

Flächennutzungsmonitoring VIII
Flächensparen – Ökosystemleistungen – Handlungsstrategien

IÖR Schriften Band 69 · 2016

ISBN: 978-3-944101-69-9

Indikatoren für Ökosystemleistungen am Beispiel der Regulierung der Bodenerosion

Ralf-Uwe Syrbe, Martin Schorcht, Karsten Grunewald, Gotthard Meinel, Johannes Kramer

Syrbe, R.-U.; Schorcht, M.; Grunewald, K.; Meinel, G.; Kramer, J. (2016): Indikatoren für Ökosystemleistungen am Beispiel der Regulierung der Bodenerosion. In: Meinel, G.; Förtsch, D.; Schwarz, S.; Krüger, T. (Hrsg.): Flächennutzungsmonitoring VIII. Flächensparen – Ökosystemleistungen – Handlungsstrategien. Berlin: Rhombos, IÖR Schriften 69, S. 281-291.

RHOMBOS Rhombos Verlag – www.rhombos.de

Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung IÖR – www.ioer.de

Indikatoren für Ökosystemleistungen am Beispiel der Regulierung der Bodenerosion

Ralf-Uwe Syrbe, Martin Schorcht, Karsten Grunewald, Gotthard Meinel, Johannes Kramer

Zusammenfassung

Die EU-Mitgliedsstaaten haben sich verpflichtet, den Zustand und die Leistungen der Ökosysteme zu ermitteln und dies in europäische und nationale Berichtssysteme zu integrieren. Ziel eines vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) geförderten Projektes ist es, Methoden für eine solche flächendeckende Kartierung zu entwickeln und umzusetzen. Das Bewertungskonzept, Indikatoren-Vorschläge und ausgewählte Ergebnisse zur Regulierung der Bodenerosion werden vorgestellt. Zur Modellierung für die Wassererosion wird auf die allgemeine Bodenabtragsgleichung zurückgegriffen. Genauer erläutert wird der Indikator „Vermiedene Wassererosion durch Kleinstrukturen in der Agrarlandschaft". Dazu waren im Bereich des Ackerlandes Analysen und Daten-Homogenisierungen zur Schlagstruktur und linienhaften bzw. kleinflächigen Landschaftselementen aus den teilweise heterogenen topographischen Daten notwendig. Der Indikator drückt aus, inwieweit Kleinstrukturen die erosiv wirksamen Hanglängen in den Feldfluren verkürzen und damit neben einer Verbesserung der agrarischen Biodiversität auch eine Verminderung der Abtragsraten bewirken.

Die Indikatoren geben konkrete Hinweise darauf, wie diese Leistung im nationalen Maßstab verbessert werden kann. Ihr Monitoring ermöglicht die Einschätzungen entsprechender Erfolge oder Misserfolge z. B. von Agrar-Umweltmaßnahmen, eines ggf. veränderten Anbauspektrums in der Landwirtschaft oder der Nutzung von Bioenergie sowohl auf nationalem Maßstab als auch auf Ebene der Bundesländer.

1 Einführung

2011 verpflichteten sich die Mitgliedsstaaten der EU, Zustand und Leistungen ihrer Ökosysteme zu erfassen und die Ergebnisse bis 2020 in europäische und nationale Berichtssysteme zu integrieren. Die zu kartierenden Ökosystemleistungen (auch Ökosystemdienstleistungen genannt, vom engl. „ecosystem services") beschreiben hierbei die Beiträge der Ökosysteme zum menschlichen Wohlergehen. Die landesweite Kartierung und Bewertung der Ökosystemleistungen (ÖSL) nach den Verpflichtungen der EU Biodiversitätsstrategie (EU 2011) folgt den Empfehlungen der europäischen MAES-Arbeitsgruppe („Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services") hinsichtlich der Kennzeichnung durch eine Vielzahl teilweise spezifischer quantitativer Indikatoren für

Angebot und Nachfrage, überwiegend ohne Umrechnung in Geldwerte (MAES 2014) und orientiert sich an der Internationalen ÖSL-Klassifizierung CICES (Common International Classification of Ecosystem Services). Die Auswahl geeigneter Indikatoren und ihre konkrete Berechnung für die Bundesrepublik Deutschland wird vorgestellt am Beispiel der CICES-Klasse „Stabilisierung von Festmassen und Regulierung von Bodenerosion" durch die Ökosystemleistung „Regulierung der wassergebundenen Bodenerosion". Die eigentliche Leistung besteht in der Schutzwirkung gegenüber dem Bodenverlust. Um diese zu bestimmen, muss als Bezugsgröße eine maximale Abtragung angenommen werden, an der sich die eigentliche Leistung bemessen lässt.

Die entsprechende Ökosystemleistung bestimmt sich nach dem Vermögen der Vegetationsbestände, der Boden abtragenden Wirkung von Wind und Wasser Widerstand zu leisten. Erosion tritt zwar auch unter natürlichen Bedingungen auf. Naturnahe Ökosysteme (Wälder, Strauch- Krautfluren, Grünländer, wachsende Moore) setzen der Erosion aber in der Regel einen relativ hohen Widerstand entgegen, während auf genutzten Flächen (v. a. Ackerflächen, Abbauflächen, entwässerte Moore) höhere Abtragungsraten auftreten. Die Höhe des mittleren jährlichen Bodenverlustes stellt eigentlich eine nutzungsbedingte Schadfunktion (engl. Disservice) dar; die Leistung hingegen besteht in der Schutzwirkung gegenüber dem Bodenverlust. Um diese Schutzwirkung zu bestimmen, muss eine möglichst stabile Bezugsgröße bekannt sein (also eine maximale Abtragung), an der sich die (positive) Leistung bemessen lässt. Als Bezugsgröße kommt die hypothetische Abtragung bei offenen Boden und einer Standard-Flächengröße in Betracht – dann besteht die schützende Leistung des Ökosystems in der Differenz zwischen möglicher und aktueller Erosion.

Erbracht wird die Leistung von dichten und ausdauernden Pflanzenbeständen, die durch ihre Wurzeln den Boden festhalten, durch Auflockerung die Versickerungsraten erhöhen und durch die oberirdischen Pflanzenteile die Kraft von Wind und Regen bremsen (MAES 2014; Scheffer, Schachtschabel 1992). Eine der natürlichen Disposition angepasste Nutzung, eine vielfältige Landschaftsstruktur und spezifische Schutzmaßnahmen tragen zur Bereitstellung der ÖSL bei. Hohe Anteile von Grünland und permanenten Ökosystemen mit biomassereichen Beständen sowie deren Positionierung auf den (durch Hangneigung, Trockenheit oder Bodenart) gefährdetsten Flächen sind in diesem Zusammenhang leistungssteigernd. Innerhalb des Ackerlandes können Veränderungen des Flächenzuschnittes (Verringerung der Hanglänge bzw. Windangriffsfläche) und der umliegenden Biotope (Wind- und Abflussbremsung) sowie Verbesserungen der Bodenqualität (Erhöhung von Humusgehalt und/oder Porenvolumen) wirksam sein. Deshalb sind insbesondere Schutzmaßnahmen beim Ackerbau (konservierende Bodenbearbeitung, Schlagstruktur, Kleinstrukturen, Dauerkulturen, ökologischer Landbau) sinnvoll (Schindewolf, Schmidt 2010). Im nationalen Maßstab können bei uneinheitlicher Datenlage nicht alle Faktoren berücksichtigt werden.

2 Daten und Methoden

2.1 Leistungserfassung mit Hilfe von Indikatoren

Die ÖSL sollen auf der Grundlage einer quantitativen Erfassung wesentlicher Eigenschaften kartiert werden. Die dazu ermittelten Messgrößen (Indikatoren) sollten in der Lage sein, räumliche Disparitäten aufzudecken und zeitliche Veränderungen im Sinne einer Umweltbeobachtung („Monitoring") verfolgen zu können. Außerdem bieten geeignete Indikatoren die Grundlage für eventuelle monetäre Bewertungen und für das sogenannte Accounting, also eine Bilanzierung von Umweltwirkungen im Sinne einer ökologischen Gesamtrechnung. Folgende Indikatoren wurden vom Autorenteam berechnet und für eine nationale Berichterstattung vorgeschlagen:

Die „Aktuelle Wassererosion", welche der Größe des modellierten tatsächlichen Abtrages entspricht. Dieser Indikator zeigt die höchsten Werte dort, wo die ÖSL am kleinsten ist, nämlich auf erosionsgefährdeten Ackerflächen der Bergländer und auf dauerhaft vegetationsfreien Flächen wie z. B. Halden.

Die „Vermiedene Wassererosion" ist relevant auf allen geneigten Flächen, auf denen Vegetationsbedeckung zu einer Verringerung der Abtragsraten führt. Die von den Ökosystemen erbrachte Leistung entspricht der Differenz eines hypothetischen Abtrages (ohne Vegetation) und des aktuellen Abtrages mit der aktuellen Vegetation.

Die „Vermiedene Wassererosion durch Kleinstrukturen im Ackerland" ist im o. g. Indikator bereits berücksichtigt, hebt aber die Wirkung von Kleinstrukturen wie Hecken, Baumreihen, Gräben, kleinflächige Gehölze hervor. Durch eine verkürzte Hanglänge werden Bodenabträge vermeiden. Diese leistungssteigernde Wirkung geht einher mit einer vielfältigen Landschaftsstruktur und entsprechend höherer Biodiversität. Da eine solche Strukturierung nur auf Ackerflächen erosionsrelevant ist, wurde dieser Indikator auch nur für diesen Flächentyp bestimmt, innerhalb von Wäldern, im Grünland und naturnahen Ökosystemen liegt der Modellierung eine Standard-Hanglänge zugrunde.

2.2 Berechnung der Indikatoren

2.2.1 Modellierung der aktuellen Bodenerosion

Die Gefährdung des Bodens durch Wassererosion wurde mit Hilfe eines Modells abgeschätzt. Gewählt wurde als weit verbreitetes Modell die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG; Schwertmann et al. 1990). Sie ist die an deutsche Verhältnisse angepasste Form der Universal Soil Loss Equation (USLE; Wischmeyer, Smith 1978). Das empirische Modell ermittelt die Bodenabträge in Tonnen pro Hektar durch das Produkt

P1: $A = K \cdot R \cdot LS \cdot C \cdot P$

aus den folgenden (dimensionslosen) Faktoren:
A: mittlerer jährlicher Bodenabtrag
K: Erodierbarkeitsfaktor (Boden)
R: Regenerosivitätsfaktor (Niederschlag)
LS: Topographiefaktor (Hanglänge L, Hangneigung S)
C: Bearbeitungsfaktor (Bodenbedeckung)
P: Faktor der Erosionsschutzmaßnahmen (Bodenschutz).

Die Berechnung des R-Faktors erfolgte nach der Formel des Hessischen Landesamtes für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLUG 2016): $R = 0{,}141 \cdot NSo - 1{,}48$ ($r = 0{,}961$), wobei mit NSo die mittleren Niederschlagssummen der Sommermonate einhergehen. Dafür wurden aus Niederschlagsmessstationen interpolierte 1 000 m-Rasterdaten des Deutschen Wetterdienstes der Klimareihe 1981 bis 2010 für die Monate Mai bis Oktober genutzt.

Die Bestimmung des K-Faktors erfolgte mit Hilfe der Zuordnungstabelle zu Bodenarten des Oberbodens nach DIN 19708. Hierzu wurde die Karte der Bodenarten in Oberböden 1:1 000 000 des Bundesamtes für Geologie und Rohstoffe (BGR 2016) ausgewertet, indem jeder Bodenart ein ihrer mittleren Körnung entsprechender K-Wert zugeordnet wurde. Die Bodenartengruppen erhielten mittlere K-Werte, die sich aus den darin vertretenen Bodenarten ergeben, zusammengestellt nach DIN 19708, HLUG (2016), AG Boden (2005).

Zur Bestimmung eines C-Faktors für die Schutzwirkung der Pflanzenbedeckung wurden für alle Nutzungsarten nach dem Datensatz des Landbedeckungsmodells für Deutschland des BGR (LBM-DE, jeweils für 2009 und 2012) Werte zugeordnet (Abb. 1).

Der Topographie-Faktor LS als Kombination der Hanglängen (L in m) und Hangneigung (H in °) sowie dem Hanglängenexponent m wurde mit SAGA-GIS nach den Formeln:

$$LS = \left(\frac{L}{22}\right)^{m} \cdot 65{,}41 \sin^2 H + 4{,}56 \sin H + 0{,}065$$
$$m = 1{,}2 \cdot \sin^{\frac{1}{3}}(H)\ bei\ H < 4, sonst\ m = 0{,}5$$

berechnet (Gries 2012). Eine differenzierte Bestimmung der erosiven Hanglängen (L) erfolgte nur für die Ackerflächen, außerhalb dieser wurde die Standard-Hanglänge des ABAG-Models (22 m) verwendet.

Für die Modellierung wurden der Reihe zunächst die Vektordaten (Boden und Landbedeckung) und die mit 1 km gröberen Klimawerte in das gleiche Rastermodell wie die Topographie-Daten überführt und danach entsprechend der Formel P1 multipliziert, woraus sich für jedes Rasterfeld eine mittlere jährliche Abtragsrate in Tonnen pro Hektar

ergab. Leider sind keine für alle Bundesländer vergleichbaren Daten zur erosionsschützenden Maßnahmen verfügbar, deshalb wurde Anstelle der Einbeziehung eines P-Faktors ein Nebenindikator „Anteil des ökologischen Landbaues am Ackerland" berechnet.

2.2.2 Ermittlung der vermiedenen Bodenerosion

Das Ergebnis der Modellierung entspricht dem mittleren jährlichen Bodenabtrag pro Hektar und damit zunächst der *Aktuellen Wassererosion*. Zur Quantifizierung der Vermeidungsleistung wurde den Werten des *C-Faktors* der aktuellen Pflanzenbedeckung (C-Wert IST) ein Referenz-Faktor (C-Referenz) für die gleiche Fläche ohne Vegetation zugeordnet und daraus die Differenz (C-Wert ÖSL) gebildet. Tabelle 1 zeigt diese Werte-Trios zunächst für alle Nutzungsarten mit (über das Jahr) relativ konstanter Flächenbedeckung nach dem Datensatz LBM-DE.

Tab. 1: C-Werte für die Pflanzenbedeckung der wichtigsten Nutzungsarten außer Acker (Quelle: eigene Zusammengestellung nach DIN 19708, HLUG 2016; AG Boden 2005)

Bezeichnung	C-Wert IST	C-Referenz	C-Wert ÖSL
Siedlungs- und Verkehrsflächen	0	0	0
Sport-, Freizeit- und Erholungsfläche	0,004	0,4	0,396
Friedhof, Fläche gemischter Nutzung	0,2	0,4	0,2
Halde, Gartenland, Heide	0,2	0,4	0,2
Tagebau, Grube, Steinbruch	0,4	0,4	0
Hopfenplantage	0,8	0,8	0
Grünland, Streuobstwiese, Wald, Gehölz	0,004	0,4	0,396
Baumschule, Obstplantage	0,03	0,4	0,37
Weingarten	0,31	0,4	0,09
Moor	0	0,4	0,4
Sumpf, Unland/Vegetationslose Fläche	0	0	0

Für das Ackerland wurden C-Werte bestimmt, welche die Bodenbedeckung der angebauten Ackerkulturen des jeweiligen Bundeslandes nach DESTATIS (o. J.) wiedergeben. Auf der Grundlage des Anbauspektrums erhalten alle Ackerflächen eines Bundeslandes einen bestimmten Durchschnittswert. Bundesweit lag dieser C-Mittelwert bei 0,154 für 2009 bzw. 0,165 für 2012; dieser Trend wachsender C-Werte ist ungünstig für die Erosion, weil höhere C-Werte höhere Bodenverluste bedeuten. C-Werte für die Ackerflächen sind in Abbildung 1 zusammengestellt:

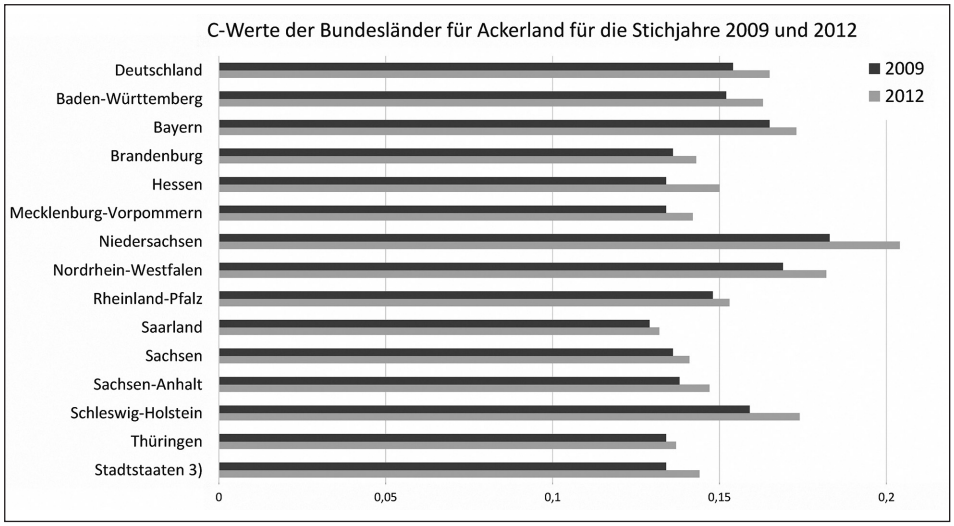


Abb. 1: C-Werte der Bundesländer für Ackerland für die Stichjahre 2009 und 2012 (Quelle: eigene Berechnung nach DESTATIS)

2.2.3 Ermittlung der vermiedenen Bodenerosion durch Kleinstrukturen in der Agrarlandschaft

Als politisch aufschlussreich aber auch methodisch anspruchsvoll erwies sich die Idee, die Wirkung von Kleinstrukturen auf das Erosionsgeschehen in Form eines eigenen Indikators darzustellen. Da die verwendete Datenbasis LBM-DE Objekte mit einer Mindestkartierfläche von einem Hektar und der Mindestkartierbreite von 15 Metern erfasst wurde (BKG 2016), sind kleinere Elemente wie Baumreihen, Hecken, Steinrücken aus den zeitlich nächstliegenden ATKIS-Daten hinzugezogen worden. Diese Kleinstrukturen sind je nach Typ, Zeitstand und Bundesland unterschiedlich als Linien- oder Polygonobjekte erfasst (Abb. 2), wobei diese Linienobjekte im GIS die Ackerflächen nur überlagern (nicht trennen), die Polygone hingegen in der gleichen Ebene liegen und bei Nicht-Betrachtung in den Acker-Polygonen Lücken hinterlassen. Die Geometriedaten der LBM-DE-Ackerflächen wurden mit den ausgewählten ATKIS-Kleinstrukturen verschnitten. Eine vergleichbare GIS-technische Behandlung dieser Elemente, denen generell eine abflusstrennende Wirkung unterstellt wird, erfordert, sie in gleiche Datenformen zu überführen. So wurden durch Pufferung Punkte und Linien zu Flächen gewandelt und aus der Ackerfläche herausgestanzt, wodurch eine vergleichbare Situation mit denen als Polygone modellierten Kleinstrukturen ermöglicht wurde. Schließlich wurden die Ackerflächen und ihre Kleinstrukturen in ein 5-m-Raster überführt, welches dann der Berechnung des *LS*-Wertes zugrundelag. Das 5-m-Raster mit den modellierten *LS*-Faktorwerten wurde zur Erosions-Modellierung der ABAG dann auf die gemeinsame Kantenlänge von 25 m (mit dem verwendeten Digitalen Höhenmodell) transformiert.

Da der Indikator sehr sensibel auf Veränderungen der genutzten Basisdaten (LBM/DLM-Erfassung bzw. Änderungen des ATKIS-Datenmodells) reagiert, wurden bisher keine Zeitvergleiche vorgenommen. Es bestand die Gefahr, dass scheinbare Änderungen stärker vom Datenmodell als von den Strukturen selbst beeinflusst wären. Zeitvergleiche erfordern zukünftig eine homogenisierte und standardisierte Datenverfügbarkeit.

2.3 Berechnung von Landes- und Bundesmittelwerten

Die Ergebnisse für die drei genannten Indikatoren liegen zunächst als 25-m-Rasterdaten vor und können in Kartenform dargestellt werden (Abb. 3). Für die Landesebene wurden diese Indikatorwerte nun summiert (als Absolutbeträge) und daraus mittlere Hektarwerte berechnet. Dabei wurde berücksichtigt, dass die aus den Rasterdaten berechneten Landesmittel sich auf die Gesamtfläche des potenziell erodierbaren Bodens beziehen, d. h. von der Flächensumme wurden versiegelte Flächen, Wasser und Sumpfland ausgenommen.

3 Ergebnisse

Die modellierte aktuelle Bodenerosion beträgt bundesweit ca. 45 Mill. Tonnen jährlich und tritt vor allem auf geneigten Ackerflächen, aber auch auf vegetationsarmen Hängen der Gebirge und auf Halden der Bergbaugebiete auf (Abb. 3). Bundesländer mit Gebirgsanteilen weisen die höchsten Raten auf. Vergleichsweise stark fallen auch intensiv landwirtschaftlich genutzte Gebiete mit Lösshügelland ins Gewicht.

Im Mittel vermeiden die Ökosysteme in Deutschland 14,8 t/ha jährliche Erosionen, die sich absolut auf eine halbe Milliarde Tonnen summieren. Insgesamt beträgt die vermiedene Erosion damit etwa das Zehnfache der aktuellen. Die vermiedene Bodenerosion durch Kleinstrukturen in der Agrarlandschaft macht davon bundesweit 1,1 % aus. Sie ist aber regional bedeutsamer in Mitteldeutschland (Sachsen 2,6 %, Sachsen-Anhalt 3,3 %) und insbesondere in Schleswig-Holstein (7,3 %), wo Knicks und andere Strukturelemente häufig sind. Insgesamt können Kleinstrukturen etwa eine halbe Million Tonnen Bodenverlust (2012: 483 000 t/a) in Deutschland vermeiden, in ausgeräumten und besonders erosionsanfälligen Gebieten Süddeutschlands liegen die höchsten ungenutzten Potenziale.



Abb. 2: Datenformen von Kleinstrukturen im Ackerland: links: Kleinstrukturen als Linienobjekt modelliert, überlagern erosive Flächen; rechts: Kleinstrukturen als Flächenobjekt modelliert, liegen neben erosiven Flächen (Quelle: Schorcht, IÖR)

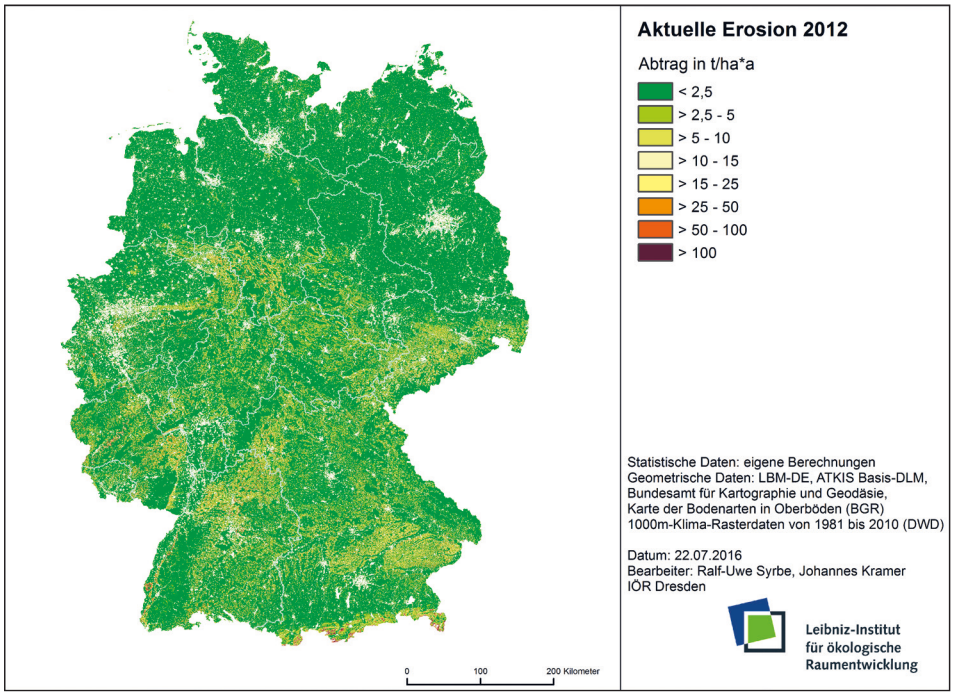


Abb. 3: Aktuelle Wassererosion in Deutschland 2012

4 Diskussion

Das verwendete Modell erfasst die wichtigsten natürlichen und anthropogenen Faktoren der Bodenerosion und ermöglicht die Kartierung quantitativer Indikato-

ren, an denen sich Erfolge und Probleme des Erosionsschutzes ermessen lassen. Die Vermeidung von Erosion ist von großer Bedeutung, denn sie verringert erstens Verluste an Ertragsfähigkeit auf der potenziellen Abtragungsfläche („onsite") und zweitens indirekte („offsite") Wirkungen, die entlang des Transportweges auftreten können.

Onsite-Wirkungen der Bodenerosion schränken nicht nur die Nahrungs- und Energieproduktion ein, sondern beeinflussen die Nährstoffbilanz, verlagern Spritzmittel und verursachen damit Umweltschäden sowie Mehrkosten bei der Bewirtschaftung. Eine Vermeidung der Bodenerosion erhält die Produktionsgrundlage von Land- und Forstwirtschaft und erleichtert die effiziente und umweltgerechte Bodennutzung (Grunewald, Naumann 2012).

Offsite-Wirkungen der Bodenerosion verursachen Stoffeinträge in mitunter sensible Ökosysteme und bedrohen die Verkehrssicherheit (z. B. durch Materialablagerungen auf Verkehrswegen, die zu Sichtbehinderungen und Unfällen führen können). Nährstoffeinträge in naturnähere Ökosysteme führen durch Begünstigung nährstoffliebender Arten zur Verdrängung der meist seltenen Arten magerer Standorte. In Oberflächengewässern fördern die Nährstoffeinträge die Eutrophierung, verbunden mit negativen Folgen für die Fischerei und den Erholungswert, u. a. durch Minderung der Badewasserqualität. Schlammablagerungen können empfindliche Störungen des Verkehrs zur Folge haben und kostspielige Reinigungsmaßnahmen erfordern (Pimentel et al. 1995; Hiller 2007; Brandhuber 2012).

5 Fazit

Eine hohe Ökosystemleistung verhindert gleichsam Einschränkungen für die gegenwärtige und zukünftige Produktivität der bodennutzenden Wirtschaftszweige und liefert Argumente für die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Niedrige Indikatorwerte bedeuten höhere Leistungen und sollten angestrebt werden. Allerdings sind Grenzwerte, die sich an der natürlichen Bodenbildung orientieren nicht überall verfügbar, da bestimmte Böden (z. B. in den Lössgefilden) überhaupt nicht mehr neu gebildet werden können. Generell sollte der Bodenverlust minimiert und die Dichte von Kleinstrukturen vor allem dort erhöht werden, wo andere Möglichkeiten zum Erosionsschutz begrenzt sind. Der Bodenverlust erreicht in steileren Bereichen Abträge über 100 t/ha, vor allem dort ist eine veränderte Flächennutzung oder zumindest eine bessere Strukturierung der Landschaft dringlich. Die ermittelten Indikatoren lassen als Zahlenwerte generelle Trends erkennen, geben in Form von Rasterkarten aber auch Auskunft über regionale Probleme und Handlungserfordernisse, sodass den politischen und wirtschaftlichen Entscheidungsträgern hiermit ein valides Instrument zur besseren Steuerung einer nachhaltigen Landnutzung in die Hand gegeben wird.

6 Literatur

AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten (Hrsg.), 5. verbesserte u. erweiterte Auflage, 438 S.

BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2016): Karte der Bodenarten in Oberböden 1:1 000 000 (BOART1000OB), Hannover. http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/Themenkarten/BOART1000OB/boart1000ob_node.html (Zugriff: 31.05.2016).

BKG – Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2016): Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE 2012. http://www.geodatenzentrum.de/docpdf/lbm-de2012.pdf (Zugriff: 12.08.2016).

Brandhuber, R. (2012): Starkregen und Bodenerosion – Welches Risiko sollen Schutzmaßnahmen abdecken? In: Fröba, N.; Steinmetz, A. K. (Hrsg.): Management der Ressource Wasser. KTBL-Schrift 492, 140-149.

DESTATIS – Statistisches Bundesamt der Bundesrepublik Deutschland (o. J.): Thematische Daten zu Land & Forstwirtschaft, Fischerei. https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html (Zugriff: 31.05.2016).

DIN 19708 (2005): Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mithilfe der ABAG, Normenausschuss Wasserwesen im DIN; Berlin.

EU – European Union (2011): COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020 COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/strategy/index_en.htm (Zugriff: 31.05.2016).

Gries, P. (2012): Erosionsmodellierung mit SAGA-GIS. http://www.geo.uni-tuebingen.de/fileadmin/website/studium/studentischeInitiativen/angie/12_Erosionsmodellierung_mit_SAGA_Skript.pdf (Zugriff 12.08.2016).

Grunewald, K.; Naumann, S. (2012): Bewertung von Ökosystemdienstleistungen im Hinblick auf die Erreichung von Umweltzielen der Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel des Flusseinzugsgebietes der Jahna in Sachsen. Natur und Landschaft, 87. Jg. Heft 1, 17-23.

Hiller, D. A. (2007): Bodenerosion durch Wasser Ursachen, Bedeutung und Umgang in der landwirtschaftlichen Praxis von NRW. Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Münster, 37 S.

HLUG – Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (2016): Bodenerosionsgefährdung durch Wasser (ABAG). http://www.hlnug.de/themen/boden/auswertung/bodenerosionsbewertung/bodenerosionsatlas/erosionsbewertung-abag.html (Zugriff: 30.05.2016).

MAES – Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (2014): Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report – Final, February 2014. European Commission, Publications Office, Technical Report 2014 – 080. http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/2ndMAESWorkingPaper.pdf (Zugriff: 30.05.2016).

Pimentel, D.; Harvey, C.; Resosudarmo, P.; Sinclair, K.; Kurz, D.; McNair, M.; Crist, S.; Sphpritz, L.; Fitton, L.; Saffouri, R.; Blair, R. (1995): Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. Science 267, 1 117-1 123.

Scheffer, F.; Schachtschabel, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag Stuttgart, 13. Aufl. 491 S.

Schindewolf, M.; Schmidt, W. (2012): Flächendeckende Abbildung der Bodenerosion durch Wasser für Sachsen unter Anwendung des Modells Erosion 3D. Schriftenreihe des LfULG, Heft 9/2010, 115 S.

Schwertmann, U.; Vogl, W.; Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl., Stuttgart.

Wischmeier, W.; Smith, D. (1978): Predicting Rainfall Erosion Loss: A Guide to Conservation Planning. United States Department of Agriculture, Agriculture Handbook 537, 58 S., Washington.