

Effizienzsteigerung von Agrarumweltprogrammen durch Verbesserung der ökologischen Effektivität

Bettina Matzdorf & Klaus Müller

Institut für Sozioökonomie, ZALF in Müncheberg

Zusammenfassung

Im Beitrag wird am Beispiel des Brandenburger Agrarumweltprogramms (KULAP) dargestellt, wie die ökologische Effektivität von Agrarumweltmaßnahmen (AUM) bewertet werden kann, um damit den Entscheidungsträgern eine Grundlage für einen effizienten Einsatz der Mittel zu geben. Eine derartige Bewertung kann folglich die Basis für die Weiterentwicklung von Agrarumweltmaßnahmen bilden. Der methodische Ansatz und wesentliche Datengrundlagen basieren auf der Halbzeitbewertung des Agrarumweltprogramms von Brandenburg.

1. Die Optimierungsaufgabe im Zusammenhang mit den Agrarumweltprogrammen

In der Praxis steht die Administration im Zusammenhang mit Agrarumweltprogrammen in den meisten Fällen vor der Optimierungsaufgabe, mit einem bestimmten Haushaltsbudget den größtmöglichen Effekt zu erreichen. Das wesentliche Ziel von AUM besteht seit der VO (EG) 1257/1999 darin, einen Beitrag zum Erreichen der politisch gesetzten Umweltziele zu leisten. Eine Effizienzsteigerung der Agrarumweltprogramme unter der oben formulierten Optimierungsaufgabe ist demnach hauptsächlich dadurch zu realisieren, dass die Umwelteffekte der Maßnahmen verbessert werden, mit anderen Worten, dass die ökologische Effektivität gesteigert wird.

Die Lösung dieser Optimierungsaufgabe kann durch eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse unterstützt werden. Im Unterschied zur Kosten-Nutzenanalyse muss bei der Kosten-Wirksamkeitsanalyse der Nutzen nicht monetär erfasst werden (QUADE 1967, 1970, MULL 1996), sondern am Beispiel von Umweltwirkungen mit Hilfe von physischen Umweltindikatoren quantitativ bewertet werden (vgl. HUTSCHINSON 1997, WILHELM 1999). Die Kosten-Wirksamkeitsanalyse ist von daher vor

allem für solche Probleme anwendbar, bei denen zwar die Inputs, nicht aber die Outputs monetär gemessen werden können (NISKANEN 1967). Dabei gibt es weder eine monetär bewertete Lösung noch ein monofinales Ziel. Es werden mit Hilfe von Indikatoren operationalisierte ‚Subziele‘ dargestellt. Die Gesamtwirkung, z.B. eines Agrarumweltprogramms, geht in Form von physischen Größen in die Analyse ein. Die Verknüpfung, Reihung und Bewertung haben die Entscheidungsträger vorzunehmen (HANUSCH 1994).

2. Das Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) von Brandenburg als Beispiel eines Agrarumweltprogramms

Das KULAP von Brandenburg kann als ein typisches Agrarumweltprogramm von Deutschland charakterisiert werden. Vom geförderten Flächenumfang sind es vor allem horizontale (flächendeckend angebotene) Maßnahmen, die das Programm bestimmen. Insbesondere die extensive Grünlandnutzung (GL ext.) sticht durch den großen Anwendungsumfang von über 100.000 ha hervor (vgl. Abbildung 1).

Neben horizontalen Maßnahmen wie der extensiven Grünlandnutzung (GL ext.), dem Ökologischen Landbau, den erosionsmindernden bzw. austragsreduzierenden AUM und der Umwandlung von Ackerland in Grünland gibt es AUM, die auf spezielle landwirtschaftliche Nutzungsformen ausgerichtet sind, wie der integrierte Obst- und Gemüsebau (IOGB) sowie die extensive Teichwirtschaft. Nicht zuletzt werden AUM angeboten, die nur für einen bestimmten Biotoptyp angewendet werden und zu den zielgerichteten Maßnahmen gerechnet werden können (z.B. Pflege von Trockenrasen/Heiden, Streuobst- und Spreewaldwiesen). Diese gezielten Maßnahmen fallen von ihrem Flächenumfang jedoch kaum ins Gewicht (vgl. Abbildung 1).

Mit dem Schwerpunkt auf Grünlandmaßnahmen auf der einen Seite (auf über 45 % des Grünlandes finden AUM statt) und einem insgesamt geringen Anteil an gezielten Naturschutzmaßnahmen auf der anderen Seite spiegelt das KULAP den bundesdeutschen Durchschnitt gut wieder (vgl. Abbildung 2). Im Bereich der Förderung des Ökologischen Landbaus nimmt Brandenburg mit einem Flächenanteil von knapp 7 % neben Mecklenburg-Vorpommern eine Vorreiterrolle ein.

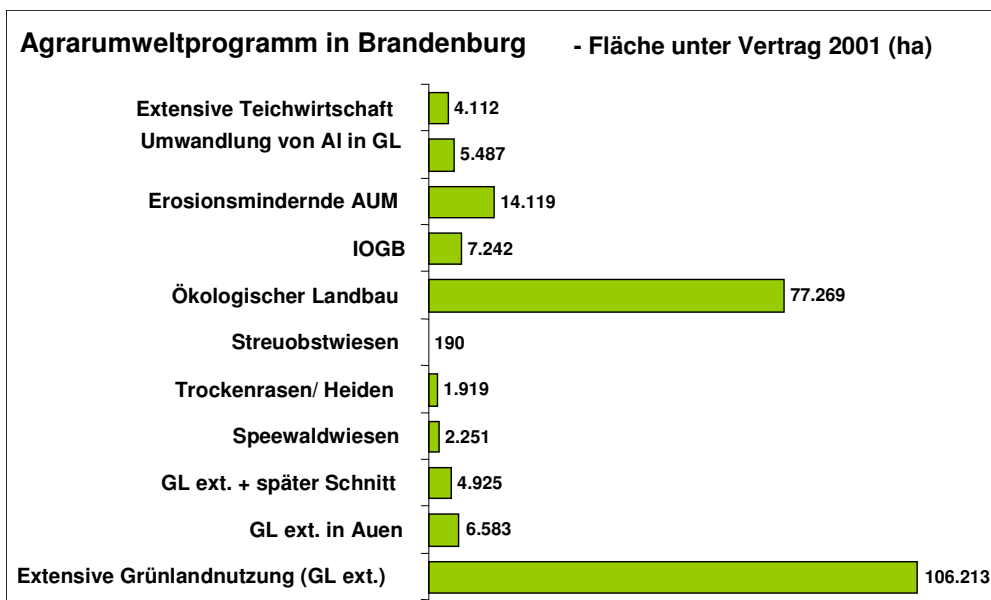


Abbildung 1: Flächenumfang der Agrarumweltmaßnahmen des KULAP von Brandenburg (LVL 2001)

Fläche (ha) unter Agrarumweltmaßnahmen in Deutschland

Maßnahmengruppe	1994	1998	1999
Wiesen- und Weideflächen	999 969	1 967 805	1 925 563 = ca. 40 % GL
Ackerflächen	521 685	1 387 408	1 423 216 = ca. 12 % AL
Dauerkulturen und Wein	48 293	57 356	59 440
Ökologische Anbauverfahren	69 257	360 363	392 296 = ca. 3,2 % LF
Besonders naturschutzwürdige Flächen	13 018	81 670	75 024
Langfristige Flächenstilllegung (20 Jahre)	203	1 942	2 631
Pflege aufgegebenen Flächen	1 543	2 421	2 126
Traditionelle Landbewirtschaftungsformen	23 351	31 107	28 284
Umweltbezogene Grundförderung	2 849 789	1 096 370	836 811
Insgesamt	4 527 108	4 986 442	4 745 391

Gezielt naturschutzorientierte Maßnahmen 1999 gesamt:
10.8065 ha = 2,3 % der gesamten Förderflächen

Abbildung 2: Entwicklung der Agrarumweltmaßnahmen nach VO 2078/1992 von 1994-1999 (Darstellung Matzdorf 2004, Datenquelle: BMVEL 2002)

3. Methode für die Bewertung der ökologischen Effektivität als Voraussetzung für Kosten-Wirksamkeits-Analysen

Der unmittelbar quantifizierbare Output von Agrarumweltmaßnahmen ist die geförderte Fläche. Diese Förderfläche wird in einem ersten Schritt den Umweltschutzgütern zugeordnet. Die AUM werden in diesem Schritt hinsichtlich ihres *potentiellen* Beitrags für die relevanten Umweltbereiche Boden, Wasser, Artenvielfalt, Habitatvielfalt und Landschaft bewertet.

Diese ex ante-Bewertung ist Voraussetzung, um darauf aufbauend eine gezielte Wirkungsanalyse durchzuführen und diese Wirkung zu bewerten. Die potentielle Wirkung von Maßnahmen zu bewerten, ist originäre Aufgabe einer ex ante-Bewertung, die im idealtypischen Fall fester Bestandteil bei der Aufstellung von Agrarumweltprogrammen ist (vgl. COM 1999, 2002). In dieser Phase findet die Verknüpfung von Zielen und Maßnahmen statt. In den Fällen, bei denen im Rahmen der ex ante-Bewertung keine klare Verbindung von Maßnahmen und operationalisierten Zielen erfolgte, muss dies im Zuge der ex post-Bewertung¹ erfolgen (vgl. COM 1999), die Gegenstand dieses Beitrages ist.

In Abbildung 3 sind die im Rahmen des Agrarumweltprogramms KULAP 2000 geförderten Flächen den einzelnen Schutzgütern zugeordnet. Die Schutzgüter sind entsprechend eines im Rahmen der Halbzeitbewertung der Agrarumweltprogramme in ganz Europa angewendeten Bewertungsrahmens in Kriterien untergliedert (COM 2000). So wird beispielsweise der Bereich Landschaft noch einmal in die drei Kriterien 'Kulturelle Eigenart', 'Vielfalt' und 'Kohärenz' untergliedert.

Diese Analyse des Outputs zeigt an, welche schutzgutbezogenen Förderschwerpunkte mit dem Programm abgedeckt werden. Ein Abgleich mit der Stärken-Schwächenanalyse für den Umweltbereich in Brandenburg erlaubt eine Bewertung dahingehend, dass die Förderschwerpunkte dem Handlungsbedarf gerecht werden.

Für Brandenburg wird aus der in Abbildung 3 dargestellten Zuordnung der Förderflächen (des Outputs) des KULAP deutlich, dass das Agrarumweltprogramm insbesondere auf emissionsmindernde AUM gerichtet ist und dadurch für die Bereiche Boden und Wasser besonders relevant ist.

¹ In diesem Beitrag wird unter ex post-Bewertung jegliche Bewertung verstanden, die die Wirkung einer Maßnahme nach deren Durchführung zum Inhalt hat. Die Halbzeitbewertung (vgl. COM 1999) ist damit auch eine ex post-Bewertung

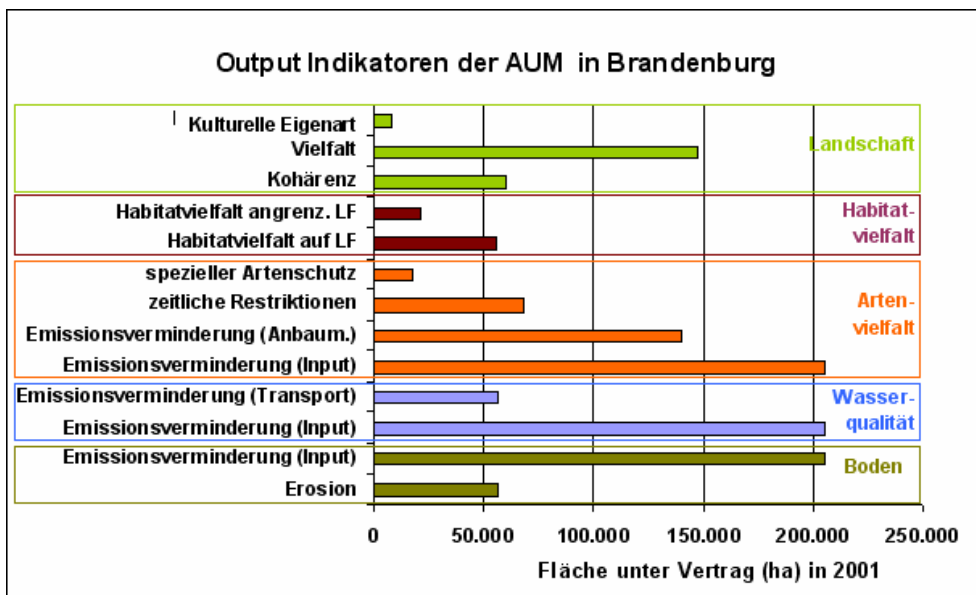


Abbildung 3: Verknüpfung der Förderflächen des Agrarumweltprogramms KULAP von Brandenburg mit den Schutzgütern, für die diese einen potentiellen Beitrag leisten

Eine derartige Analyse des Outputs der Agrarumweltmaßnahmen stellt jedoch keine Bewertung der tatsächlichen Wirkungen dar. Im Folgenden wird ein Bewertungsrahmen vorgestellt, der die Wirkung des in Abbildung 3 dargestellten Outputs systematisch bewertet und dadurch eine Kosten-Wirksamkeitsanalyse unterstützt. Die Outputfläche wird dabei hinsichtlich ihrer ökologischen Effektivität bewertet. Mit diesem Bewertungsansatz werden darüber hinaus die drei *wesentlichen Steuerungsgrößen* aufgegriffen, an denen die Entscheidungsträger bei der Weiterentwicklung und Optimierung der Programme ansetzen können: (i) die Ausgestaltung der konkreten Auflagen einzelner AUM, (ii) die räumliche Zielgenauigkeit der Maßnahmen sowie (iii) die optimale Anwendungsdauer der AUM.

Die ökologische Effektivität der AUM wird anhand der drei Bewertungskriterien

1. ‚Intensität‘ der Maßnahmen,
2. ‚Räumliche Äquivalenz‘ der Maßnahmen und gegebenenfalls
3. ‚Zeitliche Äquivalenz‘ der Maßnahmen bewertet.

Mit der bewerteten Fläche liegen quantifizierte qualitative Indikatoren vor (vgl. Abbildung 4).

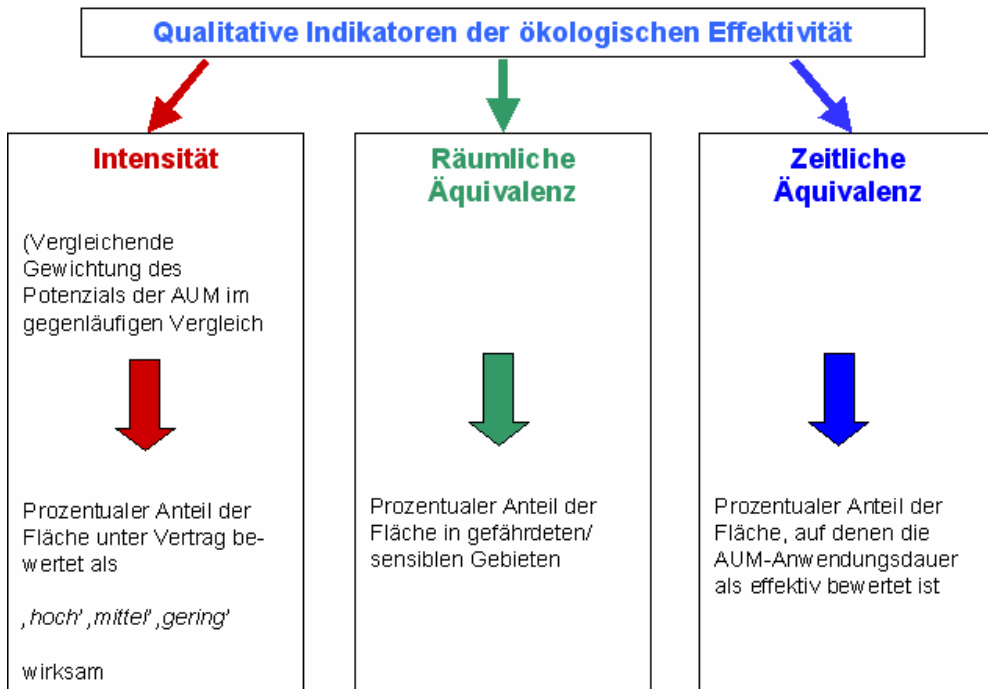


Abbildung 4: Qualitative Indikatoren zur Bewertung der ökologischen Effektivität der Förderflächen

Mit der ‚Intensität‘ der AUM wird die Umweltwirkung der Maßnahmen aufgrund der konkreten Maßnahmenauflagen bewertet. So wird hierbei z.B. die Verringerung an Nährstoffen und PSM bei den verschiedenen Maßnahmen analysiert. Aufgrund der ermittelten Verringerung werden die einzelnen AUM dann als ‚hoch‘, ‚mittel‘ oder ‚gering‘ wirksam bewertet und diese Bewertung auf die jeweilige Förderfläche übertragen. Damit ist insbesondere eine Gewichtung der Intensität der AUM untereinander möglich.

Bei der Bewertung der ‚Räumlichen Äquivalenz‘ wird der jeweilige Output dahingehend analysiert, ob die AUM in relevanten Gebieten stattfinden. Relevante Gebiete sind dadurch definiert, dass dort eine gesellschaftliche Nachfrage nach der jeweiligen Wirkung unterstellt wird. Am Beispiel wird eine Nachfrage nach erosionsvermindernden AUM nur dort angenommen, wo Erosionsgefährdung besteht. Ein anderes Beispiel sind AUM, deren Wirkung primär auf den Erhalt von Grünland gerichtet sind. Diese sind dort zu honorieren, wo aus naturschutzfachlichen oder landschaftsästhetischen Gründen ein Grünlanderhalt notwendig und z.B. in Planungsdokumenten formuliert ist (z.B. Festlegungen im Rahmen der Landschaftsplanung).

Die Analyse der ‚Räumlichen Äquivalenz‘ gibt Hinweise für eine mögliche bzw. notwendige Regionalisierung der Programme zur Verbesserung der Effektivität. Da die Bewertung der ‚Räumlichen Äquivalenz‘ die Ermittlung der relevanten Räume voraussetzt, liefert sie wesentliche Planungsgrundlagen für mögliche Förderkulissen.

Mit der ‚Zeitlichen Äquivalenz‘ wird der Output dahingehend bewertet, ob die Anwendungsdauer auf der Förderfläche den ökologischen Erfordernissen entspricht. So ist z.B. vielfach untersucht, dass bei längerer Anwendung die positive Wirkung von Extensivierungsmaßnahmen auf die Artenvielfalt zunimmt (z.B. SCHIEFER 1984, GOUGH & MARRS 1990, DYCKMANS 2000, BISCHOFF & MAHN 2000). Damit wird nicht pauschal die Annahme getroffen, dass die positive Wirkung tatsächlich eingetreten ist, also z.B. die Artenvielfalt auf gefördertem Grünland nach 5 oder 10 Jahren AUM-Anwendung tatsächlich zugenommen hat, da das Problem langwieriger Aushagerungsprozesse, die Bedeutung des Samenvorrats usw. ebenso gut untersucht sind (z.B. ROSENTHAL 1992, BISCHOFF & MAHN 2000). Das ökologische Potential einer länger extensiv geförderten Fläche gegenüber einer erst kurzzeitig geförderten Fläche ist jedoch höher. Die Analyse der ‚Zeitlichen Äquivalenz‘ gibt insbesondere Hinweise darauf, ob AUM unabhängig von der aktuellen Vertragslaufzeit von 5 Jahren entsprechend den ökologischen Erfordernissen angewendet werden. Ist dies nicht der Fall, müssen entweder Anreize geschaffen werden, dass die Landwirte die AUM langfristiger anwenden, oder die Konsequenz gezogen werden, dass die Umweltziele nicht mit dem Instrumentarium der klassischen Agrarumweltmaßnahmen erreicht (gesteuert) werden können.

Mit Hilfe dieser drei Kriterien wird die gesamte geförderte Fläche, bezogen auf ein bestimmtes Umweltziel, qualitativ bewertet. Den *bewerteten und quantifizierten Flächen* können im letzten Schritt die Kosten für die Förderung dieser Fläche *gegenübergestellt* werden.

4. Anwendung des Bewertungsrahmens am Beispiel des KULAP in Brandenburg

In Abbildung 3 wurde die Förderfläche als direkter Output des KULAP einzelnen Schutzgutkriterien zugeordnet. Im Folgenden wird anhand von Beispielen dargestellt, zu welchen Ergebnissen eine qualitative Bewertung dieser Outputflächen anhand der drei Kriterien ‚Intensität‘, ‚Räumliche Äquivalenz‘ und ‚Zeitliche Äquivalenz‘ führt.

Beispiel ‚Intensität‘ emissionsvermindernder AUM

Um die Wirkung für den Bereich der Wasserqualität analysieren und bewerten zu können, wurde entsprechend dem Bewertungsrahmen der EU (vgl. COM 2000) die Emissionsverminderung aufgrund von AUM zum einen durch verminderten Input an Produktionsmitteln und zum anderen durch Verhinderung von Transportwegen vom Emissionsort zum Immissionsort unterschieden (vgl. Abbildung 3). Im Folgenden werden die Ergebnisse der Bewertung für den Bereich der Inputverringerung dargestellt. Es wurde die Verringerung der Emissionen aller AUM (soweit die Datenlage dies zuließ) einzeln quantifiziert, deren Förderung an Einschränkungen des Produktionsmitteleinsatzes geknüpft ist. Für diese Analyse wurden vielfältige Daten genutzt (z.B. InVeKoS, Düngestatistik usw.) (vgl. MATZDORF et al. 2003). Ein Beispiel für die Ergebnisse der Analyse ist in Abbildung 5 für drei flächenstarke AUM in Brandenburg dargestellt.

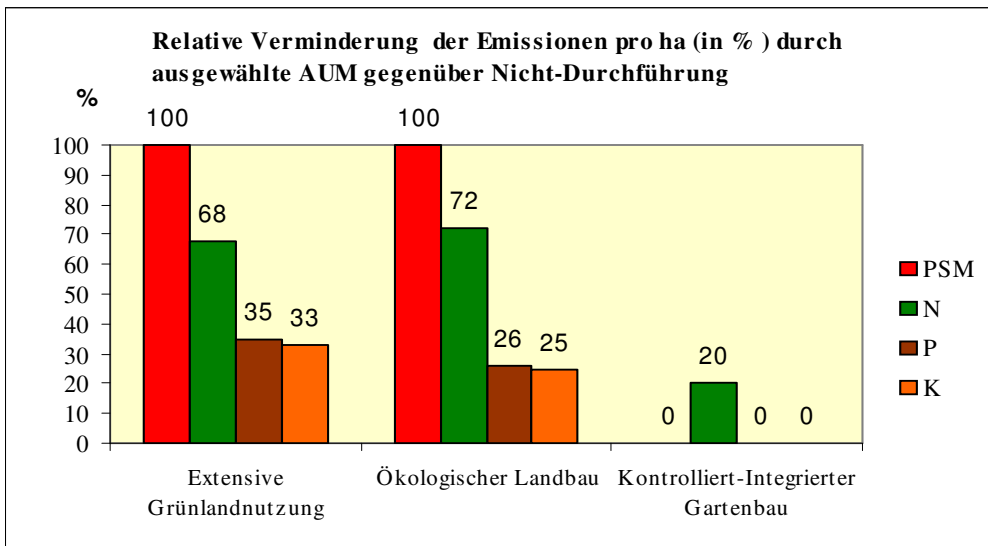


Abbildung 5: Verminderung der Emissionen pro ha durch die ‚Extensive Grünlandnutzung‘, den ‚Ökologischen Landbau‘ und den ‚Kontrolliert-Integrierten Gartenbau‘ im Rahmen des KULAP von Brandenburg (Datenquelle: MATZDORF et al. 2003)

Auf der Grundlage derartiger Datenanalysen wurde eine Einstufung der AUM als ‚hoch‘, ‚mittel‘ oder ‚gering‘ wirksam durch den Evaluator vorgenommen. Kriterium dieser Bewertung ist die maximale Transparenz und die intersubjektive Nachvollziehbarkeit als wesentliches Kriterium objektiver Bewertung (vgl. BERNOTAT et al. 2002, ROMAHN 2003).

Ergebnis dieser Bewertung ist, dass durch das KULAP in Brandenburg auf ca. 25 % der Förderfläche eine hohe, auf 70 % eine mittlere und auf 5 % eine geringe Intensität der Emissionsverringerung stattfindet (Abbildung 6).

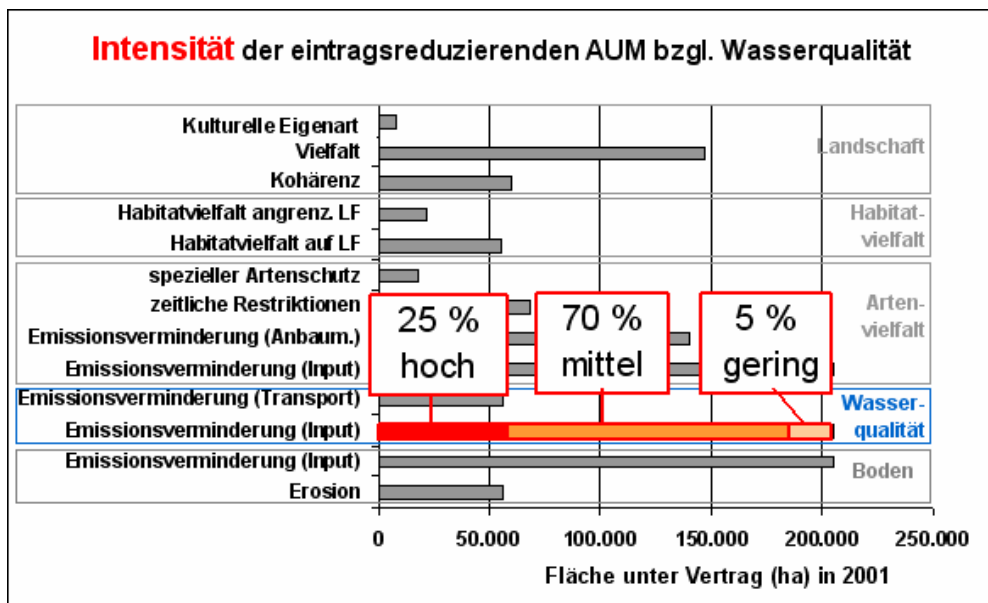


Abbildung 6: Bezüglich der Intensität der eintragsreduzierenden Wirkung (Nährstoffe und PSM) bewertete Förderflächen des Brandenburger Agrarumweltprogramms KULAP (Datengrundlage MATZDORF et al. 2003)

Beispiel ‚Räumliche Äquivalenz‘ erosionsmindernder AUM

Viele AUM sind naturräumlich bedingt nicht in allen Gebieten wirksam bzw. nicht in allen Gebieten nachgefragt. Ob erosionsmindernde AUM Wirkung zeigen, hängt entscheidend davon ab, ob in dem Anwendungsgebiet überhaupt eine Erosionsgefährdung vorliegt. Die Gefährdung gegenüber Erosion durch Wind und Wasser im Land Brandenburg ist kleinräumig heterogen. Eine Analyse der Treffsicherheit der erosionsmindernden AUM ‚Untersaat‘, ‚Zwischenfrüchte‘ und ‚Umwandlung von Ackerland in Grünland‘ in winderosionsgefährdeten Gebieten ergab, dass 29 % der AUM in mäßig, 14 % in stark und 5 % in sehr stark erosionsgefährdeten Gebieten liegen (vgl. Tabelle 1).

Damit liegen ca. 50 % des Gesamtumfangs der relevanten AUM in winderosionsgefährdeten Gebieten (Abbildung 7). Relativ gesehen ist allerdings die regionale Akzeptanz in Gefährdungsgebieten höher als in ungefährdeten Gebieten (es ist weniger als 50 % der LF von Brandenburg winderosionsgefährdet).

Tabelle 1: Anteil an erosionsmindernden AUM in Brandenburg (2000/01 und 2001/02) in Winderosionsgefährdungsgebieten als absolute Fläche in ha und relativer Anteil an Gesamtförderfläche der relevanten AUM in % (MATZDORF et al. 2003)

	Gefährdungsklassen ^a	erosionsmindernde AUM (ha)		Anteil der relevanten AUM-Fläche in Gefährdungsgebieten am Gesamtumfang der Maßnahmen (%)	
		2000/01	2001/02	2000/01	2001/02
Winderosion	3	16.097	6.551	29	29
	4	7.942	3.138	14	14
	5	3.039	1.002	5	4

^a Gefährdungsklassen: 5 = sehr stark erosionsgefährdet, 4 = stark erosionsgefährdet, 3 = mäßig erosionsgefährdet

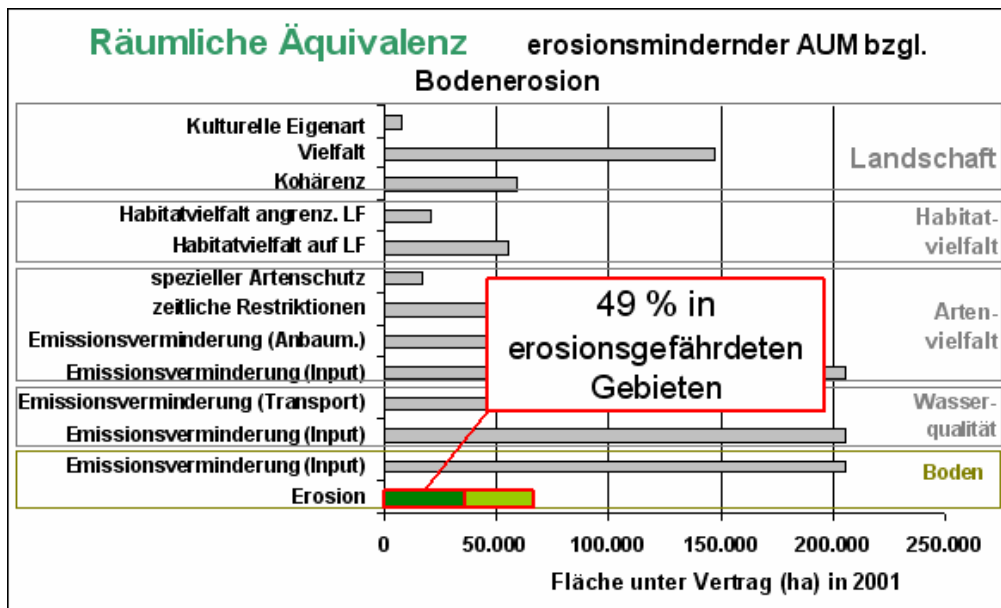


Abbildung 7: Bezüglich der räumlichen Äquivalenz bewertete Förderflächen des Brandenburger Agrarumweltprogramms KULAP, die einen Beitrag zur Verhinderung von Bodenerosion durch Wind leisten (Datengrundlage MATZDORF et al. 2003)

Beispiel ‚Zeitliche Äquivalenz‘ von AUM zur Förderung der Artenvielfalt

Viele AUM führen zu einem verminderten Nährstoffinput (vgl. Abbildung 3) und können durch diese extensive Nutzung einen Beitrag für die Artenvielfalt u. a. auf den landwirtschaftlichen Flächen leisten, da die nährstoffärmeren Standorte in den meisten Fällen die artenreicheren und/oder die Träger von seltenen und gefährdeten Arten sind. Es gibt keine pauschalen Zahlen, wie lange ein Standort extensiv bewirtschaftet werden muss, damit eine Aushagerung stattfindet und die gewünschten Effekte eintreten. Vielmehr ist dies extrem von der Nutzungshistorie abhängig (siehe Kap. 3).

In Anlehnung an die Förderperiode von 5 Jahren für die meisten Agrarumweltmaßnahmen wurde für die Grünlandmaßnahmen ermittelt, wie hoch der Anteil der Flächen ist, auf denen eine Förderung bereits länger als 5 Jahre erfolgt. Darüber hinaus wurde im Rahmen von Befragungen der Flächenanteil ermittelt, auf dem bereits seit dem Beginn von Agrarumweltmaßnahmen in Brandenburg (1994) und damit zur Untersuchungszeit seit mehr als 8 Jahren eine extensive Bewirtschaftung stattfindet.

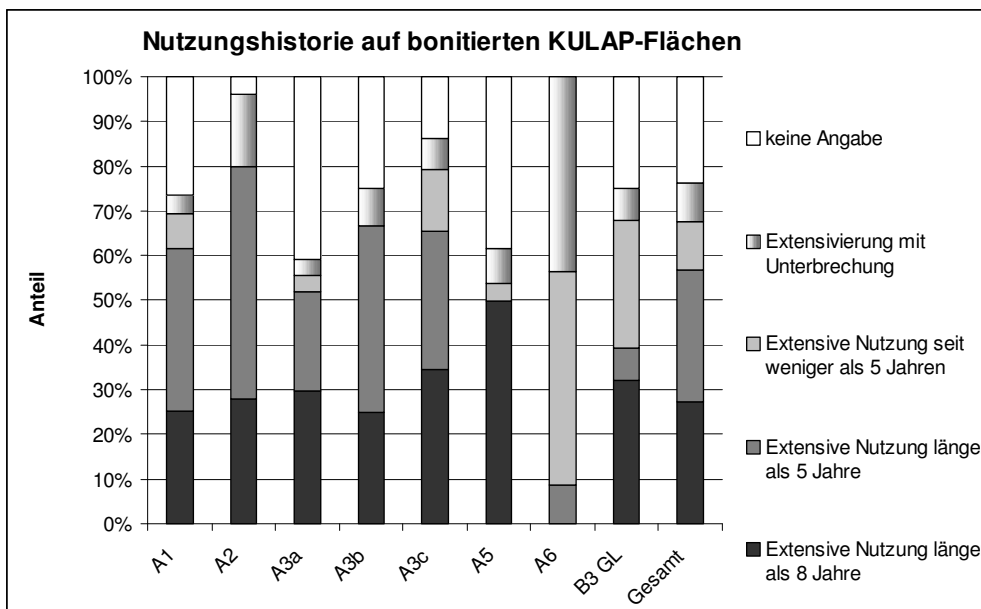


Abbildung 8: Extensivierungsdauer auf bonitierten Grünlandflächen in Brandenburg. (A1 = extensives GL, A2 = extensives GL in Auen, A3 a-c = extensives GL & später Schnitt, A5 = extensives GL im Spreewald, A6 = Trockenrasen und Heiden, B3 GL = GL ökol. Landbau) (Datenquelle: HUB 2003, n (Boniturflächen) = 349)

Abbildung 8 zeigt die Datenanalyse einer Befragung für knapp 350 bonitierte Flächen aller Grünlandmaßnahmen des KULAP in Brandenburg. Dabei stellt sich heraus, dass auf knapp 60 % der Flächen bereits länger als 5 Jahre Agrarumweltmaßnahmen angewendet werden. Dieses Ergebnis konnte durch eine Befragung von 66 am KULAP teilnehmenden Betrieben bestätigt werden (MATZDORF et al. 2003).

Unter dem Aspekt, dass auf Flächen, auf denen länger als 5 Jahre eintragsreduzierende AUM stattfinden, im Normalfall mindestens 10 (5+5) Jahre eine extensive Bewirtschaftung gewährleistet ist, wurde dieser Flächenanteil der Förderfläche als zeitlich äquivalent bewertet (vgl. Abbildung 9).

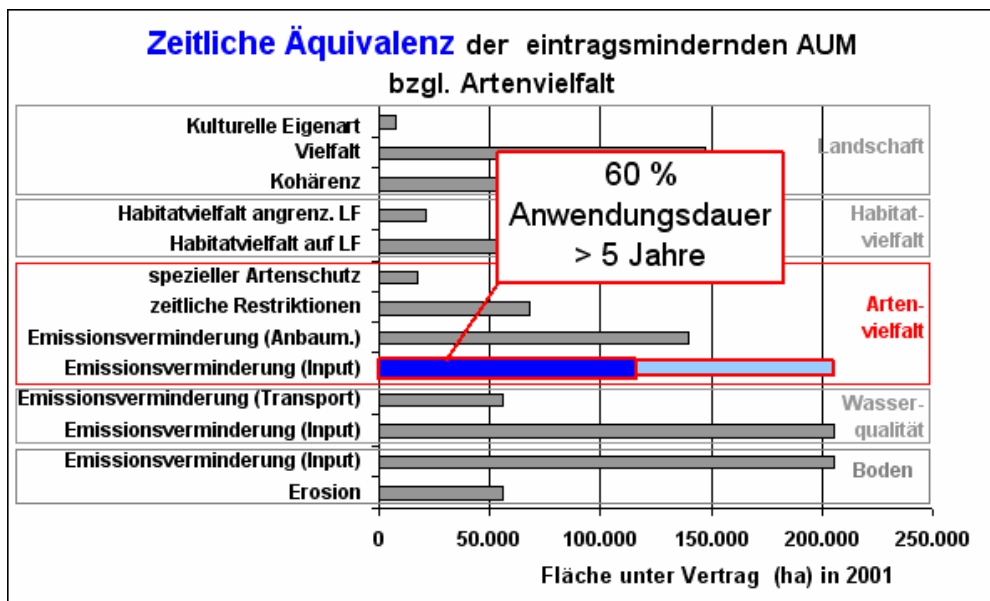


Abbildung 9: Bezüglich der zeitlichen Äquivalenz bewertete Förderflächen des Brandenburger Agrarumweltprogramms KULAP, die einen Beitrag zur Artenvielfalt aufgrund der Verminderung von Einträgen (Nährstoffe und PSM) leisten (Datengrundlage MATZDORF et al. 2003)

5. Verknüpfung der Wirkungen und Kosten (Kosten-Wirksamkeitsanalyse) am Beispiel der emissionsreduzierenden AUM

Es wird im Folgenden am Beispiel der emissionsreduzierenden AUM dargestellt, wie eine einfache Kosten-Wirksamkeitsanalyse aufgrund der bisher beschriebenen Bewertung der ökologischen Effektivität erfolgen kann. Den bewerteten Flächen (Indikatoren der Wirkung) können die direkten Kosten in Form der ausgezahlten Fördersummen gegenübergestellt werden. Prinzipiell möglich ist auch die Integri-

on von Transaktionskosten in die Kosten der AUM. Eine derartige Integration erfolgte in dem folgenden Beispiel jedoch nicht.

Betrachtet man die Kosten für den Output (Förderfläche), mit dem ein Beitrag zur Verringerung des Nährstoff- und PSM-Einsatzes geleistet wird, kann lediglich die Aussage getroffen werden, dass mit 82 % der KULAP-Finanzmittel ein Beitrag für eine Emissionsverminderung realisiert wird (vgl. erste Säule, Abbildung 10). Aussagen dazu, ob diese Mittel effizient eingesetzt sind oder wie diese effizient eingesetzt werden könnten, sind auf dieser Grundlage nicht möglich. Es ist, wie bereits in Kapitel 1 dargestellt, nur eine Aussage möglich, ob die Finanzmittel im Verhältnis in etwa den Umweltproblemen und Umweltzielen entsprechen.

Mit der Bewertung der gesamten Fläche hinsichtlich der Intensität der Wirkung in drei Stufen werden jedoch Effizienzpotentiale aufgezeigt. So ergibt sich, dass 22 % der im Rahmen des KULAP eingesetzten Mittel in AUM fließen, die einen Beitrag zu einer hohen, 53 % zu einer mittleren und 7 % zu einer geringen Emissionsverminderung leisten (zweite Säule Abbildung 10). Interessante Informationen ergeben sich darüber hinaus, wenn die Kosten noch einmal den bewerteten absoluten Flächen gegenübergestellt werden. Dabei zeigt sich, dass hinter den 7 % der Kosten, die in gering wirksame AUM fließen, nur 3 % der Förderfläche stecken, es sich demnach um überdurchschnittlich teure und gleichzeitig gering wirksame Maßnahmen handelt. Hier scheinen in jedem Fall Effizienzgewinne möglich, sofern sich die hier gering wirksamen AUM nicht für ein anderes Umweltziel als besonders notwendig und wirksam heraus stellen. Tatsächlich liegt darin ein Hauptproblem, das bei der Bewertung eines gesamten Programms zu beachten ist. Die einzelnen AUM sind niemals nur mit einem Ziel verknüpft, sondern leisten für verschiedene Umweltziele einen Beitrag. Es ist jedoch in der Regel notwendig ein Hauptziel zu jeder Maßnahmen zu definieren (vgl. COM 1999, COM 2002).

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Wirkungen von eintragsreduzierenden AUM nicht von den Emissionen, sondern von den Immissionen in die jeweiligen Schutzgüter und damit in entscheidendem Maße von den naturräumlichen Standortfaktoren abhängig sind. Eine Analyse der Zielgenauigkeit der eingesetzten Fördermittel für emissionsmindernde AUM ergab das in der Säule 3 der Abbildung 10 dargestellte Ergebnis. 21 % der Fördersumme des KULAP fließen in emissionsmindernde AUM, die in sensiblen Gebieten bzgl. N-Immissionen ins Grundwasser liegen (MATZDORF 2004). 62 % der Mittel fließen hingegen in AUM, die in gering relevanten Gebieten liegen (Abbildung 10).

Die Ursache für den relativ geringen Anteil liegt u.a. darin, dass die Niederungsstandorte in Brandenburg in der Regel nicht als sensibel bewertet sind (zur Methode vgl. KERSEBAUM et al. 2004, MATZDORF 2004) und gerade in diesen Gebieten die flächenstarken Grünlandmaßnahmen des KULAP stattfinden.

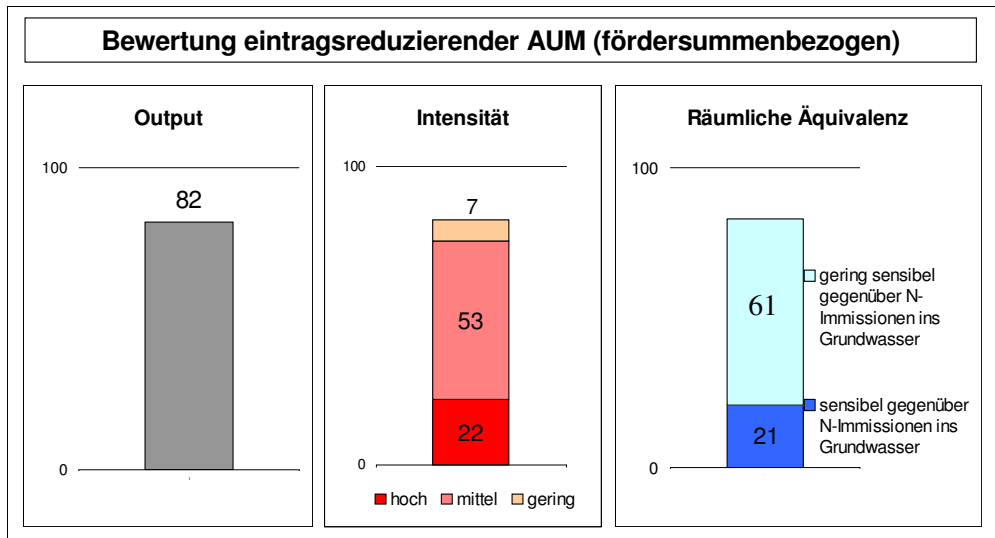


Abbildung 10: Bewertung der eingesetzten Fördermittel des KULAP von Brandenburg bzgl. der Verminderung von Stickstoffeinträgen in Gewässer (Grundwasser). Dargestellt ist die prozentuale Fördersumme an der Gesamtfördersumme, die einen Beitrag zur Verminderung des Stickstoffeinsatzes leistet (Output) sowie die Bewertung dieser Fördersummen bzgl. der Intensität des verminderten Stickstoffeinsatzes und des Einsatzes in sensiblen Gebieten für N-Immissionen ins Grundwasser (Datengrundlage: MATZDORF et al. 2003, MATZDORF 2004).

Stellt man eine einfache Verknüpfung der Aussagen der beiden Bewertungen zur ‚Intensität‘ und zur ‚Räumlichen Äquivalenz‘ unter der Annahme her, dass eine relative Gleichverteilung der in Säule 2 (Abbildung 10) bewerteten AUM vorliegt, so würde dies zum in Tabelle 2 dargestellten Ergebnis führen. Insgesamt werden 82 % der Fördermittel für emissionsmindernde AUM eingesetzt. 20 % der gesamten KULAP-Mittel werden dabei für mittel bis hoch wirksame AUM in sensiblen Gebieten verwendet.

Tabelle 2: Anteil (%) der eingesetzten Fördermittel für emissionsmindernde AUM an den Gesamtkosten des KULAP in sensiblen Gebieten in Abhängigkeit von der bewerteten Wirkungsintensität

Sensibilität gegenüber N-Immissionen ins Grundwasser	Bewertung der Intensität der AUM			
		gering	mittel	hoch
gering sensibel		4	40	16
sensibel		2	14	6

Die Anwendungsdauer in der Art, wie in Kapitel 1 beschrieben, spielt für die Wirkung der AUM für den Bereich des Grundwassers keine Rolle². Von daher kann für diesen Umweltbereich die Analyse der ‚Zeitlichen Äquivalenz‘ entfallen.

6. Diskussion und Ausblick

Effizienzentscheidungen setzen voraus, dass einheitliche Indikatoren angewendet werden. Für eine Kosten-Wirksamkeitsanalyse muss die Wirksamkeit in der gleichen Einheit bewertet werden. Der vorgestellte Ansatz stellt drei Indikatoren vor, die jeweils für *die gleiche Zielebene* Effizienzvergleiche ermöglichen. Eine Gewichtung zwischen verschiedenen Zielen muss jedoch wieder im politischen Entscheidungsraum getroffen werden. Das heißt, es ist eine politische Frage, ob eine von der ‚Intensität‘ mit mittel bewertete AUM-Fläche, die auf die Erhöhung der Artenvielfalt gerichtet ist, u.U. höher zu bewerten ist als eine mit ‚hoch‘ bewertete Fläche, die auf das Schutzgut ‚Grundwasserqualität‘ abzielt. Darüber hinaus ist in der Diskussion um effiziente AUMs das Problem multipler Ziele zu berücksichtigen, das eine vereinfachte Interpretation bei der Betrachtung einzelner Schutzgüter in vielen Fällen nicht zulässt. Wesentlich in allen Bewertungsstufen ist, dass die Bewertung transparent und intersubjektiv nachvollziehbar ist.

Mit der im Beitrag vorgestellten Bewertung wird den Entscheidungsträgern gleichzeitig ‚Lenkungswissen‘ zur Verfügung gestellt, wo die konkreten Ansatzstellen zur Effizienzsteigerung liegen. Damit kann eine derartige Bewertung auch dem Anspruch an Evaluation genügen, nämlich den politischen Entscheidungsträgern ein Entscheidungsunterstützungssystem zu liefern.

² Es müssen jedoch ‚time lags‘ berücksichtigt werden, sofern man gemessene Immissionen bzw. Veränderungen der Grundwasserqualität für die Bewertung mit heran ziehen möchte.

In Abbildung 11 ist das mit der Bewertung generierte Lenkungswissen auf der Grundlage der drei Kriterien ‚Intensität‘, ‚Räumliche Äquivalenz‘ und ‚Zeitliche Äquivalenz‘ noch einmal im Überblick dargestellt.

Der systematische Ansatz stellt relativ hohe Anforderungen an die Datenlage, da in jedem Fall der Bezug zur gesamten Förderfläche herzustellen ist. Dabei spielen vor allen Dingen digitale räumliche Standortdaten und förderstatistische Daten eine entscheidende Rolle. Die Einführung des ‚InVeKoS-GIS‘ kann jedoch kurz- bis mittelfristig zu einer Problemlösung in diesem Bereich beitragen.

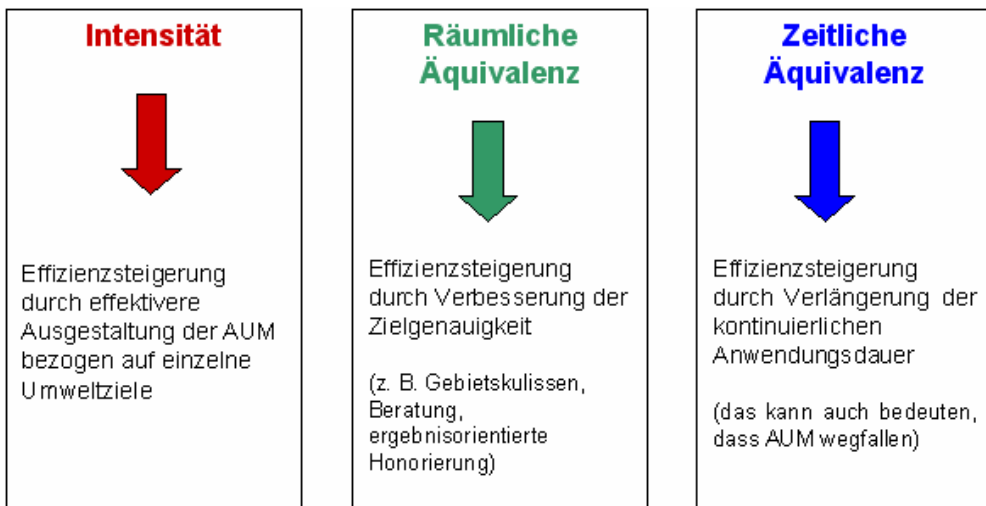


Abbildung 11: Ansätze zur Steigerung der Effizienz von AUM auf der Grundlage der drei Bewertungsergebnisse zur ‚Intensität‘, ‚Räumliche Äquivalenz‘ und ‚Zeitliche Äquivalenz‘

Literatur

BISCHOFF, A., MAHN, E.-G. (2000). The effects of nitrogen and diaspore availability on the regeneration of weed communities following extensification. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77, 237-246.

BERNOTAT, D., SCHLUMPRECHT, C., BRAUNS, C., JEBRAM, J., MÜLLER-MOTZFELD, G., RIECKEN, U., SCHEURLLEN, K., VOGEL, M. (2002): Gelbdruck "Verwendung tierökologischer Daten". In: PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R., RIECKEN, U. (Hrsg.): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 70: 109-218.

BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) (2002): Ernährungs- und agrarpolitischer Bericht 2002 der Bundesregierung. Bonn.

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (COM) (1999): Evaluation of rural development programmes 2000-2006 supported from the European Agricultural Guidance and Guarantee Fund - Guidelines', Doc. STAR VI/8865/99-Rev.

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (COM) (2000): Common Evaluation Questions with Criteria and Indicators - Evaluation of rural development programmes 2000-2006 supported from the European Agricultural Guidance and Guarantee Fund'. Doc. STAR VI/12004/00-Final, part A-D.

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (COM) (2002): Guidelines for the mid-term evaluation of rural development programmes 2000-2006 supported from the European Agricultural Guidance and Guarantee Fund. Doc. STAR VI/43517/02.

DYCKMANS, A. (2000): Die Rückführung von Intensivgrünland in naturnahe Grünlandbestände, In: Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau, Band 2. Giesen.

GOUGH, M. W., MARRS, R. H. (1990): Trends in soil biochemistry and floristic associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex, England. *Biol. Conserv.* 52, 135-146.

HANUSCH, H. (1994): Nutzen-Kosten-Analyse. 2. Aufl. München. Vahlen.

HUB (Humboldt-Universität zu Berlin) (2003): Wirkung der Grünlandmaßnahmen des KULAP 2000 auf die Pflanzenbestände (Arten- und Habitatvielfalt), Untersuchung im Rahmen der Halbzeitbewertung des KULAP Brandenburg, unveröffentlicht.

HUTCHINSON, W.G. (1997): Environmental Benefits of Agriculture: Evaluation Methods to Measure and Monitor Change. In: OECD (ed.) Environmental Benefits from Agriculture. The Helsinki Seminar. Paris.

KERSEBAUM, K.-C., STEIDL, J., KIESEL, J. (2004): Landwirtschaftliche Fluren Brandenburgs, die für die Belastung von Grundwasser durch diffusen Nitrataustrag relevant sind. Daten des Leibniz-Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, unveröffentlicht.

LVL (Landesamt für Verbraucherschutz und Landwirtschaft Brandenburg) (2001): Datenbestand - Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS). Frankfurt (Oder) und Teltow/Ruhlsdorf.

MATZDORF, B., PIORR, A., SATTLER, C. (2003): Kapitel 4 - Agrarumweltmaßnahmen (Art. 22-24VO (EG) 1257/999). In: ZALF Müncheberg (Projektleitung): Halbzeitbewertung des Plans zur Entwicklung des ländlichen Raums des Landes Brandenburg (im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg): 77-218 + Anhang.

<http://www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/2317/halbzeit.pdf>

MATZDORF, B. (2004): Ergebnis- und maßnahmenorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft. Sonderheft der Agrarwirtschaft 179. Agri-media.

MULL, J. (1996): Kostenwirksamkeitsbetrachtungen bei der Sanierung FCKW-emittierender Altlasten - Ansätze für ein nutzungsorientiertes Grundwassermanagement auf regionaler Ebene. Hannover: Dissertation.

NISKANEN, W.A. (1967): Measures of Effectiveness. In: GOLDMAN, T.A. (Hrsg.): Cost-Effectiveness Analysis: New Approaches in Decision-Making. New York u.a.. Praeger.

QUADE, E.S. (1967): Introduction and Overview. In: Goldman, T.A. (Hrsg.): Cost-Effectiveness Analysis: New Approaches in Decision-Making. New York u.a.. Praeger.

QUADE, E.S. (1970): Kosten-Wirksamkeits-Analyse. In: RECKTENWALD, H.C. (Hrsg.): Nutzen-Kosten-Analyse und Programmbudget. Tübingen. Mohr.

Romahn, K. (2003): Rationalität von Werturteilen im Naturschutz. Theorie in der Ökologie, Band 8. Frankfurt a.M. u.a.

Rosenthal, G. (1992): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. Diss. Bot. 182. Berlin. Cramer.

SCHIEFER, J. (1984): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württ. Band 57/58, pp. 33-62.

WILHELM, J. (1999): Ökologische und ökonomische Bewertung von Agrarumweltprogrammen. Delphi-Studie, Kosten-Wirksamkeitsanalyse und Nutzen-Kosten-Betrachtung. Frankfurt a. M. u.a.. Peter Lang.

Dr. Bettina Matzdorf & Prof. Dr. Klaus Müller
Institut für Sozioökonomie
Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg
Telefon: (033432) 82-150, Fax: (033432) 82-308
bmatzdorf@zalf.de