

Melanie MEWES

Stoffausträge aus der Landnutzung und deren Vermeidungskosten – Ostseeinzugsgebiet von Deutschland -

**Nutrient emissions by diffuse sources and costs of prevention – Baltic Sea
catchment area of Germany –**

Abstract

The reduction of nutrient emissions by diffuse sources is a key factor for the protection of the Baltic Sea. Diffuse nutrient emissions are mostly linked to current land use, requiring changes to achieve a reduction. Implementing measures within land use will cause costs which may emerge from either less crop yield or higher efforts in land cultivation, or both. Therefore, the objective is to calculate cost-effective solutions for nutrient load reductions to the Baltic Sea by minimal social costs. Some results of a doctoral thesis dealing with this topic are presented in this paper. First of all, the load case (nutrient surplus, nutrient emissions and immissions) for the German part of the Baltic Sea catchment area is determined. Linking land use and soil types, the reduction potential of the investigated area is found out. As an example, costs and effectiveness of the abatement measure "buffer strips" are calculated.

Keywords: land use, Mecklenburg-West-Pomerania, Schleswig-Holstein, cost-effectiveness

1 Einleitung

Trotz großer Anstrengungen zur Nährstoffreduzierung werden immer noch hohe Mengen an Stickstoff und Phosphor in die Ostsee eingetragen. Folgen sind z. B. Algenblüten und Sauerstoffzehrung. Da vor allem im Bereich der punktuellen Quellen aufgrund des Verbotes von Phosphor im Waschmittel und des Ausbaus von Kläranlagen Reduktionserfolge erzielt wurden, haben in den letzten Jahren Nährstoffausträge aus diffusen Quellen an Bedeutung gewonnen. Die Landnutzung ist deshalb ein Schlüsselfaktor für Nährstoffstoffeinträge von Stickstoff und Phosphor in Gewässer und letztlich in die Ostsee. Nährstoffreduktionsmaßnahmen können dabei innerhalb einer bestehenden Flächennutzung durch gewässerschonende Bewirtschaftung erfolgen, z. B. Änderungen im Düngemanagement, Anlage von Uferrandstreifen, oder die Änderung der bestehenden Nutzung erforderlich machen, z. B. die Umwandlung von Acker in Grünland. Als Entscheidungskriterium dafür, welche Reduktionsmaßnahmen und Strategien durchzuführen sind, können die entstehenden volkswirtschaftlichen Kosten herangezogen werden.

Diese Thematik wurde im Rahmen eines Promotionsstipendiums der Deutschen Bundesstiftung Umwelt bearbeitet (vgl. Mewes 2006, 2002). Ziel der Arbeit ist es, einen Forschungsbeitrag zur volkswirtschaftlichen Optimierung des Ostseeschutzes hinsichtlich der Nährstoffausträge aus diffusen Quellen der Landnutzung zu leisten. Den agrar- und umweltpolitischen Entscheidungsträgern wird am Ende ein Flächennutzungs-Mix empfohlen, welcher wesentliche Verbesserungen gegenüber dem Status quo hinsichtlich des Ostseeschutzes beinhaltet. Der Untersuchungsraum umfasst dabei den Anteil der Länder Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig Holstein am Ostsee-Einzugsgebiet. Als Datengrundlage dienen aktuelle Veröffentlichungen und Forschungsprojekte mit Modellberechnungen für Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen. Es wird ermittelt, welche Änderungen der land- und forstwirtschaftlichen Flächennutzung im Ostsee-Einzugsgebiet von Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein erforderlich sind, um eine festgelegte Reduktion der Nährstoffbelastung der Ostsee zu erreichen. Dabei wird eine kostenminimierende Umsetzung angestrebt.

Im Folgenden werden beispielhaft Ergebnisse aus der gesamten Arbeit vorgestellt. Nach einer kurzen Darstellung der Vorgehensweise wird auf einzelne Schritte wie den Status Quo (Nährstoffbilanzen, Emissionen und Immissionen), das Reduktionspotenzial (Landnutzung und Boden) und Kosten-Wirksamkeits-Berechnungen am Beispiel der Nährstoffreduktionsmaßnahme „extensiv genutzte Uferlandstreifen“ näher eingegangen.

2 Vorgehensweise und Datengrundlage

Abbildung 1 veranschaulicht verkürzt die Vorgehensweise der Arbeit. Ausgangspunkt ist die Bestandsaufnahme der Nährstoffbelastung mit der Abfolge Nährstoffüberschüsse auf der Fläche, der Austrag von Nährstoffen von der Fläche in die Fließgewässer und unter Berücksichtigung von Retentionsprozessen anschließend der Eintrag von Nährstoffen in das Meer. Hieran schließt sich die Definition eines bzw. mehrerer alternativer gewünschter Reduktionsziele für den Nährstoffeintrag in die Ostsee an. Zur Erreichung eines Reduktionszieles sind Reduktionspotenziale des Untersuchungsgebietes zu ermitteln und Reduktionsmaßnahmen festzulegen. Für die Reduktionsmaßnahmen lassen sich deren Wirksamkeit, d. h. die reduzierbare Nährstoffmenge, und Kosten in den einzelnen Flussgebieten berechnen. Über einen Vergleich der Kosten-Wirksamkeiten der Maßnahmen werden die Flussgebiet-Maßnahmenkombinationen ermittelt, mit denen das Reduktionsziel zu minimalen volkswirtschaftlichen Kosten erreicht wird.

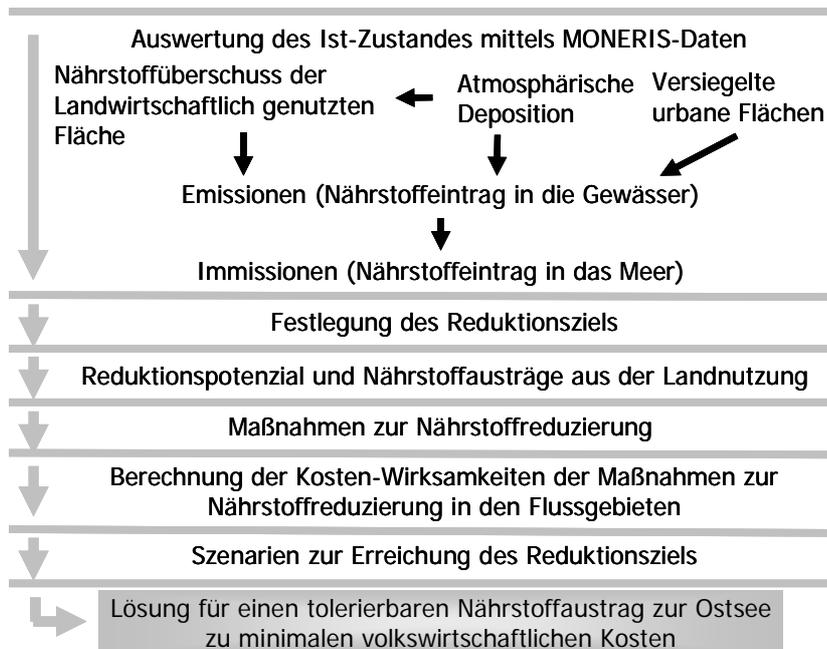


Abb. 1 Vorgehensweise

Das Untersuchungsgebiet umfasst 19 Flussgebiete (Abb. 2). Dabei liegen fünf Flussgebiete in Schleswig-Holstein, die übrigen in Mecklenburg-Vorpommern (die Flussgebiete Uecker und Randow entfallen zu einem kleinen Teil auch auf Brandenburg). Die Studie basiert auf verfügbaren Emissionsdaten des Modells MONERIS (IGB; Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, vgl. Behrendt et al. 1999, 2002) zu sechs diffusen Eintragspfaden, auf digitalen Landnutzungs- und Bodendaten und zusätzlich auf Literaturlauswertungen. In das Modell MONERIS sind Flächenbilanzdaten für Stickstoff und Phosphor (für 1999, berechnet von Bach et al., vgl. Bach et al. 1998, Bach & Frede 2002) eingegangen, die ebenfalls vom IGB bereitgestellt wurden. Als digitale Landnutzungs- und Bodendaten stehen für das Untersuchungsgebiet die Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) und für Mecklenburg-Vorpommern zusätzlich die „Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung“ 1:100.000 (Geologisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern) zu Verfügung. Für die Kostenberechnungen werden standardisierte Kalkulationstabellen für die Landwirtschaft zugrunde gelegt (vgl. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein 2003, Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern 2003).

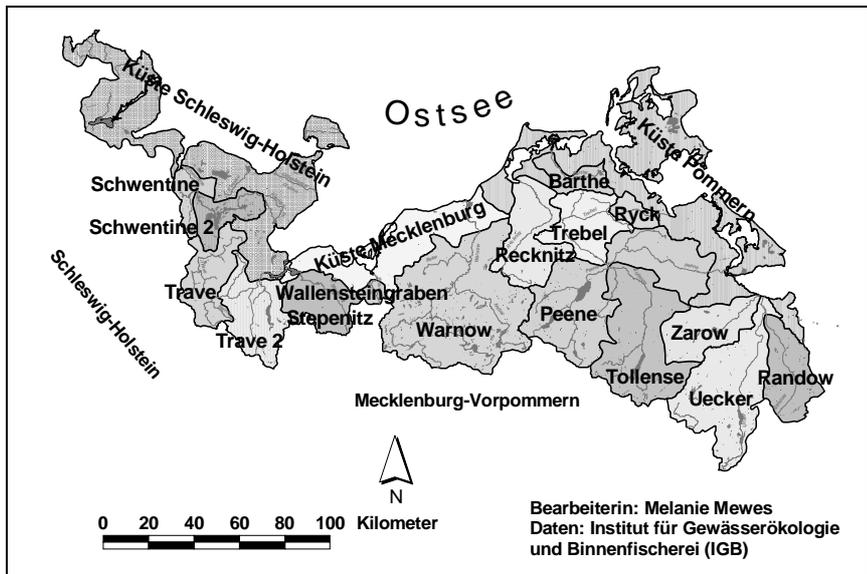


Abb. 2 Untersuchungsgebiet: Ostseeinzugsgebiet von Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein aufgeteilt in 19 Flussgebiete

3 Status Quo

Zunächst gilt es, den Status Quo im Untersuchungsgebiet zu ermitteln, von dem aus das Reduktionsziel abzuleiten ist. Dafür werden die in MONERIS eingeflossenen Daten zu den Nährstoffbilanzen und die von MONERIS berechneten Emissionsdaten ausgewertet.

3.1 Nährstoffbilanzen

In Tab. 1 werden die in die Berechnung der Flächenbilanzen eingegangenen Nährstoffzu- und -abfuhr vorgestellt. Die Kalkulation derartiger Flächenbilanzen läuft unter der Annahme, dass die in der Fläche befindlichen Stickstoffmengen, längerfristig betrachtet, nahezu konstant sind (Mineralisation = Immobilisation).

Tab. 1 Nährstoffzu- und -abfuhr bei Flächenbilanzen

	Zufuhr	Abfuhr	Bilanzsaldo
Stickstoff	Mineraldünger Organischer Dünger Leguminosen Atmosphärische Deposition	Abfuhr mit der Ernte (Haupternte und ggf. Nebenerntegut)	= Zufuhr-Abfuhr
Phosphor	Mineraldünger Organischer Dünger	Abfuhr mit der Ernte	= Zufuhr-Abfuhr

Die zur Verfügung stehenden Flächenbilanzdaten wurden von der Kreisebene auf die einzelnen Flussgebiete umgerechnet. Es ergeben sich im Mittel Nährstoffüberschüsse von $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ bzw. $3,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ LF}$ bezogen auf 1999 für das Gesamtgebiet. Bei den mittleren Stickstoffbilanzen lassen sich deutliche Unterschiede zwischen den Flussgebieten Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns ausmachen (vgl. Abb. 3). Während in Mecklenburg-Vorpommern z. B. die Stickstoffzufuhr über Wirtschaftsdünger bei ca. $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ liegt, beträgt sie für Schleswig-Holstein ca. $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$. Da keine gleichermaßen erhöhten Ernteabfuhr erfolgen, ist der Bilanzsaldo für Schleswig-Holstein ca. $33 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ höher als für Mecklenburg-Vorpommern.

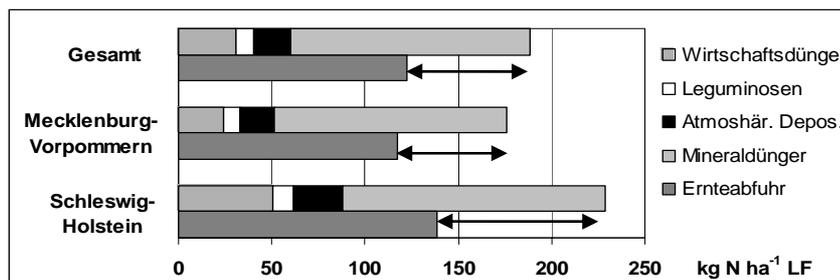


Abb. 3 Mittlere Stickstoffbilanzen für die Flussgebiete Mecklenburg-Vorpommerns, Schleswig-Holsteins und das gesamte Untersuchungsgebiet in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ für 1999, Pfeile stellen den Nährstoffüberschuss dar

3.2 Nährstoffemissionen

Emissionen stellen Nährstoffausträge aus den Flächen in die Flusssysteme dar. Aus dem Untersuchungsgebiet (23.285 km^2) wurden gemittelt über den Zeitraum 1998-2000 insgesamt $26.175 \text{ t N a}^{-1}$ und 925 t P a^{-1} aus diffusen Quellen in die Fließgewässer emittiert. Dies entspricht für Stickstoff $\sim 88 \%$ der Gesamteinträge, für Phosphor $\sim 85 \%$. Hauptaustragspfade für diffuse Stickstoffemissionen in die Ostsee sind Dränung (44%) und Grundwasser (42%). Für Phosphor sind die Hauptaustragspfade der Emissionen Erosion (41%) und Grundwasser (27%). Deshalb müssen sich Bemühungen zur Vermeidung von Emissionen auf die Pfade Dränung, Grundwasser und Erosion konzentrieren.

Von den Nährstoffüberschüssen finden sich nur ca. 20% bei Phosphor und 26% bei Stickstoff in den Emissionsdaten wieder (vgl. Tab. 2). Das Untersuchungsgebiet weist somit ein hohes Rückhaltevermögen auf. Das Reduktionspotenzial in Schleswig-Holstein liegt dabei mit jeweils ca. 6% unter dem in Mecklenburg-Vorpommern.

Tab. 2 Bilanzsalden, Emission und der Anteil der Emission am Bilanzsaldo für Stickstoff und Phosphor bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet, Mecklenburg-Vorpommern (MV) und Schleswig-Holstein (SH) 1999

1999	Fläche [km ²]	Anteil der LF [%]	Nährstoff- saldo [t]	Emission [t]	Anteil am Saldo [%]
Phosphor-Gesamt	23.145	61,2	4.638	925	20,0
MV	17.779	60,7	3.638	674	18,5
SH	5.366	62,9	999	251	25,1
Stickstoff-Gesamt	23.145	61,2	99.368	26.175	26,3
MV	17.779	60,7	67.589	16.203	24,0
SH	5.366	62,9	31.779	9.971	31,4

3.3 Nährstoffimmissionen

Um festzulegen, in wie weit die Nährstoffeinträge in die Ostsee (= Immissionen) reduziert werden sollen, werden die mit MONERIS berechneten Retentionspotenziale in den Flussgebieten berücksichtigt. Die Differenzen zwischen Emissionen und Immissionen sind z. T. sehr groß, d. h. Stoffrückhalte und Stoffverluste besitzen eine sehr große Bedeutung. Behrendt (1996) gibt richtigerweise zu bedenken, dass die mit dem Blick auf die Belastung der Ostsee zur Zeit sehr positiv einzuschätzenden hohen Nährstoffrückhalte und -verluste jedoch eine Belastung der Gewässer des Einzugsgebietes selbst darstellen und im Zusammenhang mit einer Sanierung des Einzugsgebietes in Teilen oder als Ganzes zu Problemen führen können (z. B. Rücklösung aus Sedimenten). Zudem ist unklar, in wie weit das Selbstreinigungspotenzial von Gewässern im Einzelnen bereits ausgeschöpft ist. Dies muss bei Sanierungen beachtet werden.

Unterschiedlich hohe Retentionen in den Fließgewässern der Flussgebiete beeinflussen entscheidend die Erreichung des Reduktionsziels, das als Gesamteintrag in die Ostsee definiert ist. So ist es in Flussgebieten mit hohen Retentionsraten teurer, 1 kg an dem Gesamteintrag in die Ostsee zu reduzieren, weil hierfür die Emissionen in viel stärkerem Maße reduziert werden müssen als für ein Flussgebiet mit geringer Retentionsrate.

4 Reduktionspotenzial

Um ein Reduktionsziel zu erreichen, sind Maßnahmen notwendig, die entweder innerhalb eines Nutzungstyps durchzuführen sind (z. B. Optimierung des Düngemanagements, Einführung von Gewässerrandstreifen) oder die Umkombinationen von Nutzungstypen erforderlich machen (z. B. Änderung der Flächennutzung auf Niedermoor von Acker zu Grünland). Dies setzt die Kenntnis und effektive Nutzung der Reduktionspotenziale des Untersuchungsgebiets voraus, die stark von den Faktoren Boden und Nutzungsart abhängig sind. Deshalb werden im Hinblick die Frage, wo welche Reduktionspotenziale im Untersuchungsgebiet liegen, die digitalen Landnutzungs- und Bodendaten ausgewertet.

4.1 Landnutzung

Der Hauptteil des Untersuchungsgebietes besteht aus Ackerflächen (74 %), gefolgt von Grünland und Wald mit je 11 bzw. 12 %. Feuchtgebiete nehmen nur knapp 0,2 % des Gebietes ein, Binnengewässer 1,3 % (vgl. Abb. 4). Das Grünland folgt vor allem dem Verlauf der Flüsse (z. B. Recknitz, Warnow). Die Waldflächen befinden sich meistens in Küstennähe (Darß/Zingst, Ostküste Rügen und Usedom, Kreis Uecker-Randow). Die Landnutzung unterscheidet sich im Vergleich der Bundesländer hauptsächlich im Waldanteil, der in Mecklenburg-Vorpommern um ca. 10 % höher liegt. In Schleswig-Holstein nimmt das Grünland ca. 3 % mehr Fläche ein.

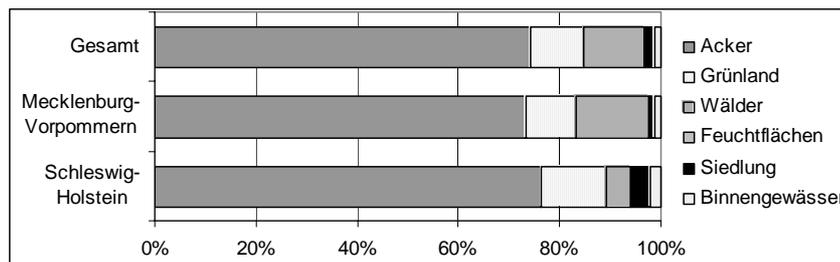


Abb. 4 Landnutzung im gesamten Untersuchungsgebiet und in den Ländern Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein nach BÜK 1.000 [%]

Zu beachten ist bei den Angaben, dass die Nutzungsinformationen der Bodenübersichtskarte 1.000 auf Corine-Landcover-Daten zurückgreifen, die bedeutend gröber als die statistischen Flächenangaben sind. Deshalb stellt die Nutzungsverteilung eine vereinheitlichende Annäherung an die tatsächliche Landnutzung dar, wobei vor allem der Anteil der Ackernutzung überschätzt wird. Corine-Landcover-Daten sind aber auch in das Modell MONERIS eingegangen und flächendeckend verfügbar.

4.2 Boden

Im Folgenden werden die Bodentypen im Untersuchungsgebiet differenziert nach austragsgefährdend und weniger gefährdend ausgewertet. Die Einteilung der Leitbodenassoziationen der BÜK 1.000 nach der Austragsgefährdung für Nährstoffe ergab 24 % Sandböden (hohe Austragsgefahr), 61 % Lehm Böden (niedrige Austragsgefahr) und 14 % Niedermoorböden (vgl. Abb. 5). Während Mecklenburg-Vorpommern 18 % Moor-, 57 % Lehm- und 26 % Sandböden aufweist, sind es in Schleswig-Holstein nur ca. 2 % Moor- und 20 % Sandböden und dafür 78 % Lehm Böden. Die Schwankungsbreite zwischen einzelnen Flussgebieten ist aber hoch.

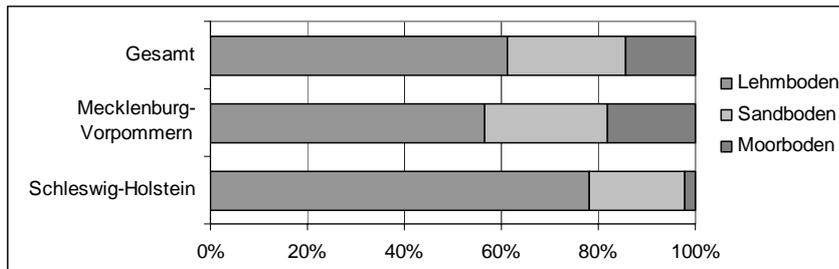


Abb. 5 Lehm-, Sand- und Moorboden im gesamten Untersuchungsgebiet und in den am Untersuchungsgebiet beteiligten Bundesländern

4.3 Landnutzung und Boden

Verknüpft man die Ergebnisse der Landnutzungs- und Bodendaten, lassen sich Flächen mit einem hohen Reduktionspotenzial ausweisen. Im Gesamtgebiet befinden sich z. B. ca. 26 % der Ackerflächen auf Sand- oder Moorboden mit erhöhtem Austragspotenzial, was einem Anteil von 20 % an der gesamten Einzugsgebietsfläche entspricht. Während in Schleswig-Holstein 12 % der Flussgebietsflächen betroffen sind (= 16 % der Ackerfläche), sind es in Mecklenburg-Vorpommern 23 % (= 30 % der Ackerfläche) (vgl. Tab. 3).

Tab. 3 Ackerflächen auf unterschiedlichem Boden im Untersuchungsgebiet für Schleswig-Holstein (SH), Mecklenburg-Vorpommern (MV) und das Gesamtgebiet in % an der Ackerfläche und % an der jeweiligen Gesamtfläche

Landnutzung	Boden	[%]	SH		MV		Gesamt	
			[%]	[%] an gesamt	[%]	[%] an gesamt	[%]	[%] an gesamt
Acker	Lehm	84	67	70	52	73	55	
	Moor	2	1	10	8	8	6	
	Sand	14	11	20	15	18	14	
	gesamt	100	79	100	74	100	76	

5 Kosten-Wirksamkeiten von Reduktionsmaßnahmen

Nach der Analyse des Reduktionspotenzials im Untersuchungsgebiet müssen Reduktionsmaßnahmen ausgewiesen werden, mit denen festgelegte Reduktionsziele erreicht werden sollen. Änderungen der Landnutzung für eine Verminderung der Nährstoffeinträge rufen in der Regel Kosten durch Mindererträge und/oder einen höheren Aufwand hervor. Um ein definiertes Reduktionsziel mit minimalen Kosten zu erreichen, werden deshalb mögliche Reduktionsmaßnahmen im Hinblick auf ihre Kosten-Wirksamkeit miteinander verglichen. Als Beispiel für die Berechnung der Kosten-Wirksamkeiten wird hier die Maßnahme „Einrichtung von extensiv genutzten Gewässerrandstreifen“ vorgestellt. Dazu werden zunächst die Kosten und die Wirksamkeit der Maßnahme mit vereinfachenden Annahmen und der Festlegung von Ober- und Untergrenzen berechnet. Damit lässt sich anschließend die Kosten-Wirksamkeit der Maßnahme bestimmen.

5.1 Wirksamkeit extensiv genutzter Gewässerrandstreifen

Zur Bestimmung der Wirksamkeit von Uferrandstreifen muss über Plausibilitätsüberlegungen festgelegt werden, wie viel Hektar der Ackerfläche auf Sand- und auf Lehmboden für Gewässerrandstreifen aus der Nutzung genommen werden sollen. Da für diese Arbeit keine Angaben darüber vorliegen, wie viele Flächen schon Gewässerrandstreifen haben und wie lang die wichtigsten – vor allem kleineren Fließgewässer – sind, wird als erste Annäherung von einem möglichen Anteil von 0,1 bis 1 % (Faktoren 0,001 bis 0,01) für alle Flussgebiete ausgegangen. Mit diesen Faktoren lässt sich für jedes Flussgebiet die Fläche ausrechnen, die für Uferrandstreifen genutzt werden kann. Indem ein Gesamtwert angegeben wird, wird offen gelassen, wie die Breite der Uferrandstreifen im Einzelnen beschaffen sein muss. In der Literatur wird als gängige Praxis mit einer durchschnittlichen Breite für Gewässerrandstreifen von 10 m gerechnet (u. a. Elofsson 1999, Interwies et al. 2004). Die Breite sollte aber jeweils nach Standortbedingungen beurteilt werden (es ist nicht immer eine Breite von 10 m nötig oder ausreichend).

Die Ergebnisse der Berechnungen zur Wirksamkeit der Uferrandstreifen mit extensiver Bewirtschaftung sind in Tab. 4 für die Flussgebiete Schleswig-Holsteins, Mecklenburg-Vorpommerns und das gesamte Untersuchungsgebiet zusammengefasst. Während in Schleswig-Holstein eine Reduktion der Stickstoffeinträge um 2-6 t N a⁻¹ bei einer Bereitstellung von 0,1 % der Fläche für Uferrandstreifen möglich ist, beträgt die Reduktion für Mecklenburg-Vorpommern zwischen 3 und 10 t N a⁻¹, so dass insgesamt zwischen 5-16 t N a⁻¹ reduziert werden können. Diese Werte erhöhen sich bei 1 % der Fläche für Uferrandstreifen entsprechend um den Faktor 10. Für Phosphor ist ebenfalls in Mecklenburg-Vorpommern eine höhere Reduktion möglich (0,15-0,24 t P a⁻¹ gegenüber 0,06-0,09 in Schleswig-Holstein).

Tab. 4 Maximale Wirksamkeit der Maßnahme extensiv genutzter Uferrandstreifen in t a⁻¹ bei vollständiger Umsetzung auf 0,1 % der Ackerfläche auf Sand- und Lehmboden

Flussgebiete	0,1 % der Fläche für Uferrandstreifen			
	Stickstoff		Phosphor	
	min. [t N a ⁻¹]	max. [t N a ⁻¹]	min. [t P a ⁻¹]	max. [t P a ⁻¹]
Schleswig-Holstein	2	6	0,06	0,09
Mecklenburg-Vorpommern	3	10	0,15	0,24
Gesamt	5	16	0,21	0,33

5.2 Kosten extensiv genutzter Gewässerrandstreifen

Die Kosten für die Einrichtung von Uferrandstreifen werden mit den Opportunitätskosten geschätzt. Diese Kosten werden in dieser Arbeit als die Verfahrensleistung berechnet, die der Landwirt erzielen würde, wenn er den Streifen wie gewohnt landwirtschaftlich nutzen würde, abzüglich der Verfahrensleistung, die mit dem Schutzstreifen erzielt werden kann.

Die Verfahrensleistung der extensiven Bewirtschaftung wird unter den Annahmen berechnet, dass kein Ausbringen von Dünger und Pflanzenschutzmitteln erfolgt. Durchschnittliche Ertragseinbußen aufgrund der fehlenden Düngung werden (konservativ) mit einer Größenordnung von 2/3 bzw. 66 % angenommen (vgl. Bastian 2005).

In Tab. 5 sind beispielhaft die Verfahrensleistungen für das Produktionsverfahren Winterraps-Winterweizen-Wintergerste auf ertragsreicheren Standorten für die Standardnutzung und für extensiv genutzte Uferrandstreifen zusammengefasst sowie die daraus resultierenden Kosten für Uferrandstreifen. Die Zahlen enthalten keine Prämien. Die Kosten für 1 ha Uferrandstreifen schwanken zwischen 113 und 195 €. Die Gesamtkosten lassen sich mit der für die Nutzung als Uferrandstreifen festgelegten Fläche berechnen.

Tab. 5 Verfahrensleistung ohne Prämien für die Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste für Standardverfahren und Uferrandstreifen (Annahme: keine Änderung der Maschinenfestkosten) sowie die Kosten für 1 ha Uferrandstreifen

Standort/ Ertragsstufe ¹⁾	Verfahrensleistung €ha ⁻¹		Kosten €ha ⁻¹
	Standard	Uferstreifen	
Mecklenburg-Vorpommern			
D4-6	96	-54	150
Schleswig-Holstein			
I-II	-10	-123	113
III-IV	142	-53	195

¹⁾ Standorte für Mecklenburg-Vorpommern, Ertragsstufen für Schleswig-Holstein, höhere Zahlen entsprechen ertragsreicheren Standorten, Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste

Insgesamt wird eine große Spanne in den Kosten von Uferrandstreifen zwischen den unterschiedlichen Verfahren und Standorten bzw. Ertragsstufen deutlich. Während für Mecklenburg-Vorpommern eine direkte Zuordnung der Standorte auf Bodentypen im Untersuchungsgebiet möglich ist, wird für Schleswig-Holstein näherungsweise angenommen, dass sich die Fruchtfolge Winterraps-Winterroggen-Wintergerste auf die Sandböden und die Fruchtfolge mit Winterweizen auf die Lehmböden beziehen. In der Regel sind die Kosten für Uferrandstreifen für die Sandböden bzw. ertragsschwächeren Standorte günstiger als für die ertragsreicheren Standorte. In Schleswig-Holstein sind die Kosten für Uferrandstreifen bei der Fruchtfolge Winterraps-Winterroggen-Wintergerste deutlich günstiger als für die Fruchtfolge mit Winterweizen.

5.3 Kosten-Wirksamkeit extensiv genutzter Gewässerrandstreifen

Nach der Berechnung der Kosten und der Wirksamkeit für die Errichtung von extensiv genutzten Uferrandstreifen lassen sie sich in einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse in Bezug zueinander setzen (für Stickstoff dargestellt in Tab. 6). Die Kosten-Wirksamkeit unterscheidet sich für die beiden verschiedenen

Flächengrößen nicht, da sowohl Wirksamkeit als auch Kosten jeweils im gleichen Verhältnis zueinander stehen.

In Schleswig-Holstein fällt die Kosten-Wirksamkeit für extensive Uferrandstreifen günstiger aus als in Mecklenburg-Vorpommern. Uferrandstreifen auf Sandboden stellen dabei die günstigste Form dar. Für Mecklenburg-Vorpommern lässt sich nur ein geringer Unterschied zwischen Uferrandstreifen auf Sand- oder Lehmboden ausmachen. Der Vergleich der Kosten-Wirksamkeit der Emissionen und Immissionen zeigt den Einfluss der Retentionsleistung der Fließgewässer.

Tab. 6 Kosten-Wirksamkeit von extensiv genutzten Uferrandstreifen für Stickstoff in Bezug auf Emissionen und Immissionen in $\text{€ kg}^{-1} \text{N}_{\text{red}}$ zusammengefasst für Schleswig-Holstein (SH), Mecklenburg-Vorpommern (MV) und das Gesamtgebiet

Flussgebiete	Stickstoff Emissionen		Immissionen	
	min. [$\text{€ kg}^{-1} \text{N}_{\text{red}}$]	max. [$\text{€ kg}^{-1} \text{N}_{\text{red}}$]	min. [$\text{€ kg}^{-1} \text{N}_{\text{red}}$]	max. [$\text{€ kg}^{-1} \text{N}_{\text{red}}$]
Sandboden				
SH	1	11	1	20
MV	11	58	21	114
Gesamt	8	43	14	83
Lehmboden				
SH	7	38	13	69
MV	18	59	34	109
Gesamt	14	50	25	92

6 Ausblick

Für jede Maßnahme zur Nährstoffreduktion werden die zugehörigen Kosten-Wirksamkeiten berechnet und anschließend miteinander verglichen. Dabei sollten zunächst die Maßnahmen umgesetzt werden, die die günstigsten Kosten-Wirksamkeiten aufweisen. Es folgen die Maßnahmen mit der zweitbesten Kosten-Wirksamkeit usw. Auf diese Weise kann schrittweise das festgelegte Reduktionsziel kostenminimal erreicht werden (vgl. Mewes 2006).

Bei der Aufstellung von Landnutzungsszenarien zur Reduzierung von Nährstoffemissionen sind die folgenden Punkte zu berücksichtigen:

- lange Verweilzeiten der Nährstoffe im Boden und im Gewässer,
- Generalisierung ist notwendig, um Informationen für ein großes Einzugsgebiet zu handhaben, aber sie muss noch valide Ergebnisse hervorbringen.

Des Weiteren werden bei der Umsetzung von Maßnahmen Kosten in Form von Aufwendungen oder Mindererträgen entstehen. Dabei stellt sich die Frage, wer für diese Kosten aufkommen soll. Hier spielt die Entwicklung der Agrarpolitik eine entscheidende Rolle. Es gilt für die Zukunft festzulegen, wo die Grenze zwischen ordnungsrechtlicher Verankerung und der Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirte durch die Gesellschaft gezogen werden soll.

Danksagung

Herzlichen Dank Herrn Behrendt (Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin) für die Bereitstellung der MONERIS Daten (Nährstoffdaten mit Zufuhren, Abfuhren, Emissionen und Immissionen).

Literatur

- Bach M, Frede H-G (2002) Methodik zur Berechnung von Stickstoff- und Phosphorbilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland. Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Gießen
- Bach M, Frede H-G, Schweikart U, Huber A (1998) Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland. In: Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Forschungsbericht 296 25 515. Texte 75/99, S 1-46, Berlin
- Bastian M (2005) Pflanzenbauliche Aspekte extensiver Bodennutzung. In: Hampicke U, Litterski B, Wichtmann W (Hrsg.) Ackerlandschaften – Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. S 153-172, Springer
- Behrendt H (1996) Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern 2, Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin
- Behrendt H, Bach M, Kunkel R, Opitz D, Pagenkopf W D, Scholz G, Wendland F (2002) Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Basis eines harmonisierten Vorgehens. Abschlußbericht zum UBA-Projekt 29922285, 195 p., Berlin
- Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R (1999) Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Forschungsbericht 296 25 515, Umweltbundesamt Texte 75/99, Berlin
- Elofsson K (1999) Cost Effective Reductions in the Agricultural load of Nitrogen to the Baltic Sea. In: Boman M et al. (Hrsg.) Topics in Environmental Economics. p 121-154, Kluwer Academics Publishers, Netherlands
- Interwies E, Kraemer A, Kranz N, Görlach B, Dworak T, Borchardt D, Richter S, Willecke J (2004) Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie – Handbuch. Forschungsbericht 202 21 210. Texte 02/04, Umweltbundesamt, Berlin
- Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.) (2003) Agrarprofi M-V – Ratgeber für die Landwirtschaft in Mecklenburg-Vorpommern – Pflanzenproduktion. Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, AgriMedia
- Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Hrsg.) (2003) Kalkulationsdaten. Kiel
- Mewes M (2002) Die volkswirtschaftlichen Kosten einer Stoffausträge in die Ostsee minimierenden Landnutzung – Vorstellung des Forschungsvorhabens. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 11: 79-88.
- Mewes M (2006) Die volkswirtschaftlichen Kosten einer Stoffausträge in die Ostsee minimierenden Landnutzung. Dissertation, Greifswald

Autorin:

Dipl. Landschaftsökologin Melanie Mewes
Lehrstuhl für Landschaftsökonomie, Universität Greifswald, Grimmer Str. 88, 17487 Greifswald
Email: mewes@uni-greifswald.de

Seit Dez. 2005:

UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Departement Ökonomie
Permoser Strasse 15
04318 Leipzig
Email: melanie.mewes@ufz.de