

2 Maßstabsspezifische Analyse der Bodenerosion durch Wasser

Markus Möller und Martin Volk

Entsprechend dem OECD-Indikatorsystem einer nachhaltigen Entwicklung steht Bodenerosionsbewertung im Zusammenhang mit Modell-, Politik- und Beobachtungshierarchien (Abb. 2.1; Francaviglia, 2003; Boardman, 2006). Damit folgt die OECD dem international etablierten Driving Forces-Pressure-State-Response-Ansatz, der – vor dem Hintergrund natürlicher und gesellschaftlicher Rahmenbedingungen (Driving Forces: Globaler Wandel, EU-Gesetzgebung) – auf den Zusammenhang zwischen Belastungsursachen von Umweltschädigungen (Pressure), den daraus resultierenden Umweltzuständen (State) und den gesellschaftlichen Reaktionen darauf (Response) zielt (Abb. 2.2). Danach werden Bodenerosionsprozesse u. a. durch menschliche Aktivitäten wie Bodenbearbeitung ausgelöst (Pressure). Daraus ergeben sich Bodenerosionsprozesse, die in verschiedenen Maßstabsebenen sichtbar werden (State; z. B. Rillenerosion, Gewässereutrophierung). Dadurch wird wiederum gesellschaftliches oder politisches Handeln in Form von Gesetzen oder Initiativen auf verschiedenen administrativen Ebenen ausgelöst (Response). Forschungseinrichtungen, Universitäten und Ingenieurbüros reagieren auf den politischen Druck und/oder das Auftreten von Erosionsprozessen durch die Entwicklung von Modellen, die den Einfluss von Landnutzung und Landbewirtschaftung auf die Prozesse versuchen nachzuvollziehen und zu simulieren. Die Modellierungsergebnisse können wiederum politisches Handeln z. B. in Form von spezifischen Fördermaßnahmen oder Gesetzen beeinflussen.

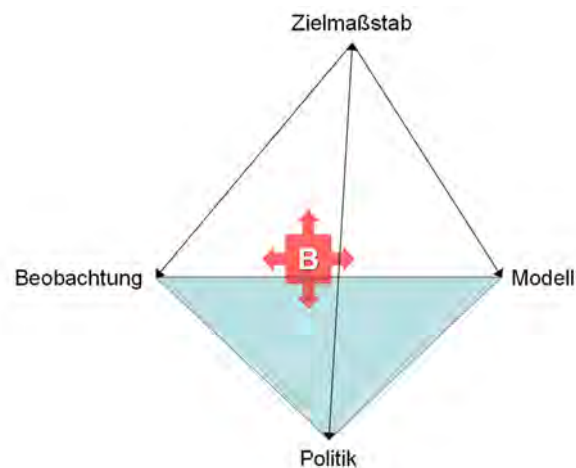


Abb. 2.1: Bodenerosionsmodellierung (B) innerhalb von Beobachtungs-, Modell- und Politikhierarchien (Bierkens et al., 2000; Möller, 2008)

Die folgenden Kapitel geben einen Überblick zu relevanten Prozess-, Politik- und Modellhierarchien, die mit der Bodenerosion im Zusammenhang stehen. Dabei wird besonders auf Bezugseinheiten eingegangen, die sich aus der integrativen Betrachtung der Hierarchien ergeben und die die Grundlage für die Definition des passenden Zielmaßstabes darstellen: Jeder Zielmaßstab verlangt die Anwendung eines definierten Methodenspektrums. Je größer der Zielmaßstab ist, desto höher ist der Parametrisierungsbedarf der verwendeten Modelle sowie der Anspruch an die räumliche und zeitliche Auflösung der Eingangsdaten (Abb. 2.3; Volk et al., 2009b).

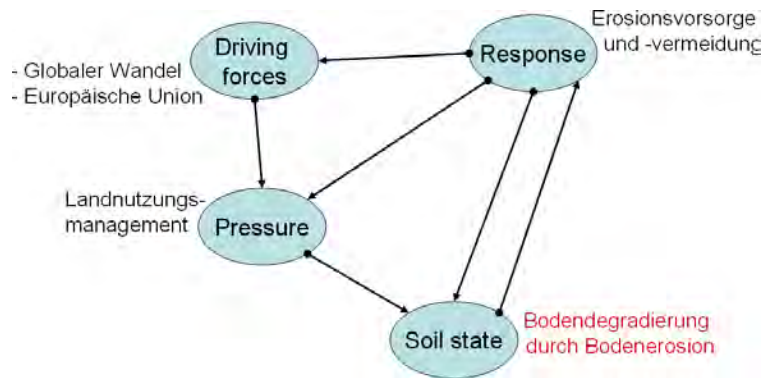


Abb. 2.2: Der Driving Forces-Pressure-State-Response-Ansatz, angewendet auf das Thema Bodenerosion (nach Frielinghaus & Funk, 2003)

2.1 Beobachtungshierarchie

Bodenerosion ist ein diskontinuierlicher Prozess, der den durch Wasser, Wind oder Bodenbearbeitung verursachten Abtrag festen Materials der Erdoberflächen umfasst (Morgan, 1995). 'Diskontinuierlich' heißt, dass Bodenabtrag immer an einzelne unterschiedliche Boden-, Bearbeitungs- und Witterungsbedingungen gebunden ist (Schmidt, 1998).

Die verschiedenen Erosionsprozesse führen auf Schlag- bzw. Feldblockebene zu unterschiedlichen räumlichen Mustern (Abb. 2.4). Während die selektive Wirkung der Winderosion außerhalb des Einflussbereiches von Windhindernissen gering ist, zeigen Wasser- und Bearbeitungserosionsprozesse teilweise entgegengesetzte Muster. So sind Akkumulationsbereiche der Bearbeitungserosion oft dort zu finden, wo sich der wassergebundene Abfluss konzentriert (erosionswirksame Abflussbahnen; vgl. Wurbs & Möller, 2007). In Oberhangbereichen führen vor allem Bodenbearbeitungsprozesse zu einer Kappung konvexer Hangbereiche, während dort die Abträge durch Wasser- und Winderosion vergleichsweise geringer sind (Govers et al., 1999; Lobb, 2008).

2.1.1 Prozesse

Bodenerosion durch Wasser ist das Ergebnis der Teilprozesse (1.) *Zerstörung der Bodenaggregate* und (2.) *Partikeltransport* (Abb. 2.5; Morgan, 1995):

1. Bodenaggregate können als die räumliche Anordnung bzw. das Gefüge fester Bodenbestandteile (Minerale, Gesteinsstücke) aufgefasst werden, die durch Karbonat- oder kolloidal wirksame Verbindungen (z. B. Eisen- und Aluminiumhydroxyde) zusammengehalten werden (Ad-hoc-AG Boden, 2005). Ein (Stark-)Niederschlagsereignis bzw. fließendes Wasser kann zu einem Aggregatzerfall führen, der auf die kinetische Energie der Regentropfen bzw. die Scherkräfte des fließenden Wassers und die Verringerung der Aggregatstabilität durch das absorbierte Wassers zurückgeht. Bei Niederschlagsereignissen mit hoher Intensität kann es zu einer Verschlammung der Bodenoberfläche kommen, bei der die abgesprengten Bodenteilchen als dünne Haut auf die Bodenoberfläche sedimentieren. Dadurch wird die Infiltrationsfähigkeit des Bodens stark herabgesetzt.
2. Partikeltransport erfolgt durch Spritzerosion (splash erosion) und Oberflächenabfluss (Wassererosion). Bei der Spritzerosion werden Bodenteilchen aufgrund der Aufprallwirkung der Regentropfen bis zu einigen Zentimetern durch die Luft geschleudert. Oberflächenabfluss entsteht, wenn die Infiltrationskapazität des Bodens überschritten wird oder der Boden eine Wassersättigung aufweist, so dass es in erosionswirksamen (v. a. konvexen und/oder geneigten) Hangpositionen entweder zum direkten Oberflächenabfluss oder Wiederaustritt von lateralem Hangwasser kommt.

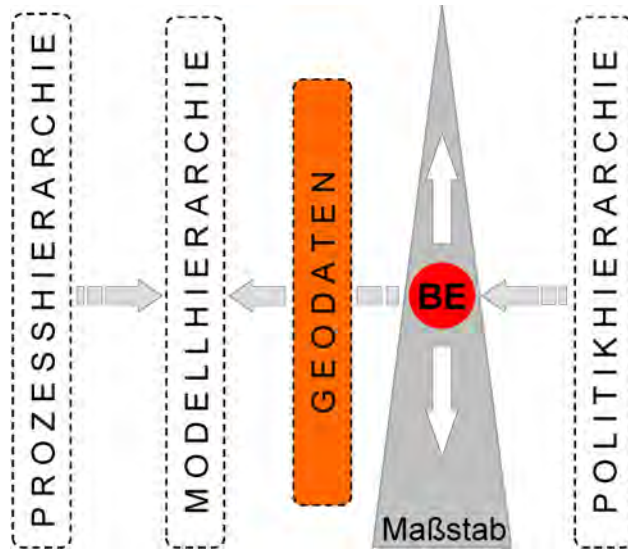
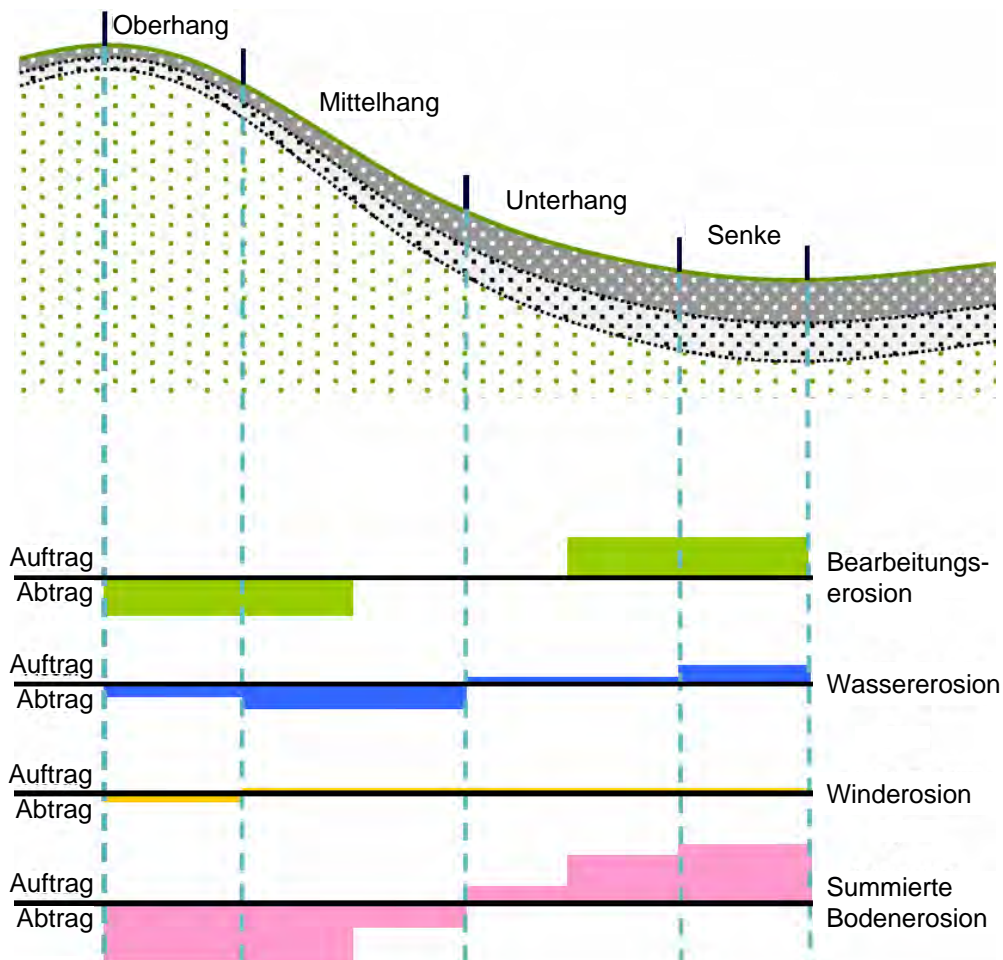


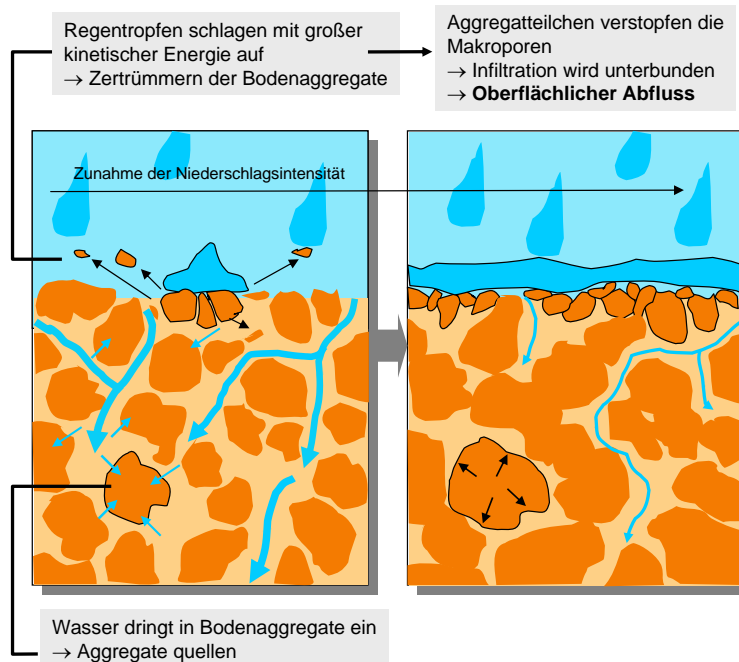
Abb. 2.3: Rahmen für die maßstabsspezifische Modellierung landschaftlicher Prozesse vor dem Hintergrund politischer Rahmenbedingungen (BE = Bezugseinheit; Möller, 2008)



http://www.umanitoba.ca/afs/agronomists_conf/2007/posters/Li%20Sheng%20SoilERI%20Development%20Poster.ppt

Abb. 2.4: Räumliche Muster der Wasser-, Wind- und Bearbeitungserosion

Es kommt zur Akkumulation bzw. Deposition von Bodenmaterial, wenn die kinetische Energie des Oberflächenabflusses und damit dessen Sedimenttransportvermögen unter einen kritischen Wert sinkt. Eine Hauptursache sind veränderte Reliefbedingungen (konkave Hangbereiche, Unterhänge).



<http://www.baselland.ch/fileadmin/baselland/files/docs/bud/boden/fotos/erosion/verschlaemmung.pdf>

Abb. 2.5: Verschlämmung der Bodenoberfläche

2.1.2 Auswirkungen

Oberflächenabfluss führt zu typischen Erosionsformen und -schäden, die hinsichtlich ihres räumlichen Auftretens in (1.) *on site*- und (2.) *off site*-Phänomene unterschieden werden können (Abb. 2.6; DVWK, 1996):

1. Mit *on site*-Formen werden Auswirkungen in der Feldflur und ihren Böden beschrieben. Dazu gehören linienhafte Erosionsformen wie Rillen, Rinnen und Gräben in Hangbereichen sowie Akkumulationsbereiche in Hohlformen, Senken und Unterhängen (Abb. 2.7). Typische Schäden sind Verkürzung der Bodenprofile, Akkumulation von Bodenmaterial, erschwerte Bearbeitbarkeit oder Sediment- und Nährstoffaustrag, die Ertragsschwankungen und -einbußen zur Folge haben können.
2. *off site*-Bereiche sind nachgeordnete Ökosysteme, die von der Bodenerosion betroffen sind (Akkumulationsflächen, Talauen, Flusssysteme). Von besonderer Bedeutung sind Übergangsstellen oder -zonen zwischen *on site*- und *off site*-Bereichen, die oft mit Nutzungs- oder Landschaftssystemgrenzen korrespondieren (z. B. solifluidales und fluidales Transportsystem; Abb. 2.8). Zu den unmittelbaren Folgen gehören Belastungen von Feldhainen, Hecken, Wegrändern durch Sedimente, erhöhte Schadstoffbelastungen von Fließgewässern oder die Eutrophierung von Standgewässern.

2.1.3 Maßstab

Oberflächenabfluss und Partikeltransport werden durch eine zumeist nutzungsbedingte Störung des Faktorengleichgewichtes zwischen Niederschlag, Relief, Boden, Hydrologie und Landnutzung ausgelöst (Herz, 1980), wobei zeitlich stabile (Bodenart, Relief) und variable Faktoren (Bo-

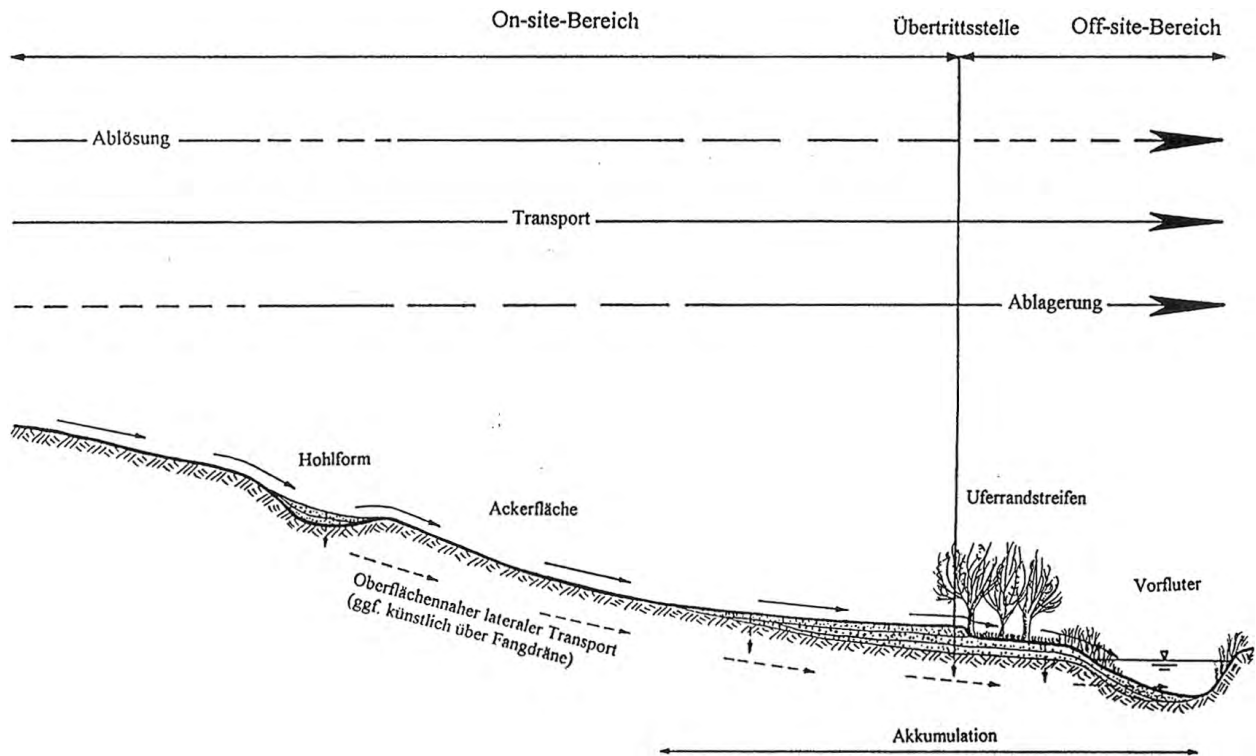
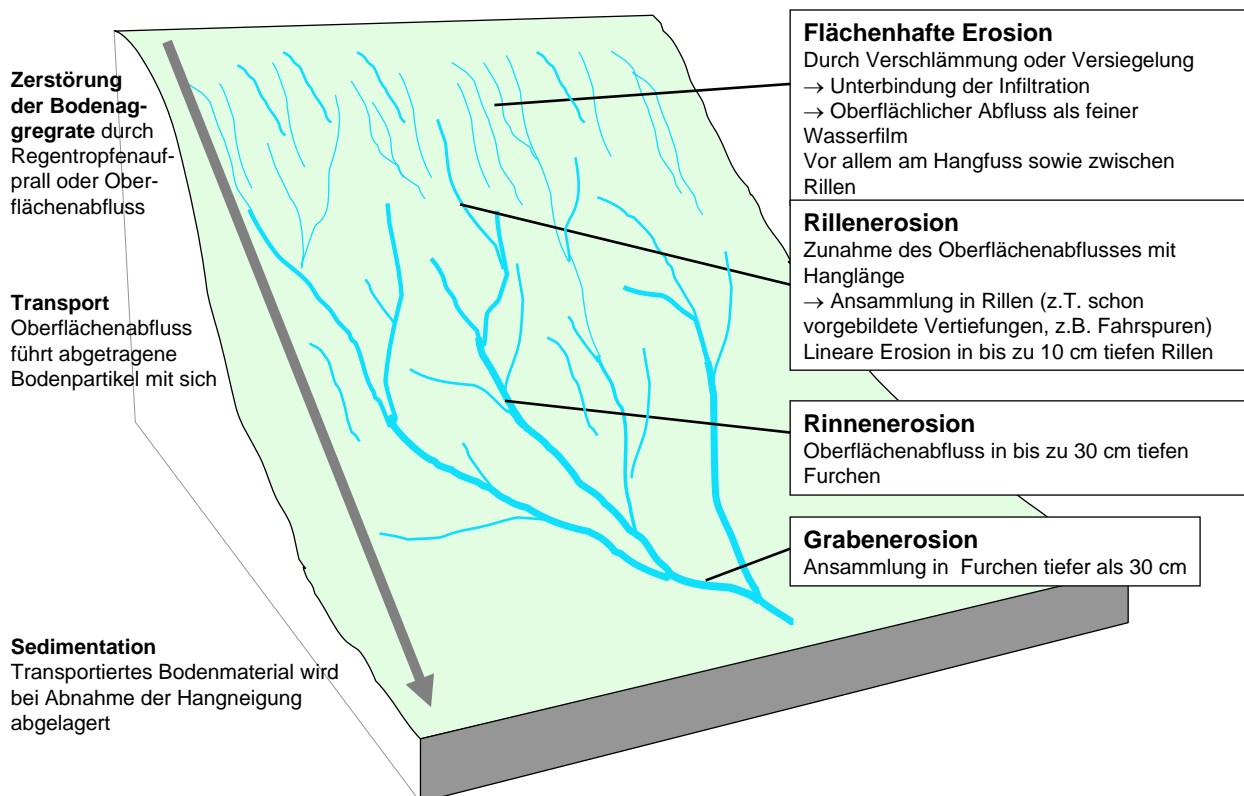


Abb. 2.6: Zusammenhang zwischen Wassererosionsprozessen sowie *on site*- und *off site*-Schäden (DVWK, 1996)



<http://www.baselland.ch/fileadmin/baselland/files/docs/bud/boden/fotos/erosion/formen-wassererosion.pdf>

Abb. 2.7: *on site*-Formen der Wassererosion

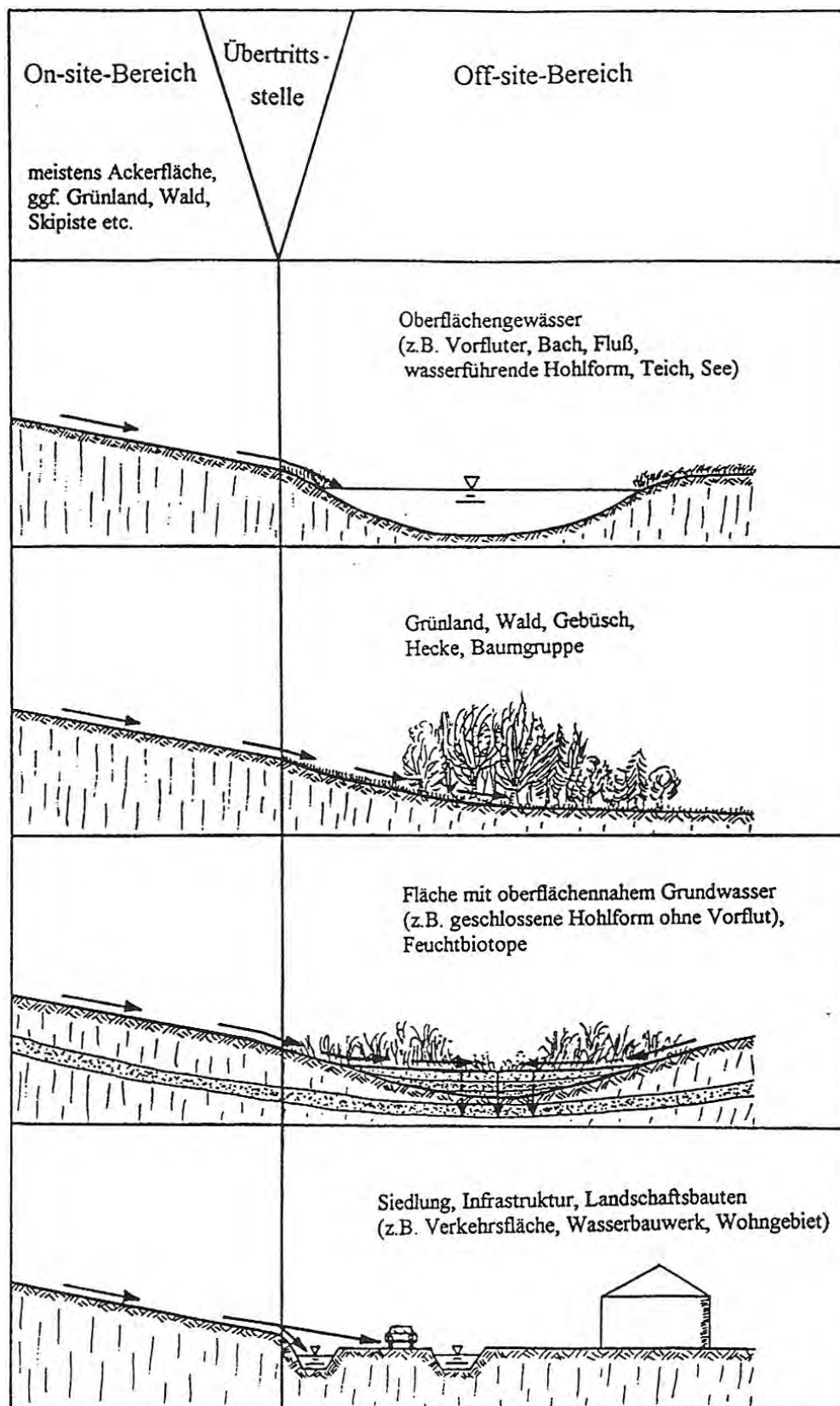


Abb. 2.8: Formen der Wassererosion in *off site*-Bereichen (DVWK, 1996)

dengefüge, Bodenbedeckung) unterschieden werden können. Steinhardt & Volk (2003) gehen davon aus, dass auf jeder Abstraktionsebene die gleichen Bodenerosionsfaktoren wirken. Allerdings verschiebt sich in unterschiedlichen Maßstabebenen die Bedeutung der einzelnen Faktoren für die zutage tretenden Bodenerosionsprozesse. Als Konsequenz zeigen die Auswirkungen, Faktoren und Prozesse der Bodenerosion eine deutliche Raum-Zeit-Abhängigkeit mit unterschiedlichen Reichweiten (Abb. 2.9). Das bedeutet, dass jede Maßstabsebene durch ein spezifisches Prozessverhalten charakterisiert werden kann (Kirkby et al., 1998). Damit folgen Bodenerosionsprozesse den Organisationsprinzipien hierarchischer Systeme (Falkenmark & Rockström, 2004):

- Auf jeder Maßstabsebene nehmen Bodenerosionsfaktoren ein spezifisches Abstraktionsniveau an (z. B. Niederschlagsereignis \Rightarrow jahreszeitlicher Verlauf des Niederschlags \Rightarrow langfristiges Mittel der Niederschläge).
- Erosionsprozesse können Raumeinheiten mit definierten Grenzen (z. B. Feldblöcke, Wasserscheiden) zugeordnet werden, da der Oberflächenabfluss aufgrund der morphologischen Eigenschaften der Raumeinheiten bestimmten Transportwegen (z. B. Tiefenlinien, Fließgewässernetz) folgt.
- Im Zusammenhang mit der räumlichen Ausdehnung der Raumeinheiten steht die Länge der Transportpfade und damit die Reaktionszeit von Bodenerosionsprozessen. So treten die Folgen von hangbezogenen Erosionsereignissen nur verzögert und abgeschwächt über die Sedimentfracht oder Nährstoffkonzentration im Vorfluter zutage.
- Innerhalb einer Maßstabsebene kommunizieren Raumeinheiten über spezifische Transportpfade. So sind Ackerschläge über topographische (Tiefenlinien) und anthropogene Pfade (Feldgrenzen) oder Einzugsgebiete über ihre Vorfluter miteinander verbunden (Ludwig et al., 1995; Van Oost et al., 2000; Takken et al., 2001).

2.2 Politikhierarchie

Bodenerosionsprozesse sind in ein hierarchisch-funktionales System eingebettet, in dem sich Bezugsräume und gesetzlich-administrative Zuständigkeitsbereiche überlagern (Abb. 2.11, S. 21). Europäische und nationale gesetzlichen Vorgaben sind vor allem im Bundes-Bodenschutzgesetz (Kap. 2.2.1), der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Kap. 2.2.2) und der EU-Agrarförderung definiert (Kap. 2.2.3). Die Instrumente des Bodenerosionsschutzes sind auf Maßnahmen der Vorsorge und Gefahrenabwehr sowie auf wirtschaftliche Anreize ausgerichtet.

2.2.1 Bundes-Bodenschutzgesetz

Ein auf die räumliche Ebene der Landwirtschaftsbetriebe, Feldblöcke und Ackerschläge orientiertes Gesetzeswerk ist das Bundes-Bodenschutzgesetz¹ (BBodSchG) bzw. die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung² (BBodSchV). Vor dem Hintergrund der ökologischen und sozioökonomischen Multifunktionalität des Bodens besteht das vorrangige Ziel des Gesetzes, die Funktionen des Bodens nachhaltig zu sichern und ggf. wiederherzustellen. Hierzu sollen schädigende Bodenveränderungen abgewehrt, Böden und Altlasten und daraus resultierende Gewässerverunreinigungen saniert sowie Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden getroffen werden. Damit folgt das Gesetz in seiner Struktur dem allgemeinen *Vorsorgeprinzip* der deutschen Umweltgesetzgebung. Danach sollen vorbeugende Maßnahmen potentielle Beeinträchtigungen und Schäden des Bodens möglichst schon vor ihrer Entstehung insbesondere durch eine standortangepasste Bodenbewirtschaftung verhindern, die in den *Grundsätzen der guten fachlichen Praxis der*

¹<http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/bbodschg/>

²<http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/bbodschv/>

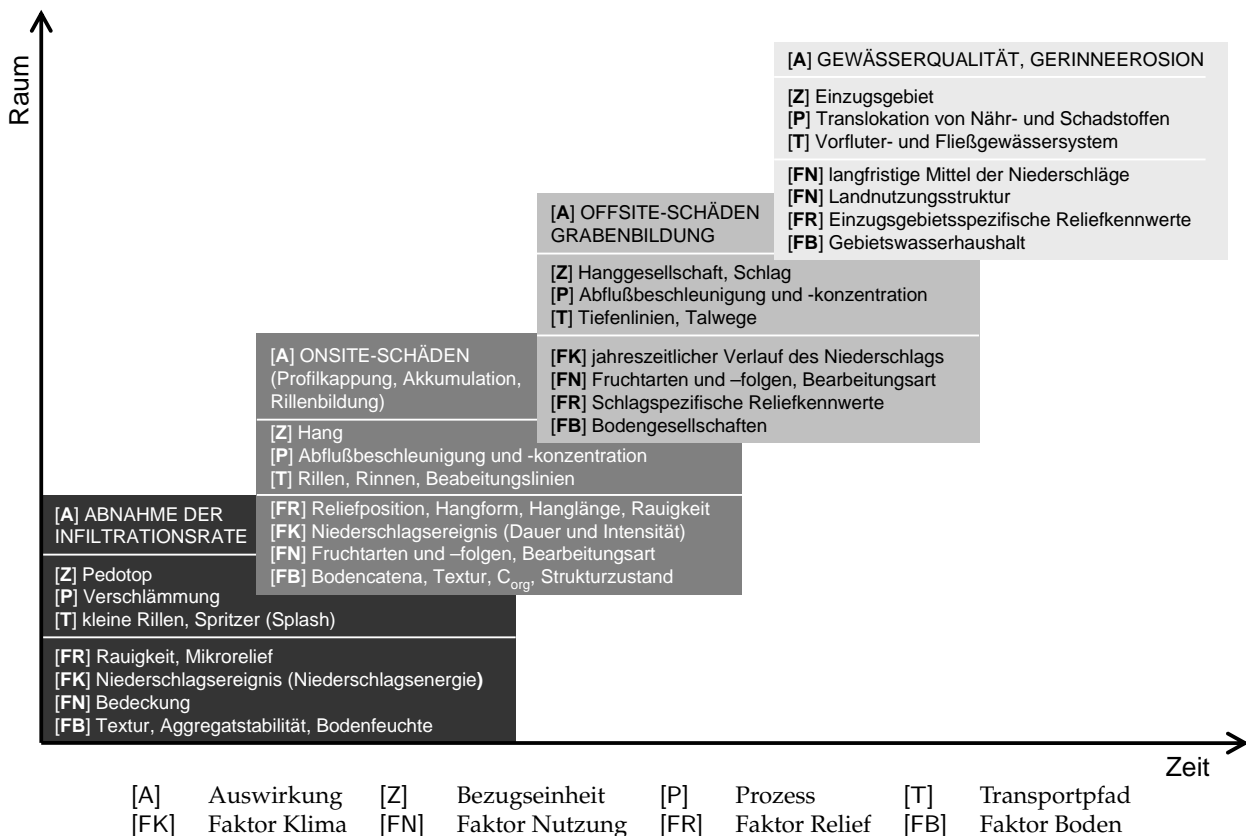


Abb. 2.9: Zusammenhang von Auswirkungen, Prozesstyp, Bezugseinheiten, Transportpfad und Faktoren der Bodenerosion innerhalb räumlich-zeitlicher Maßstabsbereiche (Helming & Frielinghaus, 1999; Renschler, 2002; Steinhardt & Volk, 2003)

landwirtschaftlichen Bodennutzung definiert ist (vgl. Kap. 8 u. 9). Wenn hinreichende Anhaltspunkte für Schädigungen vorliegen und Instrumente des vorsorgenden Umweltschutzes nicht greifen, können durch Fachbehörden Maßnahmen der *Gefahrenabwehr* angeordnet werden. (Abb. 2.10; Calliess, 2004; Feldwisch et al., 2003).

	VORSORGE		GEFAHRENABWEHR	
Schaden denkbar, aber praktisch ausgeschlossen	Besorgnis eines Schadenseintritt bei anhaltenden Einwirkungen	Unsicherheitsbereich	Schadenseintritt hinreichend wahrscheinlich	
Restrisiko	unerwünschtes Risiko	Risiko zu prüfen	nicht hinnehmbares Risiko	
⇒ ⇒ ⇒ ⇒ ⇒ ⇒ ⇒ ⇒ ⇒ ⇒ R I S I K O ⇒ ⇒ ⇒ ⇒ ⇒ ⇒ ⇒ ⇒ ⇒ ⇒				

Abb. 2.10: Das Vorsorgeprinzip im Umweltrecht (Calliess, 2004)

2.2.2 EG-Wasserrahmenrichtlinie

Das vorrangige Ziel der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL)³ besteht darin, einen guten ökologischen Zustand der Oberflächengewässer (Flüsse, Seen, Küstengewässer) sowie einen guten chemischen Zustand für das Grundwasser in der Europäischen Union herbeizuführen. Dazu werden

³Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik; Amtsblatt Nr. L 327/1 vom 22.12.2000, S. 1 ff; http://www.wrr1-info.de/docs/00wrr_de.pdf

erstmals für alle EU-Mitgliedsstaaten einheitliche und allgemein verbindliche Standards für die chemische und ökologische Qualität der Gewässer festgeschrieben. Eine der wesentlichen Neuerungen besteht in der Abkehr von dem auf administrative Einheiten (hier: Bundesländer) orientierten wasserwirtschaftlichen Vollzug. Stattdessen sollen die vorzunehmenden Bestandsaufnahmen sowie die daraus resultierenden Maßnahmen auf sogenannte Flussgebietseinheiten bezogen werden, die natürlichen Einzugsgebieten entsprechen. Oberflächenwasserkörper (OWK) stellen die kleinsten Bezugseinheiten der EG-WRRL dar, an denen die Umweltziele gemessen bzw. bewertet und die Maßnahmen abgebildet werden. OWK haben eine Mindestfläche von 10 km² und werden nach geographischen und hydromorphologischen Bedingungen unter Berücksichtigung des Schutz- und ökologischen Status abgegrenzt (EU, 2003).

LAWA (2002) und EU (2003) gehen davon aus, dass die Ziele der WRRL nur durch eine Änderung der gegenwärtigen landwirtschaftlichen Praxis erreicht werden können. Insbesondere erhofft man sich von der WRRL, GAP und einer entsprechend BBodSchG standortangepassten Bodenbewirtschaftung Synergieeffekte, die zu einer engeren Verknüpfung zwischen Agrarumwelt- und Fördermaßnahmen, einer Ausweitung der landwirtschaftlichen Beratungstätigkeit sowie – durch den Bezug auf Einzugsgebiete bzw. Betrachtungsräume – einer Stärkung der Regionalplanung führen sollen (Schmidt & Petry, 2005).

2.2.3 EU-Agrarförderung

Die EU-Agrarminister haben eine grundlegende Reform der *Gemeinsamen Agrarpolitik* (GAP) beschlossen⁴. Kernpunkt der GAP-Reform ist ein Sanktionsmechanismus, der auf der Kopplung von Direktzahlungen an Landwirte und 'anderweitigen Verpflichtungen' des Umwelt-, Verbraucher- und Tierschutzes beruht (*cross compliance*). Die wesentlichen Bestimmungen zur *cross compliance*-Regelung sind in der EG-Durchführungsverordnung (EG) Nr. 796/2004⁵, dem Direktzahlungsverpflichtungsgesetz (DirektZahlVerpflG)⁶ sowie der Direktzahlungen-Verpflichtungsverordnung (DirektZahlVerpflV)⁷ verankert. Die DirektZahlVerpflV ist am 1. Januar 2005 in Kraft getreten und beinhaltet Regelungen zum „guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand“, die u. a. Anforderungen zur Erosionsvermeidung vorschreiben.

Der Adressat der Regelungen ist der Landwirtschaftsbetrieb. Das bedeutet, dass alle Flächen eines Betriebes unabhängig von ihrer administrativen Zugehörigkeit betroffen sind. Schließlich ist darauf hinzuweisen, dass die Regelungen nicht das im Bundes-Bodenschutzgesetz verankerte deutsche Fachrecht ersetzen. Stattdessen handelt es sich bei der GAP um einen marktpolitischen Ansatz, der über finanzielle Anreize u. a. den vorsorgenden Bodenschutz stärken soll (Rothstein, 2003).

2.3 Modellhierarchie

Aus Kapitel 2.1 ist ersichtlich, dass Bodenerosion das Ergebnis isolierter Einzelereignisse ist, die sich aufgrund der unterschiedlichen Ausprägung der verantwortlichen Faktoren nur bedingt ver-

⁴Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates vom 29. September 2003 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik; Amtsblatt Nr. L 270 vom 21.10.2003, S. 1–69; <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:270:0001:0069:DE:PDF>

⁵Verordnung (EG) Nr. 795/2004 des Rates vom 21. April 2004 mit Durchführungsbestimmungen zur Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen, zur Modulation und zum Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem nach der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates; Amtsblatt Nr. L 141 vom 30.04.2004, S. 18–58; <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:141:0018:0058:DE:PDF>

⁶Gesetz zur Regelung der Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen durch Landwirte im Rahmen gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften über Direktzahlungen vom 21. Juli 2004 (BGBl. Teil I 2004 Nr. 58 vom 26.07.2004, S. 1767 ff); <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/direktzahlverpflg/gesamt.pdf>

⁷Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand vom 4. November 2004 (BGBl. Teil I 2004 Nr. 58 vom 12.11.2004, S. 2778 ff); <http://www.bmelv.de/SharedDocs/Rechtsgrundlagen/D/Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung-Lesefassung.html?nn=310870>

gleichen lassen. Die Extrapolation der damit im Zusammenhang stehenden Beobachtungen basiert auf zumeist (1.) statistisch-empirischen, (2.) physikalisch basierten oder (3.) hybriden Ansätzen, die zu einer Vielzahl von Erosionsmodellen geführt haben (Tab. 2.1 u. Abb. 2.11, vgl. Merritt et al., 2003).

2.3.1 Empirische Modellansätze

Statistisch-empirische Modellansätze sind durch einen hohen räumlichen und zeitlichen Aggregationsgrad sowie die Einbeziehung einer geringen Anzahl von bestimmenden Variablen gekennzeichnet (Jakeman et al., 1999). Die Variablen bzw. ihre Beziehungen zur Zielgröße ergeben sich zumeist aus lokalen Beobachtungen bzw. Messungen, die zu in der Regel linearen Beziehungen verallgemeinert werden.

Empirische Modelle haben sich insbesondere zur Identifikation von Sedimentquellen, der Ableitung von räumlichen Erosionsmustern sowie der qualitativen Erosionsbewertung bewährt (Volk et al., 2001; Steinhardt & Volk, 2003; AD-HOC AG Boden, 2003; Van Remortel et al., 2004). Allerdings bleiben bei den groben Annahmen, die den Modellen zugrundeliegen, nicht-lineare Beziehungen zumeist unberücksichtigt. Während empirische Modelle hinsichtlich ihrer räumlichen Aussageschärfe als maßstabsunabhängig betrachtet werden können, bedingt der hohe inhaltliche Aggregationsgrad der Eingangsdaten eine Vernachlässigung der zeitlichen Heterogenität (Merritt et al., 2003).

2.3.2 Physikalische Modelle

Physikalische Modellansätze wurden entwickelt, um die fluiviatil-bedingten Bodenabtrags- und Depositionsprozesse mit einer höheren räumlich-zeitlichen Auflösung nachzuvollziehen sowie Aussagen zu Offsite-Schäden ableiten zu können. Konzeptionelle Gemeinsamkeiten bestehen in der Unterscheidung der Prozesskomponenten *Loslösung*, *Transport* und *Deposition* der Bodenpartikel (vgl. Kap. 2.1). Die Mehrzahl der Modelle basiert auf der Grundannahme, „dass der Austrag durch Loslösung in keinem Fall größer sein kann als der bei maximaler Auslastung der oberflächenparallelen Strömung mögliche Transport“ (Schmidt, 1998, S. 141). Damit im Zusammenhang steht die sog. Kontinuitätsgleichung, nach der die Erosions- bzw. Depositionsrate ($\gamma > 0$) der Änderung des Feststoffmassenstromes q_s entlang des Fließweges x innerhalb einer Zeiteinheit t entspricht (Gl. (2.1)). Zu Materialabtrag bzw. -ablagerung kommt es, wenn q_s zunimmt bzw. abnimmt. Erosion und Deposition werden also in erster Linie von den Eigenschaften des Bodens (zu überwindender Erosionswiderstand der Bodenpartikel) sowie den Eigenschaften der oberflächenparallelen Strömung bzw. des Reliefs (Transportkapazität) beeinflusst (Schmidt, 1998).

$$\gamma(x, t) = \frac{\delta q_s}{\delta x} \times \delta t \quad (2.1)$$

Die Anwendbarkeit der Modelle ist allerdings oftmals durch den hohen Parametrisierungsaufwand und die mangelnde Verfügbarkeit der Eingangs- und Kalibrierungsdaten eingeschränkt. Die Bereitstellung der Eingangsdaten zieht deshalb häufig 'individuelle Lösungen' nach sich, worunter die Übertragbarkeit der Modellansätze und die Vergleichbarkeit der Modellierungsergebnisse leidet.

2.3.3 Hybride Modelle

Hybride Modellansätze können als Reaktion auf die Überparametrisierung und somit räumliche Beschränkung physikalischer Modelle sowie die mangelnde inhaltliche Aussagetiefe empirischer Modelle angesehen werden. Sie stellen einen Kompromiss zwischen räumlicher und zeitlicher Heterogenität dar, was sich in dem Bezug auf Einzugsgebiete und einer minimalen zeitlichen Auflösung zwischen einem Tag und Einzelereignissen manifestiert. Während der Modellkern zu-

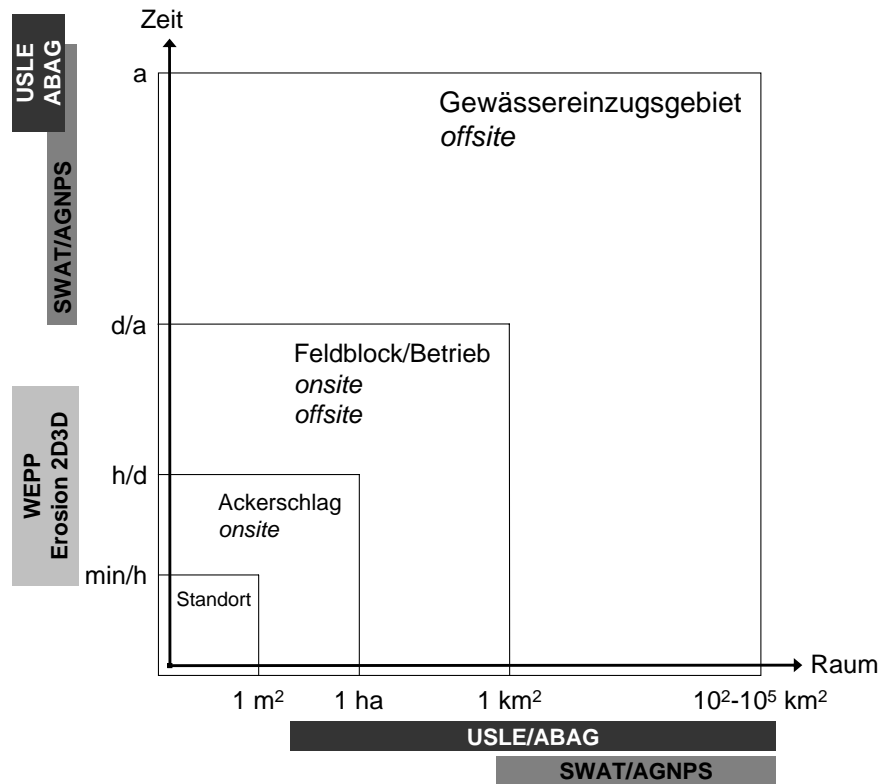


Abb. 2.11: Modelle, Prozesse und Bezugseinheiten im Raum-Zeit-Kontinuum

Tab. 2.1: Eigenschaften ausgewählter empirischer¹, physikalischer² und hybrider³ Modelle zur Erosionsabschätzung (nach Schmidt, 1998; Duttmann, 1999; Hennings, 2000; Merritt et al., 2003; AD-HOC AG Boden, 2003)

Modell	Prozess	Raumbezug	Zeitbezug	Parametrisierung	Quelle
USLE ¹ ABAG ¹	E_{pot}, E_{akt}	Hang (ungegliedert)	a	gering	Wishmeier & Smith (1978); Schwertmann et al. (1990)
RUSLE ¹	E_{pot}, E_{akt}	Hang (ungegliedert)	a	gering	Renard et al. (1991)
ABAGflux ¹	E_{pot}, E_{akt}	Hang (gegliedert)	a	gering	geoflux GbR (2007); Wurbs et al. (2007a); Volk et al. (2009b)
WEPP ²	E_{akt}, D, A_O	Hang (kontinuierlich), EZG	e	hoch	Laflen et al. (1989)
Erosion 2D/3D ²	E_{akt}, D, A_O	Hang (kontinuierlich), EZG	e (v)	mittel	Schmidt et al. (1996)
SWAT ³	E_{akt}, D, A_O, NA, PA	EZG	d	mittel	Arnold et al. (1993)
AGNPS ³	E_{akt}, D, A_O, NA, PA	EZG	e	mittel	Young et al. (1989)

E_{akt} = aktuelle Erosion; E_{pot} = potentielle Erosion; D = Deposition, A_O = Oberflächenabfluss; NA = Nährstoffaustrag; PA = Pestizidaustrag; EZG = Einzugsgebiet; a = Jahr; d = Tag; e = Einzelereignis; v = verknüpfbar

meist einen empirischen Ansatz enthält, wird die Verknüpfung der Bezugseinheiten (Nähr- und Wasserstofftransport) in der Regel auf einer physikalischen Grundlage realisiert.

2.3.4 Welches ist das beste Modell?

Modelle zur Simulation von Erosions- und Sedimenttransportprozessen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Komplexität, der abgebildeten Prozesse sowie der notwendigen Eingangsdaten zur Kalibrierung und Validierung. Grundsätzlich gibt es kein Modell, das für alle Fragestellungen gleichermaßen geeignet ist. Die Auswahl eines Modells ist abhängig vom räumlichen und zeitlichen Zielmaßstab, wird aber maßgeblich von der räumlichen und zeitlichen Auflösung der Modelleingangs- und Validierungsdaten gesteuert. Während geometrisch und inhaltlich hochaufgelöste Boden- und Reliefinformationen landesweit verfügbar sind (z.B. , DGM 10, Bodenschätzung), besteht insbesondere ein Defizit an Validierungsdaten sowie von zeitlich hochaufgelösten Informationen zur Landnutzung (schlagbezogene Fruchtfolgen) und zum Niederschlag (Einzelniederschlagsereignisse).

Empirische Modelle wie die ABAG haben den Vorteil, dass die Anforderungen an die Eingangsdaten gering und Validierungsinformationen nicht unbedingt notwendig sind. Allerdings können keine quantitativen, sondern nur qualitative bzw. relative Modellergebnisse abgeleitet werden, die hinsichtlich ihrer Unsicherheit nicht bewertet werden können. Aus der Sicht der Vollzugspraxis ist es jedoch zumeist nicht notwendig, die relevanten Prozesse quantitativ abzubilden (Newham et al., 2004). Stattdessen ist es vielfach ausreichend, die Problemgebiete zu lokalisieren und qualitativ zu bewerten. Auf dieser Grundlage können dann Maßnahmen entwickelt werden, die in der Regel nur durch Interaktion mit den Betroffenen umgesetzt werden können (Volk et al., 2009b).

2.3.5 Wie können Validierungsdaten erhoben werden?

Validierungsdaten auf Hang-, Schlag- oder Feldblockebene sind nur vereinzelt verfügbar. Das betrifft insbesondere ereignisbezogene Informationen und Messdaten, die zur Validierung und Kalibrierung physikalischer Modelle notwendig sind und einen hohen personellen und technischen Aufwand erfordern. Allerdings ermöglichen indirekte und kosteneffektive Kartierungsmethoden die Gewinnung von Informationen zu langfristigen Bodenauf- und Bodenabträgen, die zur Validierung und zur Abschätzung der Unsicherheiten von empirischen Modellen geeignet sind (Stroosnijder, 2005). Dazu gehört beispielsweise der Vergleich von aktuellen mit älteren Bodenprofilen wie den Grablochbeschrieben der Bodenschätzung. Zu beachten ist aber, dass die kartierten Profildifferenzen sowohl durch Wasser- als auch durch Bearbeitungserosion verursacht worden sein können (Van Oost et al., 2006).

Auf der Einzugsgebietsebene ist das Fehlen von Daten gemessener Sedimentfrachten und Wasserqualität als ein generelles Problem der quantitativen Erosionsmodellierung zu betrachten (Volk et al., 2009a). Die Erhebung dieser Informationen kann nur durch langfristige Sedimenttransportmessungen bzw. ein Wasserqualitätsmonitoring realisiert werden. Der damit verbundene personelle und technische Aufwand muss jedoch durch effiziente Monitoringstrategien optimiert werden. Hierzu sollten in Modellgebieten, die bestimmte Landschaftstypen in Sachsen-Anhalt repräsentieren, Monitoringprogramme über lange Zeiträume etabliert werden. Auf diese Weise ist es möglich, Validierungsdatensätze zu generieren, auf deren Basis dann die Modellaussagen qualitativ verbessert und die daraus abgeleiteten Prognosen sicherer werden. Die validierten Modelle könnten dann in vergleichbaren Gebieten einer Landschaftseinheit angewendet werden, ohne dass dort der große Aufwand der Schaffung einer so detaillierten Validierungsdatenbasis wie in den Modellgebieten erfolgen muss.