedimentgehalt, Transportkapazität und Deposition vorgenommen. Ausgehend von diesen Anpassungen ist die RUSLE2 mittlerweile als „state of the art“ der Erosionsmodelle anzusehen (zumindest der USLE-Familie) und wird nahezu flächig in den USA eingesetzt.

Die umfangreichste Anwendung des Modells wurde bisher vom NRCS durchgeführt: Durch die Berücksichtigung einer großen Vielfalt unterschiedlicher Fruchtarten, Anbausysteme sowie verschiedener Ertragsleistungen wurden über 100000 Szenarien von ca. 50 Experten über einen Zeitraum von 4 Jahren berechnet. Eines der wichtigsten Ergebnisse bestand darin, dass die mit der RUSLE2 ermittelten Bodenabträge trotz geringerer C-Faktoren vergleichbar zu den Ergebnissen der USLE waren. Die Ergebnisse verdeutlichen demnach, dass die RUSLE2 bezüglich der Abbildung der verschiedenen Bewirtschaftungspraktiken verbessert wurde und eine wesentlich höhere Sensitivität des C-Faktors aufweist (Renard & Ferreira 1993, Ferreira et al. 1995).

In Folge der Erweiterung des Anwendungsbezugs und die Ergänzung um weitere Landnutzungsformen (neben der Landwirtschaft) kann die RUSLE neben der Ackerbau- und Grünlandnutzung auch Bodenabträge in Wäldern, in Parks, auf Truppenübungsplätzen, Baustellen usw. berechnen. So wurde beispielsweise durch das US-Innenministerium (United States Department of the Interior - Office of Surface Mining Reclamation and Enforcement) ein Projekt gefördert, durch das die Grundlagen für die Erosionsabschätzung in Abbaugebieten erarbeitet wurden und somit Bodenabträge und Sedimentfrachten aus entsprechenden Gebiet abgeschätzt werden können (Toy et al. 1999). Mittlerweile kommt die RUSLE aber auch international zum Einsatz²⁷. Ein Beispiel hierfür ist die Anwendung in Taiwan, wo der Erosi-

²⁷ In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass die „Anwendung der RUSLE“ zum Teil sehr unterschiedlich erfolgt und definiert ist. Häufig wird bereits die Verwendung von modifizierten Gleichungen der RUSLE, zum Beispiel für die Berechnung des S-Faktors, als Anwendung des Modells bezeichnet.

onsprozess steiler Hänge unter variierendem Management (Landnutzung) mit dem Modell untersucht wurde (Fan 1995, Wu 1995)

Zur Validierung des Modells wird darauf verwiesen, dass aufgrund des engen Bezugs zur USLE und keine Veränderungen der Vorhersagegenauigkeit erwartet werden. Aus diesem Grund wurden bisher nur wenige Untersuchungen zur Validität des Modells durchgeführt (Yoder et al. 2004). Mit Bezug zur USLE wird allerdings darauf verwiesen, dass Analyseergebnisse ein gutes Bestimmtheitsmaß ($R^2 = 0,75$) gezeigt haben (Risse et al. 1993). Dieser Wert wird als sehr akzeptabel angesehen, da die Variabilität der jährlichen Bodenabträge bei wiederholten Messungen ebenfalls eine Schwankungsbreite um $\pm 35\%$ aufweisen²⁸. Für die RUSLE wird daher angenommen, dass die Übereinstimmung zwischen Mess- und Modellergebnissen in einem ähnlichen Bereich liegt (ebd.).

Aufgrund der verschiedenen Anpassungen der RUSLE ergeben sich zahlreiche Möglichkeiten die spezifischen Effekte des Ökologischen Landbaus einzubinden. Auch aus diesem Grund werden ein Modellwechsel und eine Überprüfung der Anwendbarkeit der RUSLE für mitteleuropäische (deutsche) Bedingungen empfohlen.

5.1 Modifikationen gegenüber der USLE

Obwohl die Modellgrundlage der RUSLE ein empirisches Erosionsmodell ist, wurden durch die verschiedenen Modifikationen einige physikalisch-deterministische Aspekte ergänzt. Während in der ABAG bzw. USLE ausschließlich der Bodenabtrag (Ablösung und Verlagerung) betrachtet wurde, bildet die RUSLE den Erosionsprozess als Komplex aus Ablösung, Verlagerung und Deposition von Bodenpartikeln ab. Dabei werden in Abhängigkeit verschiedener Größen die Loslösung und der Transport von Bodenpartikeln in Form der Sedimentfracht des Abflusses, als auch die Transportkapazität des Abflusses und die daraus resultierende Sedimentation von Partikeln ermittelt. Die Erosionsabschätzung basiert damit eigentlich auf der Berechnung auf Massenbilanzen: Überwiegt der Teilprozess der Loslösung und des Transportes kommt es zum Bodenabtrag. Ist die Transportkapazität des Abflusses hingegen überschritten, setzt Sedimentation ein – es kommt zur Deposition von Bodenmaterial. Für die Abbildung dieses Prozesses wurden folgende Regeln definiert:

- Die Sedimentfracht steigt aufgrund des Abtrags hangabwärts an.
- Die Transportkapazität des Abflusses ist eine Funktion der Distanz und Neigung am Hang, des Bewirtschaftungsmanagements und einer Größe zur Charakterisierung des Niederschlages.
- Die Deposition beginnt an der Stelle, an der die Sedimentfracht größer ist als die Transportkapazität.

Diese Informationen sind daher von Bedeutung, da alle weiteren Modifikationen darauf ausgerichtet sind, die Veränderungen in diesem Prozess abzubilden und somit die Aussagen zur Bodenerosion zu verbessern.

²⁸ "This value is very acceptable, especially given that the same data showed an annual erosion variability of $\pm 35\%$ between replicated plots, which should have produced very similar erosion values."

Eine der bedeutendsten Anpassungen des Modells besteht in diesem Kontext in der höheren zeitlichen Auflösung: Die RUSLE2 basiert nicht mehr auf der Fruchtfolgen- bzw. Kulturperiodenebene, sondern berechnet die Bodenabträge auf Tagesbasis²⁹. Durchschnittliche Bodenabträge, z.B. in einem Jahr, werden somit als die Summe einzelner Tageswerte ermittelt. Dies bedeutet, dass neben der Erosion an sich auch alle weiteren Faktoren als zeitlich variabel im Modell abgebildet werden. Beispielsweise werden die mittleren K-Faktoren in Abhängigkeit von Niederschlag und Temperatur modifiziert und weisen dadurch eine Dynamik im Jahresverlauf auf. Dieser Aspekt ist besonders für die Anwendung im Ökolandbau von Relevanz. Die weitere Anpassung der Faktoren sowie die sich daraus ergebene Bedeutung für die modifizierenden Effekte des Ökolandbaus werden nachfolgend beschrieben.

5.2 Modifikationen der erosionsbestimmenden Faktoren

In der RUSLE wurde grundsätzlich beibehalten, dass die Erosion von Klima, Bodeneigenschaften, Topographie und Landnutzung abhängig ist. Analog zur ABAG wird dies durch den R-Faktor für die Erosivität der Niederschläge, den K-Faktor für die Erodibilität und Infiltration des Bodens, L- und S-Faktor für den Einfluss der Hangneigung und Hanglänge, dem C-Faktor für die Bewirtschaftung und dem P-Faktor für spezifische Bodenschutzmaßnahmen beschrieben.

R-Faktor

Der R-Faktor wird prinzipiell wie in der USLE belassen. Niederschlagsmengen und Intensitäten werden einzelereignisbasiert berücksichtigt und tagesbasierte Werte zur Erosivität ermittelt. Der R-Faktor ist die Summe aller Einzelereignisse.

Als Eingangsdaten für die Bestimmung des Faktors werden 10 Jahres EI-Werte (Energie der Niederschläge im langjährigen Mittel), die Verteilung der erosiven Niederschläge (RRA), sowie Niederschläge und Temperatur auf Monatsebene benötigt. Die beiden letzten Größen werden allerdings nicht für den R-Faktor, sondern für die Abschätzung von Umsetzungsprozessen im Boden (org. Substanz) benötigt.

K-Faktor

Der K-Faktor wird ebenfalls wie bisher in Abhängigkeit von Bodentextur (Bodenart), dem Gehalt an organischer Substanz sowie der Struktur und Durchlässigkeit des Bodens ermittelt. Für die Charakterisierung des Abflusses und der Infiltration werden zusätzliche Größen wie die hydrologische Bodenart des undrainierten Bodens, die Effizienz der Oberflächen-drainage (Infiltration), die Zeit zur vollständigen Bodensetzung und die Steinbedeckung verwendet. Der K-Faktor ist damit noch immer eine mehr oder weniger konstante Größe, da nur Parameter berücksichtigt werden, die nicht unmittelbare (und kurzfristig) durch die Bewirtschaftung und das Management beeinflusst werden.

Dennoch wurde auch beim K-Faktor eine zeitliche Variabilität realisiert. Dazu wurde eine Methode etabliert, wodurch ein „Basis-K-Faktor“ durch die Niederschlagscharakteristik und die Temperatur modifiziert wird. In Folge steigender Temperatur wird dieser Basiswert reduziert - der K-Faktor nimmt ab – durch zunehmende Niederschläge erfolgt hingegen eine Erhöhung des K-Faktors. Durch diese Modifikation weist der K-Faktor einen deutlichen Jahresverlauf der Erodibilität auf (Abb. 10). Wie aus der Abbildung hervorgeht weist Kalifornien

²⁹ Dies bedeutet allerdings nicht, dass die RUSLE2 auf die Berechnung der Bodenabträge einzelner Niederschlagsereignisse, wie dies von verschiedenen physikalisch-deterministischen Modellen durchgeführt wird, ausgelegt ist, sondern das lediglich die „Auflösung der Berechnungsschritte“ verfeinert wurde.

aufgrund der ausgeprägten Sommertrockenheit und der hohen Temperaturen im Sommerhalbjahr einen ausgeprägten Rückgang, im Winterhalbjahr einen deutlichen Anstieg des K-Faktors auf. South Dakota zeichnet sich hingegen in Folge des kontinentalen Klimas mit ausgeprägten Temperaturschwankungen zwischen Sommer und Winter und der Hauptniederschlagszeit in den Sommermonaten durch einen gegenläufigen Verlauf aus.

Bezogen auf diese Modifikation ergibt sich allerdings die Frage, welche(r) Effekt(e) bzw. welche Ursache(n) für diese Wirkungen verantwortlich gemacht werden. Aus den vorliegenden Veröffentlichungen und Angaben ist dies nicht abzuleiten. Möglicherweise wird der Basisfaktor als eine Größe verstanden, die in Abhängigkeit der Bodenbiologie bzw. deren Aktivität beeinflusst wird. Wenn dies so wäre, hätte dies eine gewisse Ähnlichkeit mit dem in Kap. 4.2 entwickelten Ansatz. In weiteren Vorhaben sollten daher die verschiedenen Wirkungsmechanismen, die impliziert im Modell integriert sind, untersucht werden.



Abb. 10: Beispiel für Jahresverläufe des K-Faktors verschiedener Standorte der USA; CA (Kalifornien), SD (South Dakota), MA (Massachusetts), TN (Tennessee) (Kuenstler 2008)

LS-Faktor

Für die LS-Faktoren (Topografie) wurden zunächst weitere Möglichkeiten zur Berücksichtigung unterschiedlicher Hangformen integriert. Zugrunde liegende Gleichungen und der Hanglängenexponent, der das Verhältnis von flächiger zu rillenförmiger Erosion angibt, wurden überarbeitet und in Abhängigkeit verschiedener Größen als auf Tagesbasis variable Parameter berechnet. Der L-Faktor wird täglich auf Basis der Gleichung 10 berechnet.

$$L = (x / 22,1)^n$$

[10]

x = Position am Hang (m)
n = Hanglängenexponent

Der Hanglängenexponent wird in Abhängigkeit von Hangneigung (wie in der USLE), der Bodenbedeckung, der Bodenart, der Biomasse und der Bodensetzung (beeinflusst durch die Bodenbearbeitung) ermittelt. Dadurch ist eine direkte Beeinflussbarkeit des Oberflächenabflusses durch die Bewirtschaftung gegeben. Einige der diskutierten modifizierenden Effekte des Ökolandbaus sind damit in das Modell zu integrieren: Die Applikation eines Wirtschaftsdüngers führt beispielsweise dazu, dass über eine ggf. eintretende Veränderung der Bodenbedeckung der Erosionsprozess modifiziert wird. Gleichzeitig können weitere Bedeckungsfaktoren, z.B. eine ausgeprägte Segetalflora (in Kombination mit dem Biomasseparameter), berücksichtigt werden. Ein weiterer Vorteil ergibt sich aus dem Faktor zur Bodensetzung, durch den sich durchgeführte Bodenbearbeitungsmaßnahmen, wie z.B. das Striegeln einer Fläche, integrieren lassen. Wie hieraus zu erkennen ist, sind damit verbesserte Möglichkeiten für die Erosionsabschätzung im Ökolandbau gegeben.

C-Faktor

Die umfangreichsten Veränderungen wurden beim C-Faktor durchgeführt. Dieser berücksichtigt neben den angebauten Fruchtarten, die Fruchtfolge, die (konservierende) Bodenbearbeitung, die Ausbringung von bodenbedeckendem Material (Mulch, Mist) und die Beeinflussung der Oberflächenrauigkeit durch landwirtschaftliche Aktivitäten (z. B. der Bodenbearbeitung). Die Wirkungen dieser verschiedenen Aspekte fließt über C-Subfaktoren in den C-Faktor ein, dessen Berechnung tagesweise erfolgt (Gleichung 11). Durch die Realisierung dieser Subfaktoren ergeben sich unterschiedliche Möglichkeiten die Effekte des Ökolandbaus in die Berechnung des C-Faktors zu integrieren:

$$C = Cc \times Gc \times Sr \times Rh \times Sb \times Sc \times AM \quad [11]$$

Cc = Bodenbedeckung, Deckungsgrad Pflanzen (Canopy-Subfaktor)
Gc = Bodenbedeckung, aufliegendes Material (Ground-cover-Subfaktor)
Sr = Oberflächenrauigkeit (Soil-roughness-Subfaktor)
Rh = Höhe von Haufen, Dämmen usw. (Ridge-height-Subfaktor)
Sb = Bodenbiomasse (Soil-biomass-Subfaktor)
Sc = Bodensetzung (Soil-consolidation-Subfaktor)
Am = Ausgangsbodenfeuchte (Antecedent-Soil-moisture-Subfaktor)

Canopy-Subfaktor

Der Cc-Subfaktor ist darauf ausgerichtet die Bedeckungen oberhalb der Bodenoberfläche, die für die Interzeption von Niederschlag verantwortlich ist, abzubilden. Für die Einschätzung dieser wird der Bodenbedeckungsgrad durch die angebauten Pflanzen direkt verwendet. Hierzu stehen fruchtartenbezogene Datensätze zur Verfügung, die den Verlauf der Pflanzenentwicklung abbilden. In der verfügbaren Software (die RUSLE ist als eigenständig lauffähiges Windows-Programm erhältlich) sind diese Größen in einer Datenbank gespeichert und können den Fruchtarten des Anbausystems zugewiesen werden. In vordefinierten Fruchtartenprofilen ist die bereits erfolgt, so dass diese lediglich entsprechend der angebauten Kulturen ausgewählt und der Fläche zugewiesen werden müssen. Das System bietet hier die Möglichkeit die Bedeckungsgrade individuell anzupassen und für die Berechnung zu verwenden. Daraus würde sich die Möglichkeit ergeben abweichende Bedeckungsverläufe

von Kulturpflanzen durch die Anpassung der entsprechenden Stammdaten zu integrieren³⁰. Trotzdem müsste zunächst die Bedeutung dieses Aspektes geklärt werden.

Hinweis für die Anwendung der RUSLE unter Mitteleuropäischen Bedingungen:

Die im System hinterlegten Kulturpflanzenentwicklungen mit den spezifischen Bedeckungsverläufen müssten vor einer Anwendung in Deutschland bezüglich ihrer Eignung überprüft werden. Dies scheint insbesondere deswegen von hoher Bedeutung, da die klimatischen Bedingungen innerhalb der USA ein wesentlich breites Spektrum abdecken und somit entscheidend ist, welche Ausgangsbedingungen für den im System hinterlegten Verlauf angenommen wurden.

Für die Einschätzung der Effektivität des Schutzes der Bodenoberfläche durch die Pflanzenbedeckung werden zusätzliche Größen in der Berechnung berücksichtigt: Hierzu zählen die effektive Fallhöhe, von der beispielsweise der (sekundäre) Tropfenschlag abhängig ist und die Bodenoberfläche zerstört werden kann, sowie ein Dichtegradient des Pflanzendachs. Durch diesen wird berücksichtigt, dass sich Pflanzen trotz ähnlicher Wuchshöhen bzgl. der Verteilungen der Biomasse unterscheiden können. Bei Pflanzen, die eine gewisse Konzentration der Blattmasse unter der Wuchshöhe aufweisen, kann eine so Reduzierung der Fallhöhe erfolgen (Abb. 11).

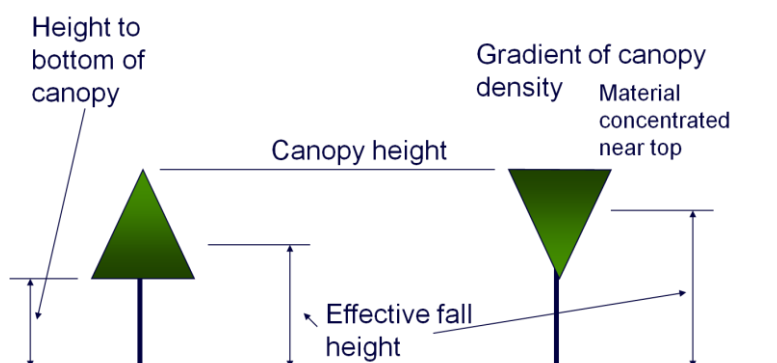


Abb. 11: Schematische Darstellung zur Bedeutung des Dichtegradienten des Pflanzendachs (Kuenstler 2008)

Ground-cover-Subfaktor

Die direkte Bodenbedeckung, also die die sich unmittelbar auf der Bodenoberfläche befindet, ist im Gc-Subfaktor integriert. Dieser bildet ab, dass auf dem Boden befindliches Material die Oberfläche vor der Tropfeneinwirkung schützt, die Abflussgeschwindigkeit reduziert und dadurch die Infiltration erhöht. Material was hier berücksichtigt wird und Effekte auslösen kann, ist beispielsweise lebendes Pflanzenmaterial, Pflanzenrückstände, Mulch, ausgebrachter Mist usw.. Die Effektivität des Schutzes wird dabei in Abhängigkeit von der Menge des Pflanzenmaterials, das in Abhängigkeit vom Vegetationstyp und dem Produktionslevel (Ertragsniveau bzw. Biomasseaufwuchs) abgeschätzt wird, ermittelt. Ähnlich wie bei den Bedeckungsverläufen werden hierfür ebenfalls editierbare Stammdaten angeboten. Bei der Berechnung der Abträge wird die Wirkung der Pflanzenrückstände allerdings nicht

³⁰ Baut ein Landwirt beispielsweise vorgekeimte Kartoffeln an, kann dies durch entsprechende Modifikation der Bedeckungswerte abgebildet werden. Allerdings sollte vor einer „willkürlichen Modifikation von Stammdaten“ überprüft werden, ob die angenommenen Effekte tatsächlich als Spezifika zu bewerten sind.

als konstante von der Menge abhängige Größe angenommen, sondern deren Abbau wird in Abhängigkeit von Niederschlagsmenge und Temperatur berücksichtigt.

Neben den klassischen Mulchsaatverfahren lassen sich durch diesen Subfaktor jegliche Formen der Bodenbedeckung in die Erosionsabschätzung integrieren. Hierzu zählt beispielsweise die Schutzwirkung durch z.B. Wirtschaftsdünger oder der Effekt durch Untersaaten sowie flachwachsender Unkräuter. Somit ergeben sich hieraus weitere Möglichkeiten die Besonderheiten des Ökolandbaus zu integrieren.

Soil-roughness-Subfaktor

Mit dem Soil-roughness-Subfaktor (Sr) wird abgebildet, dass durch verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen (Bodenbearbeitung) eine zum Teil bedeutende Veränderung der Bodenoberfläche erfolgt. Beispielsweise kann durch ein erzeugtes Mikrorelief der Oberflächenabfluss modifiziert werden. Durch eine erhöhte Oberflächenrauigkeit (hydraulische Rauigkeit) wird die Abflussgeschwindigkeit reduziert und die Infiltration erhöht. In Folge einer geringen Abflussmenge und der damit verbundene Transportkapazität erfolgt dann eine Abnahme der Erosion. Entstandene Senken des Mikroreliefs können aber auch als Mikroretentionsräume fungieren, in denen Bodenmaterial sedimentiert. Bestimmte Maßnahmen (z.B. das Pflügen) können zusätzlich stabile Schollen erzeugen, durch die die Loslösung von Bodenpartikeln vermindert und Abträge reduziert werden. Um die verschiedenen Effekte der Bewirtschaftung abzuschätzen, werden die unterschiedlichen Managementeinflüsse bzw. die Verfahren bzgl. solcher Wirkungen bewertet.

Dafür wurde zunächst wiederum eine Datenbank erstellt, die eine Vielzahl gängiger Maschinen mit Informationen zu deren Einfluss auf die Oberbodenbeschaffenheit integriert. Diese können entsprechend der eingesetzten Technik und durchgeführten Verfahren ausgewählt werden. Für den Effekt auf den Boden sind dabei in erster Linie das Arbeitsgerät und dessen spezifische Wirkung verantwortlich. Die RUSLE hat allerdings für Abschätzung des Subfaktors einen Modellansatz integriert, der den Gesamteffekt in Abhängigkeit der Bodenrauigkeit zum Zeitpunkt der Bearbeitung, der Bearbeitungsintensität, der Bodentextur und der Bodenbiomasse berechnet. Zusätzlich wird die Wirkung in Abhängigkeit von der Niederschlagshöhe und dem Ausmaß der Interrillerosion korrigiert.

Hinweis für die Anwendung der RUSLE unter Mitteleuropäischen Bedingungen:

Zwar können die Bezeichnungen der Geräte einfach übersetzt werden, doch verbergen sich hinter diesen durchaus unterschiedliche Systeme. Die Datenbank sollte daher entsprechend der Übereinstimmung der Geräte ausgewertet werden.

Der Modellansatz baut auf einem nicht näher spezifizierten Verständnis der Oberflächenstrukturierung auf. Gegebenenfalls sollte in diesen Zusammenhang eine wissenschaftliche Diskussion und ein Vergleich mit bestehenden Mitteleuropäischen Ansätzen durchgeführt werden.

Dieser Subfaktor wird als besonders geeignet angesehen, um die differenzierten Bodenbearbeitungsmaßnahmen des Ökolandbaus (aber auch der konventionellen) abzubilden und bzgl. der Wirkungen auf die Erosion zu bewerten. Beispielsweise sollten sich somit ebenfalls die Effekte mechanischer Unkrautregulierungsmaßnahmen – mehrere Striegelgänge, wiederholte Pflegegängen in Reihenkulturen oder das Hacken – abbilden lassen.

Ridge-hight-Subfaktor

Der Ridge-hight-Subfaktor (Rh) ist ebenfalls darauf ausgerichtet Veränderungen der Oberflächenstrukturen und deren Wirkung im Abflussgeschehen abzubilden. Die Bedeutung dieses Effektes ist von der Höhe der Dämme, der Hangneigung (Abnahme mit steigender Hangneigung > 6%), der Niederschlagshöhe (abnehmende Wirkung mit zunehmender Niederschlagshöhe und Interrillerosion) und der Ausrichtung zur Hangneigung (größte Wirkung bei hangparalleler, geringste bei hangabwärts Ausrichtung) abhängig.

Soil-biomass-Subfaktor

Grundprinzip des Soil-biomass-Subfaktors ist, dass in Abhängigkeit der Boden-Biomasse eine Veränderung der Aggregatstabilität sowie der Infiltration erfolgt und dadurch die Erosionsanfälligkeit des Bodens modifiziert wird. Dabei gilt, dass ein höherer Biomassegehalt (lebende und abgestorbene Wurzelmasse, eingearbeitete Rückstände) zu einer Stabilisierung des Bodens führt und gleichzeitig die Infiltration verbessert. Um diese Effekte zu analysieren, wird die Biomasse in der RUSLE in verschiedene, untereinander verknüpfte Pools eingeteilt: Die abgestorbene (Vegetation) und die tote Biomasse (org. Substanz) sind durch Umsetzungsprozesse verbunden. Die Pools, als auch der Umsatzprozess, werden durch Maßnahmen wie die Zufuhr und Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern beeinflusst und unter Berücksichtigung der Umsetzungsbedingungen - in Abhängigkeit von Niederschlag, Temperatur, Ausgangsmaterial und Position (auf Bodenoberfläche oder eingearbeitet) - modelliert.

Dieser Subfaktor verbessert nach eigener Ansicht das Defizit der USLE, die Aggregatstabilität und dessen Wirkung ausschließlich als bewirtschaftungsunabhängige Größe im K-Faktor abzubilden. Der Subfaktor kommt damit prinzipiell der gestellten Forderung entgegen, die Aggregatstabilität als eine durch die Zufuhr bzw. Veränderung der organischen Bodensubstanz veränderbare Größe im Erosionsprozess zu integrieren (siehe transiente Aggregatstabilität Ag_{t1} Kap. 4.2). Ausgehend von den verfügbaren Beschreibungen zum Subfaktor kann davon ausgegangen werden, dass sich hierdurch beispielsweise die Auswirkungen der im Ökolandbau dominierenden organischen Düngung auf den Boden und dessen Erosionsanfälligkeit abbilden lassen. Gleiches gilt für Fruchtarteneffekte, die auf entsprechende Wirkungsmechanismen zurückzuführen sind.

Der in Kap. 4.2 entwickelte Aggregatparameter geht jedoch viel weiter (z.B. wegen der Integration der Kationenwirkung). Es sollte geprüft werden, ob er in RUSLE (oder rABAG, s.u.) integriert werden kann

Hinweis für die Anwendung der RUSLE unter Mitteleuropäischen Bedingungen:

Die zugrunde liegenden Modellannahmen sollten ebenfalls mit bestehenden Modellen (Stoffumsatz und/oder C-N-Modelle) verglichen werden. Bestehen hier keine signifikanten Abweichungen, so könnte die prinzipielle Anwendbarkeit angenommen werden. Im Detail wäre es aber dennoch erforderlich diese einzelnen Modellkomponenten mit konkreten Versuchsergebnissen, zum Beispiel zum Stoffumsatz und der Beeinflussung der Aggregatstabilität, zu vergleichen. Kann dabei die Gültigkeit der Modellannahmen bestätigt werden, wäre eine Übertragbarkeit der RUSLE gegeben.

Obwohl der Carry-over-Effekt nicht explizit in den RUSLE-Beschreibungen erwähnt ist wird angenommen, dass dieser durch den Subfaktor berücksichtigt werden kann: Aufgrund der unterschiedlichen Biomassepools und des Funktionsprinzips (Umsatzprozesse) sollte beispielsweise der Anbau eines Kleeegrases zu einer positiven Beeinflussung führen und mehr Biomasse in den Boden einbringen. Aufgrund der Stabilisierungsmechanismen müsste sich

daraus eine entsprechend verminderte Erosionsanfälligkeit ergeben. Da die zugeführte Wurzelmasse als ertragsabhängige Größe im Modell ermittelt wird, müssten sogar unterschiedlich leistungsfähiger Systemen (Produktivität / Ertragsleistung) abgebildet werden können. Nach bisherigem Kenntnisstand sollten selbst kumulative Effekte, z.B. durch den mehrfachen Anbau von Klee gras hintereinander, durch die im Modell abgebildeten Pools und deren Umwandlungsprozesse erfasst werden. Wird durch eine Fruchtart ein Menge X organisches Material in den Boden eingebracht, so bleibt diese bis zur Zersetzung im System und wirkt entsprechend. Wird diese bis zur nächsten Fruchtart nicht vollständig umgesetzt, sollten sich kumulative Wirkungen ergeben. Dabei stellt sich jedoch die Frage, wie der Startpunkt bei der Simulation dieser Entwicklungen gesetzt wird bzw. welche Informationen hierzu einfließen.

Diese Passage zum Carry-over-Effekt beinhaltet einige Annahmen, die aufgrund der vorhandenen Angaben zu den Wirkungsmechanismen getroffen wurden. Für endgültige Aussagen wäre ein entsprechender Informationsaustausch mit den Entwicklern und Anwendern in den USA sinnvoll. Die sollte nach Möglichkeit im Rahmen eines „Übersetzungsvorhabens“ (RUSLE → rABAG) angestrebt werden.

Soil-consolidation-Subfaktor

Ausgehend vom beschriebenen negativen Carry-over-Effekt, der sich möglicherweise auf den Bodenbearbeitungseffekt zurückführen lässt, ist auf den Einfluss von Bodenbearbeitungssystemen über die organische Bodensubstanz und die indirekte Beeinflussung der Aggregatstabilität einzugehen. Wie bei der Beschreibung der modifizierenden Effekte aufgeführt, kann die Bodenbearbeitung zur Störung von Aggregaten führen. Um die direkten Wirkungen der Bodenbearbeitung durch die mechanische Zerstörung von Aggregaten berücksichtigen zu können, wurde der Soil-consolidation-Subfaktor integriert.

Die mit einer Bodenbearbeitung verbundene Lockerung und Destabilisierung wird in Abhängigkeit vom gewählten Verfahren und der Störungsintensität abgeschätzt. Dazu wurde zunächst für jedes Verfahren (Operation) die Wirkungsintensität (Soil Disturbing Action) durch physikalische Störung in Folge vom Wenden, dem Durchmischen, dem Heben, der Zerkleinerung, der Durchlüftung und der Wiederverdichtung des Bodens abgeschätzt (Abb. 12). Für jede dieser Kategorien wurde das jeweilige Verfahren auf einer Skala von 0 – 5 bewertet. Der Wert 0 entspricht keiner Wirkung, der Wert 5 der höchsten Intensität. Zur Charakterisierung der Störungsintensität (Soil Tillage Intensity Rate; STIR) des Verfahrens wird die Summe über die Kategorien gebildet. Mit steigenden STIR-Werten nimmt damit die Intensität des Bodenbearbeitungsverfahrens zu. Um den Gesamteffekt des Bodenmanagements abzubilden, werden die STIR-Werte der einzelnen Verfahrensschritte zum SDR-Wert (Soil Disturbance Rating) addiert. Entspricht die Summe der Verfahren = 100, so wird von einem „Steady State“ (keine Veränderungen) ausgegangen. Ist der Wert hingegen < 100 wird dem Bodenbearbeitungssystem ein positiver, aggregierender und bei Werten > 100 ein negativer, degradierender Effekt zugewiesen.

FIELD OPERATIONS	SOIL DISTURBING ACTIONS						Soil Tillage Intensity Rating (STIR)
	INVERT	MIX	LIFT	SHATTER	AERATE	COMPACT	
Primary tillage							
Plow, moldboard, complete inversion	5	5	5	5	5	4	29
Plow, moldboard, incomplete inversion	4	5	5	5	5	4	28
Plow, deep chisel, twisted point	4	4	5	5	5	2	25
Plow, deep chisel, straight point	3	4	4	4	5	2	22
Plow, chisel, twisted point	3	4	5	5	5	2	24
Plow, chisel, straight point	2	3	4	4	4	2	19
Plow, chisel, sweeps	2	3	5	4	4	3	21
Plow, disk plow	4	5	5	5	5	4	28
Disk, offset	4	5	4	5	5	4	27
Disk, Tandem primary (> 6" depth)	4	5	4	4	5	4	26
Power rotary tiller	5	5	5	5	5	4	29
Ground driven rotary tiller	4	5	5	5	5	4	28
Paratill/paraplow	0	0	5	5	3	2	15
Undercutter (8-12" sweeps)	0	0	5	5	4	3	17
V-blade	0	0	5	5	3	3	16
Vee ripper/subsoiler	3	3	4	5	5	2	22
Bedder-ridger	5	5	5	5	5	3	28
Secondary tillage							
Disk, Tandem finishing (< 6" depth)	2	3	3	3	4	3	18
Field cultivator, straight point	3	3	3	4	3	2	18

Abb. 12: Beispiele für die Einschätzung der Effekte der Bodenbearbeitung zum „Soil Disturbance Rating“

Dieser Ansatz bietet zahlreiche Möglichkeiten unterschiedliche Bodenbearbeitungsverfahren und –systeme bzgl. ihrer Wirkungen einzuschätzen und direkt im Erosionsprozess zu integrieren. Dieser Subfaktor bzw. der SDR-Wert sollte insbesondere beim Vergleich unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme (Direktsaat, Mulchsaat und konventionelle Systeme) deutliche Unterschiede hervorbringen und so auch bei der Erosionsabschätzung konventioneller Systeme Vorteile bringen.

Hinweis für die Anwendung der RUSLE unter Mitteleuropäischen Bedingungen:

Dieser Subfaktor ist grundsätzlich übertragbar, sollte jedoch ebenfalls vor einer Anwendung bezüglich der Einschätzung der Verfahren überprüft werden. Eine gewisse Unsicherheit ergibt sich aus der Tatsache, dass bei der Einschätzung der Verfahren/Geräte lediglich deren Arbeitsweise / Funktionsprinzip betrachtet wird. Innerhalb der Verfahren kann jedoch die konkrete Anwendung des Gerätes unterschiedlich intensiv, z.B. durch Variation der Bearbeitungstiefe oder –geschwindigkeit erfolgen. Hierzu sind ggf. weitere Untersuchungen erforderlich.

Antecedent-Soil-moisture-Subfaktor

Der Subfaktor der Ausgangsbodenfeuchte (A_m ; Antecedent-Soil-moisture) bildet den Effekt der Vorbefeuchtung des Bodens ab. Ein Wirkungszusammenhang ergibt sich beispielsweise mit der Luftsprennung. Vorbefeuchteter Boden ist bzgl. der Neigung zur Luftsprennung deutlich herabgesetzt. Zusätzlich sind von der Bodenfeuchte weitere erosionsrelevante Prozesse (z.B. der Stoffumsatz) abhängig. Neben der Eingabe der Ausgangsbodenfeuchte wird im Modell zusätzlich der Entzug der Bodenfeuchte durch die vorangegangene Kultur abgeschätzt.

Die Ausführungen zum C-Faktor verdeutlichen die umfangreichen Veränderungen gegenüber der USLE und die sich daraus ergebenden Möglichkeiten. Mit Bezug zur Aggregatstabilität ist einschränkend anzumerken, dass in der RUSLE bisher keine Wirkungen von disso-

zierenden Substanzen (K^+ , Na^+ , NH_4^{+} ..) integriert sind (vgl. Kap. 2.5.3.3). Dieser Aspekt müsste nach dem Modellverständnis innerhalb der C-Subfaktoren berücksichtigt werden, ist aber nicht als Wirkungskategorie aufgeführt. Möglicherweise wurde dieser aufgrund der weniger ausgeprägten Kalium-Düngung in den USA und der sich daraus ergebenden geringeren Bedeutung vernachlässigt.

P-Faktor

Der P-Faktor ist wie bisher darauf ausgerichtet besondere Anpassungsmaßnahmen zum Erosionsschutz aufzunehmen und in der Erosionsabschätzung zu integrieren. Hierunter zählen die Konturnutzung, Anbau in Streifensystemen (Puffer, Filter, Streifennutzung, Barrieren), Terrassen, Rückhaltebecken (-anlagen) und Drainage (tile drainage).

Fazit und Schlussfolgerungen

Wie gezeigt werden konnte, ist die RUSLE ein Fortschritt der Erosionsmodellierung mit Verbesserungen in vielen Bereichen. Es ist zu erwarten, dass die Verwendung der Analysen der Bodenerosion und die Ableitung von Optimierungsstrategien deutlich verbessert. Dabei beziehen sich diese Möglichkeiten nicht nur auf ökologische Systeme, sondern im gleichen Maße auch auf konventionelle.

Betrachtet man die im Kapitel 2 beschriebenen Effekte und Ursachen für den modifizierenden Einfluss des Ökolandbaus auf die Bodenerosion, so lassen sich prinzipiell viele davon in der RUSLE abbilden. Dazu zählen:

- Vielfältigere Fruchtfolgen und die Anteile an Futterleguminosen und Reihenfrüchte
- Zwischenfrüchte und Untersaaten
- Die Wirkung der organischen Substanz mit Gründüngung und Wirtschaftsdüngern
- Die Anwendung von Mulchsaat- und Direktsaatverfahren
- Die verzögerte Pflanzenentwicklung und veränderte Entwicklungsverläufe
- Die Modifikationen der Anbauverfahren (z.B. weiterer Reihenabstand)
- Den Einfluss der häufigeren Bodenstörung durch Bodenbearbeitungsverfahren

Ausstehend sind hingegen Effekte, die sich aus dem Verzicht der mineralischen Düngung und des Pflanzenschutzmitteleinsatzes ergeben und über die Bodenorganismen wirken. Im Detail bleibt abzuwarten, ob die Effekte auch praktisch integrierbar sind.

Als negativ erweist sich allerdings, dass die RUSLE im Vergleich zur ABAG deutlich aufwändiger ist und die Abschätzung einen umfangreicheren Datensatz zur Bewirtschaftung erfordert. Zur vollständigen Berechnung der Bodenabträge sind beispielsweise Angaben wie die Fruchtfolge, die spezifische Verfahrensgestaltung, die Maßnahmen inklusive der Zeitpunkte, die Erträge, die zugeführte org. Substanz (Wirtschaftsdünger), die Zeitpunkte des Vegetationsbeginns (typischerweise Start mit Pflanzung oder Aussaat) usw. erforderlich. Aus Sicht der Anwendbarkeit scheint dies die Eignung des Modells etwas herabzusetzen. Es zeigt sich jedoch, dass die benötigten Daten prinzipiell mehr oder weniger mit Angaben aus Acker-

schlagkarteien übereinstimmen. Für eine Minimierung der Datenerfassung sollten die Möglichkeiten eines Datenaustausches geprüft werden. Als vorteilhaft erweist sich, dass durch den umfangreichen Datenbedarf des Modells dieses so exakt wie möglich an den spezifischen Bedingungen des jeweiligen Betriebes anzupassen ist und eine hohe Realitätsnähe erreicht wird.

Für eine Anwendung der RUSLE spricht zusätzlich, dass diese als freiverfügbare Software zur Verfügung steht³¹ und deren Umsetzung prinzipiell leicht verständlich ist. Um beispielsweise für einen Betrieb eine Abschätzung der Bodenerosion durchzuführen, erfolgt eine schrittweise Dateneingabe (Abb. 13, rote Umrandung).

Das Modell hat dazu eine umfangreiche Datenbank hinterlegt, die die meisten der benötigten Eingangsdaten³² bereitstellt. Vom Arbeitsablauf werden in den ersten Schritten Klima, Boden und Topografie charakterisiert (STEP 1 – 3). Während die Angaben zum Klima und Boden betriebsbezogen erfolgen, müssen die Angaben zur Topografie (wie bei der ABAG auch) schlagbezogen (kleinste Bewirtschaftungseinheit des Betriebes) bzw. hangspezifisch definiert werden.

Im nächsten Schritt (STEP 4) muss die Bewirtschaftung eingegeben werden. Neben typischen Profilen, die gängige Anbauverfahren beinhalten, können diese frei definiert werden. Dazu lassen sich Verfahren anpassen, individuell zusammenstellen usw.. Diese Form der Umsetzung sichert somit ein hohes Maß an Flexibilität gegenüber den in der Praxis vorzufindenden Bewirtschaftungsmaßnahmen. Sind zusätzlich Erosionsschutzmaßnahmen durchgeführt oder sollen solche integriert werden, muss dies im Schritt 5 (STEP 5) erfolgen. Hier kann aus umfangreichen Listen ausgewählt werden.

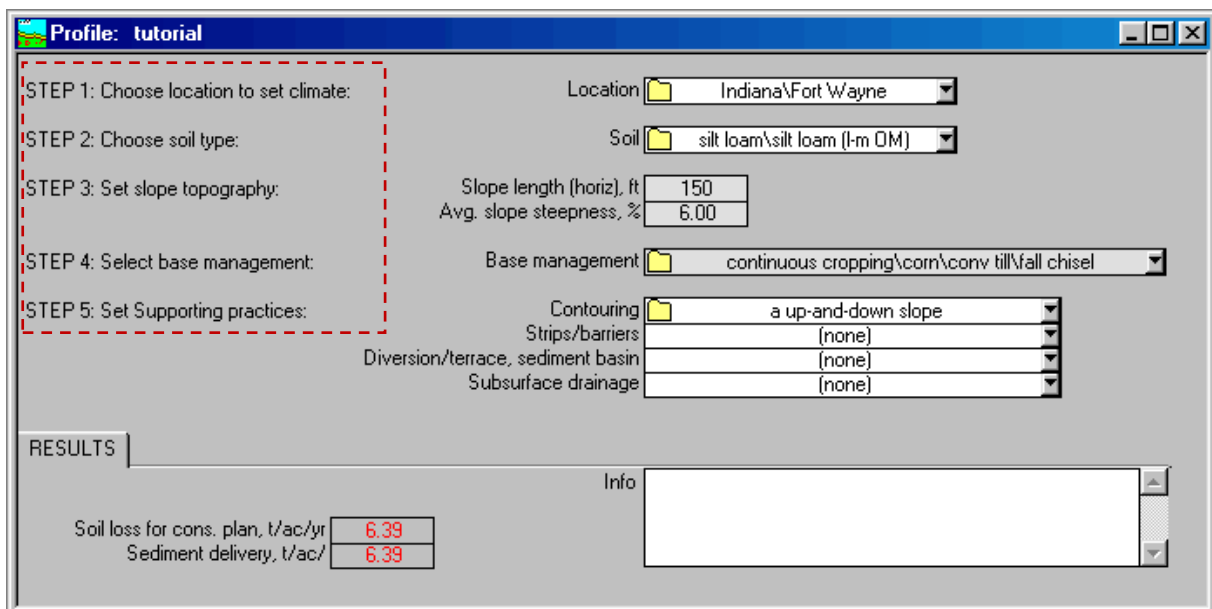


Abb. 13: Bildschirmabdruck der Startansicht der RUSLE

Sollen für die Optimierung des Betriebes bzw. der Bewirtschaftung des Schlages unterschiedliche Strategien untersucht werden, so können verschiedene Managementstrategien miteinander verglichen werden. Dazu lassen sich Szenarien erarbeiten und bezüglich ihrer

³¹ URL: http://fargo.nserl.purdue.edu/rusle2_dataweb/About_RUSLE2_Technology.htm

³² Für eine Anwendung der Daten unter mitteleuropäischen bzw. deutschen Bedingungen wäre jedoch eine Überprüfung der Anwendbarkeit der Daten erforderlich.

Wirkungen überprüfen. Daraus ergeben sich optimale Möglichkeiten die beste Strategie zum Erosionsschutz zu erarbeiten und so einen Beitrag zum Bodenschutz zu leisten (Abb. 14).

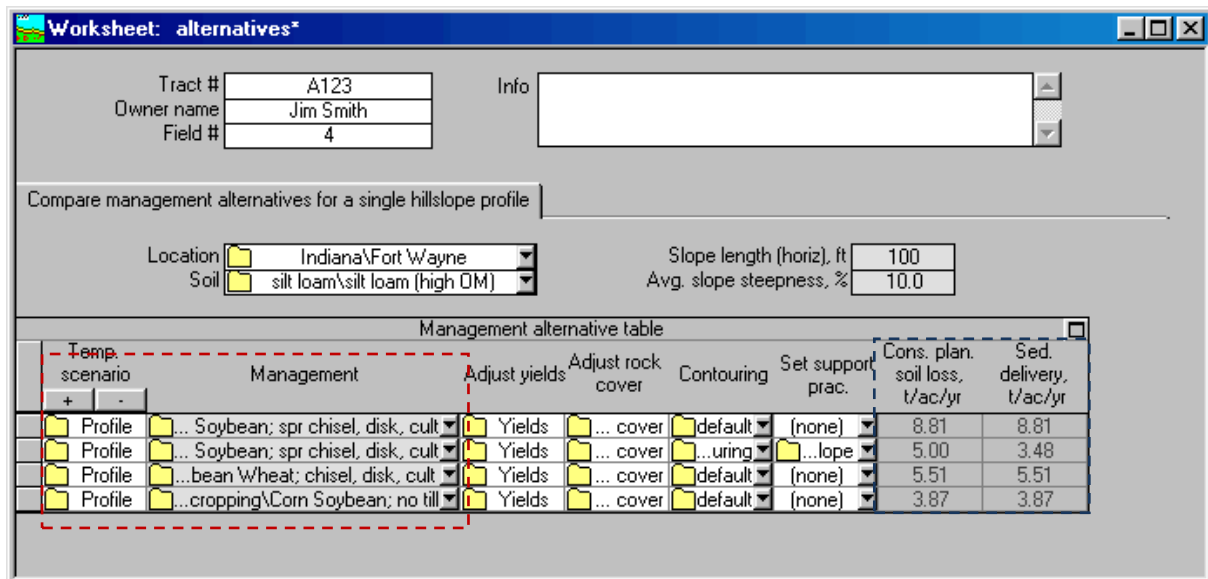


Abb. 14: Bildschirmabdruck der Startansicht der RUSLE

Trotz dieser positiven Darstellung ist die direkte Anwendung der RUSLE außerhalb Amerikas bisher streng genommen nicht zulässig. Im Modell liegen zahlreiche Untersuchungsergebnisse und Modellannahmen zugrunde, deren Gültigkeit für deutsche bzw. mitteleuropäische Anbaubedingungen überprüft werden müssten. Beispiele sind die Umsetzungsprozesse der org. Substanz und deren Effekt, die Wirkung konkreter Verfahren (Übertragbarkeit der Geräte), Eigenschaften der angebauten Fruchtarten (Wurzelmasseentwicklung, Bedeckungen und Fallhöhen usw.). Um dies zu realisieren wird empfohlen ein entsprechendes Forschungs- und Entwicklungsprojekt zu initiieren (vgl. Kap. 7)

6 Geplante und erreichte Ziele

Wesentliches Ziel des Projektes war die Erarbeitung der Gründe bzw. Ursachen für die Abweichungen bei der Erosionsmodellierung mit der ABAG unter den Bedingungen des Ökologischen Landbaus. Auf der Basis umfangreicher Recherchen zum Stand des Wissens konnten zahlreiche Wirkungsmechanismen beschrieben und zum Teil bezgl. ihres Ausmaßes charakterisiert werden. Dieses Ziel ist als erfüllt anzusehen.

Bei der Ableitung praxistauglicher Algorithmen und Parameterwerte für die Berücksichtigung der modifizierenden Effekte in der ABAG hat sich hingegen gezeigt, dass viele der Wirkungsmechanismen nicht in das Modell zu integrieren sind. Während für einige der Wirkungsbereiche entsprechende Datengrundlagen fehlen (Carry-Over-Effekt), bietet die ABAG für andere (Bodenbearbeitung, Striegeln ..) keine Ansatzpunkte. Allerdings hat sich gezeigt, dass die Weiterentwicklung der ABAG (RUSLE) ein großes Potenzial diesbezüglich aufweist. Aus diesem Grund sollte versucht werden die RUSLE an die deutschen Bedingungen anzupassen bzw. die Anwendbarkeit zu überprüfen.

Das Ziel der Implementation abgeleiteter Algorithmen und Parameter in die bestehenden Methoden zur Erosionsabschätzung (ABAG) wurde nur zum Teil erfüllt. Vorschläge wurden so für die Abschätzung der Wirkungen auf die Aggregatstabilität unter dem Einfluss zugeführter organischer Substanz und zu den Wirkungen von Kationen erarbeitet. Deren Verwendung wird allerdings nicht empfohlen, da die Modellannahmen zunächst in Laboruntersuchungen durch entsprechende Ergebnisse be- oder widerlegt werden sollten. Die Bereitstellung einer angepassten ABAG für die Anwendung im Ökologischen Landbau unterbleibt aus diesen Gründen.

Ähnlich wie bei den Anpassungsstrategien fehlen meist entsprechende Untersuchungsergebnisse, die die angenommenen Wirkungen tatsächlich belegen. Allerdings war bei der Projektbeantragung bereits absehbar, dass nicht alle Effekte integriert und diese aufgrund mangelnder Kenntnisse nur unzureichend berücksichtigt werden können. Aus diesem Grund war vorgesehen den weiteren Forschungsbedarf zum Themenkomplex „Ökolandbau und Erosion“ zu erarbeiten bzw. zu präzisieren (s. folgendes Kapitel).

Es ist geplant, anstatt des Beraterworkshops eine allgemeine Veranstaltung durchzuführen, auf der die Inhalte des Projektes präsentiert werden. Dabei sollten mögliche Forschungsstrategien und Kooperation mit weiteren Institutionen erörtert werden. Dadurch könnte basierend auf den erarbeiteten Ergebnissen ein Kontinuität in die Thematik gebracht werden und die Möglichkeiten zur Erosionsmodellierung im Ökolandbau kontinuierlich verbessert werden.

Für den Wissenstransfer der Ergebnisse werden derzeit die Kenntnisse entsprechend aufbereitet und für weitere Publikationen zusammengefasst.

7 Weiterer Forschungsbedarf

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass drei unterschiedliche Levels bei den modifizierenden Effekten des Ökolandbaus auf die Bodenerosion erreicht werden konnten, durch die sich unterschiedliche Forschungslevel ergeben:

- Im Rahmen des Projektes wurden einige Bereiche identifiziert, die als bisher unzureichend untersucht sind. Zu einigen Aspekten wie z.B. den Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln, wurden so keine Ergebnisse mit Bezug zur Erosion gefunden, weshalb hier keine abschließenden Aussagen zu deren Wirkung getroffen werden können.

Für diese Aspekte wird vorgeschlagen Untersuchungen durchzuführen, mit denen die grundsätzlich Relevanz, Wirkung und Wirksamkeit im Erosionsprozess überprüft werden kann.

- Für andere Bereiche konnten hingegen ein Wirkungszusammenhang aufgrund unterschiedlicher Veröffentlichungen als gegeben angenommen werden. So konnte z.B. zu den Nachwirkungen von Fruchtarten (Carry-over-Effekt) der grundsätzliche Wirkungsmechanismus beschrieben werden. Das Ausmaß der Wirkungen ließ sich jedoch aufgrund des Kenntnisstandes nicht abschließend beurteilen. Daraus folgt, dass die Informationen für die Ableitung von Algorithmen zu deren Integration in die Erosionsmodellierung nicht ausreichend waren und eine entsprechende Realisierung im Modell unterlassen wurde.

Forschungsschwerpunkte sollten hier auf Untersuchungen zu den Wirkungen, deren Ausmaß und möglicher Einflussfaktoren liegen. Dazu sollten die wirkenden Prozesse zunächst möglichst detailliert beschrieben, sich ergebende Forschungsfragen präzisiert und durch ein entsprechendes Untersuchungsdesign analysiert werden. Basierend auf den Untersuchungsergebnissen sollte vor allem handhabbare praxistaugliche Methoden entwickelt werden, mit denen die Integration der Effekte in die Erosionsmodellierung erfolgen kann.

Ein Beispiel hierfür wären die positiven (sog. Carry-over-Effekt z. B. von mehrjährigen Ackerkulturen) als auch negative Nachwirkungen (z.B. einer Kartoffel- oder Sojakultur) auf die Bodenstruktur, die als unzureichend bekannt eingeschätzt werden müssen.

- Im Vergleich zu den vorangegangenen Aspekten sind für einige Wirkungsbereiche konkrete Weiterentwicklungen vorgeschlagen worden. In Bezug zur Aggregatstabilität wurde beispielsweise ein Modellansatz erarbeitet, der den Effekt zugeführter organischer Substanz auf die Aggregatstabilität hinreichend genau abbilden soll. Da eine Validierung dazu aussteht, ist von einer endgültigen Anwendung bisher abzusehen.

Vor dem Hintergrund möglicher Forschungstätigkeit sollten diese Modellansätze bezüglich der Aussagegenauigkeit und den Effekt in der Erosionsabschätzung überprüft werden. Soweit erforderlich, sollten die Ansätze modifiziert und für die Verwendung in der Erosionsmodellierung freigegeben werden.

Aufgrund des vorgeschlagenen Modellwechsels wäre zu überlegen die Forschungsaktivitäten zur „Erosion im Ökolandbau“ auf die Implementierung der RUSLE auszurichten.

Den Rahmen dazu könnte ein Vorhaben zur Prüfung der Übertragbarkeit der RUSLE, zur Überprüfung der integrierten Methoden und Modellansätze und eine ggf. erforderlichen Anpassung des Modells bilden.

Innerhalb dieses Rahmens könnten einzelne Vorhaben integriert werden. Durch diese können konkrete Fragestellungen zu verschiedenen Themenbereiche bearbeitet werden:

- Welchen Einfluss haben die beschriebenen Aggregierungsmechanismen in Abhängigkeit von Ausgangsmaterial (Bodenart), Bewirtschaftung und Standort?
- Welche Wirkungen haben mineralische Dünger / Ionen auf die Aggregatstabilität unter variierenden Standortbedingungen und wie können dies abgebildet werden?
- Gehen Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln (inkl. zugelassener Mittel im Ökolandbau) auf die Aggregatstabilität, die Boden(mikro)organismen und weiterer Bodeneigenschaften (z. B. Infiltration) aus? Wenn ja, welcher Bedeutung hat dies im Erosionsprozess?
- Gibt es signifikante Unterschiede bei den Bedeckungsverläufen und Bedeckungsgraden landwirtschaftlicher Kulturen im Vergleich unterschiedlicher Anbausysteme (konventionell und ökologisch)?
- Welchen Einfluss haben applizierter organischer Substanzen auf die Bodenstruktur (Aggregatstabilität, Infiltration und Wasserspeicherung sowie die Bodenbiologie) in Abhängigkeit von Menge und Qualität des Materials (Was sind die richtigen Größen für die Charakterisierung der Abbaubarkeit), dem Standort und den Umsatzbedingungen?
- Welche Effekte weisen unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren, Geräte und Intensitäten auf die Bodenstruktur, die Aggregatstabilität und die Veränderung unterschiedlicher Boden-C-Pools auf?
- Wie sind innerhalb verschiedener Regionen Deutschlands erosive Niederschläge im Jahresverlauf verteilt und welche Entwicklung ergibt sich ggf. in Zukunft? Ist eine Verbesserung der Jahres-R-Verteilungen nötig und wie kann dies geschehen?
- Wie passen Mess- und Modellergebnisse der RUSLE zusammen und können die integrierten Modelle für die Anwendung in Mitteleuropa verwendet werden?

8 Literatur

- Abiven, S., Menasseri, S., Angers, D. & Leterme, P. (2008): A Model to Predict Soil Aggregate Stability Dynamics following Organic Residue Incorporation under Field Conditions. *Soil Science Society of America Journal* **72** (2008), 119 - 125.
- Al-Kaisi (2001): Impact of Tillage and Crop Rotation Systems on Soil Carbon Sequestration. Department of Agronomy, 6.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F. & Ingelmo, F. (2001): Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology* **76** (2001), 125 - 129.
- Álvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C., López, M., Paustian, K., Deneff, K., Stewart, C. & Arrúe, J. (2009): Soil Aggregation and Soil Organic Carbon Stabilization: Effects of Management in Semiarid Mediterranean Agroecosystems. *Soil Science Society America Journal* **73** (5), 1519 - 1529.
- Angers, D. & Carter, M. (1996): Aggregation and organic matter storage in cool, humid agricultural soils. In: Carter, M. & S. B.: Structure and organic matter storage in agricultural soils. *Advances in Soil Science*. Lewis/CRC Press, Boca Raton,.
- Aoyama, M., Angers, D. & Dayegamiye, A. (1999): Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications. *Canadian Journal of Soil Science* **79** (2), 295 - 302.
- Arden-Clark, C. & Hodges, D. (1987): Soil erosion: the answer lies in organic farming. *New Scientist* **113** (1547), 42 - 43.
- Arden-Clarke, C. & Hodges, R. (1987 a): The Environmental Effects of Conventional and Organic/Biological Farming Systems. 1. Soil Erosion, with Special Reference to Britain. *Biological Agriculture and Horticulture* **4**, 309 - 357.
- Auerswald, K. & Schwertmann, U. (1990): Bodenerosion und Bodenfruchtbarkeit. *Berichte über Landwirtschaft* **68**, 596 - 603.
- Auerswald, K. & von Perger, P. (1998): Bodenerosion durch Wasser. *Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten*, Bonn, 38.
- Auerswald, K. (1996): Jahresgang der Eintrittswahrscheinlichkeit erosiver Starkregen in Süddeutschland. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* (37), 81 - 84.
- Auerswald, K., Kainz, M. & Fiener, P. (2003): Soil erosion potential of organic versus conventional farming evaluated by USLE modelling of cropping statistic for agricultural district in Bavaria. *Soil Use and Management* **19**, 305 - 311.
- Auerswald, K., Kainz, M., Angermüller, S. & Steindl, H. (1996): Influence of exchangeable potassium on soil erodibility. *Soil Use and Management* **12**, 117 - 121.
- Bakker, M. M., Govers, G., Jones, R. A. & Rounsevell, M. D. A. (2007): The Effect of Soil Erosion on Europe's Crop Yields. *Ecosystems* **10** (7), 1209 - 1219.
- Baldock, J. & Kay, B. (1987): Influence of cropping history and chemical treatments on the water-stable aggregation of a silt loam soil. *Canadian Journal of Soil Science* **67** (1987), 501 - 511.
- Barthés, B. & Roose, E. (2002): Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena* **47** (2002), 133 - 149.
- Becher, H. & Kainz, M. (1983): Auswirkungen einer langjährigen Stallmistdüngung auf das Bodengefüge im Lößgebiet bei Straubing. *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau* **152** (1983), 152 - 158.
- Bioland (2009): *Bioland-Richtlinien*. Bioland e.V. Verband für organisch-biologischen Landbau, Mainz, 46.
- Blakemore, R. (2000): Ecology of Earthworms under the 'Haughley Experiment' of Organic and Con-

ventional Management Regimes. *Biological Agriculture and Horticulture* **18**, 141 - 159.

BMVEL (2001): Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtung und Bodenerosion. Bonn, 103.

Bolton Jr, H., Elliott, L., Papendick, R. & Bezdick, D. (1985): Soil microbial biomass and selected soil enzyme activities: effect of fertilization and cropping practices. *Soil Biology & Biochemistry* **17** (3), 297 - 302.

Bork, H. & Schröder, A. (1996): Quantifizierung des Bodenabtrags anhand von Modellen. In: Blume, H. P., Felix-Henningsen, P. & Fischer, W. R. u.: *Handbuch der Bodenkunde*. Ecomed-Verlag, Landsberg/Lech, 1 - 43.

Bork, H. (1991): Bodenerosionsmodelle - Forschungsstand und Forschungsbedarf. In: Schwertmann, U. & Auerswald, K.: *Sonderheft 205: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit 3. Bodenerosion*. 51 - 67.

Bossuyt, H., Deneff, K., Six, J., Frey, S., Merckx, R. & Paustian, K. (2001): Influence of microbial populations and residue quality on aggregate stability. *Applied Soil Ecology* **16**, 195 - 208.

Botscheck, J., Sauerborn, P., Skowronek, A. & Wolf, R. (1997): Tolerierbarer Bodenabtrag und Bodenreuebildung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **83**, 87 - 90.

Bullock, M., Kemper, W. & Nelson, S. (1988): Soil Cohesion as Affected by Freezing, Water Content, Time and Tillage. *Soil Science of America Journal* **52** (1988), 770 - 776.

Campbell, C., Selles, F., Lafond, Biederbeck, V. & Zenter, R. (2001): Tillage-fertilizer changes: Effect on some soil quality attributes under long-term crop rotations in a thin Black Chernozem. *Canadian Journal of Soil Science* **81** (2001), 157 - 165.

Capriel, P. (2006): Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. LfL Bayern, Freising-Weißenstephan, 41.

Capriel, P., Beck, T. & Borchert, H. (1990): Relationship between Soil Aliphatic Fraction Extracted with Supercritical Hexane, Soil Microbial Biomass, and Soil Aggregate Stability. *Soil Science of America Journal* **54** (1990), 415 - 420.

Chambers, B. & Davies, D. (1993): The impact of water erosion on crop productivity and soil fertility in the UK. In: Cook, H. & Lee, H.: 179 - 188.

Davis, J., Daniel, J. & Grant, L. (2001): Long-term Organic Farming Impacts on Soil Fertility. Project Report OFRF project number 00-49, Santa Cruz, Project Report OFRF project number 00-49, 42.

de la Rosa, D., Moreno, J. A., Mayol, F. & Bonsón, T. (2000): Assessment of soil erosion vulnerability in western Europe and potential impact on crop productivity due to loss of soil depth using the Impe-IERO model. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **81** (3), 179 - 190.

De Roo, A. (1996): Soil erosion assessment using G.I.S. *Water Science and Technology Library* (26), 339 - 356.

Deinlein, R. & Schoger, H. (1997): *Concept Erosion damages assessment*. IBW Umwelttechnik, Nürnberg.

Dick, R. P. (1992): A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. In: Paoletti, M. G. & Pimentel, D.: *Biotic diversity in agroecosystems - papers from a Symposium on Agroecology and Conservation Issues in Tropical and Temperate Regions*, University of Padova, Padova, Italy, 26-29 September 1990. Elsevier, Amsterdam; New York, 25 - 36.

Diez, T., Beck, T., Brandhuber, R., Capriel, P. & Krauss, M. (1997): Veränderungen der Bodenparameter im internationalen organischen Stickstoff-Dauerdüngungsversuch (IOSDV) Puch nach 12 Versuchsjahren. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* **41** (1997), 113 - 121.

DIN (2003): DIN 19708: Bodenbeschaffenheit - Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG. Beuth, Berlin, 25.

Dos Reis Martins, M., Eduardo Corá, J., Falqueto Jorge, R. & Valente Marcelo, A. (2009): Crop type

influences soil aggregation and organic matter under no-tillage. *Soil & Tillage Research* **104** (2009), 22 - 29.

EG (Europäische Gemeinschaft) (2007): Verordnung (EG) Nr. 834/2007 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* **L 264**, 46.

Egashira, K., Kaetsu, Y. & Takuma, K. (1983): Aggregate stability as an index of erodibility of ondo soils. *Japanese Society of Soil Science and Plant Nutrition* **29** (4), 473 - 481.

Fan, J.(1995): Assessment of implementation of USLE in Taiwan (in Chinese). Proc. of the Sino-American Workshop on Steepland Soil Erosion Estimation Technology, Tai-Chung, Taiwan, ROC, May 29-30, 1995. Proc. of the Sino-American Workshop on Steepland Soil Erosion Estimation Technology, 1-52.

Ferreira, V., Weesies, G., Yoder, D., Foster, G. & Renard, K. (1995): The site and condition specific nature of sensitivity analysis. *Journal of Soil and Water Conservation* **50** (5), 493 - 497.

Fiener, P. & Auerswald, K. (2007): Rotation Effects of Potato, Maize, and Winter Wheat on Soil Erosion by Water. *American Journal of Soil Science Society* **71** (6), 1919 - 1925.

Flanagan, D. N. M. (1995): USDA-Water erosion prediction project hillslope profile and watershed model documentation. USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory. West Lafayette, Indiana.

Fließbach, A., Oberholzer, H., Gunst, L. & Mäder, P. (2007): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **118**, 273 - 284.

Foster, G. (1988): Modeling soil erosion and sediment yield. In: *Soil and Water Conservation Society: Soil Erosion and Research Methods*. Ankey, Iowa, 97 - 118.

Foster, G., Yoder, D., Weesies, G., McCool, D., McGreogor, K. & Bingner, R. (2003): User's Guide: Revised Universal Soil Loss Equation. USDA-Agricultural Research Service, Washington, D.C., 76.

Freyer, B. (2003): *Fruchtfolgen*. Ulmer, Stuttgart, 230.

Frielinghaus, M., Staronek, J., Wunsch, A. & Prochnow, W. (2005): Indikation der Bodenerosion im ökologischen Landbau - ein Betriebsbeispiel. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **107** (2), 569 - 570.

Fullen, M. A. (2003): Soil Erosion and conservation in Northern Europe. *Progress in Physical Geography* **27** (3), 331 - 358.

Fuller, R., Norton, L., Feber, R., Johnson, P., Chamberlain, D., Joys, A., Mathews, F., Stuart, R., Townsend, M., Manley, W., Wolfe, M., Macdonald, D. & Firbank, L. (2005): Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters* **1** (4), 431 - 434.

Gilley, J. & Risse, L. (2000): Runoff and Soil Loss as Affected by the Application of Manure. *Biological Systems Engineering* **43** (6), 1583 - 1588.

Gollner, M., Friedel, J. & Freyer, B. (2004): Auswirkungen landwirtschaftlicher Kulturmassnahmen auf die abuskuläre Mykorrhiza im Ökologischen Landbau. *Mitteilungen Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft* **70**, 33 - 37.

Goulet, E., Dousset, S., Chaussod, R., Bartoli, F., Doledéc, A. & Andreux, F. (2004): Water-stable aggregates and organic matter pools in a calcareous vineyard soil under four soil-surface management systems. *Soil Use and Management* **20**, 318 - 324.

Graham, M., Haynes, R. & Meyerm J.H., (2002): Changes in soil chemistry and aggregate stability induced by fertilizer application, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *Europea Journal of Soil Science* **53** (2002), 589 - 598.

Hausheer, J., Rogger, C., Schaffner, D., Keller, L., Freyer, B., Mulhauser, G., Hilfiker, J. & Zimmermann, A. (1998): Ökologische und produktionstechnische Entwicklung landwirtschaftlicher Pilotbe-

triebe 1991 bis 1996. Schlussbericht der Nationalen Projektgruppe Ökopilotbetriebe.

Haynes, R. & Francis, G. (1993): Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. 665 - 675.

Haynes, R. & Fraser, P. (1998): A comparison of aggregate stability and biological activity in earth-worm casts and uningested soil as affected by amendment with wheat or lucerne straw. *European Journal of Soil Science* **49** (1998), 629 - 636.

Haynes, R. & Naidu, R. (1998): Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **51** (1998), 123 - 127.

Heimlich, R. & Bills, N. (1986): *Soil Conservation*. National Academy Press, 112.

Heindl, U. (1991): Die Beeinflussung der Erosionsanfälligkeit von Ackerböden durch Maßnahmen einer biologischen im Vergleich zu konventioneller Landbewirtschaftung am Beispiel des Winterweizens. Versuch einer modellhaften Beschreibung. Dipl. Arb. LS bodenkunde, TUM.

Hintermaier-Erhard, G. & Zech, W. (1997): *Wörterbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart, 338.

Höfer, C. (1989): Die Auswirkung biologischer Landbewirtschaftung auf die Erosionsanfälligkeit und Aggregatstabilität von Ackerböden. Dipl. Arb. LS Bodenkunde, TUM.

Hole, D. G., Perkins, A. J.; Wilson, A. J.; Wilson, J. D., Alexander, I. H.; Grice, I. H.; Grice, F., Evans, A. D., & A. D., (2005): Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* **122**, 113.

Jankauskas, B. & Jankauskiene, G. (2003): Erosion-preventive crop rotations for landscape ecological stability in upland regions of Lithuania. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **95** (2003), 129 - 142.

Kainz, M. (2007): Ist die Allgemeine Bodenabtraggleichung geeignet, den Bodenabtrag in ökologischen Landbausystemen zu beschreiben? In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft: KTBL-Fachgespräch. KTBL, Darmstadt, 13 - 23.

Kainz, M., Siebrecht, N. & Reents, H. (2009): Wirkungen des Ökologischen Landbaus auf Bodenerosion. In: Mayer, J., Alföldi, T., Leibner, F., Dubois, D., Fried, P., Heckendorn, F., Hillmann, E., Klocke, P., Lüscher, A., Riedel, S., Stolze, M., Strasser, F., van der Heijden, M. & Willer, H.: Werte - Wege - Wirkungen: Bioland im Spannungsfeld zwischen Ernährungssicherung, Markt und Klimawandel. Beiträge zur 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Zürich, 11. - 13. Februar 2009. Köster, Berlin, 53 - 56.

Kandeler, E. & Murer, E. (1993): Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation. *Geoderma* **56** (1993), 503 - 513.

Kargerer, J. & Auerswald, K. (1997): Erosionsprognose-Karten im Maßstab 1 : 5000 für Flurbereinigerungsverfahren und Landwirtschaftsberatung. Freising-München, 35.

Kasper, M., Buchan, G., Mentler, A. & Blum, W. (2009): Influence of soil tillage systems on aggregate stability and the disturbance of C and N in different aggregate fractions. *Soil & Tillage Research* **105** (2009), 192 - 199.

Kasperczyk, N. & Knickel, K. (2006): Environmental impacts of organic farming. In: *Organic Agriculture - A Global Perspective*. Comstock Pub. Associates, Ithaca, New York, 259 - 294.

Kemper, W., Rosenau, R. & Dexter, A. (1987): Cohesion development in disrupted soils as affected by clay and organic matter content and temperature. *Soil Science Society of America Journal* **51** (1987), 860 - 867.

Kiem, R. & Kandeler, E. (1997): Stabilization of aggregates by microbial biomass as affected by soil texture and type. *Applied Soil Ecology* **5** (1997), 221 - 230.

Kinnel, P. (2001): Slope length factor for applying the USLE-M to erosion in grid cells. *Soil and Tillage Research* **58** (58), 11 - 17.

Kullmann, A. & Koitzsch, R. (1956): Zur Krümelstabilitätsmessung auf leichtem Boden. *Zeitschrift für*

Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde **73** (3), 224 - 235.

Kuntze, H., Roeschmann, G. & Schwerdtfeger, G. (1994): Bodenkunde. Ulmer, Stuttgart, 424.

Latif, M., Mehuys, G., Mackenzie, A., Alli, I. & Faris, M. (1992): Effects of legumes on soil physical quality in a maize crop. *Plant and Soil* **140**, 15 - 23.

Le Bissonnais, Y. & Arrouays, D. (1997): Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *European Journal of Soil Science* **48**, 39 - 48.

Le Bissonnais, Y. (1996): Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science* **47** (1996), 425 - 437.

Liu, A., Ma, B. & Bomke, A. (2005): Effects of Cover Crops on Soil Aggregate Stability, Total Organic Carbon, and Polysaccharides. *Soil Science of America Journal* **69** (2005), 2041 - 2048.

Lockeretz, W., Shearer, G. & Kohl, D. H. (1981): Organic Farming in the Corn Belt. *Science* **211** (6), 540 - 547.

Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L. & Fried, P. a. N. U. (2002b): Bodenfruchtbarkeit und biologische Vielfalt im ökologischen Landbau. *Ökologie & Landbau* **124** (4), 12 - 16.

Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P. & Niggli, U. (2002a): Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *SCIENCE* (296), 1694 - 1697.

Michael, A. (2000): Anwendung des physikalisch bergündeten Erosionsprognosemodells EROSION 2D/3D. *Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau, Freiberg*, 147.

Milgroom, J., Soriano, M., Garrido, J., Gómez, J. & Fereres, E. (2007): The influence of a shift from conventional to organic farming on soil management and erosion risk in southern Spain. *Renewable Agriculture and Food Systems* **22** (1), 1 - 10.

Molope, M., Greive, I. & Page, E. (1987): Contributions by fungi and bacteria to aggregate stability of cultivated soil. *Journal of Soil Science* **38** (1987), 71 - 77.

Morel, J., Habib, L., Plantureux, S. & Guckert, A. (1991): Influence of maize root mucilage on soil aggregate stability. *Plant and Soil* **136**, 111 - 119.

Morgan, R. (1996): Soil erosion and conservation. Longman Scientific & Technical, Boston, 298.

Mulla, D., Huyck, L. & Regaold, J. (1992): Temporal Variation in Aggregate Stability on Conventional and Alternative Farms. *Soil Science of America Journal* **56** (1992), 1620 - 1624.

Murschel, B. & Clemens, G. (1995): Abschätzung der Bodenerosion durch Feldversuche und modellanalytische Ansätze. Ermittlung von K-Faktoren. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Handbuch Boden: Prognose von Bodenerosion. Karlsruhe, 128 - 147.

Mytton, L., Cresswell, A. & Colbourn, P. (1993): Improvement in soil structure associated with white clover. *Grass and Forage Science* **48**, 84 - 90.

Naturland (2009): Naturland Richtlinien Erzeugung. Naturland - Verband für ökologischen Landbau e.V., Gräfelfing, 46.

Nearing, M., Deercough, L. & Laflen, J. (1990): Sensitivity Analysis of the WEPP Hillslope Profile Erosion Model. *American Society of Agricultural Engineers* **33** (3), 839 - 849.

Niggli, U., Earley, J. & Ogorzalek, K. (2007): Issues Paper: Organic agriculture and environmental stability of the food supply. Beitrag präsentiert bei der Konferenz: International Conference on Organic Agriculture and Food Security, Rome, Italy, May 3-5, 2007. Beitrag präsentiert bei der Konferenz: International Conference on Organic Agriculture and Food Security, 20.

Niggli, U., Fließbach, A., Hepperly, P. & Scialabba, N. (2009): Low Greenhouse Gas Agriculture: Mitigation and Adaptation Potential of Sustainable Farming Systems. Publication of the Conference "The Challenges of Climate Change and Bioenergy", Rome, 3-5 June 2008. Publication of the Conference "The Challenges of Climate Change and Bioenergy".

Norms for organic production and processing (2005): The IFOAM norms for organic production and processing, version 2005. IFOAM, Bonn, 132.

Özdemir, N. & Askin, T. (2003): Effects of parent material and land use on soil erodibility. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **166**, 774 - 776.

Ojeda, G., Alcaniz, J. & Le Bissonnais, Y. (2008): Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **125** (2008), 48 - 56.

Oldeman, L., Hakkeling, R. & Sombroek, W. (1990): World map of the status of human-induced soil degradation. UNEP, Nairobi, 26.

Papaja, S. & Hülsbergen, K. (2000): Die Entwicklung von Regenwurmpopulationen unter dem Einfluss der Bewirtschaftungsumstellung. In: Hülsbergen, K.: Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau - Untersuchung auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort = The development of fauna, flora and soil after the shift to ecological farming. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Landwirtschaftliche Fakultät, Halle-Wittenberg, 108 - 122.

Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J., Douds, D. & Seidel, R. (2005): Environmental, Energetic, and Economic Comparisons of Organic and Conventional Farming Systems. *BioScience* **55** (7), 573 - 582.

Ramos, M., Quinton, J. & Tyrrel, S. (2006): Effects of cattle manure on erosion rates and runoff water pollution by faecal coliform. *Journal of Environmental Management* **78** (1), 97 - 101.

Rasia, V. & Kay, B. (1995): Runoff and soil loss as influenced by selected stability parameters and cropping and tillage practices. *Geoderma* **68** (1995), 321 - 329.

Reganold, J. P., Lloyd, E. F. & Unger, Y. L. (1987): Long-term effects of organic and conventional farming on soil erosion. *Nature* **330** (26), 370 - 372.

Reid, J. & Goss, M. (1981): Effect of living roots of different plant species on the aggregate stability of two arable soil. *Journal of Soil Science* **32**, 521 - 541.

Renard, K. & Ferreira, V. (1993): RUSLE model description and database sensitivity. *Journal of Environmental Quality* **22** (3), 458 - 466.

Renard, K., Foster, G., Weesies, G., McCool, D. & Yoder, D. (1997): Predicting soil erosion by water - a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). United State Department of Agriculture, Washington D. C, 384.

Renard, K., Foster, G., Weesis, G. & Porter, J. (1991): RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation. *Journal of Soil and Water Conservation* **46** (1), 30 - 33.

Risse, L., Nearing, M., Nicks, A. & Laflen, J. (1993): Error assessment in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal* **57** (3), 825 - 833.

Sainju, U., Whiteland, W. & Singh, B. (2003): Cover crops and nitrogen fertilization effects on soil aggregation and carbon and nitrogen pools. *Canadian Journal of Soil Science* **83** (2), 155 - 165.

Saupe, G. (1985): Die Erosivität der Niederschläge im Süden der DDR. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* **25** (3), 155 - 169.

Schachtschabel, P., Blume, H., Brümmer, G., Hartge, K. & Schwertmann, U. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart, 494.

Schäuble, H. (1999): Erosionsprognose mit GIS und EDV. Geographisches Institut, Tübingen, 150.

Schlecht-Pietsch, S., Wagner, U. & Anderson, T. (1994): Changes in composition of soil polysaccharides and aggregate stability after carbon amendments to different textured soils. *Applied Soil Ecology* **1** (1994), 145 - 154.

Schlichting, E. (1975): Standortkundliche Untersuchungen an biologisch und konventionell genutzten Böden. *Landwirtschaftliche Forschung Schleswig-Holstein* **32** (1975), 82 - 90.

Schmidt, J., von Werner, M. & Michael, W. (1996): Erosion 2D - Ein Computermodell zur Simulation

der Bodenerosion durch Wasser. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau, Freiberg,.

Schröder, P., Pfadenhauer, J. & Munch J.C., (2008): Preface. In: Schröder, P., Pfadenhauer, J. & Munch, J.: Perspectives for agroecosystem management - balancing environmental and socio-economic demands. Elsevier, Amsterdam, XII - XVI.

Schruff, W., Ulshöfer, W. & Wegner, G. (1982): Faunistisch-ökologische Untersuchungen von Regenwürmern (Lumbrici-dae) in Rebanlagen. Die Weinwissenschaft **37** (1982), 11 - 35.

Schwertmann, U., Vogl, W. & Kainz, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser. Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart, 64.

Sekera, F. & Brunner, A. (1942): Beiträge zur Methodik der Garendforschung. Beiträge der Forschungsdienstes " Wasser- und Nährstoffhaushalt des Bodens" (169), 169 - 212.

Shepherd, M., Pearce, B., Cormack, B., Philipps, L., Cuttle, S., Bhogal, A., Costigan, P. & Unwin, R. (2003): An Assessment of the Environmental Impacts of Organic Farming. 80.

Siebrecht, N., Kainz, M. & Hülsbergen, K. J. (2008): Impacts of Organic Farming Systems on Soil Erosion. In: Bundesamtes für Naturschutz: BfN-Skripten. BfN, Bonn, 61 - 68.

Siegrist, S., Schaub, D., Pfiffner, L. & Mäder, P. (1998): Does organic agriculture reduce soil erodibility? The results of long-term field study on loess in Switzerland. Agriculture, Ecosystems and Environment **69** (3), 253 - 264.

Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. & Denef, K. (2004): A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil & Tillage **79** (2004), 7 - 31.

Six, J., Elliott, E. & Paustian, K. (2000): Soil Structure and Soil Organic Matter: II. A Normalized Stability Index and the Effect of Mineralogy. Soil Science Society American Journal **64** (2000), 1042 - 1049.

Sponagel, H. (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart, Stuttgart, 438.

Stockdale, E., Shepherd, M., Fortune, S. & Cuttle, S. (2002): Soil fertility in organic farming systems - fundamentally different? Soil Use and Management (18), 301 - 308.

Stolze, M., Piorr, A., Häring, A. & Dabbert, S. (2000): The environmental impacts of organic farming in Europe. Inst. für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Stuttgart-Hohenheim, XI, 127.

Sun, H., Larney, F. & Bullock, M. (1995): Soil amendments and water-stable aggregation of a desurfaced Dark Brown Chernozem. Canadian Journal of Soil Science **75** (1995), 319 - 325.

Tejada, M. & Gonzales, J. (2006): The relationships between erodibility and erosion in a soil treated with two organic amendments. Soil & Tillage Research **91** (2006), 186 - 198.

Tisdall, J. & Oades, J. (1982): Organic matter and water-stable aggregates in soil. Journal of Soil Science **33**, 141 - 163.

Tisdall, J. (1994): Possible role of soil microorganism in aggregation in soil. Plant and Soil **159**, 115 - 121.

Toy, T., Foster, G. & Rennard, K. (1999): RUSLE for mining, construction and reclamation lands. Journal of Water and Soil Conservation **54** (2), 461 - 467.

Unwin, R., Bell, B., Shepherd, M., Webb, J., Keatinge, R. & Bailey, S. (1995): The effect of organic farming systems on aspects of the environment - desk study OF0123. 114.

Utomo, W. & Dexter, A. (1982): Changes in soil aggregate water stability induced by wetting and drying cycles in non-saturated soil. Journal of Soil Science **33**, 623 - 637.

Weiß, K. (1988): Vergleichende Bodenuntersuchungen in alternativ und konventionell bewirtschafteten Betrieben. Lebendige Erde **3** (1988), 146 - 158.

Whalen, J. K., Hu, Q. & Liu, A. (2003): Compost Applications Increase Water-Stable Aggregates in Conventional and No-Tillage Systems. Soil Science Society of America Journal **67** (2003), 1842 -

1847.

Wilkinson, B. H. & McElroy, B. J. (2007): The impact of humans on continental erosion and sedimentation. *Bulletin Geological Society of America* **119**, 140 - 156.

Williams, N. & Petticrew, E. (2009): Aggregate stability in organically and conventionally farmed soils. *Soil Use and Management* **25** (2009), 284 - 292.

Wischmeier, W. & Mannering, J. (1969): Relation of soil properties to its erodibility. *Soil Sci. Am. Proc.* **33** (1969), 131 - 137.

Wischmeier, W. & Smith, D. (1978): Predicting rainfall erosion losses. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C., 69.

Wu, C.-C. (1995): Support practice factors and current LS factors study in Taiwan (in Chinese). Proc. of the Sino-American Workshop on Steepland Soil Erosion Estimation Technology, Tai-Chung, Taiwan, ROC, 29-30, 1995. Proc. of the Sino-American Workshop on Steepland Soil Erosion Estimation Technology, 117-134.

Wuddivira, M. & Camps-Roach, G. (2007): Effects of organic matter and calcium on soil structural stability. *European Journal of Soil Science* **58**, 722 - 727.

Yoder, D., Fster, G., Weesies, G., Renard, K., McCool, D. & Lown, J. (2004): Evaluation of the RUSLE Soil Erosion Model. Southern Cooperative Series Bullertin. <http://www.bae.ncsu.edu/www3/acad/Regional-Bulletins/Modeling-Bulletin/rusle-yoder-001016.html#942786>.

Zhang, H. & Hartge, K. H. (1992): Zur Auswirkung organischer Substanz verschiedener Humifizierungsgrade auf die Aggregatstabilität durch Reduzierung der Benetzbarkeit. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **155** (1992), 143 - 149.