

Zeitschrift: Regio Basiliensis : Basler Zeitschrift für Geographie
Herausgeber: Geographisch-Ethnologische Gesellschaft Basel ; Geographisches Institut der Universität Basel
Band: 46 (2005)
Heft: 1

Artikel: Prozessmodellierung in der Landschaftsökologie : Modellanwendung zum Boden- und Gewässerschutz
Autor: Duttmann, Rainer / Herzig, Alexander / Bach, Michaela
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1088361>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 15.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Prozessmodellierung in der Landschaftsökologie – Modellanwendungen zum Boden- und Gewässerschutz

Rainer Duttmann, Alexander Herzig und Michaela Bach

Zusammenfassung

Die Modellierung von Landschaftsprozessen zählt mittlerweile zu den elementaren Bestandteilen der landschaftsökologischen Raumanalyse. Sie gestattet es nicht nur, Landschaftsprozesse flächendifferenziert auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen quantifiziert abzubilden, sondern Szenarien zu simulieren, mit denen Wirkungen menschlicher Eingriffe auf das Prozessgeschehen in der Landschaft vorhergesagt werden können. Als Werkzeuge der Umweltprognostik und des Umweltschutzes finden sie zunehmend Anwendung in rechnerbasierten Entscheidungsunterstützungssystemen. Das im Folgenden vorgestellte GIS-basierte Landmanagementsystem ist ein Beispiel für ein solches System, das für den Boden- und Gewässerschutz in Einzugsgebieten grosser und mittlerer Massstäbe konzipiert ist. Es dient als integrative Modellumgebung der räumlich differenzierten Erfassung und Abbildung landschaftshaushaltlicher Prozesse und Funktionen. Vor dem Hintergrund einer ökologisch optimierten Landnutzung und Landschaftsstruktur gestattet es zudem die Simulation unterschiedlicher Szenarien. Die dem Landmanagementsystem zugrunde liegenden Modelle, Schätz- und Bewertungsroutinen sind im Wesentlichen empirisch-statistischer Natur, die auf einen minimierten Umfang an Basisdaten zugreifen.

1 Einleitung

Für die Simulation von Landschaftsprozessen stehen heute eine Vielzahl leistungsfähiger Modelle zur Verfügung. Mit ihnen lassen sich die zentralen Prozesse des Landschaftswasser-, Stoff- und Energiehaushaltes in räumlich differenzierter Form von der Feld- bis hin zur Regionalskala beschreiben und abbilden. Ein integriertes, d. h. ein auf die Gesamtbetrachtung der in der Landschaft ablaufenden Prozesse ausgerichtete Landschaftsmodell existiert allerdings nicht. Landschaftsmodellierung erfolgt vielmehr durch eine Kombination oder Koppelung verschiedener Einzelmodelle, die jeweils spezifische Teilprozesse des Gesamtsystems "Landschaft" abbilden. Beispiele hierfür sind die Bilanzierung des Wasser- und Stoffumsatzes in Böden und Ökosystemen, die Quantifizierung von Oberflächenabfluss und Bodenerosion, die Berechnung von Stoffeinträgen in Oberflächengewässer, die Simulation von Pflanzenwachstum, Biomasseproduktion und Ertrag oder die

Adresse der Autoren: Prof. Dr. Rainer Duttmann, Dipl.-Geogr. Alexander Herzig, Dipl.-Geogr. Michaela Bach, Geographisches Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Ludewig-Meyn-Strasse 14, D-24098 Kiel. E-Mail: duttmann@geographie.uni-kiel.de

Berechnung von Schadstoffausbreitungen in den Umweltmedien Boden, Wasser und Luft (vgl. *Tenhunen et al. 2001, Steinhardt & Volk 2003*). Entsprechend der Prozessbeschreibung sowie der räumlichen und zeitlichen Auflösung der abzubildenden Prozesse stellen die verfügbaren Modelle unterschiedlich hohe Anforderungen an Qualität und Umfang der zu berücksichtigenden Modelleingangsgrößen. Höchste Ansprüche an die räumliche, zeitliche und inhaltliche Auflösung der Eingangsvariablen sowie an die Datenqualität stellen dabei die sog. deterministisch-mechanistischen Prozessmodelle. Sie beschreiben die abzubildenden Prozesse auf der Basis der physikalischen Grundgesetze von Massen-, Energie- und Impulserhaltung. Die für ihren Einsatz derzeit häufig unzureichende flächenhafte Datenverfügbarkeit und die zumeist nicht ausreichende Güte der benötigten Eingangsvariablen lassen eine zuverlässige Anwendung dieser Modelle oftmals nur für kleinere Gebietseinheiten zu. Im Unterschied dazu zeichnen sich funktionale Modelle und empirische Modelle durch eine stärker vereinfachte Prozessbeschreibung aus, wobei letztere im Wesentlichen auf statistische Zusammenhänge gestützt sind. Beide Modelltypen zeichnen sich zudem durch eine reduzierte Anzahl und leichtere Erfassbarkeit der zu berücksichtigenden Eingangsgrößen sowie durch einen verminderten Parametrisierungsaufwand aus. Ein Nachteil funktionaler und empirischer Modelle ist jedoch ihre eingeschränkte Übertragbarkeit. Sie bedürfen vor ihrer Anwendung umfangreicher Kalibrierungen und entsprechender gebietsspezifischer Anpassungen. Die genannten Einschränkungen gelten allerdings auch für eine Vielzahl physikalisch begründeter Modelle, da auch sie in vielen Fällen empirische Komponenten enthalten.

Betrachtet man den hohen Aufwand zur flächendeckenden Erfassung zeitlich und räumlich hoch aufgelöster Modelleingangsgrößen einerseits und die zumeist aus räumlich und inhaltlich stark aggregierten Größen bestehende Flächendatenbasis andererseits, wird deutlich, warum einer physikalisch begründeten Prozessmodellierung auf Landschaftsebene derzeit noch enge Grenzen gesetzt sind. So kommen für anwendungsbezogene Fragestellungen mit Landschaftsbezug in der Praxis nach wie vor vielfach funktionale und empirische Modelle zur Anwendung. Dies gilt auch für das für die Zwecke der Boden- und Gewässerschutzplanung aufgebaute und unter dem Geographischen Informationssystem ArcGIS[®] umgesetzte Landnutzungsmanagementsystem LUMASS (*Herzig & Duttman 2002*). Seine Konzeption orientiert sich an den in § 17 des bundesdeutschen Bodenschutzgesetzes genannten Grundsätzen zur Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und der Leistungsfähigkeit des Bodens und den Erfordernissen der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Hinsicht auf den erosionsbedingten Stoffeintrag.

2 Das Landmanagementsystem LUMASS als integrierte Systemumgebung für die anwendungsorientierte Modellierung von Landschaftsprozessen

Zu den Hauptaufgaben eines Landmanagementsystems gehört neben einer räumlich differenzierten Erfassung und Bewertung des Landschafts- und Bodenzustandes auch die Abschätzung der durch eine nicht standortgerechte Bodennutzung hervorgerufenen Belastungen. Zudem muss es in der Lage sein, Szenaranalysen durchzuführen, mit denen die Wirkungen alternativer Nutzungsweisen prognostiziert werden können. Auf diese Weise kann es wichtige Hilfe bei der Entscheidungsfindung in Planungsprozessen leisten. Derartige Systeme lassen sich als ‘Spatial Decision Support Systems’ (SDSS) bezeichnen. Diese bestehen aus einem aufeinander abgestimmten Ensemble an Daten und Modellen sowie aus Routinen für das Prä- und Postprocessing von Modelleingangs- und -ausgabedaten, die über entsprechende Schnittstellen miteinander in Verbindung stehen (*Djokic 1996*).

Angesichts der Tatsache, dass die für Massnahmenplanungen vor Ort erforderlichen raumbezogenen Basisdaten zumeist nur in räumlich und inhaltlich stark aggregierter Form vorliegen, verwendet das LUMASS aus Gründen der Praktikabilität nur solche Modelle und Methoden,

- die minimale Anforderungen an den Umfang der zu verwendenden Eingangsdaten stellen,
- deren Eingangsgrößen im Allgemeinen über die entsprechenden Landesdienste flächenhaft gut verfügbar sind oder mit vergleichsweise geringem Aufwand erfasst werden können,
- die eine hinreichend genaue Aussage in Bezug auf den Bewertungsgegenstand ermöglichen, wobei keine exakte Quantifizierung angestrebt wird, sondern die Abschätzung von Größenordnungen der jeweiligen Landschafts- und Bodenfunktionen und ihrer Belastungen,
- die eine Langfristaussage ermöglichen und auf der Grundlage langjähriger Mittelwerte operieren und
- die in der Anwendung erprobt und als Standardverfahren in der praktischen Anwendung empfohlen sind, u. a. Normen des Deutschen Instituts für Normung (DIN) und Regeln des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK).

Um als Werkzeug der Entscheidungsunterstützung bei konkreten Massnahmenplanungen einsetzbar zu sein, müssen Managementsysteme – wie das hier beschriebene – folgende weitere Anforderungen erfüllen:

1. Durchführung parzellenscharfer Abfrage-, Berechnungs- und Bewertungsoperationen,
2. Flexibilität in Bezug auf Parametereinstellungen für Landnutzungs- und Bewirtschaftungsszenarien,
3. freie Veränderbarkeit der Geometrien von Ackerschlägen und anderer flächen- sowie linienhafter Raumstrukturelemente über die Bildschirmoberfläche sowie eine
4. leichte Bedienbarkeit und die Möglichkeit zur Interaktion (z. B. durch Plausibilitätskontrollen nach Eingabe bzw. Auswahl bestimmter Modelleinstellungen).

3 Abschätzung der Boden- und Gewässerbelastung durch Wassererosion mit dem Landnutzungsmanagementsystem LUMASS

Zu den besonders gravierenden ‘off-site’-Wirkungen der Bodenerosion zählt der Eintrag von Sedimenten und der daran gebundenen Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel in die Gewässer. Ein Problemstoff, der bekanntermassen zu hohen Anteilen über den Bodenerosionspfad in die Oberflächengewässer gelangt, ist das Phosphat. Ihm wird die Hauptrolle bei der Gewässereutrophierung beigemessen. Wie die von *Behrendt et al.* (1999) für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland durchgeführten Modellrechnungen zeigen, hat der erosionsbedingte P-Eintrag in den 1990er Jahren im Vergleich zu früheren Bilanzierungen aus den 1980er Jahren um etwa 8 % zugenommen. Dies entspricht einer jährlichen Eintragsmenge von 8'100 t P/a für den Zeitraum von 1993–1997. Um entsprechende Gegenmassnahmen einleiten zu können, bedarf es einerseits einer flächenscharfen Abschätzung der Bodenerosionsgefährdung von Ackerschlägen und der Vorhersage der bevorzugten Leitbahnen für Oberflächenabfluss und partikulären Stofftransport sowie der Ausweisung potenzieller Eintragsbereiche und Übertrittsstellen andererseits.

3.1 Methoden

Für die Abschätzung von Bodenabträgen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und zur Bestimmung von partikulären Stoffeinträgen hält das LUMASS folgende Verfahren bereit:

- a) Grundlage für die Berechnung des langjährigen mittleren Bodenabtrages bildet die Universal Soil Loss Equation (USLE) nach *Wischmeier & Smith* (1978) in der von *Schwertmann et al.* (1990) beschriebenen Form. Von den zwischenzeitlich von *Renard et al.* (1997) in der Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) vorgenommenen Veränderungen des Ursprungsmodells wurde hier das überarbeitete Verfahren zur Berechnung des LS-Faktors (beschreibt die Beziehung zwischen Hanglänge und Hangneigung) übernommen. Dieses gestattet u. a. eine stärkere Differenzierung des LS-Faktors nach dem Vorherrschen von Regentropfen-, Zwischenrillen- und Rillenerosion.
- b) Das zur Bestimmung des Eintrages von Sedimenten und partikulärem Phosphor in Oberflächengewässer verwendete Verfahren basiert auf der von *Neufang et al.* (1989) beschriebenen Methode. Danach lässt sich die in die einzelnen Gewässerabschnitte eingetragene Sedimentmenge E_S [t/a] mit Hilfe der nachfolgenden empirischen Gleichung (1) berechnen. In diese Gleichung geht neben der für ein Einzugsgebiet nach dem o. g. Verfahren ermittelten Bodenabtragsmenge A [t/(ha·a)] die Einzugsgebietsgrösse G [km²] und ein dimensionsloses Sedimenteintragsverhältnis (Sediment Delivery Ratio, SDR) ein:

$$ES = SDR \cdot A \cdot G \cdot 100 \quad (1)$$

Die Bestimmung der Austragsstellen von Sediment und partikulär verlagertem Phosphor folgt dabei im vorliegenden Fall der Annahme, dass höhere Sediment- und Stoffeinträge zumeist nicht in flächenhafter Form erfolgen, sondern bevorzugt an den Endpunkten relief- und bewirtschaftungsbedingter Leitbahnen auftreten (vgl. *Duttman* 1999). Diese werden auf der Grundlage eines digitalen Geländehöhenmodells nach dem Fliessalgorithmus von *Tarboton* (1997) berechnet. Im Vergleich mit den sog. ‘multiple flow’-Algorithmen führt dieser zu einer stärkeren Konzentrierung des berechneten Oberflächenabflusses, da die Abflussanteile einer Rasterzelle maximal auf zwei tiefer liegende Nachbarzellen verteilt werden. Er ist damit besonders für die Ableitung ‘punktuelle’ Austragsorte geeignet, die sich aus den Schnittpunkten der entsprechenden Fliesswege mit linearen Raumstrukturelementen wie Fliessgewässern, Gräben, Schlaggrenzen, Strassen, usw. ergeben. Allerdings werden dabei nur solche Schnittpunkte ermittelt, deren Einzugsgebietsgrösse einen benutzerdefinierten Wert nicht unterschreiten. Für jeden der so lokalisierbaren Übertrittspunkte lässt sich auf Grundlage der in Gleichung (1) genannten Grössen der Sedimenteintrag (E_S) berechnen. Unter Berücksichtigung der eingetragenen Sedimentmenge E_S [t/a], des Phosphorgehaltes im Oberboden P_B [mg/kg Boden] sowie eines stoffspezifischen Anreicherungsverhältnisses (Enrichment Ratio, ER) berechnet sich der partikuläre Phosphoreintrag für die einzelnen Übertrittsstellen E_P [g/a] nach Gleichung (2):

$$E_P = E_S \cdot P_B \cdot ER \quad (2)$$

3.2 Modellergebnisse für ausgewählte Szenarien

Erstes Beispiel: Veränderung des Bodenabtrages bei unterschiedlicher Bewirtschaftung

Tabelle 1 und Abbildung 1 zeigen exemplarisch die Ergebnisse einer mit LUMASS durchgeführten Szenaranalyse zur Bewertung der Einflüsse unterschiedlicher Hanglängen und Bodenbearbeitungstechniken auf die Bodenerosion. Grundlage für die Berechnung bildete eine für das Lösshügelland Niedersachsens typische ‘Winterweizen-Winterweizen-Zuckerrüben’-Fruchtfolge. Um

die Einflüsse veränderter Hanglängen abschätzen zu können, wurde die derzeitige Hanglänge (Parzelle 15, Szenario “vorher”) durch Einfügen eines Grünstreifens über die graphische Benutzeroberfläche auf die Hälfte reduziert (Parzellen 15a und 15b, Szenario “nachher”) (vgl. Abb. 1). Der Vergleich der in Tabelle 1 und Abbildung 1 dargestellten Modellergebnisse zeigt, dass sich bei konventioneller Bodenbearbeitung durch Hanglängenverkürzung im konkreten Fall eine Reduzierung des Bodenabtrages um ca. 1.3 t/(ha·a) erreichen liesse. Im Falle konservierender Bodenbearbeitung ergäbe sich eine Reduzierung des Abtrages um ca. 0.5 t/(ha·a).

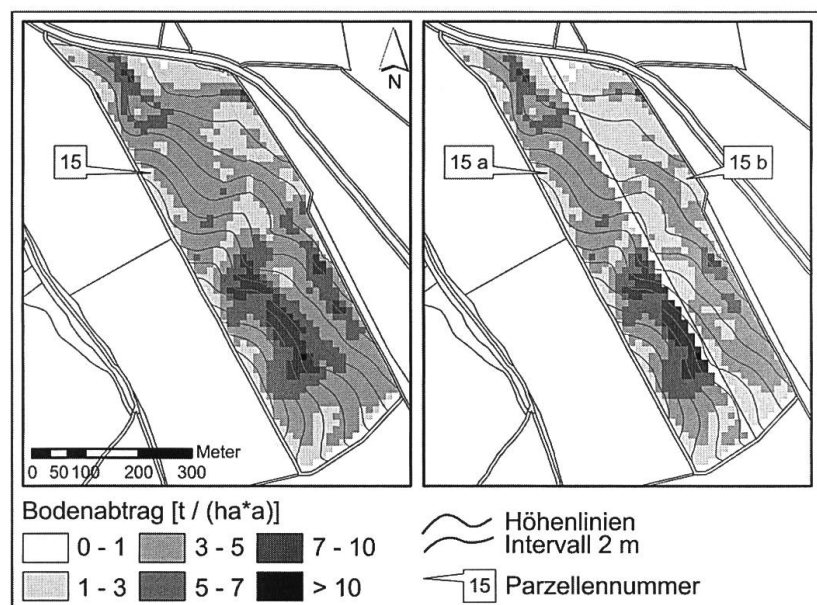
Deutlich wirksamer erweist sich erwartungsgemäss die Umstellung von Fruchtfolge und Bewirtschaftungsweise (vgl. Tab. 1). Die Einschaltung einer Zwischenfrucht zu Zuckerrüben mit anschließender Mulchsaat und der Verzicht auf wendende Bodenbearbeitung bei Getreide ergäbe in beiden Szenarien eine Abtragsminderung von rund 70 %.

Tab. 1 Der Einfluss von Hanglänge und Bodenbearbeitung auf den mittleren langjährigen Bodenabtrag nach ABAG (Allgemeine Bodenabtragsgleichung) und RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) für unterschiedliche Fruchtfolgen.

Fruchtfolge ¹ und Bodenbearbeitung ²	Szenario “vorher” (ursprüngliche Hanglänge)	Szenario “nachher” (halbierte Hanglänge durch eingezogenen Grünstreifen)	
	Bodenabtrag je Parzelle [t/(ha·a)]	Bodenabtrag je Parzelle [t/(ha·a)]	
	Nr. 15	Nr. 15a	Nr. 15b
WW – WW – ZR konventionell	4.1	4.3	3
WW – WW – PH – ZR konservierend	1.4	1.5	1

¹ PH: Phazelia; WW: Winterweizen; ZR: Zuckerrüben
² konventionell: wendende Bodenbearbeitung; konservierend: nicht wendende Bodenbearbeitung, Mulchsaat zu Zuckerrüben

Abb. 1 Der Einfluss der Hanglänge auf den mittleren langjährigen Bodenabtrag bei einer “Winterweizen-Winterweizen-Zuckerrüben”-Fruchtfolge und konventioneller Bodenbearbeitung.



Zweites Beispiel: Veränderung des Sediment- und Phosphoraustrages bei unterschiedlicher Bewirtschaftung

Für die in Abbildung 2 dargestellte Ackerparzelle wurden nach dem oben beschriebenen Verfahren zwei Szenarien zum Sediment- und Phosphoraustrag simuliert. Der Berechnung der Fliesswege und der damit zusammenhängenden Vorhersage der Stoffaustragsstellen (P1, P2, P3, P4) lag dabei eine minimale Einzugsgebietsgrösse von einem Hektar zugrunde. Vergleiche der mit LUMASS ermittelten Austragsstellen stehen dabei in guter Übereinstimmung mit den in der Realität beobachteten (vgl. *Isringhausen et al. 1999*). Die Berechnung der Austragsmengen für Szenario 1 erfolgte ebenfalls am Beispiel einer konventionellen “Winterweizen-Winterweizen-Zuckerrüben”-Fruchtfolge. Für die Austragsstellen ergaben sich unter diesen Bedingungen Sedimentausträge zwischen 4,0 und 5,8 t/a, während für die Phosphorausträge Werte zwischen 471 und 703 g/a berechnet wurden. Im Unterschied dazu wurde in Szenario 2 die Anwendung pflugloser Bodenbearbeitungstechniken und der Einsatz der Zwischenfrucht Phazelie (*Phacelia tanacetifolia*) zu Zuckerrüben simuliert. Hierbei ergab sich für alle Austragsstellen eine Reduzierung des Sedimentaustrages um etwa 65 % und eine Verringerung des mittleren Phosphoraustrages um ca. 60 % pro Jahr.

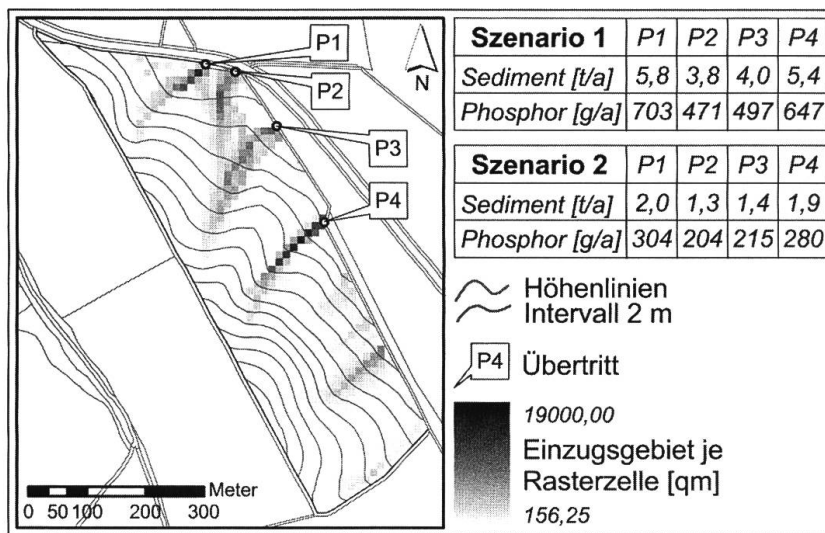


Abb. 2 Berechnete Sediment- und Phosphorausträge für eine “Winterweizen-Winterweizen-Zuckerrüben”-Fruchtfolge bei konventioneller Bodenbearbeitung (Szenario 1) und für eine “Winterweizen-Winterweizen-Phazelie-Zuckerrüben”-Fruchtfolge bei konservierender Bodenbearbeitung (Szenario 2).

4 Modellierung der Winderosionsgefährdung als Grundlage für die Windschutzplanung

4.1 Methoden

Bodenerosion durch Wind führt in Mitteleuropa vor allem in den Agrarlandschaften mit leichten Sand- und Sandlössböden sowie mit entwässerten Torfen immer wieder zu erheblichen Beeinträchtigungen des Oberbodens und zu Ertragsverlusten. Eine exakte flächenhafte Abschätzung der durch Winderosion ausgetragenen, umgelagerten und deponierten Bodenmengen gestaltet sich allerdings trotz aller Fortschritte auf dem Gebiet der Winderosionsmodellierung (z. B. *Fryrear et al. 1998*, *Böhner et al. 2003*, *Hesse & McTainsh 2003*, *USDA-ARS 2004*) auch heute noch recht problematisch. Dementsprechend beschränken sich zahlreiche praktische Anwendungen auf eine stärker qualitativ ausgerichtete Abschätzung der potenziellen Winderosionsgefährdung, um auf diese Weise zu einer Optimierung des Windschutzes beizutragen (vgl. *Funk et al. 2001*). Ein Beispiel für ein

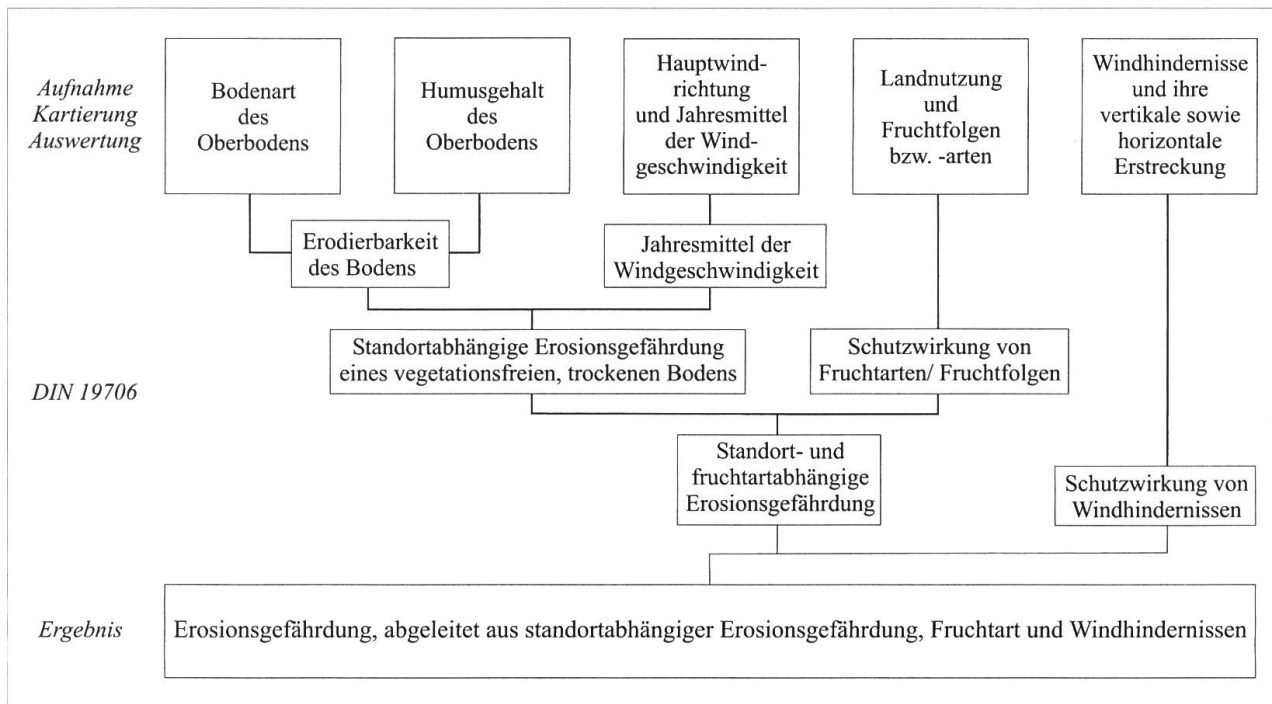


Abb. 3 Schema der DIN 19706 – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wind.

solches Schätzmodell beschreibt die DIN 19706 “Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wind”. Dieses Verfahren berücksichtigt die mittlere jährliche Windgeschwindigkeit, die Hauptwindrichtung, die Schutzwirkung von Windhindernissen, die Erodierbarkeit des Bodens und die Fruchtfolgegestaltung als Schlüsselgrößen (vgl. Abb. 3).

4.2 Ergebnisse

Mit dem Ziel, den Schutz gegenüber Winderosion zu verbessern, wurde das DIN-Verfahren am Beispiel eines ca. 18 km² grossen Untersuchungsgebietes im Raum Goldelund eingesetzt und überprüft. Dieses im Nordwesten Schleswig-Holsteins gelegene und zur Schleswiger Geest zählende Gebiet gehört innerhalb der Bundesrepublik Deutschland zu den am stärksten von Winderosion betroffenen Landstrichen. Dies erklärt sich aus der Dominanz leicht erodierbarer fein bis mittelsandiger Böden, einem geringen Windschutz und aus dem gehäuften Auftreten erosiver Wetterlagen im Zeitraum geringer oder fehlender Bodenbedeckung. Dieser reicht bei dem hier überwiegend praktizierten Maisanbau von Mitte Oktober bis Mai. Verantwortlich für die im Bereich der Schleswiger Geest beobachtbaren Winderosionsschäden und Sandverwehungen sind vor allem die zwischen März und Mai auftretenden kalten und relativ trockenen Ostwinde, die zu einer raschen Austrocknung der Bodenoberfläche führen. Als erosiv gelten dabei Wetterlagen, die Schwellenwindgeschwindigkeiten von mehr als 7 m/s (in 10 m Höhe) aufweisen und nicht mit Niederschlägen in Verbindung stehen. Statistisch ist mit derartigen Verhältnissen an 11 Tagen pro Jahr zu rechnen.

Zur flächendifferenzierten Beurteilung der Winderosionsgefährdung und der aktuellen Windschutzwirkung wurden auf Grundlage der DIN 19706 verschiedene Szenarien gerechnet. Dem Regelwerk entsprechend, erfolgte die Modellierung zunächst mit dem Jahresmittel der Windgeschwindigkeit und der Hauptwindrichtung. Da beide Einstellungen als nicht repräsentativ für die im Gebiet tatsächlich auftretenden Winderosionsereignisse anzusehen sind, wurden die Eingangsgrößen Windrichtung und mittlere Windgeschwindigkeit in einem weiteren Modelllauf durch solche Werte ersetzt, die für das Auftreten erosiver Bedingungen zwischen März und Mai charakteristisch sind (vgl. Abb. 4).

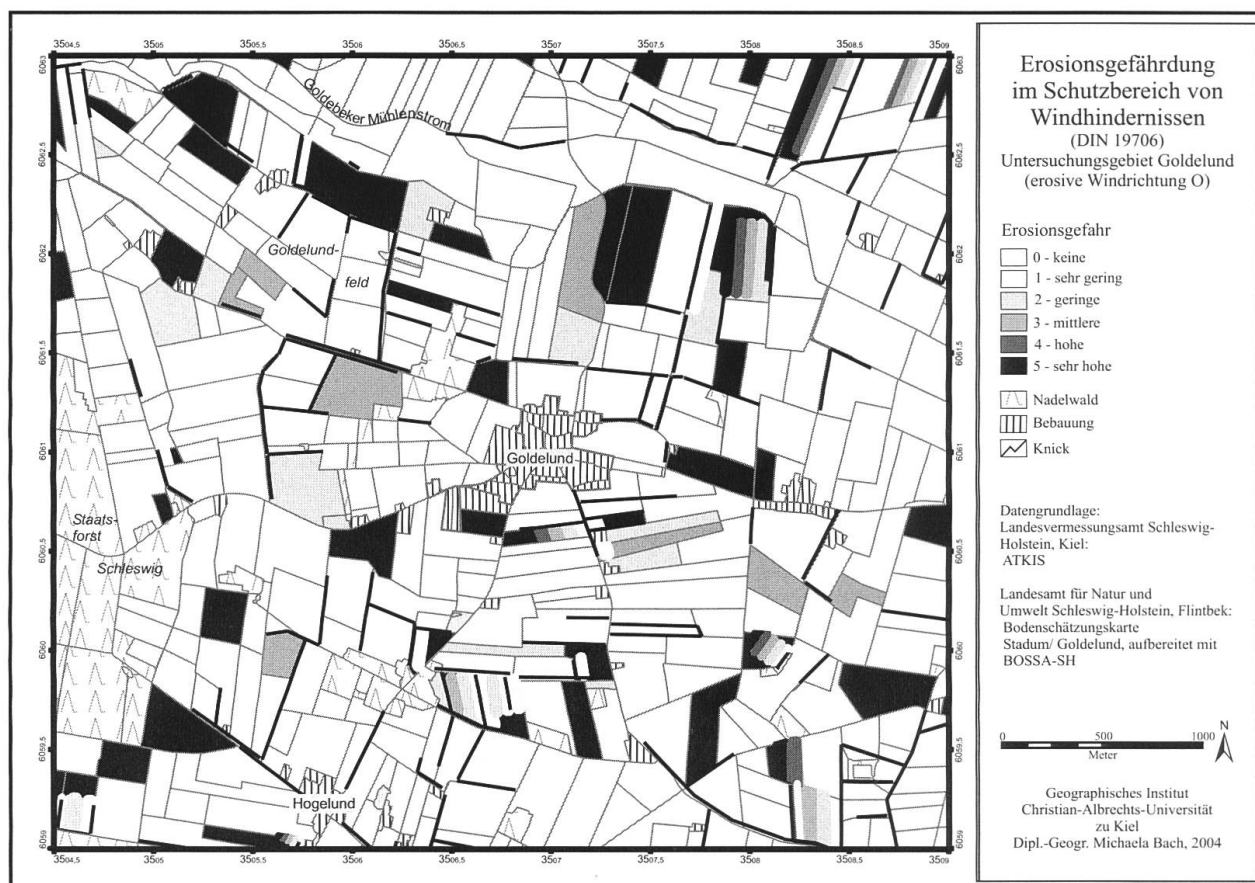


Abb. 4 Erosionsgefährdung im Schutzbereich von Windhindernissen (Ostwind-Szenario).

Beide Szenarien machen deutlich, dass die im Gebiet vorhandenen Windhindernisse weder in Bezug auf die Hauptwindrichtung noch auf die eigentliche “erosive Windrichtung” ausreichenden Schutz der derzeit bewirtschafteten Ackerflächen vor Bodenerosion bieten. Sie zeigen zudem, dass ca. 80 % der Ackerfläche trotz der seit den 1950er Jahren durchgeführten Windschutzpflanzungen keinerlei Erosionsschutz besitzen, was durch das jüngste Winderosionsereignis im April 2004 bestätigt wurde.

Die derzeitige Hecken- und Knicklänge beträgt im untersuchten Gebiet etwa 39 km. Dies entspricht einer Heckendichte von etwa 24.5 m/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche. Richter (1965) nennt eine Heckendichte von 60 m/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (LN) als unteren Grenzwert

Tab. 2 Flächenanteile der unterschiedlichen Erosionsschutzklassen für verschiedene Modellszenarien.

Szenario (Windrichtung)		Flächenanteil in Erosionsgefahrenklasse [ha]					
		0	1	2	3	4	5
		keine Gefahr	sehr geringe Gefahr	geringe Gefahr	mittlere Gefahr	hohe Gefahr	sehr hohe Gefahr
Gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche		1321	0	54	42	0	210
nur Ackerland	WSW	5	17	49	50	7	178
	O	4	17	69	58	6	159
	O+ (Hindernisse ergänzt)	6	31	81	66	16	115



Abb. 5 Sandakkumulation im Luv eines Windschutzstreifens (Gemeinde Goldelund, 30.04.2004).

Photo: M. Bach

für ein Gebiet mit zur Winderosion neigenden Böden. Im Rahmen einer weiteren Modellrechnung sollte deshalb untersucht werden, inwiefern der Windschutz durch eine Ergänzung des Knicknetzes an den Ostseiten der Ackerflächen bei ansonsten unveränderter Schlaggeometrie erhöht werden kann. Wie die Modellergebnisse zeigen, lässt sich die Heckenlänge durch diese Massnahme um 2.3 km erhöhen (= 25.6 m/ha LN), was zu einer geringfügigen Verbesserung der aktuellen Situation führen würde (vgl. Tab. 2). Ein wirksamer Windschutz liesse sich hier nur durch eine veränderte Flurstruktur oder eine veränderte Landnutzung erreichen (Abb. 5).

5 Fazit

Der Beitrag stellt ein GIS-basiertes Landmanagementsystem vor, das als integrative Modellumgebung der räumlich differenzierten Erfassung und Abbildung von Prozessen und Funktionen dient. Vor dem Hintergrund einer ökologisch optimierten Landnutzung und Landschaftsstruktur gestattet es zudem die Simulation unterschiedlicher Szenarien. Die dem Landmanagementsystem zugrunde liegenden Modelle, Schätz- und Bewertungsroutinen sind im Wesentlichen empirisch-statistischer Natur, die auf einen minimierten Umfang an Basisdaten zugreifen. Damit trägt das Managementsystem einerseits den Forderungen der Praxis nach überschaubaren Datenanforderungen und andererseits der nach wie vor eingeschränkten Verfügbarkeit räumlich, zeitlich und inhaltlich hoch aufgelöster Grundlagendaten Rechnung. Mittelfristiges Ziel anwendungsorientierter Landnutzungs-

managementsysteme muss allerdings eine stärkere Berücksichtigung der Prozessdynamik und die flächendeckende Anwendung physikalisch begründeter Modelle auf unterschiedlichen Raumskalen sein. Dies setzt aber zwingend eine verbesserte, d. h. an den heutigen technischen Möglichkeiten der Landschaftsmodellierung orientierte Verfügbarkeit höher auflösender Daten ebenso voraus wie eine forcierte Entwicklung von Transfermodellen, die sowohl eine Übertragung von Punktdaten in Flächeninformationen als auch eine Disaggregation räumlich gering aufgelöster Flächendaten gestatten.

Literatur

- Behrendt H., Huber P., Opitz D., Schmoll O., Scholz G. & Uebe R. 1999. *Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands*. UBA Texte 75/99, Umweltbundesamt, Berlin, 1–46.
- Böhner J., Schäfer W., Conrad O., Gross J. & Ringeler A. 2003. The WEELS model: methods, results and limitations. *Catena* 52: 289–308.
- Djokic D. 1996. Toward a general-purpose decision support system using existing technologies. In: Goodchild M.F., Steyaert L.T. & Parks B.O. (Hrsg.): *GIS and environmental modeling. Progress and research issues*. GIS World Books, Ft. Collins, 353–355.
- Duttmann R. 1999. *Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften. Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Massstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte*. Geosynthesis 10, Hannover, 1–234.
- Fryrear D.W., Saleh A., Bilbro J.D., Schomberg H.M., Stout J.E. & Zobeck T.M. 1998. *Revised Wind Erosion Equation*. Big Springs, 1–116.
- Funk R., Winnige D. & Frielinghaus M. 2001. Schutz vor Winderosion in Brandenburg. In: Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.): *Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion*. Bonn, 81–88.
- Herzig A. & Duttmann R. 2002. Entscheidungsunterstützungssysteme als Werkzeuge nachhaltiger Landnutzungsplanung. *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung* 14: 182–187.
- Hesse P.P. & McTainsh G. 2003. Australian dust deposits: modern processes and the Quaternary record. *Quaternary Science Reviews* 22: 2007–2035.
- Isringhausen S., Duttmann R. & Mosimann Th. 1999. Überprüfung räumlich differenzierter Prognosen erosionsbedingter Stofftransporte durch Feldbeobachtungen. *Wasser & Boden* 51(12): 25–32.
- Neufang L., Auerswald K. & Flacke W. 1989. Automatisierte Erosionsprognose- und Gewässerverschmutzungskarten mit Hilfe der dABAG – ein Beitrag zur standortgerechten Bodennutzung. *Bayer. Landwirtschaftl. Jahrb.* 66(7): 771–789.
- Renard K.G., Foster R.G., Weesies G.A., McCool D.K. & Yoder D.C. (Hrsg.) 1997. *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. In: U.S. Department of Agriculture, *Agriculture Handbook* 703, Washington, 1–384.
- Richter G. 1965. *Bodenerosion. Schäden und gefährdete Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland*. Forschungen zur deutschen Landeskunde 152, Bonn, 1–592.
- Schwertmann U., Vogl W. & Kainz M. 1990. *Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen*. Stuttgart, 1–64.
- Steinhardt U. & Volk M. 2003. Meso-scale landscape analysis based on landscape balance investigations: problems and hierarchical approaches for their resolution. *Ecological Modelling* 168(3): 251–265.
- Tarboton D.G. 1997. A New Method for the Determination of Flow Directions and Upslope Areas in Grid Digital Elevation Models. *Water Resources Research* 33(2): 309–319.
- Tenhunen J.D., Lenz R. & Hantschel R. (Hrsg.) 2001. *Ecosystem Approaches to Landscape Management in Central Europe*. Ecological Studies 147, Berlin, Heidelberg, New York, 1–652.
- USDA-ARS (United States Department of Agriculture – Agricultural Research Service) (Hrsg.) 2004. *The Wind Erosion Prediction System*. WEPS 1.0. Manhattan, 1–217.
- Wischmeier W.H. & Smith D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning. In: USDA (United States Department of Agriculture) (Hrsg.): *Agricultural Handbook* 537, Washington D.C., 1–58.